



ISSN: 2615-9597
SỐ ĐẶC BIỆT (SD)
2021

TẠP CHÍ

Môi trường

CƠ QUAN CỦA TỔNG CỤC MÔI TRƯỜNG

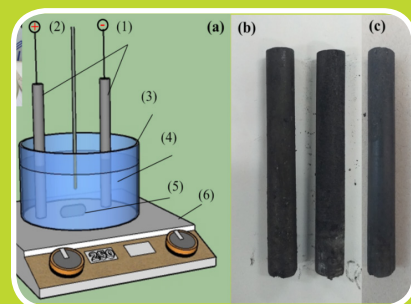
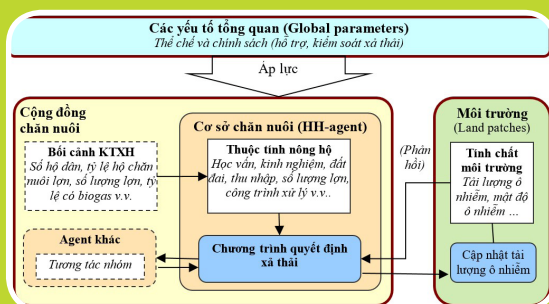
VIETNAM ENVIRONMENT ADMINISTRATION MAGAZINE (VEM) Website: tapchimoitruong.vn



KỶ NIỆM 65 NĂM TRUYỀN THỐNG ĐẠI HỌC TỔNG HỢP HÀ NỘI

HỘI NGHỊ KHOA HỌC TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

**GIỚI THIỆU MỘT SỐ KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU KHOA HỌC
TRONG LĨNH VỰC MÔI TRƯỜNG, THỰC PHẨM VÀ CÔNG NGHỆ XANH**



Website: www.tapchimoitruong.vn

HỘI ĐỒNG BIÊN TẬP/EDITORIAL COUNCIL

TS/Dr. NGUYỄN VĂN TÀI - Chủ tịch/Chairman

GS.TS/Prof. Dr. NGUYỄN VIỆT ANH

GS.TS/Prof. Dr. ĐẶNG KIM CHI

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. NGUYỄN THẾ CHINH

TS/Dr. NGUYỄN THẾ ĐỒNG

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. LÊ THU HOA

GS.TSKH/Prof. Dr. ĐẶNG HUY HUỖNH

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. PHẠM VĂN LỢI

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. PHẠM TRUNG LƯƠNG

GS.TS/Prof. Dr. NGUYỄN VĂN PHƯỚC

TS/Dr. NGUYỄN NGỌC SINH

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. LÊ KẾ SƠN

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. NGUYỄN DANH SƠN

PGS.TS/Assoc. Prof. Dr. TRƯƠNG MẠNH TIẾN

TS/Dr. HOÀNG DƯƠNG TÙNG

GS.TS/Prof. Dr. TRỊNH VĂN TUYẾN

PHÓ TỔNG BIÊN TẬP PHỤ TRÁCH CONTENT DEPUTY EDITOR IN CHIEF

PHẠM ĐÌNH TUYẾN

Tel: (024) 61281438

GIẤY PHÉP XUẤT BẢN/PUBLICATION PERMIT

Số 534/GP-BTTTT cấp ngày 21/8/2021

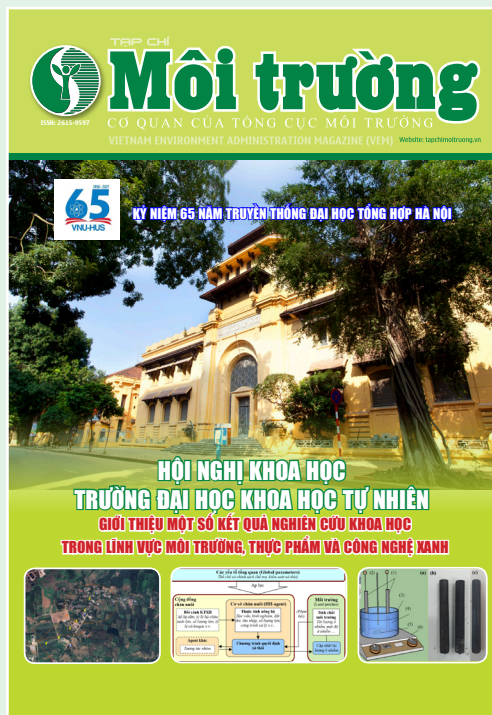
Nº 534/GP-BTTTT - Date 21/8/2021

Thiết kế mỹ thuật/Design by: Hoàng Đan

Chế bản & in/Processed & printed by:

Công ty cổ phần Công nghệ Truyền thông Hoàng Minh

Giá/Price: 30.000đ



Bìa/Cover: Đại học Tổng hợp Hà Nội/VNU-HUS

Ảnh/Photo by: HUS

Trụ sở tại Hà Nội

Tầng 7, Lô E2, phố Dương Đình Nghệ,
phường Yên Hòa, quận Cầu Giấy, Hà Nội
Floor 7, lot E2, Dương Đình Nghệ Str. Cầu Giấy Dist. Hà Nội

Trị sự/Managing Board: **(024) 66569135**

Biên tập/Editorial Board: **(024) 61281446**

Quảng cáo/Advertising: **(024) 66569135**

Fax: **(024) 39412053**

Email: tapchimoitruongtcmt@vea.gov.vn

Thường trú tại TP. Hồ Chí Minh

Phòng A 209, Tầng 2 - Khu liên cơ quan Bộ TN&MT,
số 200 Lý Chính Thắng, phường 9, quận 3, TP. HCM
Room A 209, 2th floor - MONRE's office complex
No. 200 - Ly Chinh Thang Street, 9 ward, 3 district,
Ho Chi Minh city

Tel: **(028) 66814471** Fax: **(028) 62676875**

Email: tcmtphianam@gmail.com

**Chuyên để được phối hợp thực hiện với Khoa Môi trường,
Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội**

LỜI GIỚI THIỆU

Trường Đại học Tổng hợp Hà Nội - tiền thân của Trường Đại học Khoa học Tự nhiên (ĐHKHTN), Đại học Quốc gia Hà Nội - được thành lập theo Quyết định số 2183/TC ngày 04/6/1956 của Thủ tướng Chính phủ. Theo Nghị định số 97/CP ngày 10/12/1993 của Chính phủ, Đại học Quốc gia Hà Nội được thành lập trên cơ sở tổ chức lại một số trường đại học và tách Trường Đại học Tổng hợp Hà Nội thành Trường Đại học Khoa học Tự nhiên và Trường Đại học Khoa học Xã hội và Nhân văn.

Trường ĐHKHTN ra đời là sự tiếp nối, kế thừa và phát huy truyền thống của Trường Đại học Tổng hợp Hà Nội - Trường đại học đầu tiên và lớn nhất của đất nước với nhiệm vụ chính trị là đào tạo đội ngũ cán bộ khoa học cơ bản, có đức có tài; tổ chức các hoạt động nghiên cứu khoa học và phát triển công nghệ, phục vụ đắc lực cho công cuộc xây dựng và bảo vệ Tổ quốc. Chính từ nơi đây đã đào tạo được nhiều nhân tài, nhiều nhà khoa học ưu tú và danh tiếng cho đất nước.

Hiện nay, Trường ĐHKHTN có 08 Khoa trực thuộc bao gồm: Khoa Toán - Cơ - Tin học, Khoa Vật lý, Khoa Hoá học, Khoa Sinh học, Khoa Địa chất, Khoa Địa lý, Khoa Khí tượng Thủy văn và Hải dương học, Khoa Môi trường.

Sứ mạng của Nhà trường: Trường ĐHKHTN là trường đại học nghiên cứu, có sứ mạng đào tạo nguồn nhân lực chất lượng cao, bồi dưỡng nhân tài, nghiên cứu sáng tạo và chuyển giao tri thức thuộc lĩnh vực khoa học và công nghệ, góp phần xây dựng, phát triển và bảo vệ đất nước.

Tầm nhìn: Trở thành trường đại học nghiên cứu tiên tiến ở châu Á vào năm 2035.

Khẩu hiệu hành động: “Sáng tạo, Tiên phong, Trách nhiệm xã hội”.

Kỷ niệm 65 năm ngày truyền thống, Trường ĐHKHTN tổ chức Hội nghị Khoa học năm 2021 với 09 tiểu ban, trong đó tiểu ban “Môi trường, Thực phẩm và Công nghệ xanh” được phân nhiệm cho Khoa Môi trường, Trường ĐHKHTN chủ trì tổ chức. Hội nghị là diễn đàn để các nhà khoa học trong và ngoài trường giới thiệu, chia sẻ các phương pháp và kết quả nghiên cứu khoa học, chuyển giao công nghệ phục vụ sản xuất trong lĩnh vực Môi trường, Thực phẩm và Công nghệ xanh. Trong số các tham luận gửi đến tiểu ban của Hội nghị, 28 công trình nghiên cứu theo hướng cơ bản, ứng dụng và thân thiện môi trường đã được các chuyên gia, nhà khoa học phân biện và duyệt đăng trên số chuyên đề khoa học này của Tạp chí Môi trường.

Trân trọng giới thiệu cùng độc giả.

BAN BIÊN TẬP TIỂU BAN: MÔI TRƯỜNG, THỰC PHẨM VÀ CÔNG NGHỆ XANH

- Trưởng Tiểu ban:

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. NGUYỄN MẠNH KHẢI

- Thư ký:

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. PHẠM THỊ THÚY

- Ủy viên:

GS.TS/Prof.Dr. NGUYỄN XUÂN CỰ

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. NGÔ THỊ TƯỜNG CHÂU

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. NGUYỄN THỊ HÀ

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. HOÀNG ANH LÊ

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. NGUYỄN VĂN LỢI

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. NGUYỄN KIỀU BĂNG TÂM

PGS.TS/Assoc.Prof.Dr. TRẦN VĂN THỤY

TS/Dr. PHẠM THỊ VIỆT ANH

TS/Dr. TRẦN THIÊN CƯỜNG

TS/Dr. NGUYỄN THỊ HẠNH

TS/Dr. TRẦN VĂN SƠN

TS/Dr. VŨ ĐÌNH TUẤN

TS/Dr. TRẦN THỊ TUYẾT THU

CÁC CHƯƠNG TRÌNH ĐÀO TẠO CỦA KHOA MÔI TRƯỜNG

- Chương trình đào tạo trình độ đại học:

+ Ngành Khoa học môi trường (chương trình đào tạo chuẩn, chương trình chất lượng cao và chương trình tiến tiến).

+ Ngành Công nghệ kỹ thuật môi trường (chương trình đào tạo chuẩn, chương trình chất lượng cao).

+ Ngành Khoa học và Công nghệ thực phẩm (chương trình đào tạo chuẩn).

+ Ngành Khoa học đất (chương trình đào tạo chuẩn).

- Chương trình đào tạo trình độ thạc sĩ:

+ Chuyên ngành Khoa học môi trường.

+ Chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

+ Chuyên ngành Môi trường và phát triển bền vững (2 chương trình: định hướng ứng dụng, định hướng nghiên cứu).

+ Chuyên ngành Khoa học đất.

- Chương trình đào tạo trình độ tiến sĩ:

+ Chuyên ngành Khoa học môi trường.

+ Chuyên ngành Môi trường đất và nước.

+ Chuyên ngành Môi trường không khí.

+ Chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

+ Chuyên ngành Khoa học đất.

MỤC LỤC

CONTENTS



KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU TRONG LĨNH VỰC KHOA HỌC MÔI TRƯỜNG

- [7] **NGÔ THẾ ÂN, NGUYỄN THỊ HƯƠNG GIANG, NGUYỄN QUỐC VIỆT**
Ứng dụng mô hình đa tác nhân để tính tải lượng ô nhiễm từ các hộ chăn nuôi lợn tại huyện Yên Dũng, tỉnh Bắc Giang
An application of agent-based model for estimating pollutant load from pig farming households in Yen Dung district, Bac Giang province
- [13] **NGUYỄN THỊ QUỲNH ANH, HOÀNG NGUYỄN BÌNH, NGUYỄN NGỌC MINH**
Nghiên cứu một số đặc điểm hình thái, cấu trúc và thành phần hóa học của phytolith trong một số loài thực vật giàu silic
Micromorphological, structural and chemical properties of phytoliths in silicon-rich plants
- [18] **PHẠM THỊ VIỆT ANH, PHẠM THỊ THU HÀ**
Ứng dụng lý thuyết bán thực nghiệm để tính toán lan truyền chất ô nhiễm không khí phát thải từ bãi rác chôn lấp huyện Đà Bắc, tỉnh Hòa Bình
Applying semi-empirical theory to calculate the transportation of air pollutants emitted from the landfills in Da Bac district, Hoa Binh province
- [22] **NGUYỄN THỊ HÀ, NGUYỄN THU UYÊN, NGUYỄN XUÂN THỊ LAM
TRẦN HẢI YẾN, NGÔ VĂN ANH, TRẦN VĂN AN**
Đánh giá hàm lượng clo dư trong nước máy tại một số khu vực tỉnh Thái Nguyên và thành phố Hà Nội
Assessment of chlorine residue in tap water at some areas in Thai Nguyen and Ha Noi city
- [26] **PHẠM THỊ THU HÀ, TRẦN VĂN THỤY
NGUYỄN THANH NAM, DƯƠNG NGỌC BÁCH, PHÍ THỊ LY**
Đánh giá chất lượng nước mặt khu vực mỏ than Vàng Danh, thành phố Uông Bí, tỉnh Quảng Ninh
Assessment of surface water quality at the area of Vang Danh coal mine, Ung Bi city, Quang Ninh province
- [32] **PHẠM THỊ THU HÀ, PHẠM THỊ VIỆT ANH**
Đánh giá chất lượng không khí xung quanh khu liên hợp xử lý chất thải rắn Trảng Cát, Hải Phòng
Assessment of air quality around Trang Cat solid waste treatment complex, Hai Phong
- [37] **TRẦN THỊ MINH HẰNG, TRẦN THU HƯƠNG**
Đánh giá kiến thức, thái độ, hành vi của sinh viên trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQGHN đối với vấn đề rác thải nhựa
Assessment of knowledge, attitudes, and practices (KAP) on plastic waste of undergraduate students at University of Science, Vietnam National University, Hanoi
- [41] **LÊ ĐỨC MINH, NGÔ THỊ HẠNH**
Ứng dụng phương pháp gen môi trường trong nghiên cứu đa dạng sinh học và bảo tồn tại Việt Nam
Application of environmental DNA to biodiversity research and conservation in Vietnam
- [46] **PHẠM THỊ MỸ PHƯƠNG, NGUYỄN THỊ LAN ANH
TRẦN QUẢNG HUY, ĐÀO THỊ TRANG, ĐÀO THỊ HOAN
NGUYỄN MINH PHƯƠNG, TRẦN THỊ TUYẾT THU**
Nghiên cứu cảnh báo rủi ro tích lũy đồng trong đất trồng cây ăn quả có múi
Risk investigation of copper accumulation in the citrus growing soils
- [51] **NGUYỄN KIỀU BĂNG TÂM, NINH TIẾN LINH, TRẦN THU TRÚC
NGUYỄN VŨ MAI LINH, ĐẶNG THỊ NHUNG, LÊ THỊ TRÀ, TRẦN THỊ HƯƠNG
NGUYỄN THỊ HỒNG LIÊN, NGUYỄN VĂN HIẾU, PHAN THỊ HỒNG THẢO**
Nghiên cứu một số đặc điểm sinh học của vi khuẩn nội sinh có khả năng chống chịu Asen (V) được phân lập từ cây dương xỉ
Research on some biological characteristics of arsenate resistant endophytic bacteria from ferns

- [56] **PHAN QUANG THẮNG, TRẦN THỊ THU LAN, NGUYỄN HỮU THẮNG
LƯU MINH LOAN, VƯƠNG MINH, NGUYỄN THỊ HÀ**
Tiềm năng áp dụng Công nghệ tốt nhất hiện có (BAT) và Thực hành quản lý môi trường tốt nhất (BEMP) đối với nước thải sản xuất giấy và bột giấy ở Công ty cổ phần Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng
Potential for applying best available techniques (BAT) and best environmental management practices (BEMP) for pulp and paper wastewater in An Hoa and Bai Bang Paper joint stock companies
- [60] **NGUYỄN VIỆT THANH, NGÔ QUANG KHÔI, HOÀNG ANH LÊ**
Tích hợp kiểm kê phát thải và mô hình hóa lan truyền bụi mịn từ phương tiện giao thông trên đường Nguyễn Trãi, Hà Nội
Emission inventory for fine particles from motor vehicles along Nguyen Trai Street, Hanoi
- [64] **TRẦN THỊ TUYẾT THU, ĐÀO THỊ HOAN, PHẠM MẠNH HÙNG**
Nghiên cứu dạng tồn tại của photpho trong phẫu diện đất trồng cam ở huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình
Investigation on phosphorus fractions in the orange growing soil profile in Cao Phong district, Hoa Binh province
- [70] **NGUYỄN THÀNH TRUNG, TRẦN THỊ HỒNG, LÊ HỮU TUYẾN
PHẠM VĂN TỐI, TRẦN THỊ MINH NGUYỆT**
Bước đầu đánh giá hàm lượng bụi, vi khuẩn và nấm mốc tại một số văn phòng ở Hà Nội.
An initial assessment of the concentration of particulate matter, bacteria, and fungi in several offices in Hanoi
- [76] **NGUYỄN QUỐC VIỆT, PHẠM ANH HÙNG**
Đánh giá tài nguyên đất nông nghiệp vùng ven biển tỉnh Quảng Trị và đề xuất sử dụng bền vững
Assessing agricultural land resources in coastal areas of Quang Tri province and proposing sustainable land use
- [81] **LÊ ANH TUẤN, BÙI THỊ VÂN HƯƠNG, VÕ NHẬT MINH**
Phân lập, tuyển chọn vi sinh vật có khả năng phân giải chất hữu cơ ứng dụng trong xử lý rác thải sinh hoạt
Isolation, selection of microorganisms capable of decomposition of organic substance for domestic waste treatment
- [85] **TRẦN THIÊN CƯỜNG, HOÀNG ANH LÊ, VŨ ĐÌNH TUẤN
PHẠM HÙNG SƠN, PHƯƠNG TÂM THẢO LY**
Đánh giá tiềm năng sản xuất điện sinh khối từ nguồn rơm rạ vùng đồng bằng sông Hồng, Việt Nam
Evaluation of the potential of biomass power generation from rice straw in the Red River Delta, Vietnam



KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU TRONG LĨNH VỰC THỰC PHẨM

- [89] **NGÔ THỊ TƯỜNG CHÂU, LÊ VĂN THIÊN, NGUYỄN THỊ LIÊN**
Đánh giá độc tính cấp của chế phẩm nattokinase tái tổ hợp trên động vật thử nghiệm
Acute toxicity assessment of recombinant nattokinase on experimental animals
- [93] **TRẦN THỊ HUYỀN NGA, ĐỖ THỊ THU HÀ, HOÀNG MINH TRANG
LÊ ANH TUẤN, ĐỖ THỊ VIỆT HƯƠNG**
Đánh giá dư lượng nhóm chất Pyrethroid trong một số loại rau tại Hà Nam và nguy cơ rủi ro tới sức khỏe người tiêu dùng
Evaluation of pyrethroids residue in some vegetables in Ha Nam province and their health risk on consumers
- [98] **NGUYỄN VĂN LỢI, NGUYỄN THỊ PHƯƠNG MAI
LÊ ANH TUẤN, TRẦN VĂN QUY**
Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến khả năng bảo quản thịt trâu tươi
Effects of garlic essential oil on preservation possibility of fresh buffalo meat



KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU TRONG LĨNH VỰC CÔNG NGHỆ MÔI TRƯỜNG XANH

- [103] **PHẠM THỊ NGÂN GIANG, NGUYỄN THỊ LAN HƯƠNG
NGUYỄN NGỌC DUY, NGUYỄN THỊ HẠNH, NGUYỄN HỮU HUẤN**
Phương pháp loại bỏ màu của gỗ và tiềm năng chế tạo vật liệu mới từ gỗ tự nhiên
The method of Removing the color of wood and the potential for making new materials from natural wood
- [107] **NGUYỄN NGÂN HÀ, LÊ VĂN HÙNG**
Tái sử dụng rác thải hoa hồng để làm phân hữu cơ dạng lỏng
Re-using rose waste to make liquid organic fertilizer
- [110] **NGUYỄN THỊ HẠNH, NGUYỄN MẠNH KHẢI
NGUYỄN HỮU HUẤN, NGUYỄN NGỌC DUY, NGUYỄN ĐỨC BÌNH**
Khả năng loại bỏ kháng sinh tetracycline trong nước của than sinh học điều chế từ bùn thải của nhà máy xử lý nước thải đô thị
The ability to remove tetracycline antibiotics from water of biochar prepared from sewage sludge of municipal wastewater treatment plants
- [117] **PHẠM VĂN HẢO, HÀ XUÂN LINH, ĐẶNG VĂN THÀNH
NGUYỄN NHẬT HUY, NGUYỄN THỊ MAI, NGUYỄN MẠNH KHẢI**
Nghiên cứu chế tạo graphene từ lõi pin đã sử dụng ứng dụng xử lý xanh methylene trong môi trường nước
Research for fabrication of graphene using the used battery core for application of methylene blue treatment in aqueous solution
- [123] **ĐẶNG THỊ HẢI LINH, HOÀNG XUÂN CƠ, TRẦN VĂN QUY, ĐÀO VĂN DƯƠNG**
Tổng quan về điện mặt trời và khả năng ứng dụng pin mặt trời nhạy quang tại Việt Nam
Overview of solar power and applicability of dye-sensitized solar cells in Vietnam
- [129] **TRẦN VĂN SƠN, NGUYỄN TUẤN ĐỨC, LƯƠNG MAI LY
NGUYỄN MINH PHƯƠNG, NGUYỄN THANH HÀ,
NGUYỄN XUÂN HUÂN, PHAN THỊ LAN ANH, NGUYỄN MẠNH KHẢI**
Nghiên cứu loại bỏ kháng sinh sulfamethoxazole trong nước bằng vật liệu composite chitosan – Fe_3O_4 : chế tạo vật liệu và các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình xử lý
A study on sulfamethoxazole removal from water by chitosan - Fe_3O_4 composite: Adsorbent preparation and affecting factors to treatment process
- [135] **NGUYỄN MINH PHƯƠNG, LƯU MINH LOAN, ĐỖ THỊ HẰNG**
Bước đầu nghiên cứu đánh giá khả năng xử lý nước thải sinh hoạt bằng giá thể xơ dừa
Initial research on evaluation of domestic wastewater treatment by using coconut fiber substrate
- [140] **NGUYỄN THỊ AN HẰNG, VŨ THỊ THƠM, NGUYỄN THỊ HOÀNG HÀ**
Nghiên cứu các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý ô nhiễm nước thải giàu photpho bằng cây sả chanh (*Cymbopogon citratus*) và cỏ chịu ngập (*Ubon paspalum*)
*Factors influencing the decontamination of phosphorus rich wastewater by phytoremediation with lemongrass (*Cymbopogon citratus*) and flood tolerant grass (*Ubon paspalum*)*

ỨNG DỤNG MÔ HÌNH ĐA TÁC NHÂN ĐỂ TÍNH TẢI LƯỢNG Ô NHIỄM TỪ CÁC HỘ CHĂN NUÔI LỢN TẠI HUYỆN YÊN DŨNG, TỈNH BẮC GIANG

Ngô Thế Ân*, Nguyễn Thị Hương Giang⁽¹⁾
Nguyễn Quốc Việt²

TÓM TẮT

Nghiên cứu này nhằm xây dựng mô hình đa tác nhân (ABM) để tính tải lượng ô nhiễm xả thải từ các hộ chăn nuôi lợn. Tham số cho mô hình được thu thập từ số liệu thứ cấp và phỏng vấn nông hộ trên địa bàn huyện Yên Dũng, tỉnh Bắc Giang. Mô hình được kiểm chứng bằng công cụ sai số thống kê RMSE. Kết quả phân tích mô hình đã chứng minh chính sách hỗ trợ quản lý chất thải có ảnh hưởng một cách ý nghĩa đến sự phân bố chất thải chăn nuôi lợn trên các tiểu lưu vực. Với mức tăng hỗ trợ tài chính và kỹ thuật thêm 10%, tải lượng ô nhiễm giảm từ 2–5%. Mối tương quan này có thể được sử dụng để hỗ trợ quá trình ra quyết định quản lý chất thải tại nguồn cho địa phương.

Từ khóa: Mô hình đa tác nhân, tải lượng ô nhiễm, cơ sở chăn nuôi lợn.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Trong những năm gần đây, chất lượng nước mặt ở Việt Nam đã bị suy giảm nghiêm trọng do sự gia tăng của áp lực môi trường từ các hoạt động sinh hoạt, công nghiệp và nông nghiệp. Trong lĩnh vực nông nghiệp, chăn nuôi lợn là nguồn gây ô nhiễm lớn nhất, chiếm 51% tổng tải lượng nitơ thải vào các lưu vực nước ở nông thôn [1]. Nhiều vấn đề về ô nhiễm nước tại địa phương được cho là có nguồn gốc từ chăn nuôi lợn [2]. Theo đó, Chính phủ và các cơ quan chức năng đã ban hành chương trình quản lý chất thải nhằm mục đích giảm thiểu các nguồn gây ô nhiễm và các vấn đề môi trường xung quanh các khu vực nông thôn.

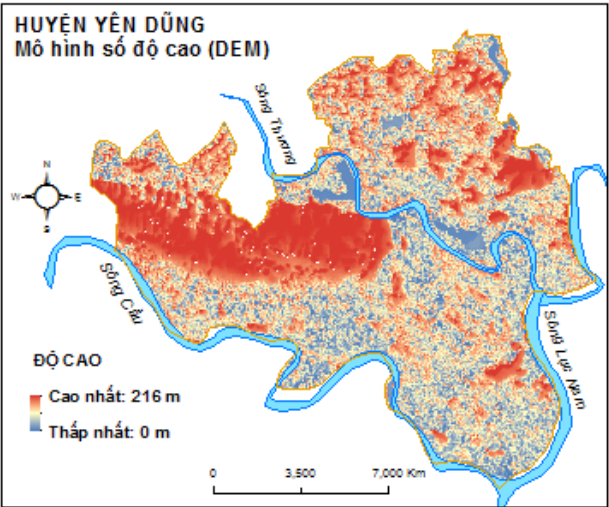
Phản hồi của từng người dân là một yếu tố quan trọng trong thực thi chính sách môi trường. Mô hình ABM có kết hợp phân tích không gian được xem là phù hợp để mô phỏng hành vi và được nhiều nhà khoa học trên thế giới để xuất sử dụng cho dự báo tải lượng xả thải [3, 4]. Về chủ đề chất thải chăn nuôi lợn, ABM đã bước đầu thử nghiệm ở một số nơi [5, 6].

Nghiên cứu này nhằm mục đích xây dựng một mô hình ABM để mô phỏng sự phân bố không gian của chất ô nhiễm xả thải từ chăn nuôi lợn, từ đó hỗ trợ lập kế hoạch quản lý chất thải dựa trên tải lượng thực tế tích lũy tại các tiểu lưu vực. Mô hình mô phỏng một cách có hệ thống những tương tác giữa các tác nhân (nông hộ) và môi trường xung quanh thông qua những biểu hiện tổng hợp về hoạt động môi trường dựa trên các thuộc tính nội bộ của hộ dân và bối cảnh (chính sách) chung của địa phương.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Đối tượng của nghiên cứu này là các hộ dân chăn nuôi lợn tại huyện Yên Dũng, tỉnh Bắc Giang. Đây là một huyện vùng bán sơn địa được bao bọc bởi 3 con sông là sông Cầu, sông Thương và sông Lục Nam. Phía Tây của huyện có dải núi cao trên 216m chạy qua các xã Nội Hoàng, Yên Lư, Nham Sơn và Thị trấn Neo (Hình 1).



▲ Hình 1. Mô hình số độ cao từ ảnh SRTM thuộc huyện Yên Dũng

¹Khoa Tài nguyên và Môi trường, Học viện Nông nghiệp Việt Nam

²Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Chăn nuôi lợn ở huyện Yên Dũng chủ yếu theo quy mô nhỏ lẻ, tại các hộ gia đình và một số trang trại dưới 1.000 con. Năm 2020, cả huyện có 4.274 cơ sở chăn nuôi lợn, với 82.313 con (Chi cục Chăn nuôi tỉnh Bắc Giang, 2020).

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Xây dựng mô hình lý thuyết (conceptual model): Về mặt cấu trúc, mô hình ABM dự báo tải lượng xả thải từ chăn nuôi lợn được thiết lập với 3 thành phần cơ bản như sau:

i) Hộ chăn nuôi lợn (HH-agent) là nơi phát sinh chất ô nhiễm, cũng là nhân tố quyết định hành vi xả thải ô nhiễm. Hộ chăn nuôi được thiết kế dạng tác nhân (agent), có khả năng tự ra quyết định độc lập dựa trên những thuộc tính của nông hộ.

ii) Môi trường vật lý (Land patches) được thiết lập dưới dạng bản đồ, có tính động thái, với thuộc tính quan trọng là tải lượng ô nhiễm nhận được từ các hộ chăn nuôi (HH-agent)..

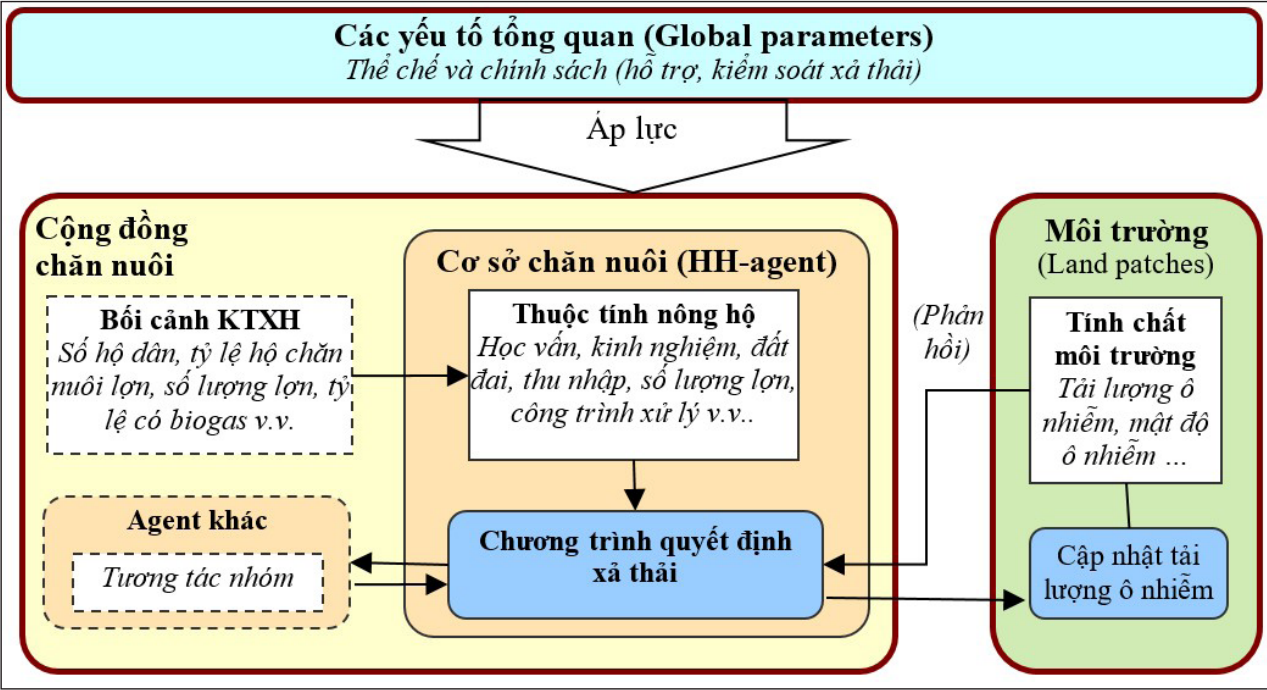
iii) Hoàn cảnh bên ngoài (Global parameters) là tập hợp các điều kiện về hoàn cảnh kinh tế - xã hội được thể hiện là các chính sách quản lý môi trường có liên quan. Hoàn cảnh bên ngoài được xem là động lực của những hành vi xả thải.

Trong mô hình, các HH-agents tương tác và làm thay đổi thuộc tính môi trường do xả thải chất ô nhiễm chăn nuôi. Môi trường cũng làm thay đổi hành vi của các HH-agents do tác động trực tiếp đến nhận thức của mỗi tác nhân và tác động gián tiếp thông qua áp lực xã hội mà các tác nhân xung quanh tạo ra.

Mô hình xây dựng trong nghiên cứu này dự báo tải lượng trong 1 năm. Cấu trúc và mối tương tác giữa các thành phần trong mô hình được mô tả ở Hình 2.

Kiểm chứng mô hình (model validation) được thực hiện bằng cách so sánh giữa kết quả dự báo tải lượng xả thải từ mô hình với tải lượng xả thải tính trên thực tế. Tải lượng xả thải thực tế là tích số giữa nồng độ các chất ô nhiễm phân tích tại điểm xả thải với thể tích nước sử dụng để rửa chuồng trại. Phép so sánh thực hiện theo sai số RMSE (Root Mean Squared Error) mà nhiều nghiên cứu đã đề xuất [7, 8].

Nguồn số liệu sử dụng cho đầu vào của mô hình bao gồm: Thống kê số lượng lợn và số hộ chăn nuôi theo xã; Thuộc tính hộ chăn nuôi lợn (thu thập từ 125 hộ điều tra); Bản đồ tiểu lưu vực: thành lập từ mô hình số độ cao DEM - SRTM theo phương pháp của Wang & Liu [9]; Bản đồ hành chính và sử dụng đất huyện Yên Dũng (2020); Hệ số phát sinh chất thải: sử dụng phương pháp ước tính tải lượng theo Quyết định số 154/QĐ-TCMT [10] với các hệ số COD: 59,2; BOD₅: 32,9, N tổng số (TN): 7,3, Phốt pho tổng số (TP): 2,3 (kg/con/năm); Chất lượng mẫu nước được lấy tại đầu xả thải của 125 cơ sở chăn nuôi (trùng với 125 hộ điều tra). Mẫu được lấy theo TCVN 5999:1995 và phân tích theo các tiêu chuẩn: (COD)-TCVN 6491:1999; (BOD₅)-TCVN 6001:2008; (N-tổng số)-TCVN 6638:2000; (P-tổng số)-TCVN 6202:2008.



▲ Hình 2. Cấu trúc mô hình ABM về xử lý chất thải chăn nuôi lợn

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phân bố không gian của nguồn thải

Kết quả phân tích địa hình được thực hiện và mô tả chi tiết như trong công trình của tác giả An & cs (2020) [1]. Theo đó, khu vực nghiên cứu được chia thành 3 tiểu lưu vực (cấp 1) đổ nước vào sông Cầu, sông Lục Nam và sông Thương (Hình 2) và 153 tiểu lưu vực cấp 2. Mỗi tiểu lưu vực này được xem là một vùng chứa tải lượng ô nhiễm từ các nguồn thải cục bộ trước khi phát tán vào 3 hệ thống sông. Dựa trên vị trí các khu dân cư trên bản đồ sử dụng đất (2020) và số liệu thống kê, vị trí các hộ chăn nuôi được tạo ra như trong Hình 3.

Khi chồng xếp bản đồ vị trí các nguồn thải (cơ sở chăn nuôi) với bản đồ tiểu lưu vực ta có kết quả thống kê các nguồn ô nhiễm theo 3 tiểu lưu vực chính như Bảng 1.

Bảng 1 và Hình 3 cho thấy, các cơ sở chăn nuôi lợn phân bố rải rác trên tất cả các tiểu lưu vực, nhưng có xu thế tập trung thành từng cụm trên bản đồ. Do đó, tải lượng ô nhiễm phát sinh cũng tập trung theo từng cụm không gian.

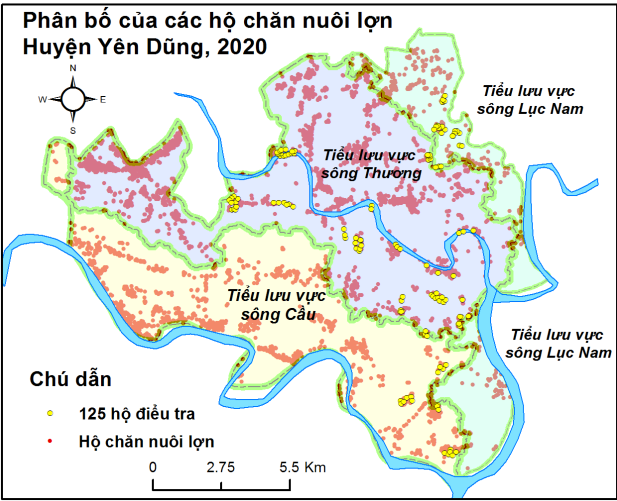
Bảng 1. Phân bố của nguồn thải theo các tiểu lưu vực tại huyện Yên Dũng

Số liệu thống kê	Tiểu lưu vực sông Lục Nam	Tiểu lưu vực sông Cầu	Tiểu lưu vực sông Thương	Cả huyện
Hộ gia đình (số hộ)	419	1.313	2.542	4.274
Số lượng lợn (con)	10.707	29.917	41.689	82.313

3.2. Tải lượng xả thải dự báo từ các cơ sở chăn nuôi lợn

Kiểm chứng kết quả từ mô hình máy tính

Mô hình ABM được tạo ra trong phần mềm NetLogo 6.1.1. Sau khi được xây dựng, mô hình máy tính được kiểm chứng độ chính xác bằng cách so sánh kết quả đầu ra của mô hình với số liệu thực tế thu được từ 125 hộ khảo sát. Mô hình chạy 30 lần độc lập để lấy giá trị RMSE trung bình. Kết quả so sánh được thể hiện ở Bảng 2.



▲ Hình 3. Vị trí các hộ chăn nuôi lợn tạo ra từ bản đồ sử dụng đất và số liệu thống kê

Kết quả kiểm chứng cho thấy, mô hình vận hành tương đối ổn định khi các giá trị độ lệch chuẩn của sai số RMSE (SD_{RMSE}) và độ lệch chuẩn của tổng tải lượng dự báo (SD_{TDL}) của các agents là tương đối thấp, chỉ dao động trong khoảng tương ứng là 0,2–0,4% và 1,7–6,1%. Đặc biệt, khả năng dự báo của mô hình rất sát với số liệu khảo sát thực tế khi tỷ lệ giữa RMSE/TDL chỉ bằng 0,3–0,7% (nhỏ hơn rất nhiều so với ngưỡng 5%). Như vậy, mô hình có thể được sử dụng để đánh giá các kịch bản và hỗ trợ đưa ra các giải pháp quản lý cho địa phương.

Bảng 2. So sánh số liệu dự báo của mô hình và số liệu khảo sát thực tế

TT	Thông số dự báo	Tổng tải lượng dự báo theo mô hình (TDL kg/năm) (TDL kg/năm)		Sai số giữa giá trị dự báo của mô hình và số liệu khảo sát (RMSE)		Tỷ lệ giữa RMSE và giá trị dự báo tổng tải lượng
		Mean _(TDL)	SD _(TDL)	Mean _(RMSE)	SD _(RMSE)	(%)
1	COD	20.7382	418(0,2%)	1.304	28(2,1%)	0,6
2	BOD ₅	11.1860	282(0,3%)	747	13(1,7%)	0,7
3	TN	32.809	98(0,3%)	109	6(5,5%)	0,3
4	TP	10.591	40(0,4%)	33	2(6,1%)	0,3

▲ Ghi chú: Đánh giá thực hiện trên 125 hộ (agents) có khảo sát

Bảng 3. Tải lượng ô nhiễm dự báo theo các kịch bản và tỷ lệ (%) so với kịch bản cơ sở

TT	Tải lượng theo kịch bản (N=30)	COD (tấn/năm)	BOD ₅ (tấn/năm)	TN (tấn/năm)	TP (tấn/năm)
1	Kịch bản cơ sở	1626(100%)	872(100%)	263(100%)	85(100%)
2	Kịch bản tích cực	1591(98%)	850(97%)	251(95%)	83(98%)
3	Kịch bản tiêu cực	1831(113%)	985(113%)	291(111%)	94(111%)

▲ Ghi chú: số ngoài ngoặc là tải lượng (tấn/năm), số trong ngoặc là tỷ lệ phần trăm (%)

Dự báo tải lượng xả thải theo kịch bản

Tải lượng xả thải được dự báo theo các kịch bản phục vụ việc phân tích chính sách hỗ trợ xử lý chất thải và phát triển đàn lợn, bao gồm kịch bản cơ sở, kịch bản tích cực và kịch bản tiêu cực. Kịch bản cơ sở được xây dựng theo hiện trạng thu được từ cuộc khảo sát nông hộ (trung bình có 54,4% số hộ được tiếp cận hỗ trợ tài chính; 30,4% được hỗ trợ kỹ thuật trong xử lý chất thải). Kết quả chạy mô hình được trình bày trong Hình 4, trong đó các tiểu lưu vực chịu tải lượng cao thể hiện bằng màu đậm, tập trung ở một số tiểu lưu vực tại các xã Tiến Dũng,

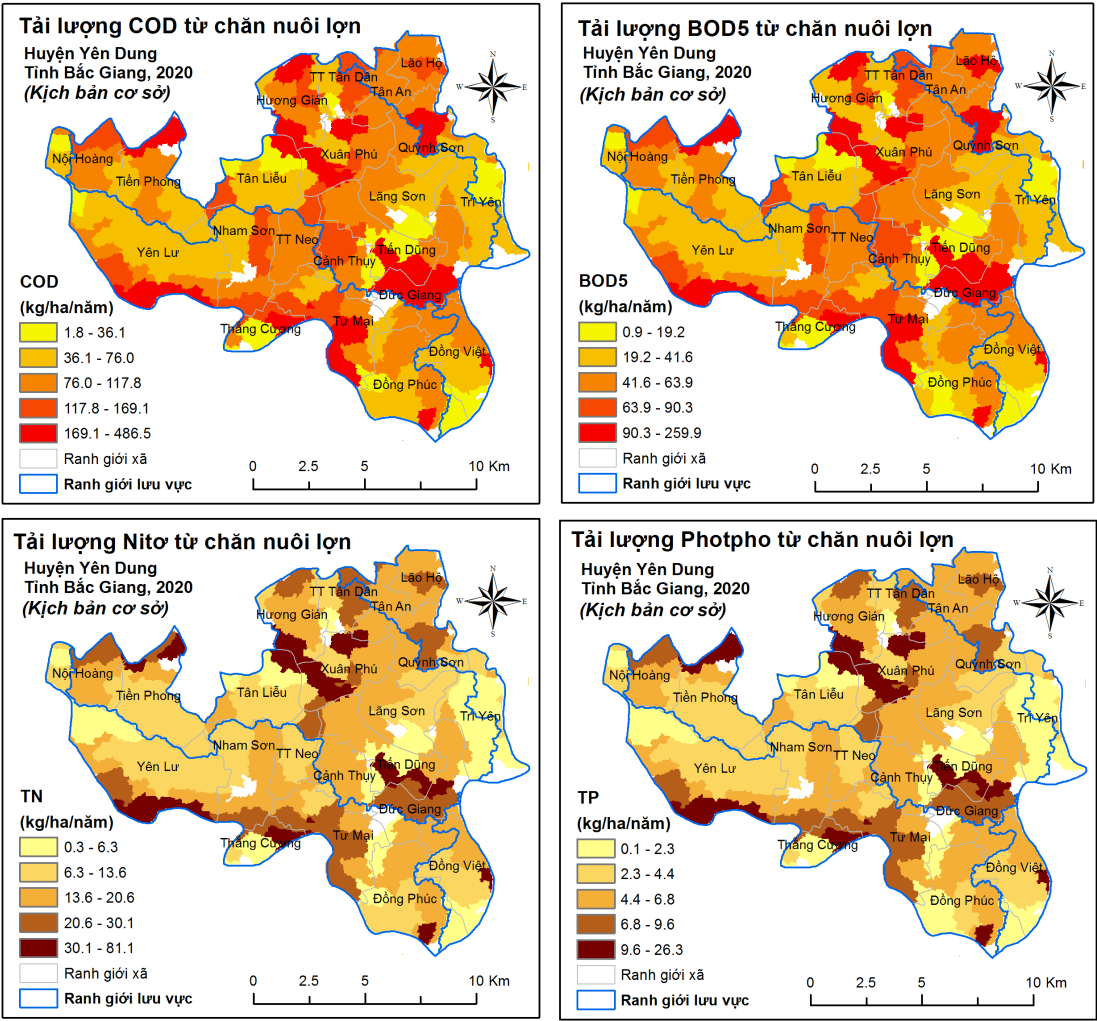
Đức Giang và Tứ Mại. Mức tải lượng theo kịch bản cơ sở này có thể đạt tới 486,5 kg/ha/năm (COD) và 259,9 kg/ha/năm (BOD).

Kịch bản tích cực và tiêu cực được xây dựng dựa trên giả thiết về tác động tích cực và tiêu cực tới môi trường. Trong đó, kịch bản tích cực

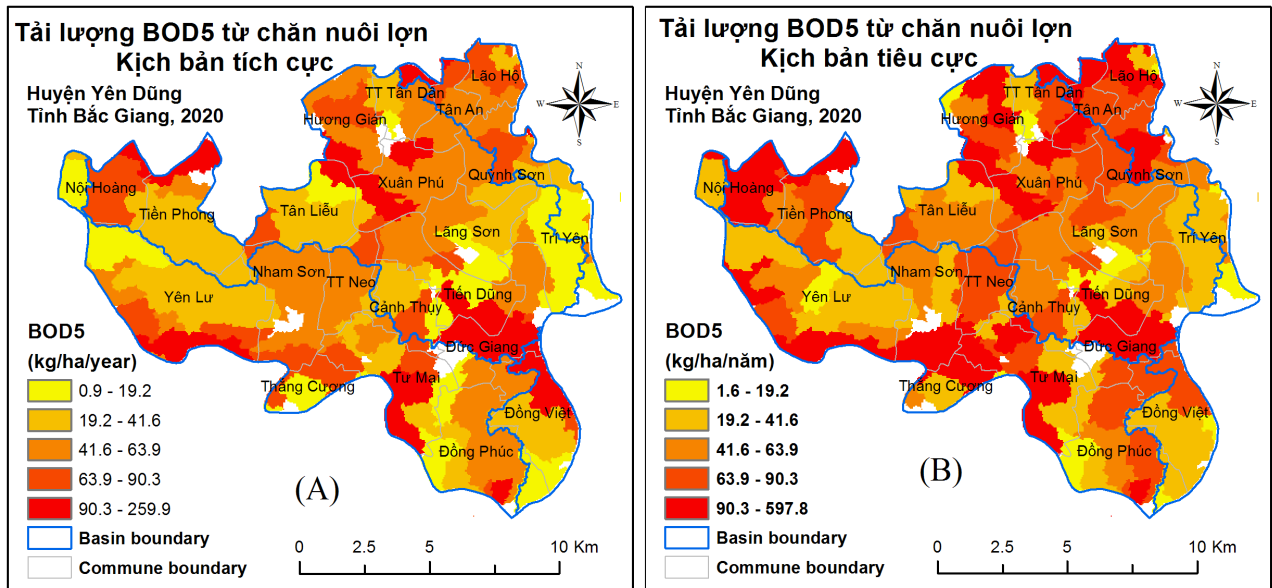
có số lượng lợn ổn định như hiện nay; hỗ trợ tài chính và kỹ thuật đều tăng thêm 10% so với mức cơ sở. Kịch bản tiêu cực thì có giả thiết số lượng lợn tăng thêm 10%; hỗ trợ tài chính vẫn giữ nguyên như trong kịch bản cơ sở. Kết quả chạy mô hình theo hai kịch bản này được trình bày với thông số đại diện là BOD₅ như trong Hình 5.

So sánh kết quả các kịch bản và đề xuất chính sách

Để thấy sự khác biệt về tải lượng xả thải theo các kịch bản, mô hình ABM được chạy độc lập 30 lần cho mỗi kịch bản. Kết quả được trình bày trong Bảng 3.



▲ Hình 4. Tải lượng xả thải ước tính cho kịch bản cơ sở (baseline)



▲ Hình 5. Tải lượng xả thải ước tính cho kịch bản Tích cực (A) và Tiêu cực (B)

Theo Bảng 3, ở kịch bản tích cực, các thông số về tải lượng (COD, BOD₅, TN và TP) chỉ bằng 95 – 98% so với kịch bản cơ sở. Trong khi đó, tải lượng theo kịch bản tiêu cực lại cao hơn, vượt 11-13% so với kịch bản cơ sở. Kết quả phân tích kịch bản chứng minh bối cảnh cần duy trì sự phát triển của đàn lợn trong khi vẫn phải đề cao nhiệm vụ BVMT thì việc hỗ trợ về tài chính và kỹ thuật là rất cần thiết. Những đầu tư này tác động trực tiếp tới hành vi xử lý và xả thải chất ô nhiễm vào môi trường xung quanh. Hiệu quả môi trường liên quan tới chính sách đầu tư có thể được tính dựa trên tỷ lệ tăng giảm của tải lượng chất thải. Đối với kịch bản tích cực, hiệu quả chính là tỷ lệ giữa chi phí cho hỗ trợ kỹ thuật, tài chính và lợi ích môi trường đạt được theo mức giảm tải lượng ô nhiễm. Đối với kịch bản tiêu cực, hiệu quả chính là sự bù đắp của lợi nhuận thu được khi tăng số đàn lợn và chi phí môi trường phải bỏ ra khi xử lý một tải lượng lớn phát sinh thêm hoặc tổn hại môi trường gây ra từ tải lượng phát sinh này. Kết quả này sẽ là cơ sở để những nhà quản lý môi trường lựa chọn mức đầu tư phù hợp theo mục tiêu BVMT của địa phương.

Tuy những kết quả và logic trình bày trên không phải là mới nhưng với mô hình này có thể định lượng được hiệu quả tác động môi trường thông qua thay đổi tải lượng xả thải. Giả sử mục tiêu đặt ra cho một giai đoạn cụ thể nào đó là phải khống chế tải lượng ở một mức độ giới hạn. Với mô hình này chỉ cần thử nghiệm qua một vài kịch bản sẽ có thể tối ưu hiệu quả đầu tư và sự can thiệp để đạt được mục tiêu đưa ra. Ngoài ra, cũng với khả năng dự báo tải lượng xả thải, mô hình ABM có thể ứng dụng để hỗ trợ quy hoạch các trang trại chăn nuôi tập trung theo khả năng tiếp nhận tải lượng ô nhiễm của các tiểu lưu vực.

4. KẾT LUẬN

Tải lượng ô nhiễm từ chăn nuôi lợn của huyện Yên Dũng dự báo bằng mô hình ABM dựa theo các hệ số trong Quyết định số 154/QĐ-TCMT và số liệu điều tra cho kết quả là 1626 (COD); 872 (BOD₅); 263 (TN-ts) và 85 (TP) tấn/năm.

Bằng cách so sánh kết quả vận hành mô hình theo các kịch bản khác nhau đã chứng minh hiệu quả của chính sách hỗ trợ tài chính và kỹ thuật (tăng 10%) trong quản lý chất thải sẽ mang lại hiệu quả giảm tải lượng ô nhiễm (2-5%). Trong khi đó, nếu số lượng lợn tăng thêm 10% nhưng những hỗ trợ chỉ như hiện nay thì tải lượng ô nhiễm sẽ tăng lên 11-13% so với kịch bản cơ sở.

Dựa trên khả năng mô phỏng định lượng của mô hình ABM, các giải pháp tối ưu trong đầu tư xử lý chất thải và giảm thiểu tác động môi trường có thể được thực hiện trên mô hình này. Tuy nhiên, do ABM là một tiếp cận mới nên cũng cần có thêm những kiểm chứng cho các cộng đồng khác để tăng độ tin cậy cho mô hình.

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.99-2018.318.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. An N. T., Lan N. P., Cong V. H., Duong N. H. & Huong Giang N. T. (2020). *Environmental Pressure from Pig Farming to Surface Water Quality Management in Yen Dung District Bac Giang Province*. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*. 36(1).
2. Nguyen T. H. G., Ngo T.A., Le T.T.H, Yabe M., Nguyen T.T., Vu N.H. & T.S. C. (2021). *Recycling Wastewater in Intensive Swine Farms: Selected Case Studies in Vietnam*. *Fac. Agr., Kyushu Univ.* <https://doi.org/10.5109/4363559>: 7.
3. Meng X., Wen Z. & Qian Y. (2018). *Multi-agent based simulation for household solid waste recycling behavior*. *Resources, Conservation and Recycling*. 128: 535-545.
4. Scalco A., Ceschi A., Shiboub I., Sartori R., Frayret J.-M. & Dickert S. (2017). *The Implementation of the Theory of Planned Behavior in an Agent-Based Model for Waste Recycling: A Review and a Proposal*. Trong: *Agent-Based Modeling of Sustainable Behaviors*. Alonso-Betanzos A., Sánchez-Marño N., Fontenla-Romero O., Polhill J. G., Craig T., Bajo J. & Corchado J. M. (eds.). Springer International Publishing Cham: 77-97 trang.
5. Karmakar S., Laguë C., Agnew J. & Landry H. (2007). *Integrated decision support system (DSS) for manure management: A review and perspective*. *Computers and Electronics in Agriculture*. 57(2): 190-201.
6. Zheng C., Liu Y., Bluemling B., Chen J. & Mol A. P. J. (2013). *Modeling the environmental behavior and performance of livestock farmers in China: An ABM approach*. *Agricultural Systems*. 122: 60-72.
7. Chatfield C. (1992). *A commentary on error measures*. *International Journal of Forecasting*. 8(1): 100-102.
8. Ngo T. A. & See L. (2012). *Calibration and Validation of Agent-Based Models of Land Cover Change*. Trong: *Agent-Based Models of Geographical Systems*. Heppenstall A. J., Crooks A. T., See L. M. & Batty M. (eds.). Springer Netherlands Dordrecht: 181-197 trang.
9. Wang L. & Liu H. (2006). *An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling*. *International Journal of Geographical Information Science*. 20(2): 193-213.
10. TCMT (2019). *Quyết định số 154/QĐ-TCMT ngày 15/02/2019 của Tổng cục Môi trường về việc ban hành hướng dẫn kỹ thuật tính toán sức chịu tải nguồn nước sông*.

AN APPLICATION OF AGENT-BASED MODEL FOR ESTIMATING POLLUTANT LOAD FROM PIG FARMING HOUSEHOLDS IN YEN DUNG DISTRICT, BAC GIANG PROVINCE

Ngô Thế Ân^{1*}, Nguyễn Thị Hương Giang¹
Nguyễn Quốc Việt²

¹*Faculty of Natural Resources and Environment, Vietnam National University of Agriculture*

²*Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi*

ABSTRACT

This research developed an agent-based model (ABM) for estimating the pollutant discharge loads from pig farming households. The parameters for the model were obtained from household surveys conducted in Bac Giang province. The results of model analysis demonstrated that the waste treatment policy has a significant influence on the pollutant distribution from pig farming within drainage basins. Particularly, an increase of 10% in financial and technical supports would reduce pollutant loads by 2–5%. This correlation can be used as the suggestions to assist decision-making process of waste management at source for the locality.

Key words: Agent-based model, pollutant load, pig farming.

NGHIÊN CỨU ĐẶC ĐIỂM HÌNH THÁI, CẤU TRÚC VÀ THÀNH PHẦN HÓA HỌC CỦA PHYTOLITH TRONG MỘT SỐ LOÀI THỰC VẬT GIÀU SILIC

Nguyễn Thị Quỳnh Anh^{1,2}

Hoàng Nguyễn Bình, Nguyễn Ngọc Minh*^{|(1)}

TÓM TẮT

Phytolith là cấu trúc oxit silic hình thành trong các loài thực vật siêu tích lũy silic (Si). Mặc dù ngày càng thu hút sự quan tâm (trong các lĩnh vực nông nghiệp, môi trường) nhưng hiện có khá ít thông tin đối sánh về hàm lượng và đặc điểm của phytolith trong các loài thực vật khác nhau. Nghiên cứu này phân tích các đặc tính hình thái, cấu trúc, hóa học của phytolith ngô, lúa, mía dựa trên các phân tích SEM, EDS và FTIR. Kết quả cho thấy, hàm lượng phytolith trong lá ngô cao hơn so với lá mía và lúa. Hình thái chung của phytolith ở ngô, mía và lúa đều có dạng các phiên xếp sát nhau với khoảng lỗ rỗng có kích thước dao động từ 2 - 10 μm với bề mặt chủ yếu gồm các liên kết Si-O-Si, C=O. Cấu trúc của phytolith chứa các nguyên tố dinh dưỡng như K, Ca và Mg. So với mía, lúa, lá ngô với hàm lượng phytolith và các nguyên tố dinh dưỡng đi kèm cao hơn, có thể là nguyên liệu tiềm năng để phát triển các vật liệu cải tạo đất.

Từ khóa: *Phytolith, hình thái phytolith, thành phần hóa học phytolith, lúa, mía, ngô.*

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Si là nguyên tố phong phú thứ hai trong lớp vỏ Trái đất [1], nhưng hầu hết ở dạng oxit hoặc Si không hòa tan. Nồng độ axit silic hòa tan trong đất thường ở khoảng 0,1 - 0,6 mmol L⁻¹ [2]. Axit monomeric silic được rễ cây hấp thu cùng với các nguyên tố khác trong dung dịch đất và được vận chuyển lên các bộ phận của cây qua mô dẫn nước, rồi kết tủa dưới dạng Si vô định hình ở thành tế bào, nội chất tế bào và các khoảng gian bào [3]. Trong một số trường hợp, kết tủa Si ngoại bào có thể xảy ra do sự cô đặc của nhựa do mất nước qua đường hô hấp từ chồi, dẫn đến quá trình bão hòa axit silic trong tế bào chất. Trong số các thực vật có mạch, đặc biệt ở bộ hòa thảo và bộ cỏ tháp bút [4], thành phần vách tế bào hemixenlulô đóng vai trò tạo khuôn cho quá trình Si hóa. Sau khi thực vật chết, thối rữa, phytolith được tích lũy vào đất và trầm tích dưới dạng các mảnh rời rạc. Hình thái khác nhau của phytolith là do có nguồn gốc từ các họ thực vật khác nhau và thậm chí cả loài riêng lẻ [3]. Thành phần hóa học của phytolith có thể bị ảnh hưởng bởi một số yếu tố, ví dụ, đơn vị phân loại thực vật, điều kiện khí hậu, thổ nhưỡng [5]. Phytolith có thành phần chủ yếu là C, Si, O, bên cạnh đó, chúng có thể bao gồm một lượng nhỏ các nguyên tố khác như K, P, Al, Fe, Ca,

Mg [6]. Các nguyên tố trong cấu trúc của phytolith, được trả vào đất khi Phytolith bị phân hủy xác thực vật [7]. Phytolith có thể tích tụ trong đất và trầm tích qua nhiều thế kỷ, hoặc hòa tan giải phóng axit monosilicic tái cung cấp Si cho cây [8].

Hai phương pháp phổ biến sử dụng để tách phytolith từ thực vật gồm tro hóa khô và tro hóa ướt (phân hủy axit) [9]. Cả hai phương pháp đều tồn tại những hạn chế nhất định. Parr và nnk (2001) không tìm thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê về hình thái phytolith được tạo ra bởi tro hóa khô và ướt [9]. Tuy nhiên Jenkins và nnk (2009) chỉ ra mức độ phong phú của phytolith tách bằng tro hóa khô cao hơn so với tro hóa ướt [10]. Quy trình tro hóa ướt chiết xuất phytolith có thể được đẩy nhanh bằng cách kết hợp với phân hủy bằng vi sóng [11]. Trong nghiên cứu này, phương pháp tro hóa khô được sử dụng để tách phytolith từ lá ngô, lúa và lá mía. Sau đó, mẫu phytolith được phân tích bằng các phương pháp hiện đại như SEM, EDS, FTIR để xác định sự đa dạng cấu trúc, thành phần hóa học và các nhóm hóa học bề mặt. Kết quả nghiên cứu sẽ cung cấp những thông tin cơ bản về phytolith trong các phụ phẩm nông nghiệp giàu Si để làm cơ sở khoa học cho việc sử dụng hiệu quả nguồn “tài nguyên” này.

¹ Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

² Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội

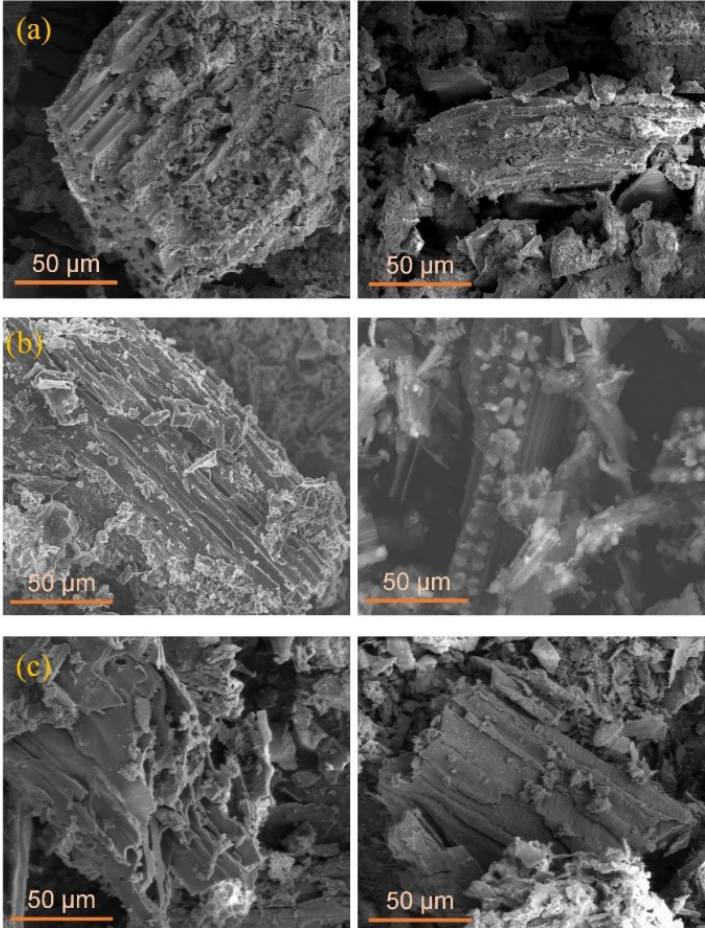
2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Vật liệu

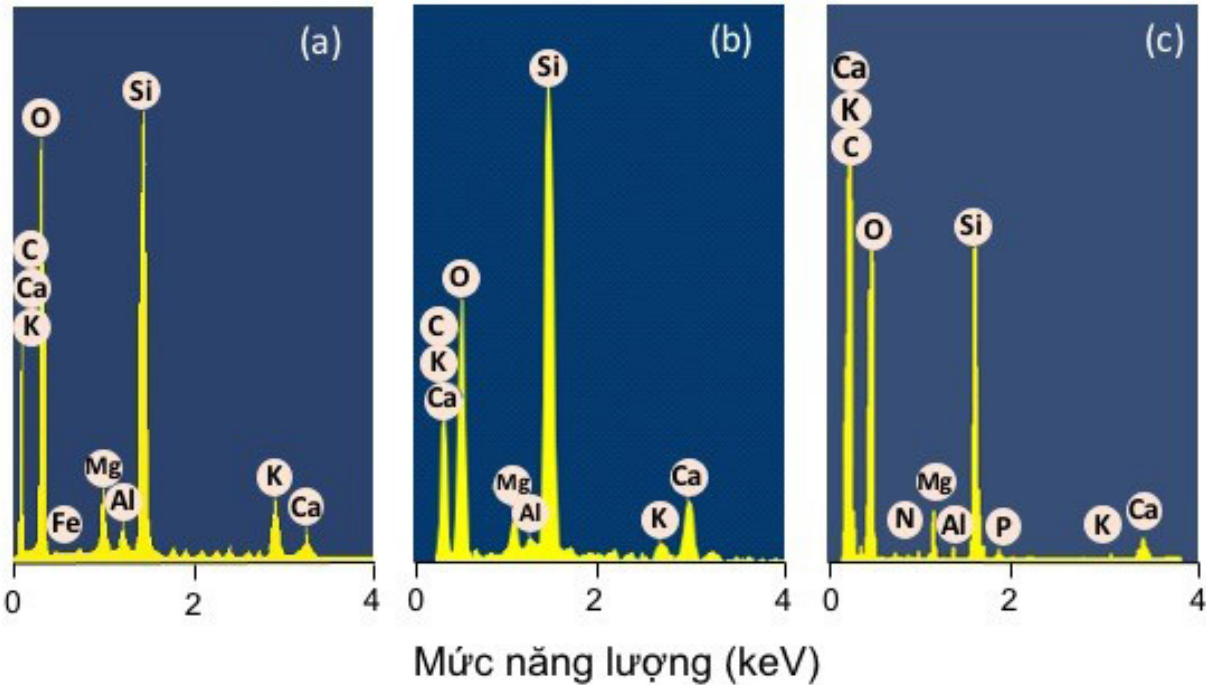
Các mẫu thực vật sử dụng trong nghiên cứu được thu thập tại khu vực Tây Bắc, Việt Nam vào tháng 10/2019. Tại mỗi điểm, mẫu thực vật được lấy hỗn hợp từ ba mẫu. Mẫu thực vật được thu thập tại các cánh đồng đang vụ thu hoạch, trong khi ngô và mía chỉ lấy lá, mẫu lúa được thu bằng cách cắt lấy toàn bộ phần sinh khối trên mặt đất cách gốc 10 cm. Sau đó, mẫu thực vật được rửa sạch, phơi khô, nghiền nhỏ tới kích thước 1 mm. Mỗi 50g mẫu thực vật đã nghiền được nung ở nhiệt độ 600°C trong 1 giờ bằng lò nung Nabertherm LE 2/11 trong điều kiện “mở” (có oxy). Sản phẩm nung để nguội về nhiệt độ phòng, nghiền nhỏ bằng cối mã não và rây qua 0,25 mm.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Các mẫu phytolith được xác định đặc điểm hình thái, cấu trúc bằng kính hiển vi điện tử quét (SEM, FEI Quanta 600 FEG). Thành phần hóa học của phytolith được xác định bằng phổ tán xạ năng lượng tia X (EDS, Oxford ISIS 300). Nhóm chức bề mặt được xác định bằng phổ hồng ngoại biến đổi Fourier (FTIR, Nicolet™ iSTM5 FT-IR, Thermo Scientific).



▲ Hình 1. Ảnh SEM phytolith tro hóa ở nhiệt độ 600°C của (a) lá ngô, (b) lúa và (c) lá mía



▲ Hình 2. Phổ EDS phytolith của (a) ngô, (b) lúa và (c) mía



3. KẾT QUẢ

3.1. Đặc điểm hình thái và cấu trúc phytolith

Hình thái vi cấu trúc bề mặt phytolith của lá ngô, lúa và lá mía, được minh họa ở Hình 1. Hầu hết các mảnh phytolith thu được đều có cấu trúc lỗ rỗng chứa các mao quản kích thước macro hoặc meso với hình dạng khác nhau. Các cấu trúc này phản ánh cấu trúc rỗng trong sinh khối của các thực vật và sự chuyển hóa của các thành phần chính trong sinh khối, cụ thể là carbon và phytolith. Các cấu trúc vi mao quản không quan sát được trong nghiên cứu này do giới hạn của phương pháp SEM. Hình 1a cho thấy, bề mặt phytolith lá ngô có nhiều mảnh vụn, cấu trúc nền có độ xốp cao với các lỗ có kích thước từ 2 - 5 μm , các lỗ chia cách nhau bởi vách dày khoảng 1 - 2 μm . Trong khi đó, phytolith rơm (Hình 1b) có bề mặt nhẵn hơn, dường như chúng gồm các phiến xếp chồng lên nhau. Tại một số mảnh phytolith quan sát được các tế bào Si song tinh và tứ tinh đặc trưng của lúa. Đặc biệt, ở phytolith lá mía (Hình 1c), dễ dàng quan sát thấy các lỗ có kích thước lên đến 10 μm với các vách ngăn mỏng khoảng 0,5 μm . Mặt ngoài của các mảnh phytolith mía nhám, ít mảnh vụn và có dạng phiến rộng.

3.2. Thành phần hóa học phytolith

Phân tích hóa học sử dụng phổ EDS (Hình 2a-c) cho thấy thành phần phytolith ngô, lúa và mía chủ yếu bao gồm Si, C, O và lượng nhỏ các nguyên tố khác như K, Ca, Mg, Al. Ngoài ra, ở mẫu phytolith ngô quan sát thấy tín hiệu của Fe trong khi mẫu phytolith lúa và mía không có. Bên cạnh đó, N và P chỉ xuất hiện trong phổ của phytolith mía. Sự hình thành phytolith diễn ra từ quá trình hấp thụ các khoáng chất trong dung dịch đất, dẫn đến thành phần của mỗi lớp phytolith lắng đọng có thể khác nhau giữa các loài, hoặc giữa các phần khác nhau của cùng một cây. Trong nghiên cứu này, hàm lượng Si tìm thấy trong phytolith khác nhau đáng kể giữa các mẫu, chiếm tới 18,91% về khối lượng ở ngô, 11,68% ở mía và thấp nhất ở lúa là 7,39%. Hàm lượng cacbon dao động lớn, có thể từ 29,02% (ngô) đến 47,54% (lúa) và cao nhất đến 52,71% (mía). Có thể thấy, sau khi nhiệt phân, hàm lượng cacbon còn lại trong các mẫu vẫn rất lớn. Điều này cho thấy vai trò của phytolith như một lớp vỏ bọc, tạo ra các không gian kín, hạn chế oxy xâm nhập, nhờ đó chất hữu cơ trong cấu trúc của nó có thể được bảo vệ trong quá trình nhiệt phân. Ngoài các nguyên tố chính được tìm thấy (C, Si, O),

phytolith còn bao gồm một số nguyên tố kim loại như K, Ca, Mg, Al, Fe với hàm lượng nhỏ hơn 5% (Bảng 1). Ngoài ra, các nguyên tố dinh dưỡng như N, P được quan sát thấy với hàm lượng thấp hơn 1% và chỉ tìm thấy ở mẫu phytolith mía. Với thành phần hóa học đa dạng phytolith có thể là vật liệu tiềm năng cho cải tạo đất.

3.3. Đặc điểm hóa học bề mặt phytolith

Những thay đổi về đặc tính bề mặt được biểu thị bằng phổ FTIR, như trong Hình 3. Tín hiệu thành phần Si được chứng minh bằng các dao động đặc trưng của liên kết Si-O-Si ở 1.080 và 800 cm^{-1} , được phát hiện cho tất cả các mẫu phytolith. Các liên kết khác như O=C=O (2350 cm^{-1}), C=O (1560 cm^{-1}) và Si-OH (880 cm^{-1}) có thể thấy ở phytolith lá ngô và lá mía rõ ràng hơn so với lúa. Quan sát thấy sự xuất hiện của các nhóm C=O thơm chỉ ra rằng chất hữu cơ (phần than) đã được “thơm hóa”, cùng với liên kết liên kết Si-O-Si rất rõ ràng, củng cố cho giả thuyết về cấu trúc xen kẽ của Si và chất hữu cơ trong phytolith của các thực vật giàu Si.

4. THẢO LUẬN

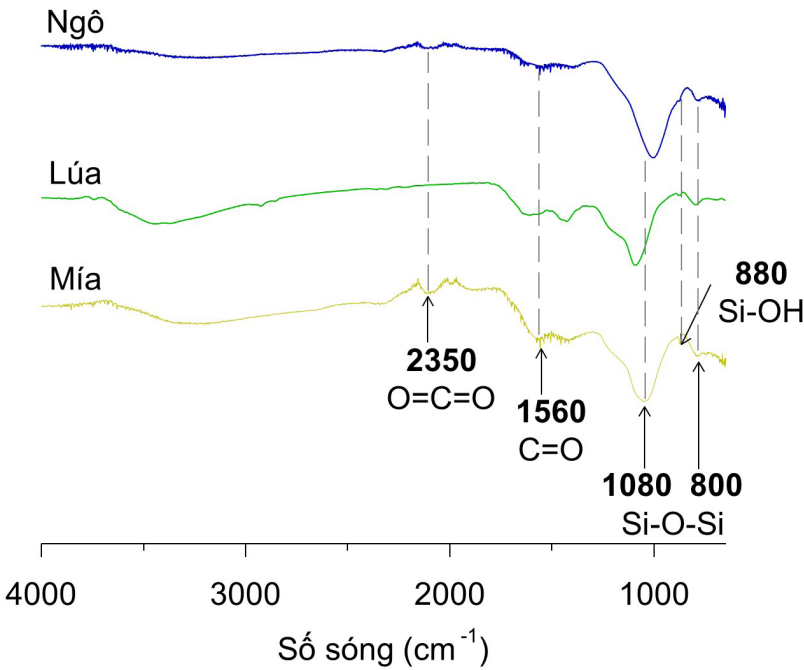
Về cơ bản, phytolith được hình thành theo cơ chế thụ động từ sự kết tủa của Si do cây hút thu từ môi trường đất. Vì Si rất sẵn có trong đất nên hầu hết các loài đều hút thu Si ở một mức độ nhất định, do đó ít nhiều đều có thể tích lũy phytolith. Tuy nhiên, ở những loài thực vật siêu tích lũy Si (đặc biệt trong các cây ngũ cốc), sự hiện diện của phytolith rõ ràng hơn. Kết quả phân tích trong nghiên cứu này cho thấy, tỷ lệ Si trong phytolith tách bằng phương pháp tro hóa khô dao động từ 18,91% ở ngô, 11,68% ở mía và thấp nhất là 7,39% ở lúa (Bảng 1). Phytolith được tách ra theo phương pháp tro hóa khô cũng làm tính chất của phytolith chịu ảnh hưởng đáng kể bởi nhiệt độ xử lý mẫu. Dưới tác động của nhiệt độ, trong khi chất hữu cơ (trong các mẫu sinh khối lá mía, lá ngô và lúa) bị phân hủy thành chất bay hơi hoặc ngưng kết lại thành dạng mạch vòng, phytolith trải qua quá trình dehydrat hóa nhưng về cơ bản vẫn giữ được hình thái (Hình 1) như trong sinh khối ban đầu. Sau khi kết thúc quá trình nhiệt phân, phytolith tách ra đi kèm với một lượng cacbon tương đối lớn (29,02% ở phytolith lá ngô; 47,54% phytolith lúa và 52,71% ở phytolith lá mía) (Bảng 1).

Hàm lượng cacbon cao gợi ý về khả năng phytolith bảo vệ chất hữu cơ khỏi sự phân hủy trong quá trình tro hóa. Sự ưu thế của các nguyên tố C và Si trong cấu trúc phytolith cũng được ghi nhận qua các kết quả phân tích phổ FTIR ở Hình 2. Hai nguyên tố này cùng với O tạo thành các liên kết hóa học bề mặt khác nhau có thể chi phối các đặc tính hóa học của phytolith. Trong đó, các nhóm siloxan (Si-O-Si) ở các đỉnh phổ 1100 và 810 cm^{-1} là các liên kết chính trên bề mặt của phytolith (Hình 3) và có vai trò quyết định các đặc tính hóa học của phytolith. Trong các nguyên tố dinh dưỡng bị giữ trong cấu trúc phytolith, K có thể chiếm tới 4,84% (đối với phytolith

Bảng 1. Tỷ lệ thành phần các nguyên tố trong cấu trúc phytolith (đơn vị: %)

Nguyên tố	Phytolith		
	Lá ngô	Lúa	Lá mía
C	29,02	47,54	52,71
O	40,47	42,71	30,12
Si	18,91	7,39	11,68
K	4,84	0,32	0,53
Ca	2,27	1,18	3,5
Mg	2,54	0,68	1,08
Al	1,14	0,18	0,14
Fe	0,81	n.d	n.d
P	n.d	n.d	0,06
N	n.d	n.d	0,18

▲ (n.d: Không phát hiện)



▲ Hình 3. Phổ FTIR của các mẫu phytolith ngô, lúa và mía

ngô) (Bảng 1). Lượng K trong phytolith này có thể xem là một nguồn tài nguyên có giá trị để bổ sung cho đất và cây trồng. Các kết quả nghiên cứu cũng gợi ý rằng, xử lý nhiệt phân các phần sinh khối thừa sau thu hoạch như lá ngô, rơm rạ, lá mía là phương pháp phù hợp để thu hồi phytolith và các nguyên tố khác bị nhốt giữ trong phytolith. Với các phương pháp nhiệt phân phù hợp (Ví dụ: yếm khí hoặc kết hợp hoạt hóa), các nguyên tố trong sinh khối sẽ được chuyển thành dạng dễ tiêu thuận lợi cho cây trồng hút thu.

5. KẾT LUẬN

Phytolith có nguồn gốc từ ngô, lúa, mía, với hàm lượng Si cao và thành phần hóa học đa dạng nguyên tố như K, Ca, Mg, Al, N, P có thể là một vật liệu thiết thực để giảm bớt sự thiếu hụt Si, đồng thời là nguồn bổ sung dinh dưỡng tốt trong đất và cây trồng. Tuy nhiên, các nghiên cứu sâu hơn về hình thái, biến đổi, sự hòa tan của Si và mối quan hệ của chúng với các nguyên tố dinh dưỡng khác vẫn cần tiếp tục được quan tâm■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển Khoa học & Công nghệ Quốc gia Việt Nam (NAFOSTED) theo đề tài mã số 105.08-2018.300.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. R. L. Rudnick and S. Gao, *Composition of the Continental Crust*, 2nd ed., vol. 4. Elsevier Ltd., 2013.
2. M. J. Hodson, P. J. White, A. Mead, and M. R. Broadley, "Phylogenetic variation in the silicon composition of plants", *Ann. Bot.*, vol. 96, no. 6, pp. 1027 - 1046, 2005.
3. D. Zurro et al., "Generation of crystalline silica from sugarcane burning", *Quat. Int.*, vol. 11, no. 2, pp. 1 - 10, Sep. 2020.
4. J. F. Ma and N. Yamaji, "Silicon uptake and accumulation in higher plants", *Trends Plant Sci.*, vol. 11, no. 8, pp. 392 - 397, 2006.
5. M. N. Nguyen, S. Dultz, F. Picardal, A. T. K. Bui, Q. Van Pham, and J. Schieber, "Release of potassium accompanying the dissolution of rice straw phytolith", *Chemosphere*, vol. 119, pp. 371 - 376, 2015.
6. C. T. Tran et al., "Phytolith-associated potassium in fern: characterization, dissolution properties and implications for slash-and-burn agriculture", *Soil Use Manag.*, vol. 34, no. 1, pp. 28 - 36, 2018.
7. A. T. Q. Nguyen and M. N. Nguyen, "Straw phytolith for less hazardous open burning of paddy straw", *Sci. Rep.*, vol. 9, no. 1, pp. 1 - 6, 2019.
8. J. T. Cornelis and B. Delvaux, "Soil processes drive the biological silicon feedback loop", *Funct. Ecol.*, vol. 30, no. 8, pp. 1298 - 1310, 2016.
9. J. F. Parr, C. J. Lentfer, and W. E. Boyd, "A comparative analysis of wet and dry ashing techniques for the extraction of phytoliths from plant material", *J. Archaeol. Sci.*, vol. 28, no. 8, pp. 875 - 886, 2001.
10. E. Jenkins, "Phytolith taphonomy: a comparison of dry ashing and acid extraction on the breakdown of conjoined phytoliths formed in *Triticum durum*", *J. Archaeol. Sci.*, vol. 36, no. 10, pp. 2402 - 2407, 2009.
11. J. F. Parr, V. Dolic, G. Lancaster, and W. E. Boyd, "A microwave digestion method for the extraction of phytoliths from herbarium specimens", *Rev. Palaeobot. Palynol.*, vol. 116, no. 3 - 4, pp. 203 - 212, 2001.

MICROMORPHOLOGICAL, STRUCTURAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF PHYTOLITHS IN SILICON-RICH PLANTS

Nguyen Thi Quynh Anh^{1,2}, Hoang Nguyen Binh¹

Nguyen Ngoc Minh^{1*}

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
Vietnam National University, Hanoi

²Hanoi University of Natural Resources and Environment

ABSTRACT

Phytolith, a siliceous structure formed in many silicon-rich plants, has received much attention due to their potential applications in agriculture. However, there is relatively little comparative information on phytolith content and characteristics in different plant species. This study aims to evaluate the micromorphological, structural and chemical properties of phytoliths derived from corn, sugarcane, and rice plants. It was found that phytolith content of corn leaf was higher than those of sugarcane leaf or rice. Instrumental analysis using scanning electron microscopy, infrared and energy dispersive x-ray revealed that phytoliths from corn leaf, sugarcane leaf and rice were generally composed of lattices with pore size ranging from 2 to 10 μm and their surface comprises various functional groups, e.g., Si-O-Si, C=O. Containing various nutrient elements, e.g., K, Ca and Mg, phytoliths (particularly in corn) can be considered as a potential nutrient source to be utilized for soil improvement.

Keywords: Phytolith, morphology, chemical composition, rice, sugarcane, corn.

ỨNG DỤNG LÝ THUYẾT BÁN THỰC NGHIỆM ĐỂ TÍNH TOÁN LAN TRUYỀN CHẤT Ô NHIỄM KHÔNG KHÍ PHÁT THẢI TỪ BÃI RÁC CHÔN LẤP HUYỆN ĐÀ BẮC, TỈNH HÒA BÌNH

Phạm Thị Việt Anh*, Phạm Thị Thu Hà⁽¹⁾

TÓM TẮT

Bài báo trình bày kết quả đánh giá chất lượng môi trường không khí (MTKK) xung quanh bãi rác huyện Đà Bắc, tỉnh Hòa Bình dựa vào phương pháp mô hình lý thuyết bán thực nghiệm để tính toán lan truyền TSP, NH₃, H₂S phát thải từ bãi rác chôn lấp huyện Đà Bắc hiện tại chưa được giám sát và xử lý. Kết quả nghiên cứu chỉ ra rằng, MTKK xung quanh bãi rác không bị ô nhiễm TSP, NH₃. Khi có gió Tây Nam thổi, MTKK bị ô nhiễm H₂S với phạm vi ảnh hưởng có thể lên đến 1.000 m, trong đó có khu vực dân cư thuộc thôn Trúc Sơn, xã Toàn Thắng nằm về phía Đông Bắc so với bãi rác.

Từ khóa: Bãi rác, mô hình, ô nhiễm, huyện Đà Bắc, Hòa Bình.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Bãi rác huyện Đà Bắc, tỉnh Hòa Bình là bãi rác cấp huyện, quy mô nhỏ khoảng hơn 2 ha, sử dụng công nghệ chôn lấp đơn giản, khí thải không được xử lý. Khí thải phát ra từ bãi rác gồm các chất CH₄, NH₃, H₂S, CO₂, CO, bụi, mùi hôi có thể gây ô nhiễm MTKK và ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe của các hộ dân cư sinh sống ở khu vực xung quanh. Để đánh giá chất lượng MTKK thường có 2 cách tiếp cận chính là sử dụng số liệu quan trắc và mô hình hóa môi trường. Đối với các bãi rác cấp huyện như Đà Bắc, quan trắc môi trường thường không được thực hiện. Thêm vào đó, số liệu quan trắc một vài điểm chưa đủ để đánh giá sự lan truyền bụi và khí thải tới môi trường xung quanh. Ở Việt Nam, hướng nghiên cứu ứng dụng mô hình tính toán lan truyền các chất khí phát thải từ các bãi rác chôn lấp mới được chú ý trong khoảng vài năm gần đây, trong đó có mô hình nguồn mặt của Gifford-Hanna [1]. Tuy nhiên, hạn chế của mô hình này là công thức tính toán phức tạp và không đưa ra phương pháp hiệu chỉnh mô hình để đạt hiệu suất cao, nên khó áp dụng vào thực tế [2]. Để khắc phục, Phạm Ngọc Hồ đã dựa trên lý thuyết bán thực nghiệm [3] nhằm cải tiến mô hình Gifford-Hanna bằng mô hình hồi quy hàm đa thức dạng tổng quát bậc 6 và đối với bãi rác có quy mô nhỏ chỉ cần ứng dụng hàm đa thức bậc 3. Trong nghiên cứu này, phương pháp mô hình lý thuyết bán thực nghiệm [2] nói trên sẽ được nghiên cứu, ứng dụng để tính toán lan truyền TSP, NH₃, H₂S phát thải từ bãi rác chôn lấp huyện Đà Bắc tới khu vực dân cư xung quanh, nhằm cung cấp thông tin cho cơ quan quản lý môi trường địa phương và cảnh báo ô nhiễm.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

Chất lượng không khí khu vực bãi rác huyện Đà Bắc, tỉnh Hòa Bình; các thông số được lựa chọn để đánh giá là TSP, NH₃, H₂S.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Nghiên cứu sử dụng phương pháp lý thuyết bán thực nghiệm nhằm cải tiến mô hình Gifford -Hanna của Phạm Ngọc Hồ [3] để xây dựng mô hình lan truyền ô nhiễm từ bãi rác có dạng sau [2]:

$$\bar{C}(x^*) = \frac{\bar{M}}{u \times C_{TC}^*} (ax^{*3} + bx^{*2} + cx^* + d) \quad (1)$$

Trong đó: $x^* = \frac{x}{x_0}$

là đại lượng vô thứ nguyên, với x là khoảng cách (m); x₀ là khoảng cách tối đa tính từ biên giới bãi rác theo các vị trí quan trắc trực tiếp của mỗi bãi rác cụ thể, được lấy làm kích thước chuẩn hóa (m); u - tốc độ gió tức thời đo tại các thời điểm quan trắc theo các hướng gió (m/s); C_{TC}^* - Giá trị giới hạn nồng độ chất ô nhiễm được quy định trong QCVN 05:2013/BTNMT [4] và QCVN 06:2009/BTNMT [5]; a,b,c,d là các hệ số được xác định từ hàm hồi quy đa thức bậc 3, dựa vào các số liệu đo đạc thực tế tại khu vực bãi rác nghiên cứu; $\bar{M}$ là tải lượng ô nhiễm (μg/m².s) được tính theo công thức cải tiến từ mô hình Gifford và Hanna trên cơ sở lý thuyết đồng dạng và thứ nguyên [3]: $\bar{M} = (\bar{C}_{đo} - C_{nền}) \times \bar{u}$ (2); $\bar{u}$ (m/s) là tốc độ gió ứng với khoảng cách đo theo

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



tất cả các hướng gió; sai số tương đối của mô hình (công thức 1) được đánh giá theo công thức thống kê cơ bản sau:

$$\varepsilon(x^*) = \frac{|\overline{C}_{tt}(1h) - \overline{C}_{db}(1h)|}{\overline{C}_{tt}(1h)} \quad (3)$$

và hiệu suất mô hình μ theo công thức:

$$\mu(x^*) = 1 - \varepsilon(x^*), \% \quad (4)$$

Trong đó, $C_{tt}(1h)$ là giá trị trung bình giờ của nồng độ chất ô nhiễm thực tế đo được ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); $C_{db}(1h)$ là nồng độ dự báo theo công thức (1). Nếu sai số $\varepsilon(x^*)$ tại các khoảng cách x^* nhỏ, khoảng từ 0,01 - 0,2 tương ứng với hiệu suất mô hình đạt được từ 80% - 99% thì không cần hiệu chỉnh. Trường hợp có sai số lớn thì mô hình cần hiệu chỉnh theo tài liệu [3]:

$$C_{hc}^*(x^*) = \overline{C}_{db}(x^*) + \alpha(x^*) \quad (5)$$

trong đó, C_{hc}^* - Nồng độ chất ô nhiễm được hiệu chỉnh; $\overline{C}_{db}(x^*)$ - Nồng độ dự báo theo công thức (1); $\alpha(x^*)$ - Hệ số hiệu chỉnh trung bình được tính từ các khoảng cách chuẩn hóa.

Cơ sở số liệu để tính toán: Nồng độ TSP, NH_3 , H_2S được quan trắc hai đợt vào tháng 11 và tháng 12/2020. Các vị trí lấy mẫu nằm về phía Đông Bắc của bãi rác - nơi có khu dân cư sinh sống lần lượt là 50 m, 100 m, 150 m, 250 m, 350 m và 450 m. Khoảng cách được lấy làm kích thước chuẩn hóa x_0 là 450 m. Hàm lượng TSP được xác định bằng phương pháp đo nhanh, sử dụng thiết bị đo bụi Haz-Dust EPAM 5000. H_2S được xác định bằng phương pháp đo nhanh, sử dụng thiết bị Gray Wolf. NH_3 được xác định bằng phương pháp MASA 401. Mẫu khí có chứa NH_3 được phân tích ở Trung tâm Nghiên cứu Quan trắc và Mô hình hóa Môi trường (CEMM), Trường Đại học Khoa học Tự Nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội. Giá trị nồng độ nền của TSP, NH_3 và H_2S quan trắc tại khu vực nghiên cứu lần lượt là 29,5; 48,5; 41. Giá trị được sử dụng để xây dựng hàm hồi quy bậc 3 là giá trị nồng độ trung bình giờ cao nhất trong 2 đợt quan trắc tại từng vị trí.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Xây dựng hàm đa thức bậc 3 cho các thông số TSP, NH_3 , H_2S

Các hàm đa thức bậc 3 được xây dựng từ số liệu đo thực tế TSP, NH_3 , H_2S , thể hiện trong Hình 2. Có thể thấy rằng, hệ số tương quan hồi quy R^2 đều có giá trị xấp xỉ từ 9,0 trở lên. Do vậy, nghiên cứu sử dụng các hệ số thu được từ các hàm này, kết hợp với cách tính M (xem công thức thứ 2) để xác định công thức tính lan truyền ô nhiễm cho từng chất (xem công thức 6,7,8) như dưới đây.

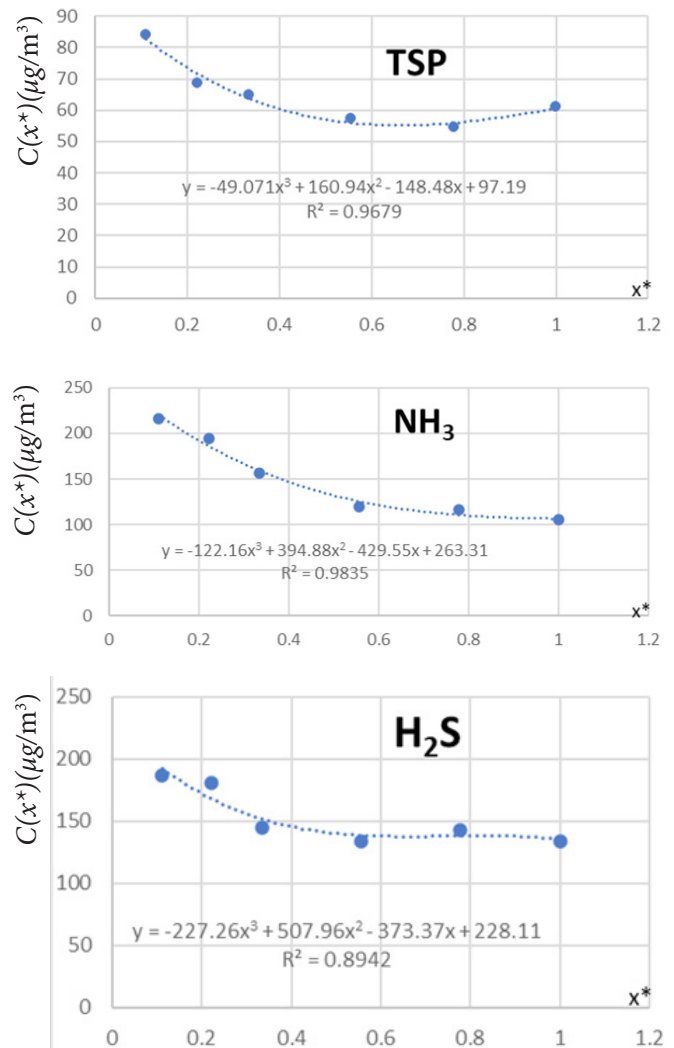


▲ Hình 1. Sơ đồ khu vực lấy mẫu và khu dân cư xung quanh bãi rác (Nguồn: Google map)

$$+ \text{TSP: } C(x^*) = \frac{86.25}{u \times 300} (-49.071.26x^{*3} + 160.94x^{*2} - 148.48x^* + 97.19) \quad (6)$$

$$+ \text{NH}_3: C(x^*) = \frac{86.25}{u \times 200} (-122.16x^{*3} + 394.88x^{*2} - 429.55x^* + 263.31) \quad (7)$$

$$+ \text{H}_2\text{S: } C(x^*) = \frac{158.13}{u \times 42} (-227.26x^{*3} + 507.96x^{*2} - 373.37x^* + 228.11) \quad (8)$$

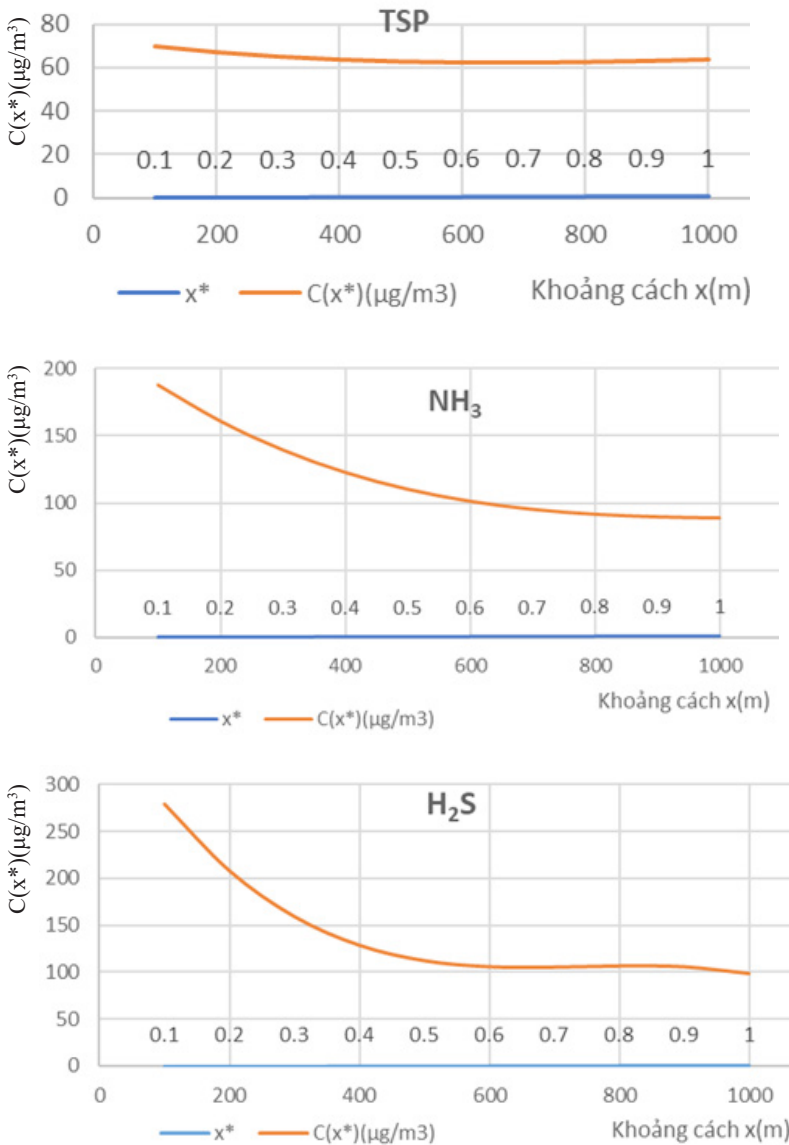


▲ Hình 2. Mô phỏng hàm hồi quy bậc 3 đối với các thông số TSP, NH_3 , H_2S (kích thước chuẩn hóa 450 m)

Hiệu chỉnh mô hình: Kết quả tính phân bố nồng độ TSP, H₂S từ bãi rác theo công thức (6), (8) rơi vào trường hợp có sai số tương đối từ 0,4 - 0,5 nên cần phải hiệu chỉnh kết quả tính C_{hc}^* theo công thức (5). Mô hình sau hiệu chỉnh có hiệu suất từ 83,4% - 99,57% đối với TSP và từ 78% - 95,7% đối với H₂S (trừ vị trí cách bãi rác 50 m, hiệu suất mô hình chỉ đạt hơn 50%). Mô hình tính cho NH₃ không cần phải hiệu chỉnh do hiệu suất mô hình dự báo đạt 80 - 88%. Như vậy, có thể sử dụng các công thức (6), (7), (8) để tính toán lan truyền TSP, H₂S và NH₃ đến những khoảng cách bất kỳ xung quanh bãi rác.

3.2. Kết quả tính lan truyền ô nhiễm theo phương pháp lý thuyết bán thực nghiệm

Vì quy mô bãi rác nhỏ (diện tích chỉ khoảng hơn 2 ha), nghiên cứu lựa chọn khoảng cách tối đa để tính toán là 1.000 m. Kết quả tính lan truyền TSP, NH₃ và H₂S được thể hiện trên Hình 3.



▲ Hình 3. Phân bố nồng độ TSP, H₂S, NH₃ theo khoảng cách

Hướng gió chính ở khu vực huyện Đà Bắc vào mùa đông là Đông Bắc, mùa hè thì bị ảnh hưởng của gió Tây khô nóng do điều kiện địa hình khu vực. Tuy nhiên, cuối các hướng gió này so với nguồn (bãi rác) là nghĩa trang, vùng đồi và ruộng, chỉ có một hai hộ dân sinh sống. Trên bản đồ Hình 1 cho thấy, về phía Đông Bắc của bãi rác có khu dân cư thuộc thôn Trúc Sơn, xã Toàn Thắng sinh sống, có thể chịu ảnh hưởng bởi khí thải từ bãi rác khi gió Tây Nam thổi.

Căn cứ vào QCVN 0:5/2013 quy định về giới hạn cho phép của TSP trong môi trường xung quanh là 300 μg/m³ và QCVN 06/2009:BTNMT quy định về giới hạn các chất độc hại trong môi trường (đối với NH₃ là 200 μg/m³; H₂S là 42 μg/m³) có thể thấy rằng: Khu vực phía Đông Bắc so với bãi rác (khi có gió Tây Nam thổi) không bị ô nhiễm TSP và NH₃. Giá trị TSP nhỏ hơn rất nhiều lần QCCP, giá trị cao nhất chỉ đạt 70 μg/m³ (tại vị trí 50 m gần nguồn phát thải). MTKK xung quanh bãi rác bị ô nhiễm H₂S, phạm vi ảnh hưởng có thể lên tới 1.000 m cách biên giới bãi rác. Giá trị nồng độ H₂S vượt quá giới hạn cho phép từ 2,5 đến hơn 6 lần QCCP, cao nhất tại vị trí gần bãi rác. Tại khu vực có dân cư thôn Trúc Sơn, Xã Toàn Thắng sinh sống (từ vị trí khoảng 300 m - 400 m cách bãi rác) giá trị H₂S vẫn vượt QCCP từ 2 - 3 lần.

4. KẾT LUẬN

Trên cơ sở ứng dụng lý thuyết bán thực nghiệm và các số liệu quan trắc thực tế, nghiên cứu đã xây dựng được mô hình tính toán lan truyền TSP, NH₃, H₂S phát thải từ bãi rác huyện Đà Bắc, tỉnh Hòa Bình có dạng các hàm đa thức bậc 3. Kết quả ứng dụng mô hình cho thấy, MTKK xung quanh bãi rác bị ô nhiễm H₂S và khu vực dân cư thuộc thôn Trúc Sơn, Xã Toàn Thắng nằm về phía Đông Bắc của bãi rác bị ô nhiễm H₂S khi có gió Tây Nam thổi. Bụi TSP và NH₃ vẫn nằm trong giới hạn cho phép theo quy chuẩn hiện hành. Kết quả nghiên cứu cung cấp thêm thông tin phục vụ công tác quản lý môi trường địa phương và cảnh báo ô nhiễm; là cơ sở để tính toán đền bù cho các hộ dân (nếu cần thiết). Mô hình tính toán đơn giản, hiệu suất cao, có thể được áp dụng cho những bãi rác nhỏ, cấp huyện ở tỉnh Hòa Bình■

LỜI CẢM ƠN: Các tác giả xin cảm ơn Đề tài QG.20.08, ĐHQGHN đã hỗ trợ kinh phí để thực hiện nghiên cứu này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Mai Thị Thu Thảo, Đinh Xuân Thắng, Bùi Tá Long (2015). Nghiên cứu, xây dựng hệ số phát thải các chất ô nhiễm từ bãi chôn lấp chất thải rắn sinh hoạt (CH_4 , NH_3 , Methyl Mercaptan) tại TP. Hồ Chí Minh và các khu đô thị. Tạp chí Phát triển Công nghệ, số M2, trang 115 - 125.
2. Phạm Ngọc Hồ (2017). Báo cáo tổng hợp nhiệm vụ “Đánh giá mức độ ô nhiễm không khí tại một số khu xử lý chất thải tại Hà Nội để điều chỉnh chính sách hỗ trợ đối với vùng ảnh hưởng môi trường”. Sở TN&MT Hà Nội (2017).
3. Phạm Thị Thu Hà, Phạm Thị Việt Anh, Dương Ngọc Bạch, Phan Thu Trang, and Phạm Ngọc Hồ (2020). Application of Daily Air Pollutant Index Forecasting Model Based on Semi-Empirical Statistical Theory: Case Study in Hanoi, Vietnam. *EnvironmentAsia* 12, no. 2.
4. QCVN 05: 2013/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí xung quanh.
5. QCVN 06:2009/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về một số chất độc hại trong không khí xung quanh.

APPLYING SEMI-EMPIRICAL THEORY TO CALCULATE THE TRANSPORTATION OF AIR POLLUTANTS EMMITTED FROM THE LANDFILLS IN DA BAC DISTRICT, HOA BINH PROVINCE

Phạm Thị Việt Anh^{1*}, Phạm Thị Thu Hà¹

Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

This paper presents the results of air quality assessment around the landfill in Da Bac district, Hoa Binh province. Based on the semi-empirical theoretical method, a model was established to calculate the transportation of TSP, NH_3 , H_2S emitted from the Da Bac landfill site that has not been monitored and treated. The results show that the air environment surrounding the landfill site is not polluted by TSP, NH_3 . Air environment are polluted by H_2S with an affected range of up to 1.000 m when the southwest winh blows, including residential areas in Truc Son hamlet, Toan Thang commune located to the northeast compared to the landfill.

Key words: Landfill, pollution, model, Da Bac, Hoa Binh.

ĐÁNH GIÁ HÀM LƯỢNG CLO DƯ TRONG NƯỚC MÁY TẠI MỘT SỐ KHU VỰC TỈNH THÁI NGUYÊN VÀ TP. HÀ NỘI

Nguyễn Thị Hà*, Nguyễn Thu Uyên⁽¹⁾
 Nguyễn Xuân Thị Lam, Trần Hải Yến, Ngô Văn Anh
 Trần Văn An²

TÓM TẮT

Khử trùng nước bằng clo là phương pháp phổ biến trong sản xuất nước cấp ở Việt Nam. Tuy nhiên, sử dụng quá liều lượng clo có thể gây dư lượng cao trong nước, ảnh hưởng đến chất lượng nước và sức khỏe cộng đồng do hình thành sản phẩm phụ như trihalomethane (THMs) có thể gây ung thư. Nghiên cứu này đã phân tích dư lượng clo trong nước cấp (nước máy) ở một số nhà máy cấp nước, hộ gia đình trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên và TP. Hà Nội. Phương pháp phân tích clo dư bằng đo nhanh sử dụng thuốc thử o-toluidine. Kết quả cho thấy, dư lượng clo ở hầu hết mẫu nước máy (125 mẫu) nằm trong khoảng 0,3 - 0,5 mg/l. Tuy nhiên, khoảng 20% số mẫu có dư lượng clo cao từ 0,7 - 0,8 mg/l, vượt tiêu chuẩn của WHO. Ở một số khu vực thuộc địa bàn khảo sát phát hiện dư lượng clo thấp, < 0,2 mg/l, thậm chí có 7 mẫu chỉ ở mức 0,1 mg/l, không đáp ứng tiêu chuẩn của WHO và Việt Nam (QCVN 01-1:2018/BYT). Mức dư lượng thấp này có nguy cơ gây tái nhiễm vi sinh vật, ảnh hưởng đến người sử dụng.

Từ khóa: Khử trùng nước bằng clo, clo dư, nước máy, Hà Nội, Thái Nguyên.

1. MỞ ĐẦU

Trong các phương pháp khử trùng hóa học, khử trùng bằng clo (Cl_2) là phương pháp phổ biến [3]. Đây là một chất khử trùng giá thành thấp, có thể tiêu diệt hầu hết các vi khuẩn gây bệnh trong nước. Tuy nhiên, khử trùng bằng clo có thể hình thành các sản phẩm phụ. Một loại sản phẩm phụ của quá trình clo hóa là trihalomethanes (THMs) được xem là chất gây ung thư ở con người [4, 5]. Để tránh tạo các sản phẩm phụ này trong nước cấp, khử trùng bằng clo hiện đã hạn chế sử dụng ở nhiều nước và các phương pháp khử trùng khác như dùng ozon, tia tử ngoại (UV) đang được sử dụng phổ biến hơn. Cloramin là chất khử trùng ổn định hơn và ít nguy cơ tạo ra các sản phẩm phụ có hại, tuy nhiên chi phí cao hơn so với clo [6, 7]. Các phương pháp khác cũng có thể loại bỏ một phần vi sinh vật như quá trình keo tụ, lắng, lọc cặn tiền và lọc màng.

Bên cạnh việc sử dụng quá liều lượng clo khi khử trùng có thể dẫn đến dư lượng cao trong nước, gây ảnh hưởng không chỉ đến chất lượng nước mà còn có nguy cơ hình thành các sản phẩm phụ cơ clo gây hại cho sức khỏe, nếu dư lượng clo thấp cũng không đảm bảo an toàn khi sử dụng nước do có thể tái nhiễm vi sinh vật [8, 9]. Nghiên cứu này phân tích dư lượng clo trong nước cấp (nước máy) ở một số nhà máy cấp nước và hộ gia đình trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên, TP. Hà Nội, trong đó so sánh dư lượng clo hoạt động trong nước cấp tại nhà máy, hộ dân, làm cơ sở đánh giá mức dư lượng clo an toàn trong nước cấp sinh hoạt, giảm nguy cơ tái nhiễm khuẩn.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng, mẫu nghiên cứu

Tại tỉnh Thái Nguyên, 31 mẫu nước cấp cho sinh hoạt được lấy tại các hộ dân thuộc các phường: Quang Vinh, Tân Long, Hoàng Văn Thụ, Quán Triều, Túc Duyên, Trưng Vương, TP. Thái Nguyên và các huyện Đồng Hỷ, Võ Nhai, Đại Từ và TP. Sông Công. Tại TP. Hà Nội, 94 mẫu được lấy tại 6 nhà máy nước: PV, LĐ, VH, ĐC, ST1, ST2 và 30 hộ dân gần khu vực 6 nhà máy nước ở trên, xung quanh khu vực 2 nhà máy nước TM, NH (cách khoảng 1 km). Các mẫu được lấy vào 6 - 7 đợt trong khoảng từ tháng 1 - 8/2021. Mẫu nước được lấy tại điểm bơm lên mạng lưới ở nhà máy và trực tiếp vòi (đường ống) ở hộ gia đình.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

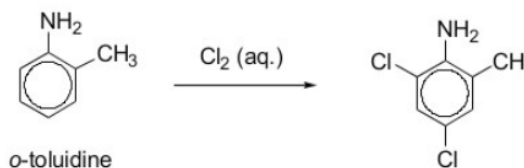
Tiến hành lấy mẫu theo TCVN 6663-5:2009 và đo dư lượng clo trong mẫu nước cấp theo các bước sau [10]: Tráng ống nghiệm thủy tinh 2 - 3 lần bằng nước vòi điểm lấy mẫu → Lấy 5 - 6 ml mẫu nước vào ống nghiệm → Thêm 1 - 2 giọt dung dịch o-toluidine → Sau 5 - 10 giây khi màu vàng xuất hiện ổn định → So màu của ống nghiệm với Thang màu clo dư → Đọc kết quả.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

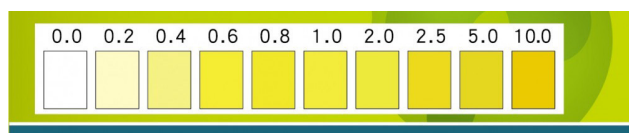
²Trung tâm Kiểm soát bệnh tật Thành phố Hà Nội



Nguyên lý của phương pháp đo nhanh clo dư trong nước cấp sinh hoạt bằng thuốc thử o-toluidine (của Sigma-Aldrich): Thuốc thử o-toluidine trong axit clohydric phản ứng với clo tự do có trong nước tạo thành dung dịch có màu vàng:



Cường độ màu vàng tỷ lệ với hàm lượng clo dư trong mẫu theo thang màu dưới đây:



▲ Hình 1. Thang màu chuẩn xác định clo dư trong nước cấp sinh hoạt bằng thuốc thử o-toluidine (đơn vị: mg/l)

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả phân tích hàm lượng clo dư tại khu vực Thái Nguyên và TP. Hà Nội

Kết quả khảo sát, phân tích clo dư tại các địa điểm hộ dân nghiên cứu khu vực của tỉnh Thái Nguyên và TP. Hà Nội được chỉ ra ở Hình 2 và 3.

Hình 2 cho thấy, lượng clo dư ở hầu hết các điểm khu vực huyện Phú Lương và phường Túc Duyên ở TP. Thái Nguyên đều nằm trong tiêu chuẩn cho phép của Bộ Y tế (QCVN 01-1:2018/BYT), 0,2 - 1,0 mg/l. Nhìn chung, đa số các khu vực lấy mẫu đều dưới 0,5 mg/l, tuy nhiên có 5 - 6 mẫu ở mức xấp xỉ 0,2 mg/l và 5/31 ở mức clo thấp 0,1 mg/l - đây là mức có nguy cơ tái nhiễm khuẩn cao, gây rủi ro cho người sử dụng.

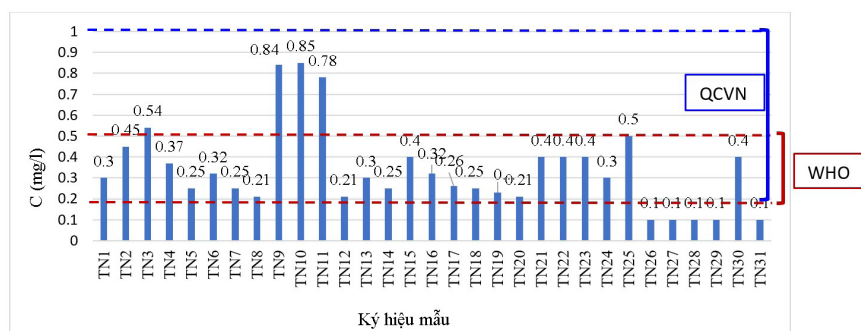
Ở khu vực Hà Nội các khu vực lấy mẫu có lượng clo dư cao, khoảng 50% số mẫu có hàm lượng clo dư trong khoảng từ 0,5 - 0,8 mg/l vượt quá tiêu chuẩn của WHO (0,2 - 0,5 mg/l). Chỉ có 3/24 mẫu ở khu vực này có lượng clo dư nhỏ hơn 0,2 mg/l, thấp nhất là 0,1 mg/l có thể gây tái nhiễm vi sinh vật. Mức clo dư cao nhất đo được là 0,8 mg/l ở hộ dân là cao so với quy định của WHO, tuy nhiên vẫn đạt ngưỡng 0,2 - 1,0 mg/l theo QCVN 01-1:2018/BYT.

3.2. So sánh dư lượng clo ở nhà máy nước và khu hộ dân

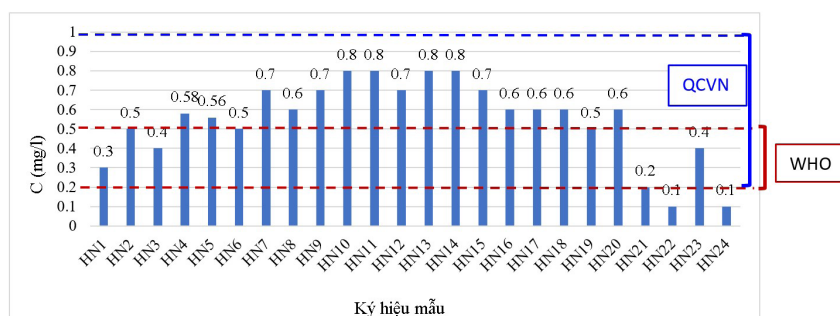
Để đánh giá mức độ giảm hàm lượng clo dư trong nước cấp khi bơm cấp từ nhà máy lên mạng lưới đến các hộ dân, đã tiến hành phân tích hàm lượng clo dư tại các nhà máy và hộ dân sử dụng nước ở xung quanh trong bán kính khoảng 1 km (Hình 4 và 5).

Kết quả Hình 4 (a) cho thấy, tại các nhà máy, khoảng clo dư dao động khá lớn từ 0,4 - 0,9 mg/l, đều đáp ứng tiêu chuẩn của Việt Nam, trong đó nhà máy nước VH có khoảng giá trị ổn định nhất. Hình 4 (b) thấy rõ sự giảm hàm lượng clo dư khi nước được vận chuyển trong mạng lưới cấp đến các hộ dân xung quanh. Mức giảm tương tự ở nhà máy nước PV và ĐC, trong khi nhà máy LĐ và VH có mức giảm nhiều hơn đáng kể (từ 0,7 - 0,8 xuống chỉ còn 0,2 - 0,3 mg/l). Nguyên nhân có thể ngoài khoảng cách từ nhà máy đến hộ dân còn do thời điểm lấy mẫu, đo vì nhiệt độ khác nhau có thể ảnh hưởng hàm lượng clo dư trong nước cấp sinh hoạt.

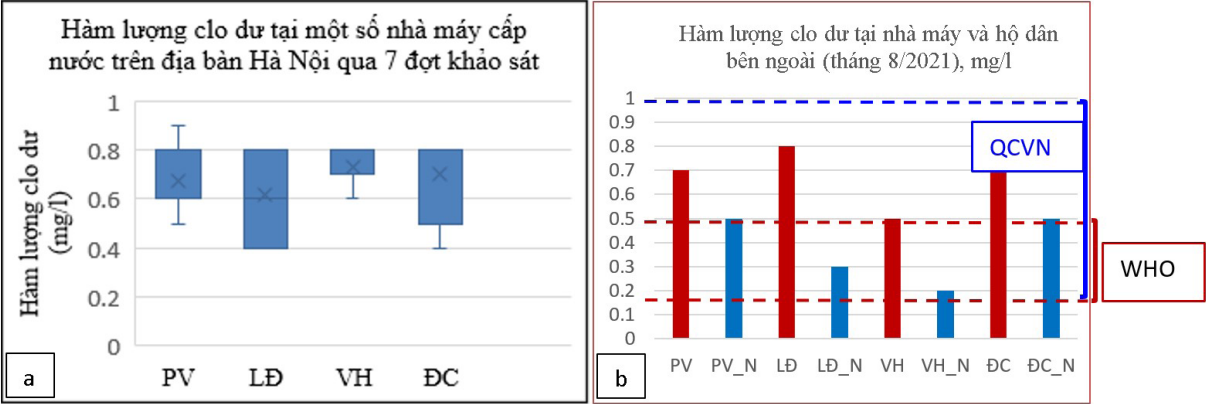
Kết quả Hình 5 cho thấy, qua 7 đợt phân tích, hàm lượng clo dư ở nhà máy ST1 khá ổn định ở mức 0,7 mg/l đáp ứng yêu cầu đảm bảo an toàn. Ở nhà máy ST2, kết quả đo 4 đợt sau có hàm lượng thấp hơn (0,5 - 0,6 mg/l), tuy nhiên vẫn nằm trong ngưỡng cho phép. Ngoài ra, tại các hộ dân, hàm lượng clo dư cũng khá cao, tương tự như ở nhà máy trừ một số đợt ở ST1_N (đợt 1, 4) và đợt 4, 7 ở ST2_N.



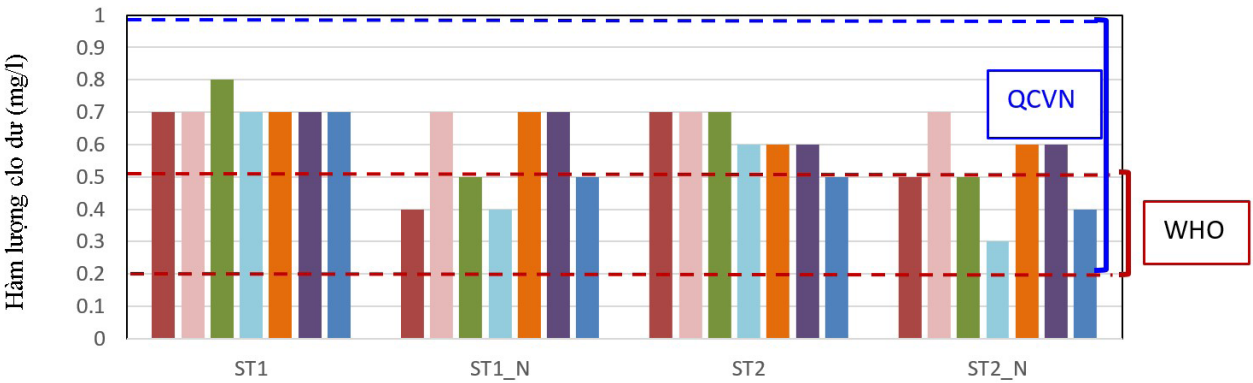
▲ Hình 2. Hàm lượng clo dư ở các điểm lấy mẫu hộ dân trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên



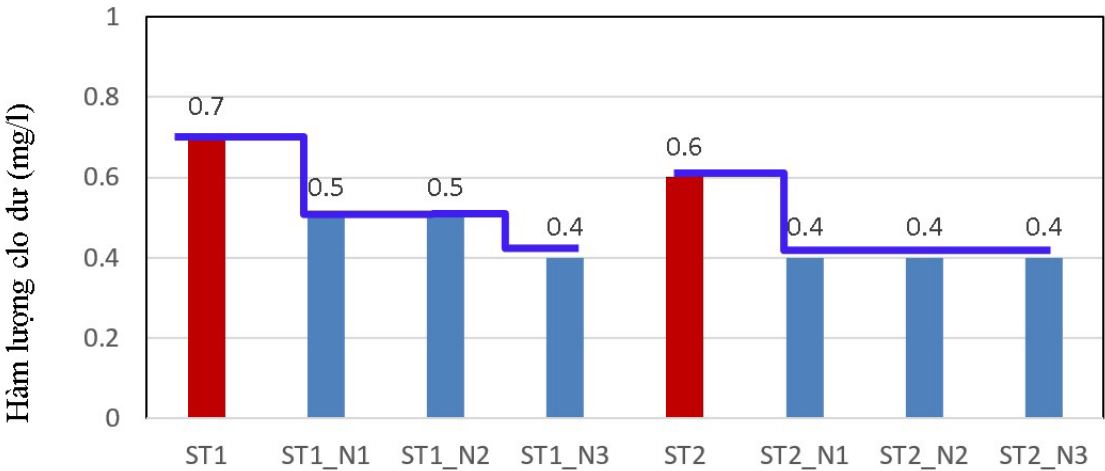
▲ Hình 3. Hàm lượng clo dư ở các điểm lấy mẫu hộ dân khu vực TP. Hà Nội xung quanh nhà máy nước TM và NH



▲ Hình 4. Kết quả đo hàm lượng clo dư trong nước cấp tại một số nhà máy khu vực TP. Hà Nội (a) và so sánh giữa nước trong nhà máy và tại hộ dân (b)



▲ Hình 5. Kết quả phân tích hàm lượng clo dư của 7 đợt lấy mẫu tại nhà máy ST1, ST2 và khu xung quanh (từ tháng 1 - 6/2021)



▲ Hình 6. Kết quả phân tích hàm lượng clo dư tại nhà máy và các hộ dân bên ngoài (đợt lấy mẫu tháng 8/2021)

Hình 6 cũng cho thấy mức giảm khá rõ rệt hàm lượng clo dư ở các điểm lấy mẫu bên ngoài nhà máy. Hàm lượng giảm từ 0,7 xuống còn từ 0,4 - 0,5 mg/l ở nhà máy nước ST1 và từ 0,6 xuống còn 0,4 mg/l ở nhà máy nước ST2. Tuy nhiên, ở tất cả các vị trí, hàm lượng clo dư vẫn nằm trong ngưỡng cho phép theo

QCVN 01-1:2018/BYT. Kết quả này cũng tương đồng với một số kết quả được công bố ở Việt Nam, trong đó hầu hết các mẫu nước cấp cho sinh hoạt đều đạt thấp hơn ngưỡng trên nhưng thường không đạt ở ngưỡng dưới, dư lượng clo thấp hơn không đủ để đảm bảo không tái nhiễm khuẩn [1, 2].

4. KẾT LUẬN

Dư lượng clo trong nước cấp ở các hộ dân trên địa bàn nghiên cứu thuộc tỉnh Thái Nguyên có mức thấp, trong khoảng 0,1 - 0,5 mg/l. Khoảng 20% số mẫu có hàm lượng clo thấp hơn 0,2 mg/l, đặc biệt 7 mẫu hàm lượng ở mức 0,1 mg/l có nguy cơ tái nhiễm vi sinh vật, ảnh hưởng đến sức khỏe người sử dụng. Ở ngưỡng trên, tất cả các mẫu đều đáp ứng QCVN 01-1:2018/BYT, tuy nhiên so với tiêu chuẩn của WHO, 4/31 mẫu vượt (> 0,5 mg/l).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Lê Minh Tiến (2018). *Thực trạng chất lượng nước ăn uống sinh hoạt tại các công trình cấp nước tập trung vùng nông thôn tỉnh Quảng Bình*. *Tạp chí Thông tin Khoa học và Công nghệ Quảng Bình*, số 6, 35 - 37.
2. Trung tâm Quốc gia Nước sạch và Vệ sinh môi trường nông thôn (2020). *Chiến lược quốc gia về Cấp nước và Vệ sinh nông thôn đến năm 2030, tầm nhìn đến năm 2045*.
3. Geoger Bowman (2017). *The Fundamentals of chlorine chemistry and disinfection*. The Wisconsin State Lab of Hygiene và Rick Mealy, The Wisconsin Dept. of Natural Resources.
4. Israa Harjan Mohsen, Athraa Harjan Mohsen và Haider Kamil Zaidan (2019). *Health effects of chlorinated water: A review*, *Tạp chí Parkistan Journal of Biotechnology*. 16(3):163 - 167.
5. Ministry of Health (2005). *Guidelines for Drinking-water quality management for New Zealand, (3ed)*. Wellington: Ministry of Health. Chapter 15: Treatment process, disinfection.
6. Maria Cristina Collivignarelli, Alessandro Abbà, Ilaria Benigna, Sabrina Sorlini và Vincenzo Torretta (2018). *Overview of the main disinfection process for wastewater and drinking water treatment plants*. *Sustainability*, 10 (1), 86; <https://doi.org/10.3390/su10010086>.
7. WHO (2004). *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking water Chapter 3: Inactivation (disinfection) processes*.
8. Stavdoula Tsitsifi và Vasilis Kanakoudis (2018). *Disinfection impacts to drinking water safety - A review Proceedings*, 2, 603; doi:10.3390/proceedings2110603.
9. WHO (2011). *Technical notes on drinking - water, sanitation and hygiene in mergencies, Measuring chlorine levels in water supplies*.
10. US-CDC, *Free Chlorine Testing* (<https://www.cdc.gov/safewater/chlorine-residual-testing.html>). Ngày truy cập 12/11/2020.

ASSESSMENT OF CHLORINE RESIDUE IN TAP WATER AT SOME AREAS IN THAI NGUYEN AND HA NOI CITY

Nguyen Thi Ha^{1*}, Tran Van An², Nguyen Thu Uyen¹
 Nguyen Xuan Thi Lam¹, Tran Hai Yen¹, Ngo Van Anh¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
 Vietnam National University, Hanoi
²Hanoi Center for Disease control

ABSTRACT

Disinfection of water with chlorine is one of the popular methods in the production of supply water in Vietnam. However, using an overdose of activated chlorine can cause high residues in water, affecting water quality and public health due to the formation of by-products such as trihalomethane (THMs) causing cancer. In this study, chlorine residues in supply water (tap water) were dertermined in some supply water plants and households in Thai Nguyen province and Hanoi city. Rapid measurement using o-toluidine reagent was applied to identify residual chloride content. The results showed that chlorine residues in 125 samples of tap water were mostly at about 0.3 - 0.5 mg/l. However, about 20% of samples had high chlorine residues ranged 0.7 - 0.8 mg/l, specially in supply water plants that exceed WHO level. In some studied areas, it was found low chlorine residues, < 0.2 mg/l, even 7 samples at 0.1 mg/l level that does not meet the standards according to both WHO and Vietnam (QCVN 01-1:2018/BYT). These low level of chlorine residues can cause re-infection of microorganisms and affect on the public health.

Keywords: Chlorination, chlorine residue, tap water, Ha Noi, Thai Nguyen.

ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG NƯỚC MẶT KHU VỰC MỎ THAN VÀNG DANH, TP. UÔNG BÍ, TỈNH QUẢNG NINH

Phạm Thị Thu Hà^{*}, Trần Văn Thụy^{|(1)}

Nguyễn Thanh Nam², Dương Ngọc Bách³, Phí Thị Ly³

TÓM TẮT

Nghiên cứu này đã thực hiện quan trắc chất lượng nước mặt khu vực mỏ than Vàng Danh với 3 điểm: trước điểm tiếp nhận nước thải 100 m, tại điểm tiếp nhận và sau điểm tiếp nhận 100 m trên sông Vàng Danh; đánh giá diễn biến chất lượng nước qua các năm bằng chỉ số chất lượng nước (WQI). Kết quả nghiên cứu cho thấy, chất lượng nước mặt khu vực mỏ Vàng Danh đang bị ô nhiễm bởi các thông số chất rắn lơ lửng (TSS), COD, NH_4^+ , mangan (Mn). Tuy nhiên, chất lượng nước đã có sự cải thiện đáng kể qua các năm 2015 - 2017 do trạm xử lý nước thải được đưa vào hoạt động từ năm 2015 và nâng công suất vào năm 2016. Đến năm 2017, chỉ số đánh giá chất lượng nước WQI đạt 80 thuộc mức thứ 2 của thang đánh giá ($76 < \text{WQI} < 90$), ứng với chất lượng nước sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt nhưng cần biện pháp xử lý phù hợp. Ngoài ra, nghiên cứu đã lấy 3 mẫu nước thải mỏ Vàng Danh trước và sau xử lý để đánh giá ảnh hưởng của nước thải đến môi trường nước mặt. Kết quả cho thấy, nồng độ các chất ô nhiễm trong nước thải mỏ than đã giảm đáng kể sau khi qua hệ thống xử lý, đạt giới hạn cho phép của QCVN 40:2011, cột A được xả vào nguồn nước dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt.

Từ khóa: Quan trắc chất lượng nước, chỉ số chất lượng nước WQI, sông Vàng Danh, mỏ than Vàng Danh.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Tại Việt Nam, nước thải mỏ khai thác than phát sinh chủ yếu tại Quảng Ninh với lưu lượng thải khoảng 70 triệu $\text{m}^3/\text{năm}$ [1]. Nước thải mỏ than có đặc tính pH thấp, nồng độ các chất như TSS, sắt (Fe) và Mn cao gây ra nhiều ảnh hưởng đến hệ thống sông, suối, hồ như gây bồi lấp, làm mất nguồn thủy sinh, suy giảm chất lượng nước nguồn tiếp nhận [2, 3].

Mỏ than Vàng Danh thuộc phường Vàng Danh, TP. Uông Bí, tỉnh Quảng Ninh [2, 4], là đơn vị khai thác than hầm lò lớn của Tập đoàn Công nghiệp Than - Khoáng sản Việt Nam (TKV). Khai thác than tại mỏ Vàng Danh góp phần đảm bảo an ninh năng lượng quốc gia, tạo nhiều công việc cho người lao động, đóng góp lớn vào phát triển kinh tế - xã hội của địa phương. Tuy nhiên, quá trình khai thác than đã gây ảnh hưởng tiêu cực đến môi trường nước mặt xung quanh khu vực khai thác than. Nước thải trong khai thác than tại mỏ Vàng Danh được thải vào nguồn tiếp nhận là sông Vàng Danh, một con sông có giá trị lớn đối với việc cung cấp nước cho sinh hoạt [8], sản xuất nông nghiệp và điều hòa nước về mùa mưa của tỉnh Quảng Ninh. Vì vậy, cần có các nghiên cứu đánh giá thực trạng chất lượng nước

mặt khu vực mỏ than Vàng Danh để thấy được ảnh hưởng của hoạt động khai thác than lên môi trường nước mặt, từ đó có các giải pháp hài hòa giữa sản xuất đi đôi với bảo vệ môi trường.

2. ĐỐI TƯỢNG, PHẠM VI VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng, phạm vi nghiên cứu

Sông Vàng Danh được hợp thành gồm nhiều con suối nhỏ bắt nguồn từ dãy núi Bảo Đài, sông Vàng Danh, chảy theo địa hình từ Bắc xuống Nam, sau đó hợp lưu với các suối chính Uông Thượng, suối Vàng Danh, suối Than Thùng chảy qua khu vực phường Vàng Danh. Đến địa phận phường Bắc Sơn, sông Vàng Danh thành thượng nguồn sông Uông [4]. Sông Vàng Danh có chiều dài khoảng 8 km, lòng sông rộng từ 12 - 20 m, lưu lượng nước sông phụ thuộc theo mùa. Lưu lượng mùa mưa từ $3,127 \text{ m}^3/\text{s}$ - $429,082 \text{ m}^3/\text{s}$, về mùa khô, lưu lượng nhỏ từ $0,488 \text{ m}^3/\text{s}$ - $41,212 \text{ m}^3/\text{s}$.

Phạm vi nghiên cứu là đoạn sông chảy qua mỏ Vàng Danh (đoạn từ khu Cánh Gà đến trạm Bảo vệ), đây là đoạn sông tiếp nhận nước thải mỏ (Hình 1).

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Công ty CP Tin học, Công nghệ, Môi trường - Vinacomin

³Trung tâm Nghiên cứu Quan trắc và Mô hình hóa Môi trường,

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



▲ Hình 1. Khu vực nghiên cứu

Nước thải mỏ sau khi xử lý được xả ra suối Vàng Danh qua hệ thống mương dẫn chảy vào sông Vàng Danh. Theo số liệu thống kê, trên lưu lượng nước bơm thoát nước mỏ hàng năm, lưu lượng nước thải mỏ Vàng Danh được xử lý dao động trong khoảng từ 1.900 m³/h - 2.800 m³/h. Mỏ than Vàng Danh nằm về phía thượng nguồn sông Vàng Danh với công suất thiết kế khai thác là 600.000 tấn/năm [4], công nghệ khai thác chính là hệ thống khai thác cột dài theo phương lò chợ chống bằng cột thủy lực đơn, giá thủy lực di động [5, 6]. Trạm xử lý nước thải (XLNT) của mỏ Vàng Danh đã được đưa vào hoạt động modul 1 có công suất 800 m³/h vào năm 2015 và modul số 2 có công suất 2.200 m³/h vào năm 2016. Tổng công suất trạm XLNT Vàng Danh là 3.000 m³/h.

Nước mặt sông ngoài chịu tác động từ hoạt động xả nước thải sau xử lý của mỏ Vàng Danh (lưu lượng tối đa 3.000 m³/h) còn chịu tác động từ nước thải sinh hoạt của các hộ dân sống trong khu vực, nước mưa chảy tràn và nước thải từ các mỏ than khác ở phía thượng lưu.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Dữ liệu

Nghiên cứu sử dụng số liệu quan trắc thực tế vào tháng 6/2017 tại 3 vị trí lấy mẫu trên sông Vàng Danh và 3 mẫu nước thải của mỏ than Vàng Danh; số liệu quan trắc đợt tháng 3/2017 do Trung tâm quan trắc TN&MT tỉnh Quảng Ninh thực hiện [8] tại 3 vị trí trên sông Vàng Danh bao gồm: trước điểm tiếp nhận nước thải 100 m, tại điểm tiếp nhận và sau điểm tiếp nhận 100 m; chuỗi số liệu quan trắc

môi trường nước mặt sông Vàng Danh liên tục từ năm 2013 - 2016 với tần suất 1 lần/quý (4 lần/năm) của Tập đoàn Công nghiệp Than - Khoáng sản Việt Nam (TKV) do Công ty CP Tin học, Công nghệ, Môi trường - Vinacomin (VITE) thực hiện [9].

2.2.2. Phương pháp lấy mẫu, bảo quản và phân tích

Mẫu nước mặt, nước thải được lấy và bảo quản theo hướng dẫn của các tiêu chuẩn hiện hành bao gồm TCVN 6663-1:2011, TCVN 6663-3:2014, TCVN 6663-6:2008 và TCVN 5999:1995. Vị trí tọa độ các điểm lấy mẫu được thể hiện trong Bảng 1 và Hình 1.

Bảng 1. Vị trí tọa độ các điểm quan trắc nước mặt và nước thải

Ký hiệu	Vị trí lấy mẫu	Tọa độ VN 2000	
		X	Y
I	Nước mặt		
NM_1	Nước sông Vàng Danh tại cầu Nhị Long (cách điểm tiếp nhận nước thải của trạm XLNT Vàng Danh 100 m về phía thượng lưu)	2.336.709,49	400.454,90
NM_2	Nước suối Vàng Danh đoạn hợp lưu với sông Vàng Danh (tiếp nhận nước thải)	2.336.764,77	400.600,60
NM_3	Nước sông Vàng Danh tại trạm Bảo vệ (cách điểm tiếp nhận nước thải của trạm XLNT Vàng Danh 100 m về phía hạ lưu)	2.336.608,06	400.580,31
II	Nước thải		
NT_1	Nước thải tại bể điều lượng Cánh Gà (thu nước thải tập trung cửa lò +130, +135)	2.337.397,37	399.942,38
NT_2	Nước thải tại bể điều lượng Vàng Danh (bể thu nước thải tập trung cửa lò +120, +122)	2336902,17	400726,88
NT_3	Nước thải sau xử lý tại cửa xả của trạm XLNT Vàng Danh	2.336.699,08	400.573,16

Tất cả các thông số môi trường này đều được phân tích theo các phương pháp tiêu chuẩn của Việt Nam hoặc phương pháp chuẩn xét nghiệm nước và nước thải của Hiệp hội Y tế công cộng của Mỹ (Standard methods for environmental water and waste water, American Public Health Association). Kết quả nghiên cứu có độ tin cậy, chính xác cao đảm bảo yêu cầu theo nội dung nghiên cứu.

2.2.3. Phương pháp xử lý số liệu

Số liệu thô ban đầu được tính toán và biểu diễn trên các biểu đồ bằng phần mềm excel. Các kết quả quan trắc được so sánh với QCVN 08-MT:2015/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt và QCVN 40:2011, cột A - Quy định giá trị nồng độ của các thông số ô nhiễm trong nước thải công nghiệp khi xả vào nguồn nước được dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt.

Phương pháp tính chỉ số chất lượng nước tổng hợp WQI thực hiện theo Quyết định số 1460/QĐ-TCMT ngày 12/11/2019 của Tổng cục Môi trường về việc ban hành “Hướng dẫn kỹ thuật tính toán và công bố chỉ số chất lượng nước Việt Nam (VN_WQI)” [10].

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Chất lượng nước thải mỏ Vàng Danh trước và sau xử lý

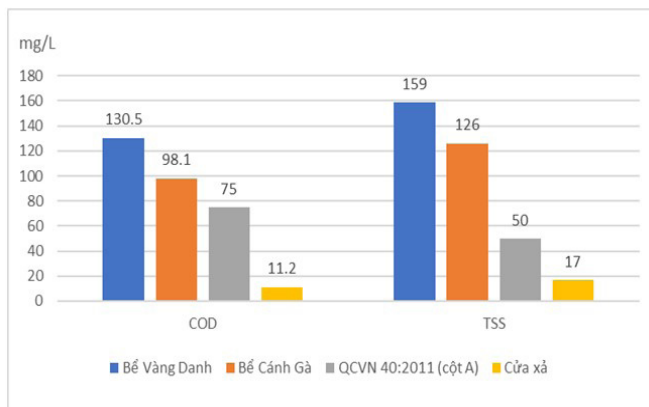
Nghiên cứu đã tiến hành lấy và phân tích 3 mẫu nước thải (Bảng 1). Các thông số quan trắc bao gồm: pH, độ màu, TSS, COD, BOD₅, As, Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Mn, Fe, Cr (III), Cr (VI), CN⁻, T-P, T-N, tổng dầu mỡ khoáng, tổng Coliform. Kết quả cho thấy, nước thải chưa xử lý bị ô nhiễm bởi các thông số TSS, COD, Fe và Mn.

Hình 2, 3 cho thấy, nồng độ COD, TSS, Fe, Mn tại cửa xả (nước thải sau xử lý) đã được giảm đáng kể. Hiệu quả xử lý COD, TSS, Fe và Mn lần lượt là 91, 89, 90, 86% tại bể Vàng Danh và 89, 87, 89, 87% tại bể Cánh Gà. Tất cả các thông số quan trắc đều nằm trong giới hạn của quy chuẩn cho phép QCVN 40:2011, cột A được xả vào nguồn nước dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt.

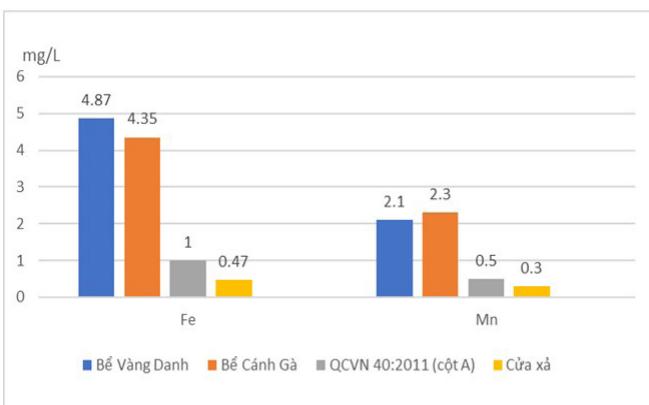
3.2. Chất lượng nước mặt sông vàng Danh

Kết quả phân tích cho thấy, nước mặt tại khu vực trung tâm mỏ Vàng Danh đang bị ô nhiễm bởi các thông số TSS, COD, amoni và Mn.

Chất lượng nước sông có sự thay đổi theo mùa rõ rệt. Trong đợt quan trắc tháng 3 (mùa khô), chất lượng nước tương đối tốt, hầu hết các thông số quan trắc đều nằm trong giới hạn cho phép của QCVN 08-MT:2015/BTNMT, cột A2. Tuy nhiên, nồng độ chất ô nhiễm tăng cao vào đợt quan trắc tháng 6 (mùa mưa). Hàm lượng TSS vượt QCVN 08-MT:2015/BTNMT, cột A2 4,3 - 5,2 lần, COD vượt 1,15 - 1,24, amoni vượt 2,48 - 4,15 lần và Mn vượt 1,2 - 1,55 lần. Nguyên nhân



▲ Hình 2. Nồng độ COD, TSS trong các mẫu nước thải trước và sau xử lý

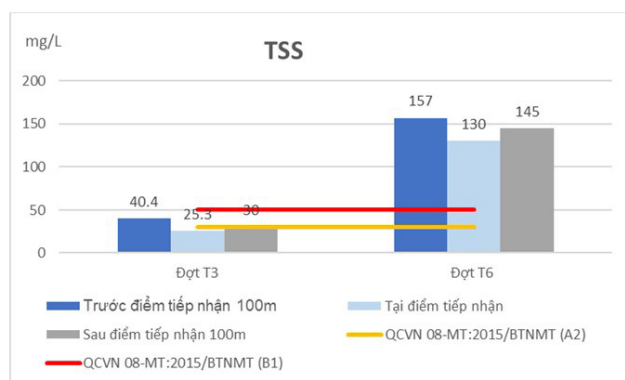


▲ Hình 3. Nồng độ Fe, Mn trong các mẫu nước thải trước và sau xử lý

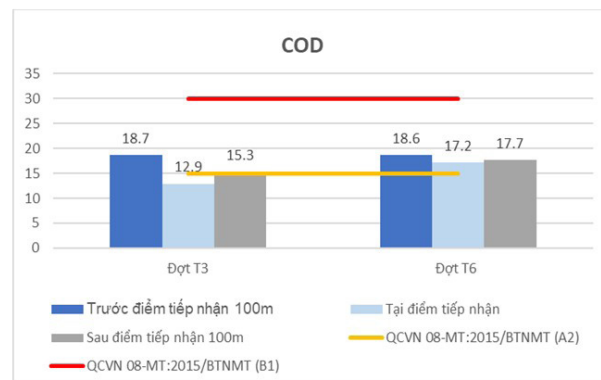
là do vào mùa mưa, nước mưa cuốn theo đất đá và các chất ô nhiễm từ khu vực mỏ than và các vùng nông nghiệp xung quanh chảy vào sông Vàng Danh gây nên tình trạng ô nhiễm nước sông. Đặc biệt, có thể thấy rõ được sự chênh lệch về nồng độ amoni giữa mùa mưa và mùa khô trong Hình 6. Lý do là vì khu vực nghiên cứu nằm ở phường Vàng Danh, toàn phường có diện tích đất nông nghiệp chiếm tỉ lệ cao (74%) nên nguồn gây ô nhiễm amoni cho sông Vàng Danh chủ yếu là do nước mưa chảy tràn qua các vùng nông nghiệp cuốn theo amoni đưa vào sông. Chính vì vậy, vào mùa khô, khi lượng mưa ít thì lượng amoni vào sông Vàng Danh thấp.

So sánh giữa các điểm quan trắc, nồng độ các chất ô nhiễm tại điểm trước khi tiếp nhận nước thải 100 m cao hơn 2 vị trí tại điểm tiếp nhận, sau điểm tiếp nhận 100 m và có xu hướng giảm dần về phía hạ lưu. Như vậy, nếu nước thải được xử lý triệt để khi đổ vào sông Vàng Danh phần nào giúp pha loãng các chất ô nhiễm từ phía thượng lưu, cải thiện chất lượng nước sông phía hạ lưu.

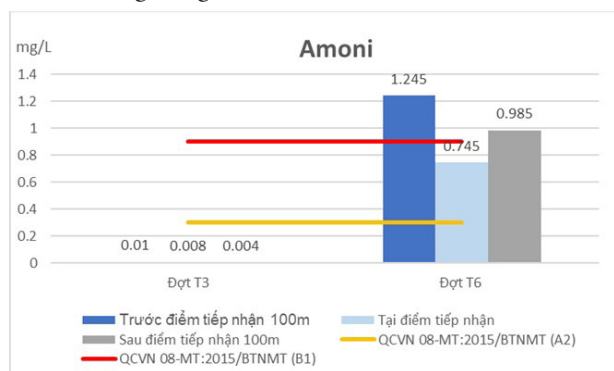
Ngoài ra, nghiên cứu cũng áp dụng phương pháp tính chỉ số WQI [10] có trọng số để đánh giá diễn biến chất lượng nước mặt khu vực trung tâm mỏ Vàng Danh qua các năm 2013 - 2017. Các thông số được sử dụng để đánh giá bao gồm: pH, COD, BOD₅, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, As, Cd, Pb, Cu, Hg, Coliform. Kết quả đánh giá được thể hiện trong Bảng 2 và Hình 8.



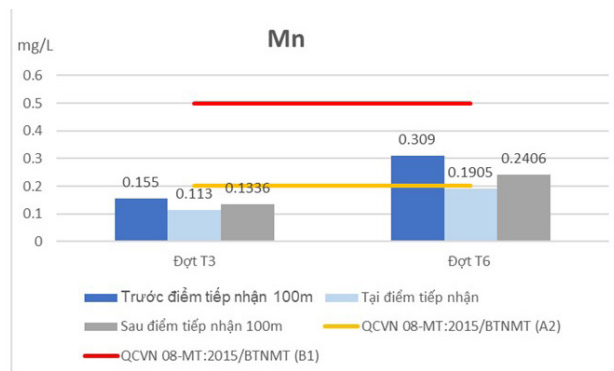
▲ Hình 4. Hàm lượng TSS tại các điểm quan trắc trên sông Vàng Danh



▲ Hình 5. Hàm lượng COD tại các điểm quan trắc trên sông Vàng Danh



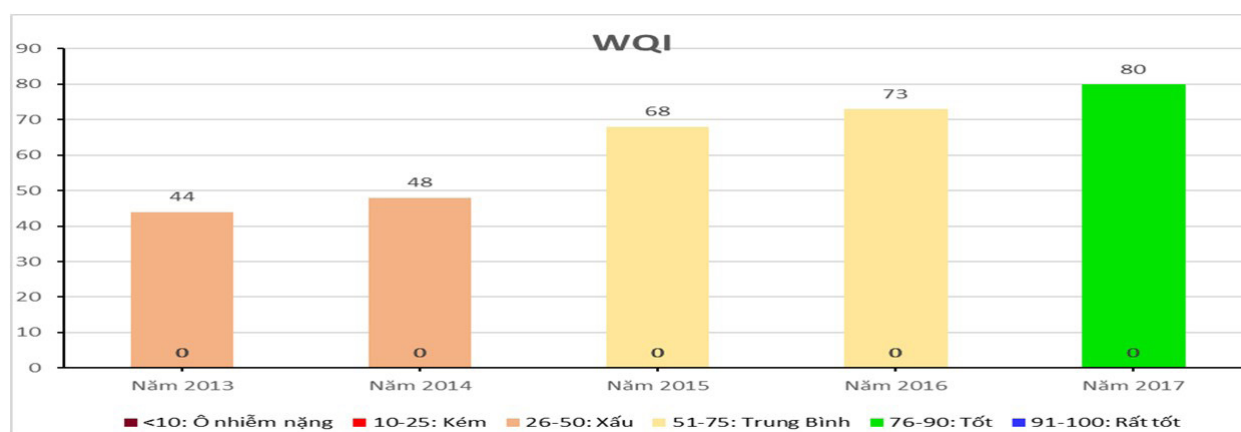
▲ Hình 6. Hàm lượng amoni tại các điểm quan trắc trên sông Vàng Danh



▲ Hình 7. Hàm lượng mangan tại các điểm quan trắc trên sông Vàng Danh

Kết quả tính WQI qua các năm 2013 - 2017 cho thấy, chất lượng nước sông Vàng Danh có sự cải thiện qua các năm. Giai đoạn năm 2013 - 2014, WQI dao động trong khoảng 44 - 48 thuộc mức thứ tư của thang đánh giá ($26 < WQI < 50$) ứng với chất lượng nước kém. Từ năm 2015, trạm XLNT modul 1 với công suất 800 m³/h đi vào hoạt động, chỉ số chất lượng nước đã tăng lên đáng kể, giá trị WQI tăng lên 68 - 73 (năm 2015, 2016), thuộc mức thứ ba của thang đánh giá ($51 < WQI < 75$), ứng với mức chất lượng nước trung bình. Sau khi trạm XLNT vận hành modul 2 với công suất 1200 m³/h vào

năm 2016, đến năm 2017 chỉ số đánh giá chất lượng nước WQI đạt 80, thuộc mức thứ 2 của thang đánh giá ($76 < WQI < 90$), ứng với chất lượng nước tốt, sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt nhưng cần biện pháp xử lý phù hợp. Như vậy, trạm XLNT được đưa vào hoạt động đã góp phần bổ sung một lượng nước đáng kể cho sông Vàng Danh. Ngoài ra, một số biện pháp khác được kết hợp thực hiện như làm đê đập ngăn đất đá, nạo vét thường xuyên sông suối, trồng cây cải tạo phục hồi môi trường cũng góp phần cải thiện chất lượng nước sông Vàng Danh.



▲ Hình 8. Diễn biến chất lượng nước theo giá trị WQI từ năm 2013 - 2017

Bảng 2. Kết quả tính toán chỉ số chất lượng nước WQI tổng hợp qua các năm

	Thông số	pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Coliform
Năm 2013	Giá trị	7.32	46.1	22	1.32	0.889	0.535	< 0.0004	< 0.0006	0.001	0.44	< 0.0001	4600
	WQ _{SI}	100	30	33	23	100	10	100	100	100	55	100	79
	WQI	44											
	Thang đánh giá	Chất lượng nước kém - Sử dụng cho giao thông thủy và các mục đích tương đương khác											
Năm 2014	Thông số	pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Coliform
	Giá trị	7.05	39.6	15.5	0.851	1.1	0.678	< 0.0004	< 0.0006	< 0.0008	0.46	< 0.0001	4400
	WQ _{SI}	100	38	49	29	100	10	100	100	100	53	100	81
	WQI	48											
	Thang đánh giá	Chất lượng nước kém - Sử dụng cho giao thông thủy và các mục đích tương đương khác											
Năm 2015	Thông số	pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Coliform
	Giá trị	6.81	32	18.4	0.75	0.709	0.035	< 0.0004	< 0.0006	< 0.0008	0.356	< 0.0001	2400
	WQ _{SI}	100	48	42	38	100	100	100	100	100	62	100	100
	WQI	68											
	Thang đánh giá	Chất lượng nước trung bình - Sử dụng cho mục đích tưới tiêu và các mục đích tương đương khác											
Năm 2016	Thông số	pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Coliform
	Giá trị	6.44	24.1	13.5	0.734	0.661	0.041	< 0.0004	< 0.0006	< 0.0008	0.318	< 0.0001	2700
	WQ _{SI}	100	60	54	39	100	100	100	100	100	65	100	98
	WQI	73											
	Thang đánh giá	Chất lượng nước trung bình - Sử dụng cho mục đích tưới tiêu và các mục đích tương đương khác											
Năm 2017	Thông số	pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Coliform
	Giá trị	6.79	16.5	10.1	0.489	0.407	0.029	< 0.0004	< 0.0006	< 0.0008	0.301	< 0.0001	1800
	WQ _{SI}	100	73	64	59	100	100	100	100	100	67	100	100
	WQI	80											
	Thang đánh giá	Chất lượng nước trung bình - Sử dụng cho mục đích tưới tiêu và các mục đích tương đương khác											

4. KẾT LUẬN

Quan trắc chất lượng nước mặt khu vực mỏ than Vàng Danh nhận thấy, chất lượng nước mặt sông Vàng Danh được cải thiện qua các năm, tuy nhiên nồng độ các chất TSS, COD, amoni, Mn tăng cao vào mùa mưa, làm ô nhiễm và suy giảm chất lượng nước sông, cần có thêm các biện pháp cải thiện chất lượng nước sông vào

mùa mưa. Đánh giá diễn biến chất lượng nước sông bằng chỉ số WQI nhận thấy, từ khi trạm XLNT mỏ Vàng Danh đi vào hoạt động năm 2015 và nâng công suất vào năm 2016, chất lượng nước sông Vàng Danh đã được cải thiện, giá trị WQI tổng năm 2017 là 80 ứng với mức chất lượng nước phù hợp cho mục đích cấp nước sinh hoạt nhưng cần biện pháp xử lý phù hợp■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Đinh Thị Huệ Chi (2015), *Đánh giá hiện trạng nước cấp tập trung của TP. Uông Bí và đề xuất giải pháp đảm bảo chất lượng*, Luận văn Thạc sỹ khoa học Trường Đại học Quốc Gia Hà Nội.
2. Hồ Sỹ Giao (1996), *Hiện trạng suy giảm môi trường khu mỏ Quảng Ninh các giải pháp ngăn chặn và chính sách môi trường đối với khai thác lộ thiên*, Dự án VIE 95/003, Hà Nội.
3. Trần Miên và nnk (2006), *Xây dựng chương trình phục hồi môi trường các vùng khai thác than tại Việt Nam*.
4. Công ty CP than Vàng Danh - Vinacomin (2012), *Báo cáo đánh giá tác động môi trường ĐTM của dự án “Cải tạo, mở rộng khai thác lộ thiên các lộ vỉa - Công ty CP than Vàng Danh - Vinacomin”*, Quảng Ninh.
5. Công ty CP than Vàng Danh - Vinacomin (2014), *Báo cáo xác nhận hoàn thành công trình BVMT của dự án “Đầu tư cải tạo mở rộng khai thác hầm lò tầng lò bằng từ lộ vỉa ++115 khu Cánh Gà Vàng Danh - mỏ than Vàng Danh”*, Quảng Ninh.
6. Công ty CP Tin học, Công nghệ, Môi trường - Vinacomin (2015), *Báo cáo đề tài Đánh giá hiệu quả công nghệ, kỹ thuật, quản lý các trạm XLNT mỏ than hiện có vùng than Quảng Ninh và đề xuất định hướng áp dụng cho các trạm tiếp theo*, Hà Nội.
7. Công ty CP Tin học, Công nghệ, Môi trường - Vinacomin (2015), *Báo cáo hiện trạng môi trường 5 năm (2010 - 2015) các vùng sản xuất than của TKV*, Hà Nội.
8. Sở TN&MT tỉnh Quảng Ninh (2016), *Quy hoạch Tài nguyên nước tỉnh Quảng Ninh đến năm 2020, định hướng đến năm 2030 (Quyết định số 4358/QĐ-UBND, Báo cáo quy hoạch)*, Quảng Ninh.
9. Tập đoàn Công nghiệp Than - Khoáng sản Việt Nam, *Báo cáo quan trắc môi trường năm 2013, 2014, 2015, 2016*.
10. Quyết định số 1460/QĐ-TCMT ngày 12/11/2019 của Tổng cục Môi trường về việc ban hành “Hướng dẫn kỹ thuật tính toán và công bố chỉ số chất lượng nước Việt Nam (VN_WQI).

ASSESSMENT OF SURFACE WATER QUALITY AT THE AREA OF VANG DANH COAL MINE, UONG BI CITY, QUANG NINH PROVINCE

Pham Thi Thu Ha^{1*}, Nguyen Thanh Nam²

Dương Ngọc Bach³, Phi Thi Ly³, Tran Van Thuy¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Vinacomin - Informatics, Technology, Environment joint stock Company

³Research Center for Environmental Monitoring and Modeling, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

This study conducted a surface water quality monitoring at the area of Vang Danh coal mine with three sample-taking points: 100 m before the confluence with wastewater flow, at the confluence and 100 m after the confluence in Vang Danh river, assessed water quality changes year by year by using water quality index (WQI) method. The results showed that the water quality at the area of Vang Danh mine has been polluted with TSS, COD, NH_4^+ , Mn. However, the water quality has been improved over the years of 2015 - 2017 due to the wastewater treatment system installed in 2015 and this system's capacity increased in 2016. In 2017, WQI reached 80, belonging to the second level of assessment scale ($76 < \text{WQI} < 90$), respective with water quality suitable for the purpose of domestic water supply but needed suitable treatment. Besides, this study took 3 wastewater samples of Vang Danh mine: before and after treatment to assess the effect of wastewater into surface water environment. The result indicated that the pollutants' concentrations in the mine's wastewater significantly decreased after treatment, meeting the standard QCVN 40:2011, Column A which can be discharged into the water sources for water supply.

Keywords: Water quality monitoring, Water Quality Index WQI, Vang Danh River, Vang Danh coal mine.

ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG KHÔNG KHÍ XUNG QUANH KHU LIÊN HỢP XỬ LÝ CHẤT THẢI RẮN TRÀNG CÁT, HẢI PHÒNG

Phạm Thị Thu Hà*, Phạm Thị Việt Anh⁽¹⁾

TÓM TẮT

Khu Liên hợp xử lý chất thải rắn (CTR) Trảng Cát, Hải Phòng tiếp nhận rác thải sinh hoạt của 4 quận nội thành, có nguy cơ gây phát thải bụi và các khí gây ô nhiễm môi trường (ÔNMT). Nghiên cứu nhằm quan trắc chất lượng không khí (CLKK) xung quanh thông qua các thông số H_2S , NH_3 , TSP tại 6 vị trí quan trắc khác nhau và đánh giá CLKK bằng các chỉ số đơn lẻ và chỉ số ô nhiễm không khí (ÔNKK) tương đối (RAPI). Kết quả cho thấy, nồng độ các chất ô nhiễm giảm dần từ vị trí quan trắc tại biên giới bãi chôn lấp (BCL) (biên 0m) cho đến vị trí quan trắc cách biên BCL 1.500m. Môi trường không khí ở mức ô nhiễm nghiêm trọng (ở khoảng cách dưới 1.000m), ô nhiễm rất nặng (1.000m) và ở mức biên giới ô nhiễm (1.500m) với nồng độ khí H_2S vượt mức giá trị giới hạn (từ 1,3-7 lần), NH_3 (vượt 7,6 lần) khi đo tại biên và TSP vẫn còn trong giá trị giới hạn theo QCVN 05:2013/BTNMT.

Từ khóa: Môi trường không khí, chỉ số đơn lẻ, RAPI, Trảng Cát, Hải Phòng.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát bao gồm các BCL hợp vệ sinh và nhà máy chế biến chất thải thành viên compost, với công suất xử lý rác thải bằng phương pháp chôn lấp hợp vệ sinh là 600 tấn/ngày. BCL hợp vệ sinh Trảng Cát là điểm xử lý rác thải rắn được thu gom từ 4 quận nội thành của TP. Hải Phòng, bao gồm các quận Lê Chân, Hải An, Ngô Quyền và Thị trấn An Dương [1,2]. BCL CTR là một trong những nguồn có khả năng gây ÔNMT không khí, với các khí phát thải chủ yếu như: CH_4 , NH_3 , H_2S , CO_2 , CO, Methyl Mercaptan, bụi...[3]. Các chất khí ô nhiễm phát thải từ BCL nếu không được thực hiện đúng quy trình xử lý có thể lan truyền gây ÔNMT không khí, ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng. Phương pháp đánh giá CLKK theo chỉ số đơn lẻ và tổng hợp giúp đưa ra một bức tranh tổng thể về mức độ ô nhiễm không khí đối với từng thông số trong khu vực và tổng hợp cho cả khu vực nghiên cứu. Chỉ số CLKK Việt Nam (VN_AQI) do Tổng Cục Môi trường ban hành chỉ được tính toán cho dữ liệu của từng trạm quan trắc không khí tự động liên tục đối với môi trường không khí xung quanh, không phù hợp với số liệu quan trắc định kì, cũng như các thông số đánh giá chỉ hạn chế ở một số thông số cơ bản [4]. Vì vậy, trong phạm vi của nghiên cứu này với chuỗi số liệu quan trắc định kì, nghiên cứu đã áp dụng phương pháp chỉ số đơn lẻ và chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI) để đánh giá CLKK xung quanh Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát, Hải Phòng, đóng góp vào công tác quản lý môi trường cũng như xem xét khả năng ảnh hưởng của ÔNKK đến các khu vực dân cư xung quanh.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Phương pháp lấy mẫu và phân tích

Nghiên cứu đã lấy mẫu, đo đạc 3 thông số NH_3 , H_2S và TSP ở 6 vị trí khác nhau (KK1-KK6) xung quanh Khu liên hợp xử lý CTR Trảng Cát theo hướng dẫn kỹ thuật quan trắc tại thông tư số 24/2017/TT-BTNMT [5]. Nghiên cứu quan trắc vào 3 thời điểm trong ngày theo 3 ổp khí tượng (7h, 13h và 19h), trong 5 ngày liên tục của tháng 4/2021. Số liệu quan trắc trung bình 1 giờ đối với mỗi thông số ứng với các thời điểm quan trắc khác nhau trong ngày được lấy giá trị nồng độ cao nhất để đánh giá. Số liệu đánh giá chỉ số đơn lẻ và chỉ số RAPI là số liệu trung bình giờ của các ngày quan trắc.

Hàm lượng TSP được xác định bằng phương pháp đo nhanh bằng thiết bị đo bụi Haz-Dust EPAM 5000. H_2S được xác định bằng phương pháp đo nhanh bằng thiết bị Gray Wolf TOX - TG 501. NH_3 được lấy mẫu, bảo quản và xác định bằng phương pháp MASA 401. Mẫu khí NH_3 được phân tích ở Trung tâm nghiên cứu Quan trắc và Mô hình hóa Môi trường (CEMM), Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



2.2. Phương pháp đánh giá CLKK bằng chỉ số đơn lẻ và chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI)

Nghiên cứu lựa chọn đánh giá CLKK tại Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát, Hải Phòng bằng chỉ số đơn lẻ và chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI) theo phương pháp của tác giả Phạm Ngọc Hồ [6,7]. Phương pháp chỉ số RAPI được lựa chọn để đánh giá bởi những ưu điểm của phương pháp là [6]: có thể tính toán được cho số liệu quan trắc định kỳ; không giới hạn thông số khảo sát (như chỉ số VN_AQI); thang phân cấp của chỉ số RAPI được thiết lập dựa trên cơ sở toán học nên có cơ sở khoa học, ko tự quy định như các phương pháp khác (nghĩa là ngưỡng đánh giá tổng hợp phụ thuộc thông số khảo sát n được lựa chọn tùy ý ($n \geq 2$)); không mắc phải hiệu ứng ảo (cho kết quả không phù hợp với số liệu quan trắc thực tế), nên áp dụng phương pháp này là phù hợp với phạm vi của nghiên cứu.

a. Đánh giá bằng chỉ số đơn lẻ

Chỉ số đơn lẻ được xác định bằng công thức sau:

$$q_i = \frac{C_i}{C_i^*} \quad (1)$$

q_i là chỉ số đơn lẻ hay chỉ số phụ của chất i .

Trong công thức (1):

C_i – Nồng độ của thông số (chất) i quan trắc thực tế hoặc tính toán từ mô hình.

C_i^* – Giá trị giới hạn cho phép của chất i theo tiêu chuẩn hoặc quy chuẩn của mỗi quốc gia.

Thang phân cấp q_i đánh giá CLKK: $0 < q_i \leq 0,5$: Tốt; $0,5 < q_i \leq 1$: Trung bình; $1 < q_i \leq 1,5$: Kém; $1,5 < q_i \leq 2$: Xấu; $2 < q_i \leq 3$: Rất xấu; $q_i \geq 3$: Nguy hiểm

b. Đánh giá bằng chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI)

$RAPI_h$ (Tiêu chuẩn trung bình 1 giờ) được tính toán cho tất cả các chất khảo sát theo công thức sau:

$$RAPI_h(\text{giờ}) = 100(1 - \frac{P_m}{P_n}) \quad (2)$$

$$\text{Trong đó: } P_m = \sum_1^{m1} W_1 q_1 + \sum_1^{m2} W_1 (1 - q_1) \quad (3)$$

$$P_k = \sum_1^{m2} W_1 (q_1 - 1) \quad (4)$$

$$P_n = P_m + P_k \quad (5)$$

$$\text{Với: } q_i = \frac{C_i}{C_i^*} \quad (1)$$

C_i nồng độ thực tế quan trắc được của chất i ;

C_i^* – Giá trị giới hạn cho phép của chất i theo tiêu chuẩn (TC) trung bình 1h;

m_1 – Số các chỉ số đơn lẻ có $q_i = 1$ theo TC 1h;

m_2 – Số các chỉ số đơn lẻ có $q_i < 1$ theo TC 1h;

k – Số các chỉ số đơn lẻ có $q_i > 1$ theo TC 1h.

Từ kết quả đo đạc và tính toán q_i , có 5/6 vị trí có ít nhất 1 chất lớn hơn giá trị giới hạn (ứng với $q_i > 1$) nên có thể tính RAPI theo công thức (2) và tại điểm KK6

cả 3 thông số đo được có nồng độ nhỏ hơn giá trị giới hạn (ứng với $q_i \leq 1$) nên ta có:

$$RAPI^* = \sum_1^n W_1 q_1 \quad (7)$$

Trọng số tạm thời W_i' được tính theo cách sau:

- W_i' biểu thị mối tương quan của chất i so với các chất khác có cùng TC 1h, xác định bằng công thức:

$$W_1' = \frac{(C^*(TC1h) + C^*(TC2h) + \dots + C^*(TC1h))}{n} : C^*TC1h = \frac{\sum_1^n C_1^*(TC1h)}{(C_1^* \times n)} \quad (8)$$

$$W_2' = C^*TC1h = \frac{\sum_1^n C_1^*(TC1h)}{(C_1^* \times n)} \quad (9)$$

$$W_n' = C^*TC1h = \frac{\sum_1^n C_1^*(TC1h)}{(C_1^* \times n)} \quad (10)$$

Trong đó: n là số các chất khảo sát.

- Trọng số cuối cùng tính theo công thức:

$$W_i = \frac{W_1'}{\sum_1^n W_1'} \quad (11)$$

Để thấy $\sum_1^n W_1' = 1$

Bảng phân cấp đánh giá mức độ ô nhiễm (Bảng 1)

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Đánh giá bằng chỉ số đơn lẻ

Kết quả nồng độ các thông số đưa vào đánh giá trong nghiên cứu là giá trị nồng độ cao nhất của các thông số ở 3 lần đo trong ngày như đã được thể hiện ở Bảng 2:

Kết quả cho thấy, nồng độ NH_3 tại điểm quan trắc KK1 và KK4 vượt giá trị giới hạn theo QCVN 06: 2009/ BTNMT lần lượt 7,6 và 1,02 lần (Bảng 2) và CLKK được đánh giá ở mức nguy hiểm và kém. Các điểm quan trắc còn lại có nồng độ đều nhỏ hơn giá trị giới hạn. Nồng độ NH_3 có xu hướng giảm dần theo khoảng cách từ biên giới bãi chôn lấp ra xa khu vực bãi chôn lấp, trừ vị trí quan trắc KK4 khu vực cách biên giới bãi chôn lấp 500m. Giải thích cho nồng độ NH_3 cao ở vị trí KK4 có thể do gần vị trí quan trắc có một mương dẫn nước có dấu hiệu bị ô nhiễm, nước màu đen và mùi rất khó chịu tại thời điểm quan trắc.

Nồng độ H_2S ở các điểm quan trắc KK1-KK5 đều vượt quá giá trị giới hạn từ 1,3-7,0 lần (CLKK ở mức từ kém- nghiêm trọng) và chỉ có duy nhất tại điểm quan trắc KK6 cách bãi chôn lấp 1500m có nồng độ thấp hơn giá trị giới hạn của QCVN 06: 2009/ BTNMT (CLKK được đánh giá ở mức tốt). Khí H_2S tuy chiếm thành phần rất nhỏ trong hỗn hợp khí bãi rác nhưng khí độc này lại gây mùi hôi rất khó chịu [3]. Ngay khi ở nồng độ rất thấp ($0,1-1 \mu g/m^3$), chúng đã gây mùi khó chịu. Thường xuyên tiếp xúc với H_2S ở nồng độ dưới mức gây ngộ độc cấp tính có thể gây nhiễm độc mãn tính [3,8].

Bảng 1. Thang phân cấp đánh giá mức độ ÔNKK của $RAP I_h/RAP I_h^*$ (6 cấp), khi có trọng số hoặc không có trọng số W_i

n chẵn	n lẻ	Mức độ ô nhiễm	Màu sắc
$100\frac{n-1}{n} < RAP I_h \leq 100$	$100\frac{n-1}{n} < RAP I_h \leq 100$	Nghiêm trọng ⁶ (chất lượng nguy hiểm)	Nâu
$50\frac{n-1}{n} < RAP I_h \leq 100$	$50\frac{n-1}{n} < RAP I_h \leq 100$	Ô nhiễm rất nặng ⁵ (Chất lượng rất xấu)	Tím
$\frac{100}{n} < RAP I_h \leq 50$	$\frac{100}{n} < RAP I_h \leq 50\frac{n-1}{n}$	Ô nhiễm nặng ⁴ (Chất lượng xấu)	Đỏ
$0 < RAP I_h \leq \frac{100}{n}$	$0 < RAP I_h \leq \frac{100}{n}$	Ô nhiễm nhẹ ³ (Chất lượng kém)	Da cam
$0,5 < RAP I_h^* \leq 1$	$0,5 < RAP I_h^* \leq 1$	Biên giới ô nhiễm ² (Chất lượng trung bình)	Vàng
$0 < RAP I_h^* \leq 0,5$	$0 < RAP I_h^* \leq 0,5$	Không ô nhiễm ¹ (Chất lượng tốt)	Xanh

Bảng 2. Kết quả đo nồng độ NH_3 , H_2S và TSP và tính toán chỉ số q_i cho Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát

Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả						Giá trị giới hạn (QCVN 06:2009/ BTNMT; QCVN 05:2013/ BTNMT)
		KK1	KK2	KK3	KK4	KK5	KK6	
Vị trí	<i>m</i>	Biên giới BCL (biên 0m)	Cách biên giới BCL 100m	Cách biên giới BCL 200m	Cách biên giới BCL 500m	Cách biên giới BCL 1000m	Cách biên giới BCL 1500m	
Toạ độ		20°48' 52.29" Bắc 106°45' 12.61" Đông	20°48' 52.46" Bắc 106°45' 5.64" Đông	20°48' 52.46" Bắc 106°45' 5.64" Đông	20°49' 4.86" Bắc 106°45' 1.58" Đông	20°49' 17.93" Bắc 106°44' 51.36" Đông	20°49' 1.97" Bắc 106°44' 31.69" Đông	
NH_3	$\mu g/m^3$	1.519,9	140,6	142,8	204,9	96,2	97,2	200
$q_i (NH_3)$		7,6	0,70	0,71	1,02	0,48	0,48	
H_2S	$\mu g/m^3$	250	106	108	294	54	35	42
$q_i (H_2S)$		5,95	2,52	2,57	7,0	1,29	0,83	
TSP	$\mu g/m^3$	213,5	252,1	256,3	246,8	189,6	178,9	300
$q_i (TSP)$		0,71	0,84	0,85	0,82	0,63	0,59	

Nồng độ TSP tại 6 điểm quan trắc đều thấp hơn giá trị giới hạn của QCVN 05:2013/ BTNMT. Chỉ số đơn lẻ của TSP tại các điểm quan trắc đều duy trì ở mức 0,6-0,8, đây là mức trung bình. Bụi tại BCL phát sinh chủ

yếu do quá trình vận chuyển rác của các xe thu gom và quá trình phủ đất lên bề mặt rác thải tại bãi. Tại khu xử lý luôn có xe phun nước hàng ngày để giảm thiểu lượng bụi trong không khí.

3.2. Đánh giá bằng chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI/ RAPI*)

* Xác định trọng số

Trọng số tạm thời và trọng số cuối cùng của từng thông số được tính theo công thức (8) - (11) ở mục 2.2 và được trình bày ở Bảng 3:

Bảng 3. Trọng số của các thông số quan trắc

	NH ₃	H ₂ S	TSP
Đơn vị	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
QCVN(TB 1h)	200	42	300
W _i [*]	0,903	4,301	0,602
W _i	0,156	0,741	0,103

* Xây dựng thang phân cấp đánh giá của RAPI

Với n = 3 thay vào thang đánh giá ứng với n lẻ (Bảng 1) ta được Bảng 4 thể hiện thang phân cấp mức độ ÔNKK ứng với n = 3

Bảng 4. Thang phân cấp đánh giá mức độ ÔNKK của RAPI_h/RAPI_h^{*} ứng với n=3

RAPI/RAPI [*] (n=3)	CLMT	Màu
66,67<RAPI _h ≤100	Ô nhiễm nghiêm trọng (Nguy hiểm)	Nâu
33,34<RAPI _h ≤66,67	Ô nhiễm rất nặng (Rất xấu)	Tím
0<RAPI _h ≤33,34	Ô nhiễm nhẹ (Kém)	Đỏ cam
0,5<RAPI _h [*] ≤1	Biên giới ô nhiễm (Trung bình)	Vàng
0<RAPI _h [*] ≤0,5	Không ô nhiễm (Tốt)	Xanh

*Tính toán chỉ số RAPI

Chỉ số RAPI được tính toán theo các công thức (2) - (7), kết quả được thể hiện ở Bảng 5.

Bảng 5. Kết quả chỉ số ÔNKK RAPI/RAPI* tại các điểm đo

Điểm quan trắc	KK1	KK2	KK3	KK4	KK5	KK6
Kết quả	99,367	94,733	95,130	99,588	35,971	0,755

Kết quả Bảng 4, 5 cho thấy, các chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI) ở các điểm quan trắc KK1-KK5 có giá trị rất cao và các điểm quan trắc này có mức ô nhiễm nghiêm trọng và ô nhiễm rất nặng, chỉ có ở điểm cách xa bãi chôn lấp nhất (1500m) mới ghi nhận mức ô nhiễm trung bình. Nguyên nhân khiến chỉ số RAPI_h cao như vậy là do nồng độ H₂S trong không khí tại các vị trí quan trắc ở

mức rất cao (5/6 vị trí vượt ngưỡng giá trị giới hạn từ khoảng 1,3-7 lần) và do khối lượng rác thu gom cần xử lý, chôn lấp hàng ngày là rất lớn, thêm điều kiện thời tiết tháng 4 đã bước vào thời gian nóng, với mức nhiệt khá thuận lợi cho quá trình phân hủy các chất có trong rác thải sinh hoạt, hình thành H₂S nhanh chóng, gia tăng nồng độ trong không khí. Ngoài ra, nồng độ NH₃ tại 2/7 vị trí quan trắc cũng vượt giá trị giới hạn.

Với CLKK như vậy có thể gây ảnh hưởng đến sức khỏe công nhân làm việc tại Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát khi phải tiếp xúc với bụi và các khí phát thải từ BCL với nồng độ cao trong thời gian dài, cũng như cộng đồng dân cư xung quanh, đặc biệt đối với các đối tượng nhạy cảm như trẻ em, người già và người mắc bệnh hô hấp nên hạn chế ra ngoài. Qua khảo sát thực tế phỏng vấn người dân, đa số dân cư đều phản ánh về mùi từ BCL và bụi từ các xe thu gom rác nhất là vào buổi sáng và chiều (thời điểm các xe đi thu gom rác).

4. KẾT LUẬN

Kết quả đánh giá CLKK xung quanh Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát, Hải Phòng theo phương pháp chỉ số đơn lẻ và chỉ số ÔNKK tương đối (RAPI) cho thấy, CLKK đã bị ô nhiễm NH₃ và H₂S, đặc biệt tại các vị trí gần biên giới bãi rác, TSP vẫn còn nằm trong giá trị giới hạn của QCVN.

Qua đánh giá bằng chỉ số RAPI cho thấy, CLKK tại Khu Liên hợp xử lý CTR Trảng Cát ở mức ô nhiễm nghiêm trọng tại 04 điểm đo KK1, KK2, KK3, KK4, và với mức ô nhiễm này sẽ tác động nghiêm trọng đến sức khỏe con người và theo khuyến cáo mọi người không nên ra ngoài. Tại vị trí quan trắc KK5, CLKK có mức ô nhiễm rất nặng và theo khuyến cáo với mức ô nhiễm này sẽ tác động rất xấu đến sức khỏe, nhóm nhạy cảm không nên ra ngoài, những người khác ra ngoài cần đeo khẩu trang. Tại vị trí quan trắc KK6, CLKK ở mức biên giới ô nhiễm và có thể ảnh hưởng đến nhóm nhạy cảm như trẻ em, người già và những người mắc bệnh đường hô hấp■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Hà Nội trong Nhiệm vụ BVMT mã số QMT.20.02.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. UBND TP. Hải Phòng (2019). Kế hoạch quản lý tổng hợp CTR đến năm 2025, tầm nhìn đến năm 2050 trên địa bàn TP. Hải Phòng.
2. Sở TN&MT TP. Hải Phòng (2017). Báo cáo Hiện trạng môi trường TP. Hải Phòng giai đoạn 2011-2015.
3. Bộ TN&MT (2020). Báo cáo Hiện trạng môi trường quốc gia năm 2019. Chuyên đề: Quản lý CTR sinh hoạt, NXB Dân trí.
4. Tổng Cục Môi trường (2019). Quyết định số 1459/QĐ-TCMT ngày 12/11/2019 về việc Hướng dẫn kỹ thuật tính toán và công bố chỉ số CLKK Việt Nam (VN_AQI)
5. Bộ TN&MT (2017). Thông tư quy định kỹ thuật quan trắc môi trường. Số: 24/2017/TT-BTNMT.
6. Phạm Ngọc Hồ, Đồng Kim Loan, Phạm Thị Việt Anh, Phạm Thị Thu Hà, Dương Ngọc Bách (2015). Hướng dẫn đánh giá chất lượng môi trường không khí, nước, đất bằng chỉ số đơn lẻ và chỉ số tổng hợp (Sách chuyên khảo). NXB Giáo dục Việt Nam.
7. Pham Ngoc Ho (2017). Relative Air Pollution Index (RAPI) - A New Method for Aggregate Air Pollution Assessment. *Advances in Applied Science Research*, 8(4), 62-69. Pelagia Research Library.
8. Bashkin V.N. (2003), *Environmental Chemistry: Asian Lessons*, Kluwer Academic Publishers, USA, 471 p.

ASSESSMENT OF AIR QUALITY AROUND TRANG CAT SOLID WASTE TREATMENT COMPLEX, HAI PHONG

Pham Thi Thu Ha^{1*}, Pham Thi Viet Anh¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Trang Cat solid waste treatment complex, Hai Phong, which receives domestic waste from 4 inner city districts, has the potential to emit dust and gases that cause environmental pollution. This study monitored ambient air quality through parameters H₂S, NH₃, TSP at 6 different monitoring locations and assessed the air quality by individual index and RAPI index. The results show that the concentration of pollutants decreases gradually from the monitoring position at the landfill boundary (border 0m) to the monitoring position 1500m away from the landfill edge. The air environment is at a dangerous pollution level (at a distance of less than 1000m), a very heavy pollution (1000m) and a light pollution level (1500m) with the concentration of H₂S exceeding the limit value (from 1.3-7 times), NH₃ exceeds 7.6 times when measured at the border and TSP remains in limit value according to QCVN 05:2013/BTNMT

Keywords: Air environment, individual index, RAPI, Trang Cat, Hai Phong.

ĐÁNH GIÁ KIẾN THỨC, THÁI ĐỘ, HÀNH VI CỦA SINH VIÊN TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN, ĐHQGHN ĐỐI VỚI VẤN ĐỀ RÁC THẢI NHỰA

Trần Thị Minh Hằng*, Trần Thu Hương⁽¹⁾

TÓM TẮT

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá kiến thức, thái độ, hành vi (KAP) của sinh viên trường Đại học Khoa học Tự nhiên (HUS), Đại học Quốc gia Hà Nội đối với vấn đề rác thải nhựa, từ đó đề xuất một số giải pháp nhằm kiểm soát vấn đề rác thải nhựa của nhà trường. Kết quả nghiên cứu cho thấy, hầu hết sinh viên HUS được hỏi có kiến thức chung về hiện trạng phát sinh và tác hại của ô nhiễm rác thải nhựa hiện nay. Tuy nhiên, hơn 90% sinh viên vẫn đang sử dụng từ 1-5 túi ni-lông hàng ngày và chỉ có hơn 28% sinh viên được hỏi thường xuyên thực hiện phân loại rác. Hơn 52% sinh viên cho rằng giảm thiểu rác thải nhựa phải được bắt đầu từ chính các cá nhân và 85% rất mong muốn được tham gia vào các hoạt động giảm thiểu rác thải nhựa tại trường. Các giải pháp được đề xuất bao gồm ban hành quy định hạn chế sử dụng sản phẩm nhựa dùng một lần, tổ chức nhiều hoạt động ngoại khóa cho sinh viên nhằm lan tỏa thông điệp vì một HUS xanh và không rác thải nhựa.

Từ khóa: Kiến thức, thái độ, hành vi, rác thải nhựa, sinh viên.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Rác thải nhựa là một trong những vấn đề môi trường nghiêm trọng và cấp bách hiện nay trên toàn cầu [1]. Một nghiên cứu của Đại học Georgia, Mỹ đã đánh giá Việt Nam là một trong 5 quốc gia đứng đầu thế giới về lượng rác thải nhựa bị trôi ra biển do không được quản lý tốt [2]. Chính phủ Việt Nam cùng các cấp chính quyền, các bên liên quan đang nỗ lực thực hiện các giải pháp nhằm giải quyết vấn nạn rác thải nhựa tại Việt Nam [3]. Trong đó, Chỉ thị số 33/CT-TTg ngày 20/8/2020 của Thủ tướng Chính phủ về việc tăng cường quản lý, tái sử dụng, tái chế, xử lý và giảm thiểu chất thải nhựa đã định hướng ngành giáo dục cần xây dựng, thực hiện kế hoạch phân loại chất thải và giảm thiểu chất thải nhựa trong các trường học, cơ sở giáo dục, đào tạo.

Từ năm 2018, HUS đã tích hợp quản lý chất thải nhựa vào các module về quản lý chất thải cho các ngành Hóa môi trường và Kỹ thuật môi trường của HUS, thông qua dự án quốc tế “Quản lý và tái chế nhựa”. Tuy nhiên, phong trào giảm thiểu rác thải nhựa vẫn chưa lan tỏa sâu rộng trong sinh viên của trường. Lượng rác thải nhựa trong sân trường, giảng đường và đặc biệt tại căng tin của trường vẫn còn rất lớn.

Mục tiêu của nghiên cứu nhằm bước đầu đánh giá kiến thức, thái độ, hành vi của sinh viên HUS về vấn đề rác thải nhựa, từ đó đề xuất một số các giải pháp nhằm đẩy mạnh phong trào giảm thiểu rác thải nhựa trong

nhà trường, từng bước hướng đến thực hiện Chỉ thị số 33/CT-TTg ngày 20/8/2020 của Thủ tướng Chính phủ trong trường học.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Đối tượng nghiên cứu là kiến thức, hành vi và thái độ của sinh viên HUS về vấn đề rác thải nhựa và giải pháp quản lý rác thải nhựa trong trường học. Đối tượng khảo sát là sinh viên từ năm 1 đến năm 4 đang học tập tại cơ sở 334 Nguyễn Trãi.

Phương pháp phiếu điều tra thực hiện bằng hình thức khảo sát online. Mẫu khảo sát được lấy theo phương pháp thuận tiện ngẫu nhiên. Google form được gửi đến trang mạng xã hội của các câu lạc bộ sinh viên như HUS xanh và qua email các giáo viên chủ nhiệm ở các khoa... Nội dung phiếu điều tra gồm 30 câu hỏi chia làm 4 phần chính: (i) Ý kiến của sinh viên về thực trạng rác thải nhựa ở HUS hiện nay (4 câu hỏi); (ii) Hiểu biết của sinh viên về vấn đề rác thải nhựa (8 câu hỏi); (iii) Thái độ và hành vi của sinh viên đối với việc sử dụng các sản phẩm có nguồn gốc từ nhựa (12 câu hỏi); (iv) Giải pháp và sự sẵn lòng tham gia để giảm thiểu và xử lý rác thải nhựa (6 câu hỏi).

Cỡ mẫu được xác định theo công thức tính quy mô mẫu của Yamane Taro [4]:

$$n = \frac{N}{1 + N \times (e^2)}$$

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

n: là quy mô mẫu

N: là kích thước tổng thể được xác định bằng tổng số sinh viên của trường tại cơ sở 334 Nguyễn Trãi (4500 sinh viên)

e: là mức độ chính xác mong muốn (thường từ 0,01-0,1 với độ tin cậy tương ứng 99%-90%)

Tổng số phiếu thu được là 278 phiếu hợp lệ tương ứng độ tin cậy 94% theo công thức Yamane. Trong đó, khoa Môi trường chiếm 42%, khoa Sinh học, Khí tượng Thủy văn, Toán, Địa chất và các khoa khác lần lượt là 29%, 9%, 7%, 8% và 5%. 69% người tham gia khảo sát là nữ. Số liệu từ phiếu điều tra được nhập liệu và xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel, tổng hợp và phân tích kết quả để đánh giá hiện trạng KAP của sinh viên HUS hiện nay đối với vấn đề rác thải nhựa.

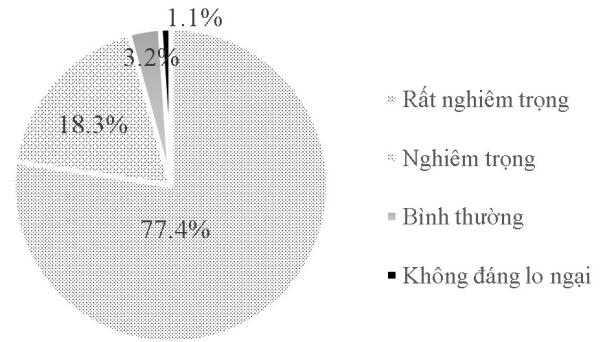
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kiến thức của sinh viên HUS về sản phẩm nhựa và rác thải nhựa

Kết quả nghiên cứu cho thấy, hầu hết sinh viên HUS được khảo sát có kiến thức chung về mức độ nghiêm trọng của ô nhiễm rác thải nhựa và tác hại của ô nhiễm rác thải nhựa hiện nay. Hơn 70% sinh viên được hỏi biết đến các ảnh hưởng của ô nhiễm rác thải nhựa đến sinh vật, môi trường, cảnh quan và sức khỏe con người. 64% sinh viên nắm được khoảng thời gian phân hủy rất dài của túi ni-lông và chai nhựa. Hơn 77% sinh viên đánh giá vấn đề rác thải nhựa hiện nay là rất nghiêm trọng (Hình 1). Trong đó, gần 52% sinh viên nắm được thông tin Việt Nam nằm trong top 5 các nước trên thế giới thải rác thải nhựa ra đại dương nhiều nhất do không được quản lý tốt. Điều đó cho thấy, sinh viên đã ý thức được diễn biến môi trường xung quanh mình về vấn đề rác thải nhựa.

3.2. Thái độ và hành vi của sinh viên HUS về sản phẩm nhựa và rác thải nhựa

Hành vi, thái độ môi trường của thế hệ trẻ, nhất là sinh viên đóng vai trò rất quan trọng trong công tác BVMT [5]. Nghiên cứu này cho thấy, kết quả khá tích cực khi 76,1% sinh viên HUS luôn chủ động bỏ rác

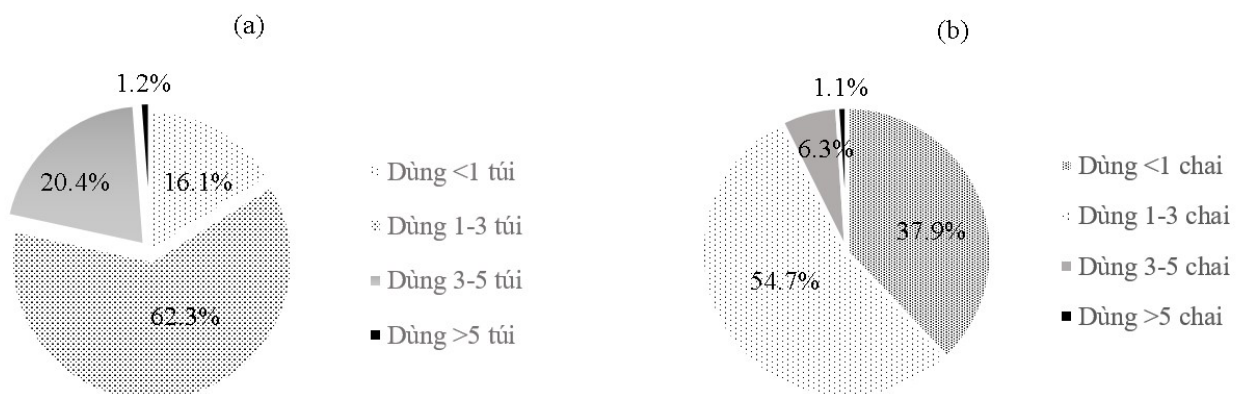


▲ Hình 1. Ý kiến của sinh viên HUS về mức độ nghiêm trọng của vấn đề rác thải nhựa

vào thùng rác chung ở sân trường. Tuy nhiên, vẫn có khoảng 54% sinh viên sử dụng 1-3 chai nhựa hàng ngày, hơn 62% sinh viên vẫn đang sử dụng từ 1-3 túi ni-lông hàng ngày (Hình 2).

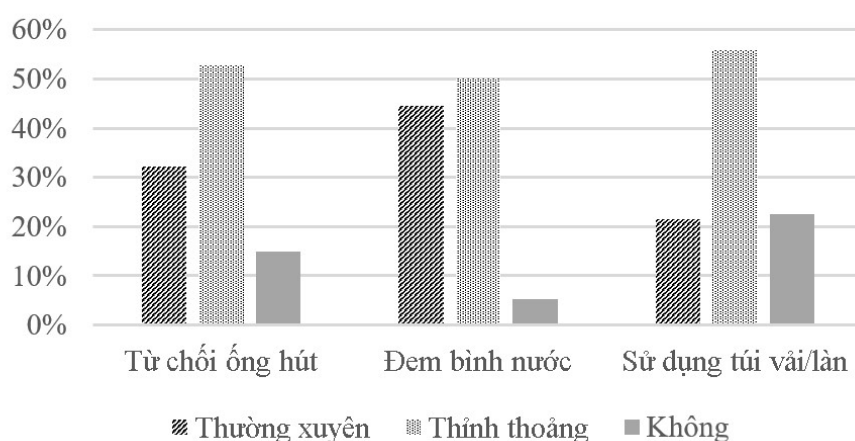
Bên cạnh đó, 44,6% sinh viên đã có ý thức mang theo bình nước cá nhân khi ra ngoài. Khoảng 32% sinh viên thường xuyên từ chối sử dụng ống hút nhựa và 52% thỉnh thoảng từ chối. Khi đi chợ, 21,5% thường xuyên mang theo túi vải/làn và 55% thỉnh thoảng mang theo túi vải/làn (Hình 3). Điều đó cho thấy, sinh viên đã phần nào thực hiện các hành động giảm thiểu rác thải nhựa phát sinh của cá nhân, tuy tỷ lệ này vẫn chưa cao.

Về vấn đề phân loại và thải bỏ rác hàng ngày, chỉ có hơn 28% sinh viên thường xuyên thực hiện phân loại rác (Hình 4), trong đó 50% phân thành 3 loại rác hữu cơ, vô cơ và tái chế. Các loại rác tái chế sẽ được bán cho người thu gom hoặc tái sử dụng (90%), rác vô cơ và hữu cơ chủ yếu vẫn đổ bỏ ra bãi rác (93%). Như vậy, hoạt động phân loại và tái chế trong sinh viên còn chưa được thực hiện thường xuyên và chủ yếu thực hiện tại nhà do hiện nay chưa có các thùng rác phân loại tái chế trong khuôn viên trường.



▲ Hình 2. Số lượng túi ni-lông (a) và chai nhựa (b) sử dụng hàng ngày của sinh viên

% sinh viên

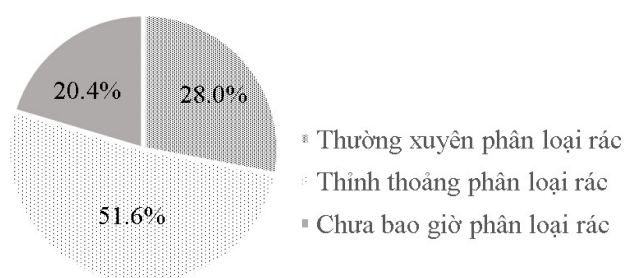


Hình 3. Hành vi hạn chế sản phẩm nhựa dùng một lần hàng ngày của sinh viên HUS

3.3. Thái độ sẵn lòng tham gia giảm thiểu rác thải nhựa của sinh viên HUS

Một trong những yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến hiệu quả các chính sách môi trường là thái độ sẵn lòng tham gia và ủng hộ các chính sách đó của cộng đồng [6]. Có hơn 72,3% sinh viên HUS ủng hộ việc thực hiện Chỉ thị số 33/CT-TTg của Thủ tướng Chính phủ về hạn chế tối đa việc sử dụng các sản phẩm nhựa dùng một lần. Đặc biệt, có hơn 60% sinh viên ủng hộ chính sách cấm sử dụng đồ nhựa dùng một lần (Hình 5). Tuy nhiên, 20% ý kiến cho rằng nên giảm thiểu dần dần, cần tìm ra dụng cụ và nguyên liệu thay thế vì các sản phẩm nhựa dùng một lần rất tiện dụng, cần thiết trong một số trường hợp.

Một yếu tố có thể ảnh hưởng tích cực đến các giải pháp giảm thiểu rác thải nhựa tại HUS là có đến gần 85% sinh viên mong muốn được đóng góp công sức vào việc giảm thiểu rác thải nhựa tại trường. Nếu nhà trường ra quy định giảm thiểu và tiến tới không sử dụng nhựa dùng một lần trong trường học, 70% sinh viên hoàn toàn ủng hộ và 25% sinh viên ủng hộ với những điều kiện nhất định như tạo điều kiện có các bình chứa để lấy nước uống.



▲ Hình 4. Hành vi phân loại và tái chế rác thải hàng ngày của sinh viên HUS

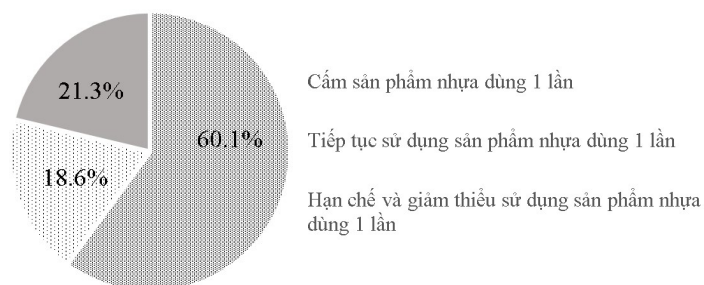
3.4. Các giải pháp hướng tới HUS xanh và không rác thải nhựa

Hiện nay, HUS chưa có các giải pháp, quy định chính thức về giảm thiểu rác thải nhựa trong trường học. Theo kết quả khảo sát, gần 60% sinh viên cho rằng việc giảm thiểu rác thải nhựa nên bắt đầu từ chính hành động của từng cá nhân. Vì vậy, việc nâng cao kiến thức, thái độ, hành vi cho sinh viên sẽ đóng vai trò rất quan trọng trong giảm thiểu rác thải nhựa trong nhà trường. Nhà trường cần tích hợp nhiều hơn nữa nội dung sống trách nhiệm với

cộng đồng và môi trường trong các học phần về kỹ năng mềm trong chương trình đào tạo.

Ngoài ra, Nhà trường nên xem xét đầu tư nhiều thùng rác phân loại đặt trong khuôn viên nhà trường, đặc biệt ở khu vực căng tin. Khi được khảo sát, có đến 87% sinh viên cho rằng tăng cường tái chế, tái sử dụng là biện pháp hiệu quả nhất để giảm thiểu vấn đề rác thải nhựa, tuy nhiên sinh viên không tìm được thùng rác phân loại trong trường. Bên cạnh đó, với trên 70% sinh viên ủng hộ Nhà trường ra quy định giảm thiểu và tiến tới không sử dụng nhựa dùng một lần trong trường học, Nhà trường có thể xem xét ban hành quy định hạn chế/ không sử dụng sản phẩm nhựa dùng một lần trong các hoạt động của nhà trường.

Theo kết quả khảo sát, chỉ có khoảng 11% sinh viên được hỏi biết đến các hoạt động về môi trường qua CLB HUS xanh của Khoa Môi trường. Với 95% sinh viên được hỏi mong muốn Nhà trường tổ chức thêm nhiều hoạt động gắn với BVMT, HUS cần hỗ trợ tổ chức nhiều hơn nữa hoạt động ngoại khóa cho sinh viên nhằm lan tỏa thông điệp vì một HUS xanh và không rác thải nhựa.



▲ Hình 5. Ý kiến về việc cấm sử dụng sản phẩm nhựa dùng một lần của sinh viên HUS

4. KẾT LUẬN

Sinh viên của HUS tham gia khảo sát đã có các kiến thức đúng đắn về nguy cơ và ảnh hưởng của rác thải nhựa. Một bộ phận sinh viên đã có ý thức giảm thiểu rác thải nhựa trong đời sống hàng ngày, thông qua các hành động như từ chối sử dụng ống hút bằng nhựa, mang theo các bình nước cá nhân, phân loại, tái chế. Ngoài ra, hơn 85% sinh viên sẵn lòng và mong muốn được góp phần nhiều hơn nữa trong công tác giữ gìn môi trường trong trường học và giảm thiểu rác thải nhựa. Đây chính là một thuận lợi lớn để HUS tiến

hành các giải pháp như tăng cường công tác phân loại tái chế, ban hành các quy định khuyến khích giảm thiểu sử dụng sản phẩm nhựa trong các hoạt động của nhà trường và hỗ trợ các hoạt động của sinh viên gắn với nâng cao ý thức BVMT, giảm thiểu rác thải nhựa, hướng đến một HUS xanh và nói không với rác thải nhựa■

LỜI CẢM ƠN: Bài viết sử dụng một số kết quả thuộc đề tài cấp cơ sở TN.21.17 của trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội. Nhóm tác giả xin trân trọng cảm ơn sự hỗ trợ của Nhà trường.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. UNEP (United Nation Environmental Programme) (2019). *Addressing Marine Plastics - A Systemic Approach-Recommendations for Actions*.
2. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
3. Kim Thị Thúy Ngọc (2020). Tổng quan thực trạng quản lý chất thải nhựa tại Việt Nam. Tham luận tại Hội thảo Hoàn thiện hệ thống chính sách về quản lý rác thải nhựa tại Việt Nam, Viện Chiến lược Chính sách Tài nguyên và Môi trường, 18/12/2020 Hà Nội.
4. Yamane, T. (1967). *Statistics, an Introductory Analysis*, 2nd Ed., New York: Harper and Row.
5. Eagles, P.F.J., Demare, R. (1999). Factors influencing children's environmental attitudes. *J. Environ. Edu.* 30(4), 33-37.
6. Wang, Z., Huo, J., Duan, Y. (2020). The impact of government incentives and penalties on willingness to recycle plastic waste: An evolutionary game theory perspective. *Front. Environ. Sci. Eng.* 14(2), 29-41.

ASSESSMENT OF KNOWLEDGE, ATTITUDES, AND PRACTICES (KAP) ON PLASTIC WASTE OF UNDERGRADUATE STUDENTS AT UNIVERSITY OF SCIENCE, VIETNAM NATIONAL UNIVERSITY HANOI

Tran Thi Minh Hang^{1*}, Tran Thu Huong¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

This research was conducted to assess the knowledge, attitudes, and practices (KAP) on plastic waste of undergraduate students at University of Science, Vietnam National University, Hanoi and propose some suggestions to reduce and manage plastic waste at the university. The results show that most of HUS undergraduate students surveyed have substantial knowledge about status of plastic waste generation and the impacts of plastic pollution. However, more than 90% of survey participants still use 1 to 5 plastic bags per day and only 28% of them often conduct waste sorting daily. 52% of the students believe that individual behaviour change contributes the most to reduce plastic waste and 85% are willing to participate more on environmental protection activities at HUS. Some suggestions include issuing regulation on using less single-use plastic product at school, organizing more extra curriculum activities for students to raise environmental awareness towards a green and zero-plastic HUS.

Key words: Knowledge, attitude, practice, plastic waste, undergraduate student.



ỨNG DỤNG PHƯƠNG PHÁP GEN MÔI TRƯỜNG TRONG NGHIÊN CỨU ĐA DẠNG SINH HỌC VÀ BẢO TỒN TẠI VIỆT NAM

Lê Đức Minh^{1*}

Ngô Thị Hạnh²

TÓM TẮT

Kỹ thuật phân tích gen môi trường (environmental DNA) được định nghĩa là phương pháp thu thập và phân tích gen trong môi trường tự nhiên như đất, nước và không khí. Vì khả năng phát hiện sự có mặt của các loài ngay cả khi không nhìn thấy chúng, phân tích gen môi trường được coi là phương pháp hữu hiệu trong nghiên cứu bảo tồn đa dạng sinh học nhằm điều tra các loài nguy cấp quý hiếm và khó bắt gặp. Cho đến nay, phương pháp này đã được sử dụng để điều tra các loài rùa nước ngọt cực kỳ nguy cấp như Rùa hộp Zhou, Rùa hoàn kiếm và loài Thần lằn cá sấu trong môi trường nước. Kỹ thuật này cũng phát triển mạnh mẽ trong những năm gần đây để điều tra các loài thú quý hiếm nằm trong dãy Trường Sơn sử dụng vật ký sinh/hút máu. Những ứng dụng này cho thấy phương pháp trong tương lai sẽ là công cụ trợ giúp đặc lực cho các nghiên cứu và công tác giám sát, bảo tồn đa dạng sinh học và đánh giá tác động môi trường trên cả nước

Từ khóa: Gen môi trường, eDNA, đa dạng sinh học, bảo tồn, loài nguy cấp.

1. GIỚI THIỆU

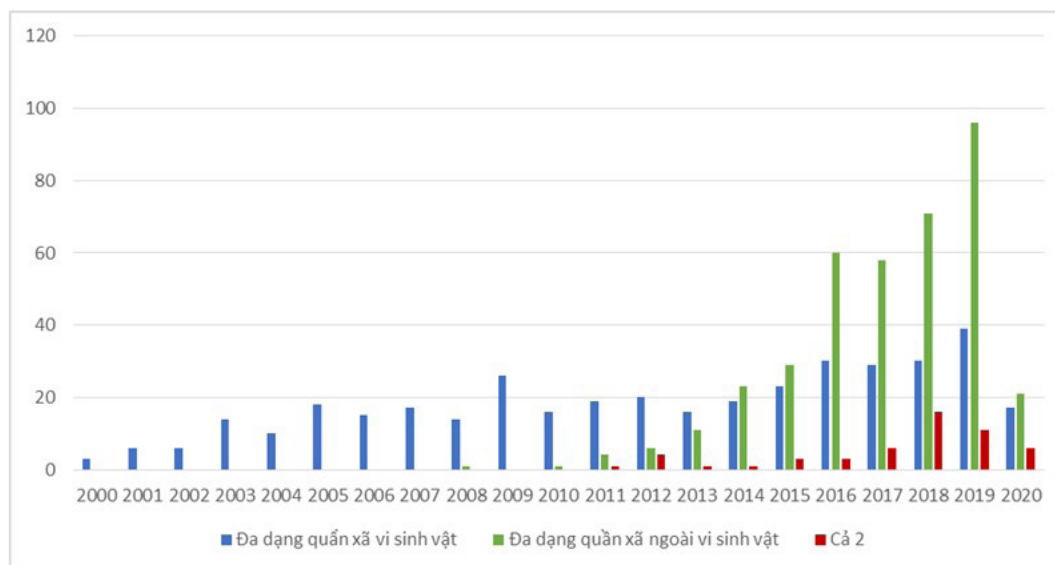
Thuật ngữ gen môi trường (environmental DNA hay thường được sử dụng ở dạng rút gọn eDNA) được định nghĩa là ADN thu được từ các mẫu mà không tách các sinh vật cần nghiên cứu trước khi phân tích. Các mẫu chủ yếu thu được từ phân, nước tiểu và các tế bào biểu bì có trong môi trường nước hoặc tồn tại trong các hạt hữu cơ hoặc vô cơ [1, 2]. Tuy nhiên, các nhà khoa học vẫn còn chưa thống nhất về định nghĩa thế nào là phương pháp gen môi trường. Một số cho rằng bất kỳ lượng ADN hòa tan trong môi trường và kể cả mẫu mô của sinh vật còn lại trong môi trường cũng được coi là gen môi trường [3]. Một số nhà khoa học khác lại coi gen môi trường là vật liệu di truyền thu trực tiếp từ các mẫu môi trường như đất, trầm tích và nước mà không có dấu hiệu của các vật liệu sinh học [4]. Theo định nghĩa hẹp này gen môi trường là một lượng rất nhỏ tế bào do sinh vật giải phóng ra môi trường và có thể phát hiện được khi thu các mẫu từ môi trường [5]. Trong những nghiên cứu gần đây, định nghĩa này đã được mở rộng và các phân tích ADN từ mẫu ruột, côn trùng, phân đều được coi là gen môi trường.

Thuật ngữ gen môi trường lần đầu tiên được sử dụng trong lĩnh vực vi sinh vật để mô tả phương pháp tách chiết ADN từ mẫu đất mà không cần tách các vi sinh vật là đối tượng nghiên cứu ra khỏi các mẫu đất này [6]. Các ứng dụng của gen môi trường rất đa dạng từ phân tích tiến hóa của vi khuẩn, nghiên cứu đa dạng vi sinh vật trong các môi trường sống đặc biệt, cho tới giải trình tự toàn bộ hệ gen của vi sinh vật trong nước biển [7, 8, 9]. Những ứng dụng này đã tạo nên một cuộc cách mạng trong nghiên cứu đa dạng sinh học, tiến hóa và sinh thái. Khi kỹ thuật này trở nên dễ dàng sử dụng, được nhiều người biết tới và giá thành phân tích giảm xuống nhanh chóng trong những năm gần đây, nó được ứng dụng trong rất nhiều lĩnh vực với nhiều kỹ thuật mới [1].

Với công nghệ ngày càng phát triển, khả năng phát hiện một lượng vô cùng nhỏ gen môi trường tăng lên đáng kể trong những năm vừa qua từ nhận dạng một loài, liệt kê nhiều loài trong quần xã sinh vật cho tới thống kê sự biến đổi của quần thể (Hình 1) [10, 11].

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



▲ Hình 1. Số lượng bài báo công bố theo năm về các nghiên cứu sử dụng phương pháp gen môi trường nhằm nghiên cứu đa dạng quần xã vi sinh vật, đa dạng quần xã ngoài các loài vi sinh vật hoặc cả 2 từ năm 2000 đến năm 2020 [11].

Gen môi trường trở thành một công cụ hữu hiệu để điều tra các đa dạng sinh học đặc biệt trong môi trường nước vì sinh vật sống trong môi trường nước thường giải phóng ADN ra môi trường và ADN có thể tồn tại trong môi trường nước tương đối lâu do có tính ổn định cao hơn các môi trường khác như không khí và nước [2, 12]. Gen môi trường có ưu thế hơn các phương pháp điều tra truyền thống khác vì kỹ thuật này có thể phát hiện các sinh vật, đặc biệt là các loài nguy cấp, quý hiếm, ngay cả khi không quan sát được chúng. Vì vậy, việc sử dụng gen môi trường trong các nghiên cứu điều tra các loài sinh vật khó phát hiện phục vụ công tác bảo tồn ngày càng trở nên phổ biến [2, 13]. Các ứng dụng khác bao gồm phát hiện loài xâm hại và nghiên cứu các tương tác cũng như kiểu phân bố ở mức độ hệ sinh thái [10, 14].

Tuy nhiên, với những lợi thế lớn được hỗ trợ bởi công nghệ hiện đại, gen môi trường không thể thay thế hoàn toàn các phương pháp điều tra truyền thống. Thay vì đó, phương pháp này nên được sử dụng kết hợp với các phương pháp khác để có kết quả tốt nhất. Ví dụ, khi đánh giá hiệu quả của kỹ thuật gen môi trường trong việc phát hiện các loài thú trong môi trường nước biển, các nhà khoa học nhận thấy rằng các thiết bị giám sát bằng tiếng kêu truyền thống có hiệu quả cao hơn trong việc phát hiện Cá heo cằng (*Phocoena phocoena*) nhưng gen môi trường lại có thể phát hiện Cá voi vây dài (*Globicephala melas*) tốt hơn. Vì vậy, việc kết hợp hai phương pháp sẽ giúp cho chương trình giám sát thu được kết quả tốt nhất [15].

2. ỨNG DỤNG PHƯƠNG PHÁP GEN MÔI TRƯỜNG Ở VIỆT NAM

2.1. Sử dụng vắt làm mẫu gen môi trường

Một trong những nghiên cứu đầu tiên trên thế giới sử dụng vắt để điều tra các loài thú quý hiếm trong hệ sinh thái rừng thường xanh được thực hiện tại miền Trung của Việt Nam [16]. Trong hệ sinh thái rừng, vắt có số lượng rất lớn, dễ thu và thường hút máu của các vật chủ đặc biệt là thú. Nghiên cứu của Schnell và cộng sự cho thấy các mẫu máu của vật chủ có thể giữ được trong cơ thể vắt có thể giữ được ít nhất 4 tháng từ khi hút máu. Như vậy, vắt là mẫu gen môi trường gần như lý tưởng trong nghiên cứu điều tra các loài thú có trong hệ sinh thái. Schnell và cộng sự thu các mẫu vắt thuộc giống *Haemadipsa* và sau đó nhân bản các mẫu máu thu được bằng phản ứng PCR và giải trình tự thu được. Kết quả nghiên cứu này cho thấy có ít nhất 4 loài thú xuất hiện trong vùng nghiên cứu, bao gồm Thỏ vằn trường sơn (*Nesolagus timminsi*), Mang trường sơn (*Muntiacus truongsonensis*), Sơn dương (*Capricornis maritimus*) và Chồn bạc má bắc (*Melogale moschata*). Trong đó Thỏ vằn trường sơn và Mang trường sơn là hai loài thú quý hiếm rất khó có thể phát hiện bằng phương pháp điều tra thông thường. Ngoài ra, nghiên cứu này cũng phát hiện một loài chồn ẩn sinh có quan hệ họ hàng gần gũi với Chồn bạc má nam (*Melogale personata*). Dựa trên thành công ban đầu, phương pháp thu mẫu vắt đã được sử dụng để điều tra Saola, một loài thú quý hiếm nhất trên thế giới, tại Lào và Việt Nam. Tuy nhiên,

phương pháp này chưa ghi nhận được Saola, có lẽ vì số lượng của loài này hiện còn quá ít và có thể loài này chỉ sống trong những vùng khó tiếp cận trong dãy Trường Sơn [16].

Phương pháp thu mẫu vật để điều tra thú cũng được kết hợp với phương pháp đặt bẫy ảnh để tận dụng lợi thế của cả hai phương pháp [17]. Trong nghiên cứu của Tilker và cộng sự, tổng số có 2043 mẫu vật thu được từ 98 vị trí đặt bẫy ảnh và 104 mẫu được nhân bản và giải trình tự thành công. Nghiên cứu này xác định được 25 loài thú và 7 loài xác định tới giống. Trong số này, có 19 loài là thú mặt đất. Danh sách loài thu được từ phương pháp thu mẫu vật và ghi nhận bằng bẫy ảnh có mức độ tương đồng cao. Có 4 loài chỉ xác định được bằng phương pháp bẫy ảnh là Tê tê, Khỉ đuôi lợn (*Macaca leonina*), Cây gấm (*Prionodon pardicolor*) và Triết bụng vàng (*Mustela kathiah*) và một loài Mèo gấm (*Pardofelis marmorata*) chỉ phát hiện được bằng phương pháp thu mẫu vật [17]. Như vậy, kết hợp cả hai phương pháp điều tra sẽ cho phép đưa ra được kết quả chính xác hơn là chỉ dùng một phương pháp.

Phương pháp thu mẫu vật còn được sử dụng để đánh giá đa dạng di truyền của loài Thỏ vằn trường sơn quý hiếm tại miền Trung Việt Nam và Lào. Nghiên cứu của Nguyen và cộng sự đã thu được 4877 mẫu vật và được gộp vào thành 651 mẫu dựa trên địa điểm thu mẫu và loại vật thu được. Sử dụng phương pháp mã vạch tổng quát, Nguyen và cộng sự đã ghi nhận ADN của Thỏ vằn trường sơn trong 11 mẫu gộp từ 5 địa điểm nghiên cứu [18]. Phương pháp giải trình tự mới cho phép thu được tới 3000 nucleotid của 6 gen ty thể. Cây phát sinh loài xây dựng từ số liệu thu được cho thấy loài Thỏ vằn trường sơn có đa dạng di truyền thấp giữa các vùng nghiên cứu. Phương pháp đánh giá đa dạng di truyền từ mẫu vật này mở ra một hướng mới trong nghiên cứu đa dạng sinh học và định hướng cho các nghiên cứu tiếp theo.

2.2. Điều tra các loài quý hiếm từ mẫu nước

Phương pháp gen môi trường được áp dụng đầu tiên tại Việt Nam vào năm 2015 để điều tra 2 loài rùa cực kỳ nguy cấp, Rùa hộp Zhou (*Cuora zhoui*) và loài Rùa trung bộ (*Mauremys annamensis*) [19]. Nghiên cứu này xử lý 31 mẫu nước thu được từ tỉnh Bắc Kạn, nơi phân bố tiềm năng của loài Rùa hộp Zhou. Mặc dù không ghi nhận loài này trong các mẫu nước thu được, các phân tích phát hiện ra loài Rùa đũa (*Cyclemys oldhamii*) trong 1 mẫu nước và xác nhận sự xuất hiện của loài này trong vùng nghiên cứu. Ngoài ra, nghiên cứu này cũng tiến hành phân tích 149 mẫu nước thu từ các tỉnh Phú Yên, Quảng Nam và Quảng Ngãi.

Tuy nhiên, không mẫu nước nào có ADN của loài rùa Trung Bộ và xác nhận loài rùa này có thể đã tuyệt chủng trong tự nhiên tại các vùng thu mẫu.

Phương pháp gen môi trường cũng đã được sử dụng để điều tra và xác nhận sự xuất hiện của cá thể Rùa hoàn kiếm (*Rafetus swinhoei*) ở hồ Xuân Khanh, ngoại thành Hà Nội. Rùa hoàn kiếm là loài rùa lớn và quý hiếm nhất trên thế giới. Việc tìm kiếm các cá thể khác của loài rùa này trên phạm vi cả nước là một công việc rất khó khăn vì số lượng cá thể đã bị giảm đi đáng kể trong những thập kỷ gần đây. Vào năm 2017, Chương trình bảo tồn rùa châu Á phát hiện một cá thể rùa mai mềm tại hồ Xuân Khanh nhưng vì hồ rộng, cá thể rùa này lại khá nhỏ và khó tiếp cận, nên việc định danh bằng phương pháp quan sát không khả thi. Tuy nhiên, qua phân tích rất nhiều các mẫu nước thu được từ hồ Xuân Khanh cuối cùng các nhà khoa học cũng đã tìm thấy ADN của loài Rùa Hoàn Kiếm và mở ra triển vọng xây dựng chương trình nhân nuôi sinh sản cho các cá thể còn lại tại Việt Nam. Hiện nay, hoạt động điều tra Rùa Hoàn Kiếm bằng phương pháp gen môi trường vẫn được tiếp tục thực hiện. Tuy nhiên, thách thức lớn nhất là số lượng cá thể quá ít và lượng nước trong các thủy vực nghiên cứu lại quá lớn nên việc phân tích gen môi trường từ các mẫu nước rất khó khăn.

Phân tích mẫu nước cũng giúp hoạt động điều tra giám sát loài Thần lằn cá sấu (*Shinsaurus crocodilurus*) có tập tính bán thủy sinh. Sử dụng phương pháp qPCR [20] đã xác nhận sự xuất hiện của loài này tại 4 trong số 6 địa điểm nghiên cứu và hỗ trợ kết quả thu được từ phương pháp điều tra truyền thống. Vì đây là một trong những loài bò sát nguy cấp, quý, hiếm bị tác động mạnh bởi các hoạt động săn bắt và mất môi trường sống, phương pháp gen môi trường sẽ là công cụ hỗ trợ hữu hiệu trong việc điều tra loài này trong tương lai, đặc biệt tại những vùng có mật độ cá thể thấp.

3. KẾT LUẬN

Phương pháp gen môi trường là một công cụ tương đối mới trong nghiên cứu đa dạng sinh học. Tính hữu hiệu của phương pháp này đã được thể hiện trong nhiều nghiên cứu trên nhiều đối tượng khác nhau. Phương pháp này ngày càng được sử dụng rộng rãi trong việc điều tra và giám sát loài giúp hỗ trợ việc quản lý tài nguyên thiên nhiên. Với sự phát

triển của công nghệ sinh học, gen môi trường ngày càng có nhiều lợi thế so với các phương pháp điều tra truyền thống, như giá thành cạnh tranh, rút ngắn thời gian nghiên cứu, độ nhạy và chính xác cao hơn. Ngoài ra, với địa hình đồi núi hiểm trở ở Việt Nam, sử dụng phương pháp gen môi trường là lựa chọn hiệu quả và an toàn hơn so với phương pháp điều tra truyền thống đối với các loài phân bố ở tuổi cao. Tuy nhiên, do một số loài ở Việt Nam phân bố trong các khu vực nước tĩnh, nước bẩn, phương pháp gen môi trường cũng có một số hạn chế nhất định do bị ảnh hưởng bởi độ tinh sạch của nước. Vì vậy, để tăng hiệu quả của phương pháp gen môi trường, các mẫu này có thể được lọc để loại bỏ cặn cát hoặc một số thành phần khác như rong, rêu trước khi đưa vào lọc qua màng lọc eDNA. Tuy chưa thể thay thế hoàn toàn các phương pháp truyền thống, phương pháp gen môi trường có thể hỗ trợ và làm tăng hiệu quả thu được khi sử dụng kết hợp. Mặc dù việc ứng dụng gen môi trường vào nghiên cứu đa dạng sinh học tại Việt Nam bắt đầu khá muộn, nhiều nghiên cứu mang tính đột phá đã được tiến hành tại nước ta, đặc biệt trong việc

sử dụng các mẫu vật làm mẫu gen môi trường. Trong tương lai, công tác điều tra và giám sát đa dạng sinh học nên sử dụng phương pháp gen môi trường để cung cấp số liệu chính xác và đáng tin cậy nhằm nâng cao hiệu quả quản lý tài nguyên thiên nhiên trong cả nước. Ngoài ra, cần có thêm các nghiên cứu sử dụng phương pháp mã vạch tổng quát để đánh giá đa dạng sinh học trong môi trường nước đặc biệt tại những vùng có loài xâm hại và để điều tra các loài quý hiếm khó phát hiện bằng phương pháp điều tra truyền thống. Phương pháp mã vạch tổng quát cũng có thể giúp đánh giá tác động của ô nhiễm môi trường bằng việc xác nhận sự xuất hiện hay vắng mặt của các sinh vật chỉ thị cho chất lượng môi trường nước.

LỜI CẢM ƠN: Chúng tôi xin cảm ơn ThS. Nguyễn Văn Thành, ThS. Nguyễn Thị Thắm, CN. Đỗ Hạnh Quyên, CN. Bùi Thị Phương Thanh, ThS. Phan Quang Tiến, CN. Hồ Thị Ngọc Ánh đã hỗ trợ công tác thực địa và phân tích mẫu eDNA. Nghiên cứu được tài trợ một phần bởi Quỹ EDGE – Hiệp hội Động vật học London (ZSL) và Tổ chức National Geographic, Vườn thú Cologne.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Dejean, T., Valentini, A., Duparc, A., Pellier-Cuit, S., Pompanon, F., Taberlet, P., Miaud, C. 2011. Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. *PLoS ONE* 6: e23398.
2. Thomsen, P., Kielgast, J.O.S., Iversen, L.L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., Willerslev, E., 2012a. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology* 21: 2565-2573.
3. Mahon, A.R., Jerde, C.L., Galaska, M., Bergner, J.L., Chadderton, W.L., Lodge, D.M., Hunter, M.E., Nico, L.G. 2013. Validation of eDNA surveillance sensitivity for detection of Asian carps in controlled and field experiments. *PLoS ONE* 8: e58316.
4. Thomsen, P.F., Willerslev, E. 2015. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation* 183: 4–18.
5. Turner, C.R. và cộng sự 2014. Particle size distribution and optimal capture of aqueous microbial eDNA. *Methods in Ecology and Evolution* 5(7).
6. Ogram, A., Sayler, G.S., Barkay, T. 1987. The extraction and purification of microbial DNA from sediments. *Journal of microbiological methods* 7: 57-66.
7. Woese, C.R. 1987. Bacterial evolution. *Microbiology. Review* 51: 221
8. Pace, N.R. 1997. A molecular view of microbial diversity and the biosphere. *Science* 276: 734-740
9. Venter, J.C., Remington, K., Heidelberg, J.F., Halpern, A.L., Rusch, D., Eisen, J.A., Wu, D., Paulsen, I., Nelson, K.E., Nelson, W., Fouts, D.E. 2004. Environmental genome shotgun sequencing of the Sargasso Sea. *Science* 304: 66-74.
10. Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., Taberlet, P. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology letters*, 4: 423-425.
11. Pawlowski, J., Apothéoz-Peret-Gentil, L., Altermatt, F. 2020. Environmental DNA: What's behind the term? Clarifying the terminology and recommendations for its future use in biomonitoring. *Molecular Ecology* 29: 4258-4264.
12. Pilliod, D.S., Goldberg, C.S., Arkle, R.S., Waits, L.P. 2014. Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Molecular Ecology Resources* 14: 109-116.

13. Torresdal, J.D., Farrell, A.D., Goldberg, C.S. 2017. Environmental DNA detection of the golden tree frog (*Phytotriades auratus*) in bromeliads. *PLoS ONE*: 12(1).
14. Madden, A.A., Barberán, A., Bertone, M.A., Menninger, H.L., Dunn, R.R., Fierer, N. 2016. The diversity of arthropods in homes across the United States as determined by environmental DNA analyses. *Molecular Ecology*.
15. Thomsen, P.F. và cộng sự 2016. Environmental DNA from seawater samples correlate with trawl catches of subarctic, deepwater fishes. *PLoS ONE* 11: e0165252.
16. Schnell, I.B., Thomsen, P.F., Wilkinson, N., Rasmussen, M., Jensen, L.R., Willerslev, E., Bertelsen, M.F., Gilbert, M.T.P. 2012. Screening mammal biodiversity using DNA from leeches. *Current Biology* 22: R262-R263.
17. Tilker, A., Abrams J.F., Nguyen, A., Hörig L., Axtner J., Louvrier J., Rawson B.M., Nguyen A.Q.H., Guegan F., Nguyen T.V., Le M., Sollmann R., Wilting A. 2020. Identifying conservation priorities in a defaunated tropical biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions* 26: 426-440.
18. Nguyen, T.V., Tilker A., Nguyen A., Hörig L., Axtner J., Schmidt A., Le M., Nguyen A.Q.H., Rawson B.M., Wilting A., Fickel J. 2021. Using terrestrial leeches to assess the genetic diversity of an endemic species: the Annamite striped rabbit *Nesolagus timminsi*. *Environmental DNA* 3: 780-791.
19. CRES (Centre for Natural Resources and Environmental Studies). 2016. Strengthening conservation of the most critically endangered turtles in Vietnam through application of environmental DNA. CEPF Final Completion Report.
20. Reinhardt, T., van Schingen M., Windisch H.S., Nguyen T.Q., Ziegler T., Fink P. 2019. Monitoring a loss: Detection of the semi-aquatic crocodile lizard (*Shinisaurus crocodilurus*) in inaccessible habitats via environmental DNA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 353-360.

APPLICATION OF ENVIRONMENTAL DNA TO BIODIVERSITY RESEARCH AND CONSERVATION IN VIETNAM

Lê Đức Minh^{1*}, Ngô Thị Hạnh²

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Faculty of Biology, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Environmental DNA or eDNA is defined as a technique to collect and analyze DNA of targeted organisms from their living environment, such as soil, water, and air. As eDNA can detect elusive species in samples even without seeing them, it has been considered an effective measure in biodiversity conservation study, especially in surveying endangered species, which are hard to observe using conventional methods. To date, the approach has been employed to survey the critically endangered Zhou's Box Turtle (*Cuora zhoui*), Swinhoe's Softshell Turtle (*Rafetus swinhoei*), Vietnamese Pond Turtle (*Mauremys annamensis*) and Vietnamese Crocodile Lizard (*Shinisaurus crocodilurus vietnamensis*) based on collected water samples. The technique has also recently been advanced to survey endangered terrestrial mammals in Truong Son Range using blood sucking leeches. These applications show that eDNA is especially effective in monitoring terrestrial mammals and in the future will be a very useful tool for surveying and monitoring endangered and elusive the species and undertaking environmental impact assessments nationwide.

Key words: Environmental DNA, eDNA, biodiversity, conservation, endangered species.

NGHIÊN CỨU CẢNH BÁO RỦI RO TÍCH LŨY ĐỒNG TRONG ĐẤT TRỒNG CÂY ĂN QUẢ CÓ MÚI

Phạm Thị Mỹ Phương¹

Nguyễn Thị Lan Anh, Trần Quang Huy, Đào Thị Trang⁽²⁾
Đào Thị Hoan, Nguyễn Minh Phương, Trần Thị Tuyết Thu*

TÓM TẮT

Nghiên cứu này nhằm đánh giá khả năng hấp phụ Cu trong đất trồng cây có múi và ảnh hưởng của Cu đến vi sinh vật đất. Thí nghiệm 1 bổ sung Cu^{2+} với hàm lượng 0; 100; 200; 300; 400; 500; 600; 700; 800; 900; 1000 mg L^{-1} vào ba loại đất trồng cây có múi gồm: đất xám feralit ở Hòa Bình, đất phù sa ở Hưng Yên và đất xám bạc màu ở Bắc Giang. Kết quả cho thấy, lượng Cu hấp phụ tối đa trong đất ở Bắc Giang, Hưng Yên và Hòa Bình lần lượt là 2198, 3781 và 7752 mg kg^{-1} đất. Thí nghiệm 2 bổ sung Cu^{2+} với hàm lượng 0; 100; 300; 600; 900 mg L^{-1} vào mẫu đất tươi được lấy tại vườn trồng cam ở Cao Phong, Hòa Bình. Kết quả thí nghiệm đã giảm 60-88% số lượng vi sinh vật tổng số so với đối chứng, giảm từ 25.10^5 CFU g^{-1} đất xuống còn 10.10^5 CFU g^{-1} đất khi bổ sung 100 mg Cu L^{-1} và thấp nhất là 3.10^5 CFU g^{-1} đất khi bổ sung 900 mg Cu L^{-1} . Nấm mốc chống chịu Cu tốt nhất, tiếp đến là xạ khuẩn, nấm men và kém nhất là vi khuẩn. Kết quả đã cung cấp cơ sở khoa học để có giải pháp kiểm soát sử dụng hóa chất chứa Cu trong đất trồng cây có múi.

Từ khóa: Cây có múi, tích lũy đồng, hấp phụ đồng, vi sinh vật đất

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Đồng (Cu) là nguyên tố vết có vai trò đặc biệt quan trọng đối với mọi cơ thể sống. Tuy nhiên, khi tích lũy Cu ở hàm lượng cao sẽ gây ra nhiều tác động bất lợi đến sức khỏe của con người và sinh vật. Các nguồn đưa Cu vào đất rất đa dạng, trong đó một trong những nguyên nhân chính được khẳng định là do sử dụng các hóa chất chứa Cu để phòng trừ bệnh hại cây trồng. Hàm lượng Cu tích lũy trong đất trồng cây ăn quả trên toàn cầu đã tăng mạnh trong thế kỷ qua, dao động từ hàng trăm đến hàng nghìn mg kg^{-1} đất (ppm). Tác động độc học của Cu đến sự sống trong đất phụ thuộc vào hàm lượng, dạng tồn tại, khả năng linh động và cố định Cu trong các điều kiện môi trường đất đặc trưng [1].

Tính đến năm 2020, Việt Nam có khoảng 1,1 triệu ha đất trồng 15 loại cây ăn quả, trong đó cây ăn quả có múi, gọi tắt là cây có múi (cam, quýt, bưởi) chiếm diện tích lớn nhất vào khoảng 250 nghìn ha. Do ảnh hưởng của biến đổi khí hậu và thâm canh cao xuất hiện nhiều dịch hại, ước tính đến nay có 30 loài sâu bệnh gây hại rộng khắp các vùng trồng cây có múi trong cả nước, gây gia tăng lượng hóa chất cần sử dụng [2]. Từ năm 2015-2017, tại 3 vườn trồng cam ở Cao Phong đã đưa lượng đồng từ nguồn hóa chất trừ bệnh vào đất, trung bình từ 10,21 đến 16,19 kg ha^{-1} năm⁻¹. Hệ quả làm tăng tích lũy Cu

trong phẫu diện đất (0-100 cm), vượt QCVN 03-MT:2015/BTNMT, cao nhất ở lớp đất mặt (0-40 cm) lên đến 128 và 282 ppm ở vườn 9 và 17 năm tuổi [3]. Hàm lượng Cu trong đất tại 44 vườn trồng cam ở huyện Hàm Yên, tỉnh Tuyên Quang dao động từ 15,04 đến 214 ppm [6].

Vi sinh vật trong vùng rễ cây trồng rất nhạy cảm với các chất độc hại trong môi trường đất, khả năng chống chịu với Cu giảm dần từ nấm rễ > vi nấm > xạ khuẩn > vi khuẩn gram dương > vi khuẩn gram âm. Mức độ phơi nhiễm của các sinh vật đất với các hóa chất chứa Cu giảm theo thứ tự: Cu^{2+} > nano Cu (0) > nano $\text{Cu}(\text{OH})_2$ > nano CuO [4]. Khi phun hóa chất rơi lắng vào đất sẽ tạo nên các “cú sốc” đối với sinh vật đất. Mặc dù ở Việt Nam đã có khuyến cáo và công bố khoa học đủ thuyết phục [3, 5, 6], tuy nhiên vấn đề kiểm soát Cu trong đất trồng cây có múi vẫn chưa nhận được nhiều sự quan tâm [6]. Nghiên cứu này nhằm đánh giá khả năng hấp phụ Cu trong đất và ảnh hưởng độc học của Cu đến vi sinh vật trong đất thí nghiệm. Kết quả đạt được nhằm cung cấp thông tin đến các cơ quan quản lý và người dân đưa ra các giải pháp sử dụng hợp lý Cu trong canh tác cây có múi, đồng thời góp phần bổ sung thêm cơ sở khoa học phục vụ định hướng xây dựng lại quy chuẩn đánh giá ô nhiễm Cu trong đất cho phù hợp với mỗi nhóm đất chính ở Việt Nam.

¹Viện Nghiên cứu và Phát triển vùng

²Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



2. VẬT LIỆU, PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Thí nghiệm 1: Đánh giá khả năng hấp phụ đồng trong 3 loại đất trồng cây có mùi

2.1.1. Vật liệu thí nghiệm

Các mẫu đất nghiên cứu thuộc 3 loại đất đại diện cho mỗi địa điểm nghiên cứu, có đặc trưng tính chất đất khác nhau về thành phần cơ giới, tên gọi theo tiếng Việt (theo FAO/UNESCO) lần lượt là đất xám feralit (Ferralic Acrisols) trồng cam ở huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình; đất phù sa (Fluvisols) trồng cam ở huyện Phù Cù, tỉnh Hưng Yên và đất xám bạc màu (Arenic Acrisols) trồng bưởi ở huyện Hiệp Hòa, tỉnh Bắc Giang. Qua kinh nghiệm nghiên cứu thực tiễn từ năm 2015-2019 [3, 5, 6], ba mẫu đất ở 3 địa điểm được lựa chọn để phục vụ trong nghiên cứu này có tính chất đại diện cho mỗi nhóm đất được mô tả trong Atlas bản đồ đất Việt Nam.

Mẫu đất được lấy theo phương pháp chuẩn áp dụng trong nghiên cứu về đất trồng cây có mùi [7]. Tại mỗi vườn trồng trung bình 400-450 cây cam/bưởi trên diện tích 1 ha, ở trung tâm mỗi vườn lựa chọn 5 vị trí trồng cây có hàng cách hàng 20 m, tương ứng với mỗi cây chọn 4 vị trí cách đều nhau theo phương hình chiếu tán cây xuống mặt đất, dùng khoan lấy đất ở độ sâu 0-30 cm sẽ được mẫu đất của 1 cây, sau đó hỗn hợp đất lấy từ 5 cây thành 1 mẫu đất đại diện cho 1 vườn ở mỗi địa điểm, bảo quản trong túi nilon đựng mẫu chuyên dụng. Tại phòng thí nghiệm, xử lý mẫu và phân tích các chỉ tiêu tính chất đất theo các phương pháp chuẩn hiện hành tại phòng thí nghiệm của Bộ môn Tài nguyên và Môi trường đất, Trường ĐHKHTN (Bảng 1).

2.1.2. Bố trí thí nghiệm đánh giá năng lực hấp phụ Cu trong 3 loại đất khác nhau

Mục đích của thí nghiệm nhằm làm sáng tỏ ảnh hưởng của tính chất đất đến khả năng hấp phụ và cố định Cu trong đất, trên cơ sở đó đánh giá được khả năng đệm của mỗi loại đất đối với kim loại Cu. Thí nghiệm được bố trí theo phương pháp của Nguyễn Ngọc Minh và cộng sự (2009) [8] có hiệu chỉnh cho phù hợp.

Cân 1 gam đất đã rây qua rây 1 mm cho vào ống

polyethylene 50 mL, bổ sung 20 mL dung dịch Cu^{2+} được chuẩn bị từ muối CuSO_4 (Merck) ở dải nồng độ 0, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900 và 1.000 mg L^{-1} . Lắc mẫu trên máy lắc liên tục trong 24h với tốc độ 150 vòng phút⁻¹; sau đó ly tâm ở tốc độ 3.000 vòng phút⁻¹ trong 10 phút và lọc mẫu qua màng lọc cellulose 0,45 μm rồi tiến hành định lượng Cu còn lại trong dung dịch đất để tính ra lượng Cu đã được hấp phụ vào phần rắn của đất sau 24h thí nghiệm. Tất cả các thí nghiệm đều được tiến hành lặp lại 3 lần. Kết quả hấp phụ Cu trong các đất thí nghiệm được đánh giá thông qua phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir hoặc Freundlich.

Phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir: $1/Q_e = 1/Q_m + 1/Q_m K_L \times 1/C_e$ (1). Trong đó C_e là nồng độ cân bằng của Cu^{2+} còn lại trong dung dịch (mM), Q_e biểu thị lượng Cu^{2+} bị hấp phụ (mg Kg^{-1}), Q_{max} (mg Kg^{-1}) dung lượng hấp phụ cực đại và K_L (L mg^{-1}) là hằng số hấp phụ Langmuir.

Phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Freundlich: $\ln Q_e = \ln K_F + \beta \ln C_e$ (2). Q_e biểu thị lượng Cu^{2+} bị hấp phụ (mg Kg^{-1}) và C_e nồng độ cân bằng của Cu^{2+} còn lại trong dung dịch (mg L^{-1}). K_F hằng số Freundlich ($\text{L}^\beta \text{mg}^{1-\beta} \text{Kg}^{-1}$). Hằng số hồi quy β mô tả tính phi tuyến tính của phương trình hấp phụ đẳng nhiệt và cung cấp thông tin về độ bão hòa tương đối của các vị trí hấp phụ. Hằng số Freundlich (K_F và β) được tính từ dạng tuyến tính của phương trình Freundlich.

2.2. Thí nghiệm 2: Đánh giá ảnh hưởng độc học của đồng đến vi sinh vật đất

2.2.1. Vật liệu thí nghiệm

Đất nghiên cứu thuộc nhóm đất xám feralit (Ferralic Acrisols) được lấy tại vườn trồng cam ở xã Bắc Phong, huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình vào thời điểm tháng 2/2021. Mẫu đất tươi được lấy ở độ sâu 10-20 cm tại 4 vị trí cách đều nhau xung quanh vùng rễ cây cam, trong vườn trồng giống cam V2 được 9 năm. Kết quả phân tích tính chất đất phù hợp với sự phát triển của cây cam, hàm lượng Cu tổng số ở mức cao, cụ thể: đất chua nhẹ pH_{KCl} 5,84, giàu hữu cơ và photpho dễ tiêu (SOM 3,80%; $\text{P}_{2\text{O}_{5\text{dt}}}$ 34,9 mg100g^{-1} đất), Cu_{ts} 99,31 mg kg^{-1} , độ ẩm đất tại thời điểm lấy mẫu là 25,51%.

Môi trường phân lập vi sinh vật là môi trường AMA (g L^{-1}): K_2HPO_4 : 1,0; KNO_3 : 0,5; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 0,2; $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: 0,1; NaCl : 0,1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 0,2; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: vết; Asparagin: 0,5; Mannitol: 1,0; Agar: 15,0; pH 7,0.

2.2.2. Bố trí thí nghiệm đánh giá ảnh hưởng độc học của đồng đến vi sinh vật đất

Cân 10 gam đất tươi đã xử lý tàn dư, cho vào cối sứ vô trùng, nghiền mịn bằng chày vô trùng, sau đó cho đất vào mỗi bình tam giác 250 ml có

Bảng 1. Một số tính chất lý hóa của các mẫu đất trước thí nghiệm

Chỉ tiêu	Đơn vị	Đất xám bạc màu (Bắc Giang)	Đất phù sa (Hưng Yên)	Đất xám feralit (Hòa Bình)
pH_{KCl}		5,81	5,90	5,98
SOM	%	1,83	3,73	3,81
Thành phần cơ giới (TPCG)	% sét	36,10	45,70	53,50
	% limon	22,80	36,80	27,10
	% cát	42,10	17,50	19,40
Tên gọi đất theo TPCG		Đất cát pha	Đất thịt trung bình	Đất thịt nặng
Cu_{ts}	mg kg^{-1}	13,87	21,55	282,10

chứa 90 mL dung dịch muối CuSO_4 (Merck) với nồng độ Cu^{2+} lần lượt 0, 100, 300, 600, 900 ppm đã được khử trùng. Đầy bình bằng nút bông vô trùng, lắc mẫu ở nhiệt độ phòng trong thời gian 24h với tốc độ 150 vòng phút⁻¹. Sau đó tiến hành pha loãng và cấy ở các độ pha loãng 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} , cấy trên bề mặt đĩa thạch. Nuôi vi sinh vật trong tủ ấm 28°C, đếm và quan sát khuẩn lạc sau thời gian 2 đến 5 ngày nuôi cấy. Các thí nghiệm được tiến hành lặp lại 3 lần, mỗi độ pha loãng được cấy lặp lại 3 lần. Đơn vị tính số lượng vi sinh vật là CFU g⁻¹ đất khô tuyệt đối. Lọc phần dịch lọc còn lại chuyển vào lọ thủy nhỏ để định lượng hàm lượng Cu trong dung dịch.

Định lượng Cu trong hai thí nghiệm bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử (AAS 280FS Agilent) và xây dựng đường chuẩn từ muối CuSO_4 (Merck) tại Viện Nghiên cứu và Phát triển vùng, Hà Nội. Kết quả nghiên cứu từ 2 thí nghiệm được xử lý trên phần mềm Excel và Sigma plot.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Khả năng hấp phụ đồng trong đất thí nghiệm

Trên cơ sở xử lý số liệu và phân tích thống kê, kết quả đánh giá khả năng hấp phụ Cu trong 3 loại đất nghiên cứu được trình bày trong hình 1 (a, b, c).

Hình 1 cho thấy, ba mẫu đất thuộc ba loại đất có tính chất khác nhau có sự hấp phụ Cu hoàn toàn khác nhau, phần lớn năng lực hấp phụ được quan sát ở nồng độ Cu 400 - 600 mg L⁻¹. Ở nồng độ Cu > 600 mg L⁻¹ lượng hấp phụ giữ ổn định ở mức 2100, 3500 và 5400 mg kg⁻¹ đất, lần lượt tương ứng với đất trồng bưởi ở Bắc Giang, trồng cam ở Hưng Yên và trồng cam ở Cao Phong. Căn cứ vào kết quả xác định tính chất đất (bảng 1) cho thấy, hàm lượng sét và chất hữu cơ là nhóm chỉ tiêu có ảnh hưởng mạnh đến lượng Cu hấp phụ trong mỗi loại đất. Năng lực hấp phụ Cu giảm dần từ đất xám feralit (Ferralic Acrisols) > đất phù sa (Fluvisols) > đất xám bạc màu (Arenic Acrisols) tương ứng

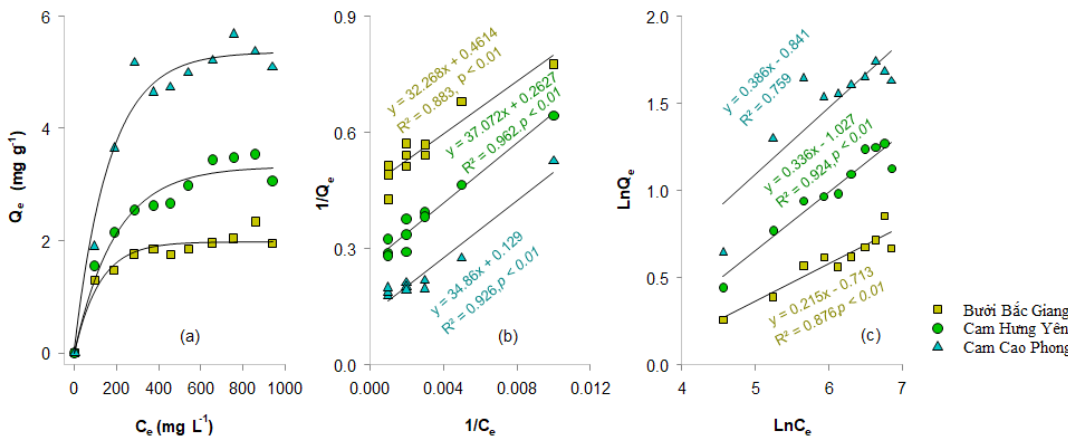
với hàm lượng sét 53,50% (đất trồng cam Cao Phong), 45,70% (đất trồng cam ở Hưng Yên), 36,10% (đất trồng bưởi ở Bắc Giang). Các giá trị tính toán chỉ ra rằng, sự hấp phụ Cu phù hợp với phương trình Langmuir (Hình 1b) hơn là Freundlich (Hình 1c). Tải lượng hấp phụ tối đa trong 1 kg đất thu được từ

phương trình Langmuir lần lượt là 2170; 3810 và 7750 mg kg⁻¹ đất, tương ứng với đất xám bạc màu có hàm lượng sét thấp nhất (đất cát pha), tiếp đến là đất phù sa có hàm lượng sét trung bình (đất thịt trung bình) và đất xám feralit giàu sét nhất (đất thịt nặng). Cả ba loại đất đều có giá trị K_L và K_F không quá khác biệt, cho thấy chúng ít nhiều đều có ái lực với Cu. Các giá trị β thu được từ phương trình Freundlich <1 cho thấy, năng lượng hấp phụ giảm khi độ bão hòa ngày càng tăng của các điểm nồng độ trao đổi [9] (Bảng 2).

Từ kết quả này cho thấy, không thể áp dụng cùng giá trị thông số giới hạn trong QCVN 03-MT:2015/BTNMT để đánh giá chung cho các vùng đất ô nhiễm Cu ở Việt Nam. Vì vậy, trước bối cảnh tình trạng tích lũy Cu trong đất sản xuất nông nghiệp ngày một gia tăng thì cần có những nghiên cứu sâu rộng tiếp theo để đánh giá tính linh động và năng lực hấp phụ Cu trong một số nhóm đất chính phục vụ để xuất xây dựng lại quy chuẩn đánh giá chất lượng đất cho phù hợp với thực tiễn ở Việt Nam. Trên cơ sở của thí nghiệm 1, kết quả nghiên cứu trong thí nghiệm 2 sẽ làm sáng tỏ hơn nữa tác động của ô nhiễm Cu đến thành phần và số lượng vi sinh vật đất trồng cây có múi.

Bảng 2. Hằng số đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir và Freundlich của Cu trong 3 loại đất

Mẫu	Hằng số Langmuir		Hằng số Freundlich	
	K_L (L mg ⁻¹)	Q_{max} (mg g ⁻¹)	K_F (mg g ⁻¹)	β
Đất xám bạc màu (Bắc Giang)	0,014	2,17	0,63	0,44
Đất phù sa (Hưng Yên)	0,007	3,81	0,49	0,22
Đất xám feralit (Hòa Bình)	0,004	7,75	0,36	0,34



▲ Hình 1. Kết quả hấp phụ Cu trong 3 loại đất thí nghiệm (a); Đường đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir (b); Đường đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich (c)



Bảng 3. Kết quả phân lập vi sinh vật tổng số trên môi trường AMA

Môi trường	C (mgL ⁻¹)	C _o (mgL ⁻¹)	C _s (mgL ⁻¹)	Q (mg g ⁻¹)	Tổng CFUg ⁻¹ (x10 ³)	Số lượng VSV (CFUg ⁻¹) (x10 ³)			
						VK	XK	Nấm mốc	Nấm men
AMA ^(*)	0	0	0	0	2500	1300	200	150	850
	100	99,84	1,04	0,89	1000	400	150	150	300
	300	287,60	65,68	1,99	800	250	150	150	250
	600	580,00	270,50	2,78	550	150	100	150	150
	900	916,05	555,15	3,25	300	50	50	150	50

▲ Ghi chú: ^(*)Asparagin - Mannitol-Agar, VK: vi khuẩn, XK: xạ khuẩn, VSV: vi sinh vật C(mg L⁻¹): nồng độ dung dịch Cu²⁺ đối chứng; C_o (mg L⁻¹): nồng độ Cu²⁺ trong dung dịch thí nghiệm; C_s (mg L⁻¹): nồng độ Cu²⁺ còn lại trong dung dịch sau thí nghiệm lắc đất 24h; Q (mg g⁻¹): lượng Cu²⁺ được đất hấp phụ

3.2. Ảnh hưởng của hàm lượng đồng đến thành phần và số lượng vi sinh vật đất

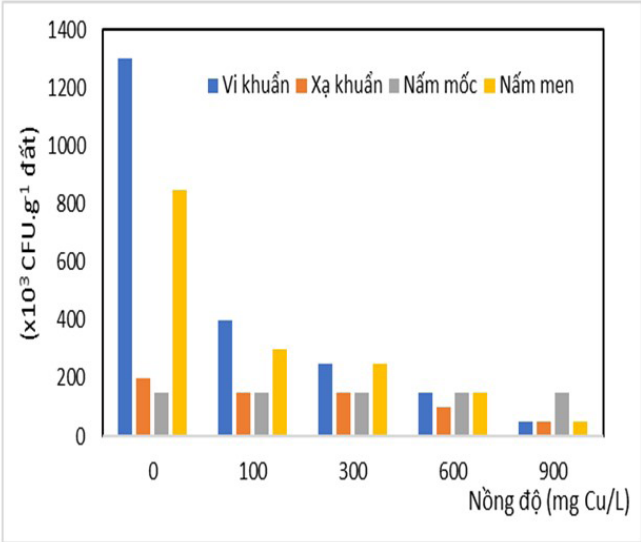
Kết quả phân tích chỉ ra ảnh hưởng của lượng bổ sung 100-900 mg Cu L⁻¹ đã gây giảm mạnh số lượng vi sinh vật tổng số ở các công thức thí nghiệm so với đối chứng, với tỷ lệ giảm tương ứng từ 60 đến 88%. Trong khi đó, xét theo các nhóm vi sinh vật thì vi khuẩn nhạy cảm nhất, tiếp đến là nấm men, xạ khuẩn và nấm mốc có khả năng chống chịu tốt nhất, cụ thể với mẫu bổ sung 100 mg Cu L⁻¹ đã giảm 69,24% vi khuẩn; 62,5% nấm men; 25% xạ khuẩn, nấm mốc 0% (Bảng 3, Hình 2). Nguyên nhân được giải thích do đặc điểm cấu tạo tế bào của nấm mốc chứa chitin nên có khả năng chống độc tốt hơn so với vi khuẩn và xạ khuẩn [4] .

Trong mẫu đất đối chứng có hàm lượng Cu tổng số ban đầu là 99,31 ppm, khi không bổ sung Cu đã cho kết quả phân lập số lượng VSV tổng số cao nhất là 2,5 x 10⁶ CFU g⁻¹ đất, nhưng khi bổ sung thêm 100 và 300 mg L⁻¹, tương ứng với hàm lượng Cu trong dung dịch đất là 1,04 và 65,68 mg L⁻¹ thì mật độ VSV tổng số giảm mạnh xuống còn 1000 x 10³ và 800 x 10³ CFU g⁻¹ đất, tương ứng mức giảm 2,5 và 3,13 lần.

Ở lượng bổ sung 900 mg L⁻¹ thì mức giảm là 8,3 lần, trong đó vi khuẩn, xạ khuẩn và nấm men giảm rất mạnh. Nhìn chung, khi càng thêm nhiều Cu²⁺ vào đất thí nghiệm thì thành phần và số lượng VSV càng giảm mạnh, trong một gam đất số lượng VSV tổng số đã giảm từ 1,5 đến 2,2 triệu tế bào (CFU g⁻¹ đất). Quan sát ở các dải nồng độ bổ sung, đặc biệt là khi hàm lượng Cu trong dung dịch mẫu tăng lên 65,68-555,15 mg L⁻¹ thì quần thể nấm mốc vẫn chống chịu Cu tốt nhất so với xạ khuẩn, nấm men và vi khuẩn. Kết quả này phù hợp với nhiều nghiên cứu trên thế giới [4]. Như vậy, có thể thấy rằng khi phun các hóa chất phòng trừ bệnh hại cây có mùi, sẽ tác động mạnh đến thành phần và số lượng các nhóm VSV đất, gây ảnh hưởng đến các quá trình chuyển hóa vật chất cũng như suy giảm sức khỏe và các chức năng của đất.

4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu đã chỉ ra đất có hàm lượng sét càng cao thì năng lực hấp phụ Cu trong đất càng mạnh. Năng lực hấp phụ Cu giảm dần trong đất xám feralit (Ferralic Acrisols) trồng cam ở Cao Phong, Hòa Bình đến đất phù



▲ Hình 2. Thành phần và số lượng VSV trong các công thức thí nghiệm

sa (Fluvisols) trồng cam ở Phù Cù, Hưng Yên và thấp nhất ở đất xám bạc màu có thành phần cơ giới nhẹ (Arenic Acrisols) trồng bưởi ở Hiệp Hòa, Bắc Giang. Như vậy, ở cùng hàm lượng Cu thí nghiệm, thì lượng đồng linh động sẽ gây rủi ro trong đất cát pha cao nhất, tiếp đến là đất thịt trung bình và cuối cùng là đất thịt nặng.

Ở lượng bổ sung 100 - 900 mg L⁻¹ vào đất thí nghiệm đã làm giảm mạnh 60-88% vi sinh vật tổng số so với đối chứng không bổ sung Cu. Cũng ở lượng bổ sung này đã làm biến động thành phần và số lượng VSV đất, trong đó giảm mạnh nhất là vi khuẩn, đến xạ khuẩn và nấm men, ngược lại nấm mốc có khả năng chống chịu tốt nhất.

Cần có thêm nghiên cứu sâu hơn về quan hệ giữa tính chất đất với dạng tồn tại của Cu trong đất ảnh hưởng đến năng lực hấp phụ và độc học của Cu đối với VSV trong đất trồng cây có mùi■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu được tài trợ kinh phí từ đề tài: “Đánh giá hiện trạng ô nhiễm kim loại nặng, dư lượng thuốc bảo vệ thực vật và đề xuất giải pháp canh tác bền vững phục vụ tái canh cam ở Hòa Bình và Tuyên Quang” do TS. Phạm Thị Mỹ Phương, Viện Nghiên cứu và Phát triển vùng, Bộ Khoa học và Công nghệ làm chủ trì. Xin trân trọng cảm ơn.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Alloway, B. J. (2013), *Heavy metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, Springer. [https://doi.org/10.1016/s0165-9936\(96\)90032-1](https://doi.org/10.1016/s0165-9936(96)90032-1)
2. Cục trồng trọt, Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn (2020), Báo cáo tình hình sản xuất cây ăn quả có múi tại Việt Nam năm 2020.
3. Dao, T. T., Tran, T. T. T., Nguyen, A. M., Nguyen, L. N., Pham, P. T. M., Tsubota, T., & Nguyen, M. N. (2021), "Fungicide application can intensify clay aggregation and exacerbate copper accumulation in citrus soils", *Environmental Pollution*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117703>.
4. Keller, A. A., Adeleye, A. S., Conway, J. R., Garner, K. L., Zhao, L., Cherr, G. N., Hong, J., Gardea-Torresdey, J. L., Godwin, H. A., Hanna, S., Ji, Z., Kaweeteerawat, C., Lin, S., Lenihan, H. S., Miller, R. J., Nel, A. E., Peralta-Videa, J. R., Walker, S. L., Taylor, A. A., Zuverza-Mena, N. (2017), "Comparative environmental fate and toxicity of copper nanomaterials", *NanoImpact*, (7), 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2017.05.003>
5. Tran, T. T. T., Nguyen, T. T., Nguyen, V. T., Huynh, H. T. H., Nguyen, T. T. H., and Nguyen, M. N. (2019), "Copper encapsulated in grass-derived phytoliths: Characterization, dissolution properties and the relation of content to soil properties", *Journal of Environmental Management*, 249.
6. Trần Thị Tuyết Thu, Phạm Mạnh Hùng, Nguyễn Thị Thảo, Đào Thị Hoan, Nguyễn Ngọc Minh (2019), Ô nhiễm đồng trong đất: Hệ quả tác động và biện pháp quản lý, Hội thảo Khoa học đất Quốc gia: Nâng cao hiệu quả sử dụng, cải thiện tính chất lý, hóa, sinh học đất canh tác lúa và cây ăn quả vùng đồng bằng sông Cửu Long hưởng tới phát triển bền vững, Bộ NN và PTNT, Hội Khoa học đất Việt Nam, tỉnh Hậu Giang, tháng 11/2019, tr. 154-168
7. Srivastava, A. K. (2012), *Advances in Citrus Nutrition*. Springer.
8. Nguyen Ngoc, M., Dultz, S., & Kasbohm, J. (2009), "Simulation of retention and transport of copper, lead and zinc in a paddy soil of the Red River Delta, Vietnam", *In Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 129, Issues 1-3, pp. 8-16). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.06.008>
9. Sonoda, K., Hashimoto, Y., Wang, S. L., & Ban, T. (2019), "Copper and zinc in vineyard and orchard soils at millimeter vertical resolution", *Science of the Total Environment*, 689, 958-962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.486>.

RISK INVESTIGATION OF COPPER ACCUMULATION IN THE CITRUS GROWING SOILS

Pham Thi My Phuong¹, Nguyen Thi Lan Anh², Tran Quang Huy²
 Dao Thi Trang, Dao Thi Hoan², Nguyen Minh Phuong², Tran Thi Tuyet Thu^{2*}

¹Institute for Regional Research and Development

²Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
 Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

This study was conducted to evaluate the copper adsorption capacity in citrus growing soils and the effects of copper levels on soil microorganisms in the rhizosphere of citrus. In the first experiment, Cu²⁺ solution was added with different concentrations: 0; 100; 200; 300; 400; 500; 600; 700; 800; 900; 1000 mg L⁻¹ into three types of soil that have different properties, namely Ferralic Acrisols in Hoa Binh, Fluvisols in Hung Yen, Arenic Acrisols in Bac Giang. The results showed that the maximum adsorbed Cu content in the citrus soils in Bac Giang, Hung Yen, and Hoa Binh was 2.198, 3781, and 7.752 mg kg⁻¹, respectively. In the second experiment, Cu²⁺ solution was added with the concentration of 0; 100; 300; 600; 900 mg L⁻¹ into the citrus growing soil in Cao Phong, Hoa Binh. The results showed that the copper solution addition led to the decrease of 60 - 88% of the total microbial population (i.e., decreasing from 25.105 CFU g⁻¹ soil without adding Cu²⁺ to 10.105 CFU g⁻¹ soil in the soil sample with Cu²⁺ concentration of 100 mg L⁻¹ and 3.105 CFU g⁻¹ soil in the soil sample with Cu²⁺ concentration of 900 mg L⁻¹. The mold was the most tolerant group to copper, followed by actinomycetes, yeasts and bacteria. These results provide a scientific base to the need of developing solutions to control the use of Cu-containing chemicals in citrus soil.

Key words: Citrus, copper accumulation, copper adsorption, soil microorganisms.

NGHIÊN CỨU MỘT SỐ ĐẶC ĐIỂM SINH HỌC CỦA VI KHUẨN NỘI SINH CÓ KHẢ NĂNG CHỐNG CHỊU ASENI (V) ĐƯỢC PHÂN LẬP TỪ CÂY DƯƠNG XỈ

Nguyễn Kiều Băng Tâm*, Ninh Tiến Linh, Trần Thu Trúc⁽¹⁾
 Nguyễn Vũ Mai Linh, Đặng Thị Nhung, Lê Thị Trà, Trần Thị Hương⁽²⁾
 Nguyễn Thị Hồng Liên, Nguyễn Văn Hiếu, Phan Thị Hồng Thảo

TÓM TẮT

Asen (As) là kim loại nặng (KLN) gây ra tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và sức khỏe con người. Xử lý ô nhiễm As trong đất bằng cây dương xỉ là công nghệ xanh có nhiều tiềm năng. Hiệu quả của phương pháp này có thể được nâng cao bằng cách khai thác sự tương tác giữa thực vật - vi sinh vật nội sinh có khả năng chuyển hóa As. Từ 20 mẫu dương xỉ lấy tại mỏ Núi Pháo, tỉnh Thái Nguyên, đã phân lập và tuyển chọn được 26 chủng vi khuẩn nội sinh có khả năng chịu được nồng độ $As(V) \geq 80$ mM. Trong đó, chủng S3.4.1 có khả năng chịu được nồng độ 320 mM $As(V)$ và sinh chất kích thích sinh trưởng thực vật (IAA) cao (18,72 $\mu g/ml$) đã được lựa chọn nghiên cứu. Chủng S3.4.1 thuộc Gram (+), sinh trưởng tốt ở nhiệt độ $10 \div 50^\circ C$, pH $5 \div 10$, nồng độ muối $0,1 \div 5\%$; sử dụng đa dạng các nguồn các bon. Chủng này có khả năng sinh tổng hợp enzyme ngoại bào như endo-cellulase, chitosanase, xylanase, CMC-ase. Trình tự gen 16S rDNA của chủng S3.4.1 có độ tương đồng trên 99% so với các loài vi khuẩn *Micrococcus luteus* HKG359 và được đặt tên là *Micrococcus luteus* S3.4.1.

Từ khóa: Asen (V), vi sinh vật nội sinh, dương xỉ.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

As là KLN, phân bố trong tự nhiên ở những dạng cấu trúc vô hại, nhưng do các hoạt động khai khoáng đang làm giải phóng quá mức hàm lượng As, dẫn đến tình trạng ô nhiễm trong đất đáng báo động. Trong đất, asenate As (V) và asenite As (III) là hai dạng phổ biến nhất, trong đó, As (III) thường độc hơn As (V) [1]. Phơi nhiễm As lâu dài sẽ đe dọa nghiêm trọng đến sức khỏe con người, gây ra tác động tiêu cực đến động vật, thực vật và môi trường. Với đặc điểm sinh lý riêng biệt, cây dương xỉ được xếp vào 0,2% loài thực vật đã biết có khả năng hấp thụ một lượng lớn KLN (gấp khoảng 100 - 1.000 lần cây bình thường) vào sinh khối mà không gây ra biểu hiện ngộ độc KLN, được gọi là cây siêu tích lũy kim loại. Với cơ chế này, cây dương xỉ đang thu hút sự quan tâm của các nhà khoa học khi thử nghiệm công nghệ xử lý ô nhiễm As bằng thực vật (phytoremediation). Đây là công nghệ xanh, thân thiện với môi trường, ít tốn kém và rất tiềm năng so với các phương pháp truyền thống khác, nhưng vẫn còn tồn tại một số trở ngại như tăng trưởng chậm, độc

tính thực vật, sự thoát hơi nước của các chất ô nhiễm dễ bay hơi... Để khắc phục những vấn đề này, việc sử dụng vi sinh vật như một biện pháp hỗ trợ đã được khẳng định qua nhiều công bố [2]. So với vi sinh vật sống ở vùng rễ, vi khuẩn nội sinh (VKNS) cư trú ở các mô bên trong cây, có sự tương tác chặt chẽ, thúc đẩy sự phát triển của cây chủ thông qua một số cơ chế như hòa tan phosphate và sản xuất siderophore, hoặc cung cấp các vitamin thiết yếu... Đặc biệt, trong phytoremediation, VKNS vừa chống chịu được KLN, vừa sinh tổng hợp IAA để gia tăng phần sinh khối thực vật có thể tích lũy hàm lượng lớn KLN đang là đối tượng nghiên cứu nhiều hứa hẹn để tăng cường hiệu quả [3]. Trong nghiên cứu của Nguyễn Thị Hoàng Hà và cộng sự (2019) [4], kết quả phân tích hàm lượng tích lũy As trong cây dương xỉ bản địa mọc xung quanh khu vực mỏ Núi Pháo, tỉnh Thái Nguyên cho thấy, có thể đạt tới 2.400 mg/kg ở loài cây dương xỉ *Pityrogramma calomelanos* và 1860 mg/kg ở loài dương xỉ *Pteris vittata*. Vì vậy, nghiên cứu này đã phân

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Viện Công nghệ sinh học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

lập, tuyển chọn các chủng VKNS chống chịu As (V) và có khả năng sinh tổng hợp IAA tiềm năng từ 2 loài cây dương xỉ thu nhận trên địa bàn mỏ Núi Pháo để nghiên cứu đặc điểm sinh học, đánh giá khả năng chuyển hóa Asen (V) của chủng vi khuẩn được tuyển chọn.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Các mẫu cây dương xỉ *P. vittata*, *P. calomelanos* và mẫu đất quanh vùng rễ cây (0 - 20 cm) được lấy tại mỏ Núi Pháo, Thái Nguyên (theo Nguyễn Thị Hoàng Hà và cộng sự) [4].

2.2. Phân lập và tuyển chọn VKNS chịu được nồng độ Asen cao

Mẫu cây dương xỉ chia thành các phần riêng rẽ (rễ, thân, lá), được xử lý bề mặt theo phương pháp của Shutsrirung và cộng sự (2013) [5] rồi phân lập các chủng VKNS chống chịu As (V) theo phương pháp của Lampis và cộng sự (2015) [6]. Giá trị MIC - nồng độ ức chế tối thiểu và MBC - nồng độ diệt tối thiểu của As đối với các chủng phân lập được xác định sau 24 giờ nuôi trong môi trường LB bổ sung $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ nồng độ $5 \div 320$ mM và lắc ở 30°C , 200 vòng/phút [7]. Các chủng VKNS phân lập được mã hóa theo thứ tự như sau: Bộ phận cây (*R-rễ*, *S-thân*, *L-lá*); vị trí lấy mẫu (*1-xóm 2*, *2-xóm 4*, *3-xóm 11*); thứ tự mẫu cây tại một điểm lấy mẫu (*1,2,3...*); thứ tự đánh số khuẩn lạc trên đĩa (*1,2,3...*).

Chỉ tiêu phân tích mẫu đất: Cd (TCVN 6496:2009), As (TCVN 8467:2010), OC (TCVN 8941:2011).

2.3. Đánh giá khả năng sinh IAA

Nồng độ IAA trong dịch lên men được xác định theo phương pháp của Brick và cộng sự (1991) [8]. Dịch sau khi lên men được ly tâm, bổ sung thêm thuốc thử Salkowski. Ủ mẫu trong buồng tối 30 phút, sau đó đo mật độ quang ở bước sóng 530 nm, xác định nồng độ IAA dựa vào phương trình đường chuẩn ($y = 47,217 \cdot x + 0,3315$).

2.4. Sàng lọc VKNS chuyển hóa As

Phương pháp thực hiện theo nghiên cứu của Simeonova và cộng sự (2004) dựa vào phản ứng hiện màu kết tủa giữa AgNO_3 và As (III) hoặc As (V) trên đĩa thạch LB [9]. Sau 72 giờ nuôi cấy, các chủng VKNS có khả năng chuyển hóa As (V) thành As (III), sẽ tạo ra kết tủa màu vàng của Ag_3AsO_3 (bạc orthoarsenic) sau khi nhỏ AgNO_3 . Trong khi đó, phản ứng giữa As (V) với AgNO_3 sẽ hiện kết tủa màu nâu của Ag_3AsO_4 (bạc orthoarsenate) đối với các chủng không có khả năng chuyển hóa As (V).

2.5. Đặc điểm sinh học của chủng phân lập

Sau 48 giờ nuôi cấy trên đĩa môi trường LB ở 37°C quan sát hình thái khuẩn lạc, hình dạng tế bào dưới kính hiển vi quang học, hình thái tế bào bằng kính hiển vi điện tử truyền qua (TEM) và nhuộm Gram.

Khả năng sinh enzyme ngoại bào: Chủng được nuôi cấy trên môi trường Gause I (KNO_3 1,0 g, NaCl 0,5 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5 g, K_2HPO_4 0,5 g, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 10,0 mg), có bổ sung 1% các cơ chất kiểm tra, xác định theo phương pháp của Nguyễn Lân Dũng [10].

Khả năng sử dụng nguồn các bon: Sử dụng môi trường khoáng ISP9 có bổ sung 1% các nguồn đường và khử trùng bằng phương pháp Tyndall, glucose là đối chứng dương, không có đường là đối chứng âm [11].

Khả năng chịu muối, khoảng pH và nhiệt độ: Chủng được nuôi cấy trên môi trường LB chứa nồng độ muối $0,1 \div 10\%$ và pH $3 \div 12$ ở 37°C , lắc 200 vòng/phút trong 48 giờ. Mật độ quang đo ở bước sóng 600 nm bằng máy quang phổ UV-vis. Theo dõi sự phát triển sau 2 ngày ở nhiệt độ $10 \div 55^\circ\text{C}$ của chủng trên môi trường LB [11].

Phân loại theo phương pháp 16S rDNA: Gen mã hóa 16S rDNA của chủng khuếch đại bằng phản ứng PCR cặp mồi 27F (5'-TAACACATGCAAGTCGAACG-3') và 1492R (5'-GGTTACCTTGTTACGACTT-3'). Trình tự gen 16S rDNA được phân tích trên dữ liệu Ngân hàng gen của NCBI. Độ tương đồng về trình tự được xác định và so sánh với các trình tự khác trên ngân hàng GenBank bằng BLAST.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Hàm lượng một số KLN tại địa điểm lấy mẫu

Các mẫu dương xỉ được thu nhận tại 3 địa điểm xung quanh mỏ quặng đa kim Núi Pháo.

Căn cứ theo QCVN 03:2008/BTNMT, giới hạn hàm lượng As trong các loại đất là 12 mg/kg đất khô.

STT	Thông số phân tích	Đơn vị	Kết quả phân tích		
			Mẫu 1	Mẫu 2	Mẫu 3
1	Cd	mg/kg	0,648	<0,45	<0,45
2	As	mg/kg	529	316	1606
3	OC	%	0,560	1,49	0,519

▲ **Chú thích:** Mẫu 1 - xóm 2; Mẫu 2 - xóm 4; Mẫu 3 - xóm 11

Như vậy, nồng độ As tại các điểm lấy mẫu đều cao, vượt rất nhiều lần so với quy định, với chỉ số ô nhiễm SPI (= hàm lượng As trong đất/12*100) dao động từ $4267 - 13383 > 100$, được xác định là các điểm ô nhiễm As.

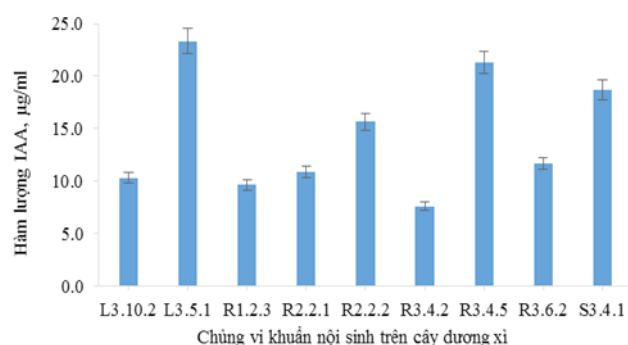


3.2. Phân lập và tuyển chọn các chủng VKNS chống chịu As (V)

Từ 20 mẫu cây dương xỉ đã phân lập được 129 chủng VKNS trên đĩa LB chứa 5 mM As (V). Tiến hành kiểm tra MIC và MBC cho thấy, có 26 chủng VKNS có khả năng chống chịu As (V) ở nồng độ 80-320 mM. Các chủng: L3.10.2, L3.5.1, R1.2.3, R2.2.1, R2.2.2, R3.4.2, R3.4.5, R3.6.2, S3.4.1 có MIC với As (V) là 320 mM và MBC >320 mM, được lựa chọn để nghiên cứu tiếp theo. Trong số đó, 6 chủng (chiếm 66,67%) có nguồn gốc từ vùng lấy mẫu số 3, nơi có hàm lượng As trong đất phân tích cao nhất.

3.3. Khả năng sinh tổng hợp IAA của các chủng VKNS

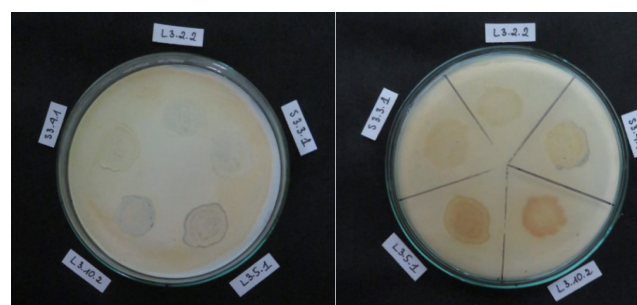
Chín chủng vi khuẩn được tuyển chọn đều có khả năng sinh IAA, dao động từ 7,61 ÷ 23,34 µg/ml (Hình 1). Bốn chủng L3.5.1, R2.2.2, R3.4.5 và S3.4.1 có khả năng sinh IAA cao lần lượt là 23,34; 15,65; 21,26 và 18,72 µg/ml. Trong công bố của Xu và cộng sự (2016) [12], các chủng VKNS phân lập từ cây dương xỉ *Pteris vittata* cũng có khả năng sinh IAA từ 2,43÷32,4 µg/ml.



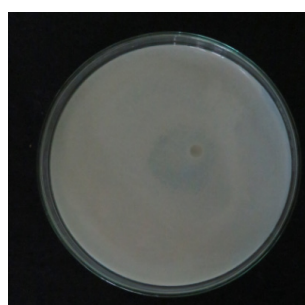
▲ Hình 1. Khả năng sinh IAA của các chủng VKNS

3.4. Khả năng chuyển hóa As của các chủng VKNS

Mặc dù As (III) có độc tính mạnh hơn As (V), nhưng As (III) lại định dạng được cây dương xỉ trong quá trình chuyển vị As đưa từ rễ lên các phần sinh khối phía trên mặt đất và tích tụ trong phần lá [13]. Do đó, các chủng VKNS có khả năng chuyển hóa As (V) thành As (III) sẽ tăng cường khả năng xử lý As của cây dương xỉ.



a



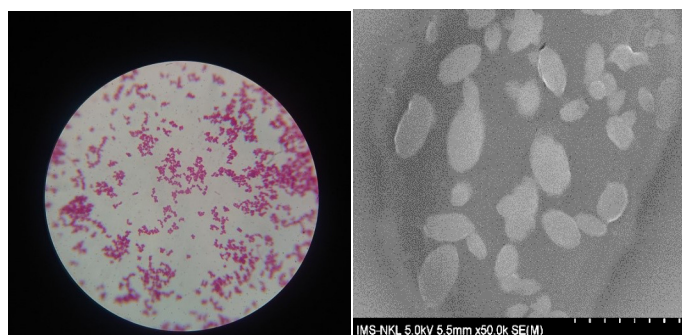
b

▲ Hình 2. Khả năng chuyển hóa As (V) ở nồng độ 5mM của các chủng nghiên cứu (a) và đối chứng (b) sau 72 giờ

Trên đĩa thạch LB có bổ sung 5 mM AsO_4^{3-} , các chủng VKNS S3.4.1, L3.2.2 và S3.3.1 có khả năng chuyển hóa As (V) thành As (III) sau 72 giờ nuôi cấy, tạo ra kết tủa màu vàng tươi của Ag_3AsO_3 (bạc orthoarsenic) sau khi nhỏ AgNO_3 . Trong khi đó, phản ứng giữa As (V) với AgNO_3 sẽ hiện kết tủa màu nâu của Ag_3AsO_4 (bạc orthoarsenate) đối với các chủng L3.5.1 và L3.10.2 có khả năng chuyển hóa As (V) kém hơn (Hình 2). Kết quả chỉ ra VKNS S3.4.1 có khả năng khử arsenate và chống chịu As (V) cao trên 320 mM, sinh IAA đạt 18,72 µg/ml (Hình 1). Do đó, chủng S3.4.1 được lựa chọn để nghiên cứu tiếp theo.

3.5. Đặc điểm sinh học của chủng VKNS S3.4.1

Chủng VKNS S3.4.1 có khuẩn lạc tròn hình cầu lồi, trơn bóng, màu vàng, đường kính 1 - 2 mm, không tiết sắc tố. Tế bào hình cầu khuẩn và elip, Gram (+) (Hình 3 a, b).

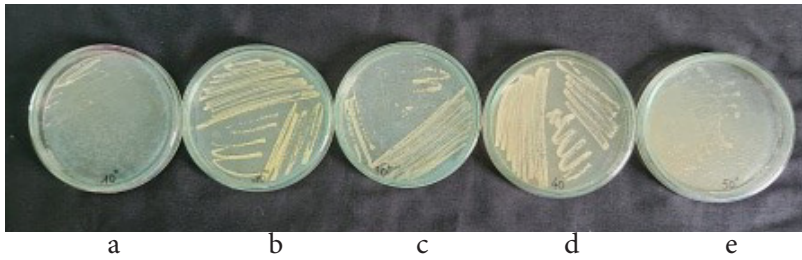


a

b

▲ Hình 3. Hình thái tế bào dưới kính hiển vi quang học (x 400) (a), kính hiển vi điện tử (x 50000) (b)

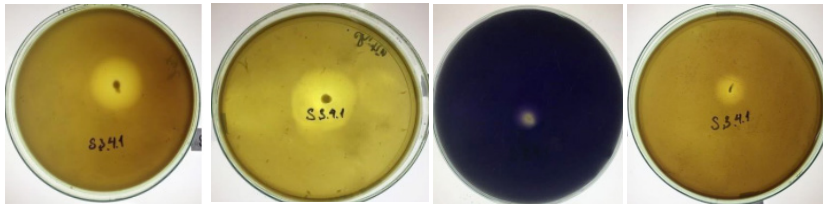
Chủng S3.4.1 có khả năng chuyển hóa hầu hết các nguồn đường nhưng ở mức độ khác nhau. Sinh trưởng rất tốt trên môi trường chứa đường L-arabinose, D-manitol, D-fructose, D-cellulose, D-rafinoze, sucrose, có thể sử dụng tốt D-fructose và D-glucose (Hình 5a). Chủng S3.4.1 có khả năng sinh tổng hợp nhiều loại enzyme như cellulase, CMCase, xylanase và chitosanase với đường kính vòng phân hủy (D-d) lần lượt là 9, 14, 17 và 18 mm (Hình 5b). Chủng S3.4.1 phát triển trong dải pH rộng 5 ÷ 10, sinh trưởng tốt ở nồng độ muối 0,1 ÷ 5% (Hình 6) và nhiệt độ 10 ÷ 50°C (Hình 4).



▲ Hình 4. Khả năng sinh trưởng của vi khuẩn S3.4.1 ở các nhiệt độ khác nhau (10oC (a); 20oC (b); 30oC (c); 40oC (d); 50oC (e))

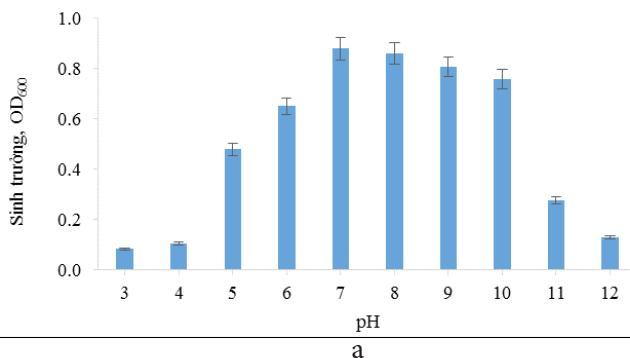


a

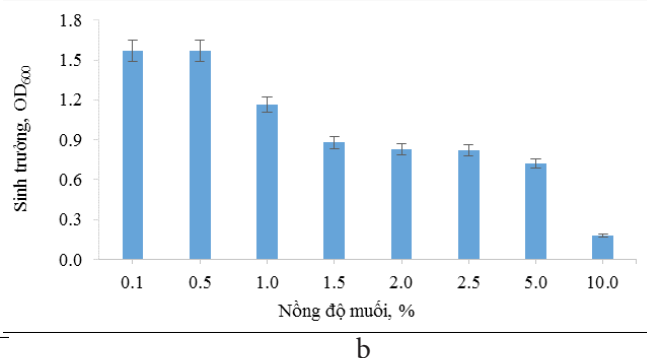


b

▲ Hình 5. Khả năng sử dụng nguồn carbon (a) và sinh enzyme ngoại bào (b) của chủng VKNS S3.4.1

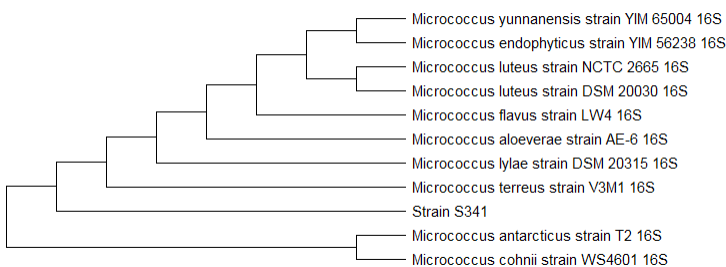


a



b

▲ Hình 6. Ảnh hưởng của pH (a) và nồng độ muối (b) đến sinh trưởng của chủng S3.4.1



▲ Hình 7. Cây phát sinh loài dựa trên trình tự 16S rDNA của VKNS S3.4.1 và các loài vi khuẩn họ hàng gần

Trình tự gen 16S rDNA của chủng S3.4.1 có độ tương đồng cao (99%) so với gen tương ứng của chủng vi khuẩn *Micrococcus luteus* HKG359, *Micrococcus luteus* BMC2N6, *Micrococcus* sp.JNU-H022, *Micrococcus* sp.3464, nên được đặt tên là *Micrococcus luteus* S3.4.1 (Hình 7). Chủng này được phân lập từ phần thân của cây dương xỉ và tương đồng với nghiên cứu của Xu và cộng sự (2016), chi *Micrococcus* chỉ xuất hiện tại vùng mô thân cây.

4. KẾT LUẬN

Trong nghiên cứu này, 26 chủng VKNS có khả năng chống chịu As (V) ở nồng độ 80 ÷ 320 mM đã được phân lập và tuyển chọn. Trong số đó, chủng S3.4.1 chịu được nồng độ As ở 320 mM, sinh tổng hợp IAA đạt 18,72 µg/ml và có khả năng khử arsenate sau 24 giờ ủ. Chủng S3.4.1 thuộc Gram (+), sinh trưởng tốt ở nhiệt độ 10 ÷ 50°C, pH 5 ÷ 10, nồng độ muối 0,1 ÷ 5%, sử dụng đa dạng các nguồn các bon. Chủng này có khả năng sinh tổng hợp enzyme ngoại bào như cellulase, CMCase, xylanase, chitosanase. Trình tự gen 16S rDNA của chủng S3.4.1 có độ tương đồng

cao (99%) so với gen tương ứng của chủng vi khuẩn *Micrococcus luteus* HKG359 và được đặt tên là *Micrococcus luteus* S3.4.1. Với những đặc tính nổi bật này, chủng VKNS S3.4.1 có thể tồn tại, thích nghi trong nhiều điều kiện môi trường khác nhau, đặc biệt với nồng độ As cao trong đất vùng mỏ khoáng, có tiềm năng trong nâng cao hiệu quả xử lý các điểm ô nhiễm As bằng cây dương xỉ.

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Hà Nội trong Đề tài mã số QG.20.09

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Obinaju B.E. (2009). Mechanisms of arsenic toxicity and carcinogenesis, *African Journal of Biochemistry Research*, 3(5):232 - 237.
2. Glick B.R. (2010). Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 28(3):367 - 374.
3. Germaine K.J., Keogh E., Ryan D., Dowling D.N. (2009). Bacterial endophyte mediated naphthalene phytoprotection and phytoremediation. *FEMS Microbiology Letters*, 296(2):226 - 234.
4. Hoang Ha N.T., Ha N.T., Huyen Nga T.T., Minh N.N., Kim Anh B.T., Kim K.-W. (2019). Uptake of arsenic and heavy metals by native plants growing near Nui Phao multi-metal mine, northern Vietnam. *Applied Geochemistry*, 108(2019):104368.
5. Shutsrirung A., Chromkaew Y., Pathom-Aree W., Choonluchanon S. & Boonkerd N. (2013). Diversity of endophytic actinomycetes in mandarin grown in northern Thailand, their phytohormone production potential and plant growth promoting activity. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(3):322 - 330.
6. Lampis S., Santi C., Ciurli A., Andreolli M. & Vallini G. (2015). Promotion of arsenic phytoextraction efficiency in the fern *Pteris vittata* by the inoculation of As-resistant bacteria: a soil bioremediation perspective. *Frontiers in Plant Science*, 6(80):1 - 12.
7. Andrews J.M. (2001). Determination of minimum inhibitory concentrations. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 48(suppl.1):5 - 16.
8. Brick J.M., Bostock R.M., Silverstone S.E. (1991). Rapid in situ assay for indoleacetic acid production by bacteria immobilized on nitrocellulose membrane. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(2):535 - 538.
9. Simeonova D., Lievreumont D., Lagarde F., Muller D., Groudeva V. & Lett M. (2004). Microplate screening assay for the detection of arsenite-oxidizing and arsenate-reducing bacteria. *FEMS Microbiology Letters*, 237(2):249 - 253.
10. Nguyễn Lâm Dũng, Phạm Thị Trân Châu, Nguyễn Thanh Hiền (1978). Một số phương pháp nghiên cứu vi sinh vật, tập III. NXB Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội.
11. Omomura H. (1974). Key for Classification and Identification of 458 species of the *Streptomyces* included in ISP. *J. Ferment. Technol.*, 52(2):78 - 92.
12. Xu J.-Y., Han Y.-H., Chen Y., Zhu L.-J., Ma L.Q. (2016). Arsenic transformation and plant growth promotion characteristics of As-resistant endophytic bacteria from As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chemosphere*, 144(2016):1233 - 1240.
13. Fayiga A.O. & Saha U.K. (2016). Arsenic hyperaccumulating fern: implications for remediation of arsenic contaminated soils. *Geoderma*, 284(2016):132 - 143.

RESEARCH ON SOME BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF ARSENATE RESISTANT ENDOPHYTIC BACTERIA FROM FERNS

Nguyen Kieu Bang Tam^{1*}, Nguyen Vu Mai Linh², Dang Thi Nhung²
Le Thi Tra², Tran Thi Huong², Ninh Tien Ninh², Nguyen Thi Hong Lien²
Nguyen Van Hieu², Tran Thu Truc¹, Phan Thi Hong Thao²

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
Vietnam National University, Hanoi

²Institute of Biotechnology, Vietnam Academy of Science and Technology

ABSTRACT

Arsenic is a toxic metalloid and its contamination causes much concern about the ecosystem and human health. Phytoremediation by fern is considered a promising green technology to remove arsenic. The efficiency of method could be improved by utilizing the association of plants and As-resistant endophytic microorganisms. From 20 fern samples collected at Nui Phao mine, Thai Nguyen, 26 bacterial strains capable of resisting As (V) concentrations (≥ 80 mM) were isolated. Strain S3.4.1 can be tolerant to the concentration of As (V) up to 320 mM and synthesize high level of IAA (18,72 $\mu\text{g/ml}$). Strain S3.4.1 belongs to Gram-positive, grows at temperature $10 \div 50^\circ\text{C}$, pH $5 \div 10$, salinity of $0.1 \div 5\%$ and uses a variety of carbon sources. The selected strain has the ability to produce extracellular enzymes such as endo-cellulase, chitosanase, xylanase and CMC-ase. The 16S rDNA gene sequence of strain S3.4.1 shares 99% similarity with *Micrococcus luteus* HKG359 species and is named *Micrococcus luteus* S3.4.1.

Key words: Arsenate, endophytic bacteria, ferns.

TIỀM NĂNG ÁP DỤNG CÔNG NGHỆ TỐT NHẤT HIỆN CÓ (BAT) VÀ THỰC HÀNH QUẢN LÝ MÔI TRƯỜNG TỐT NHẤT (BEMP) ĐỐI VỚI NƯỚC THẢI SẢN XUẤT GIẤY VÀ BỘT GIẤY Ở CÔNG TY CỔ PHẦN GIẤY AN HÒA VÀ GIẤY BÀI BẰNG

Phan Quang Thăng¹

Trần Thị Thu Lan²

Nguyễn Hữu Thăng, Lưu Minh Loan⁽³⁾

Vương Minh, Nguyễn Thị Hà*

TÓM TẮT

Trong nghiên cứu này đã điều tra thu thập số liệu về hiện trạng sản xuất và hệ thống xử lý nước thải (XLNT) của Công ty Cổ phần Giấy An Hòa và Công ty Cổ phần Giấy Bãi Bằng nhằm đánh giá hiện trạng, khả năng áp dụng công nghệ tốt nhất hiện có (BAT) và thực hành quản lý môi trường tốt nhất (BEMP) ở hai công ty. Trong đó, tập trung đánh giá mức độ phát sinh nước thải và hoạt động của hệ thống XLNT tại hai công ty để làm cơ sở lựa chọn các phương án phù hợp, giảm thiểu nước thải sản xuất trên cơ sở phân tích BAT và BEMP. Hệ thống XLNT ở Công ty Cổ phần Giấy An Hòa mới được xây dựng với công nghệ tiên tiến hiện đại đáp ứng các nội dung của BAT và BEMP. Chất lượng nước thải sau xử lý đều đạt QCVN 40:2011/BTNMT (A) và QCVN 12-MT:2015/BTNMT (A). Tuy nhiên, ở Công ty Cổ phần Giấy Bãi Bằng, hệ thống XLNT xây dựng đã lâu, không đồng bộ nên còn tồn tại một số hạn chế và chưa kiểm soát hiệu quả các chất thải thứ cấp, nước thải đầu ra có độ màu chưa đáp ứng QCVN 12:2008/BTNMT. Kết quả là cơ sở cho các nghiên cứu tiếp theo áp dụng BAT, BEMP nhằm nâng cao hiệu quả sản xuất và kiểm soát ô nhiễm, XLNT sản xuất cho hai công ty.

Từ khóa: An Hòa, Bãi Bằng BAT, BEMP, nước thải giấy và bột giấy.

1. MỞ ĐẦU

Trong quy trình sản xuất, ngành công nghiệp giấy, bột giấy sử dụng một lượng lớn nước sạch cho công đoạn nghiền bột, tẩy trắng và xeo giấy [1]. Thành phần nước thải bột giấy phụ thuộc vào nguyên liệu và công nghệ sản xuất. Ước tính để sản xuất một tấn bột giấy sản phẩm có thể phát sinh từ vài chục đến vài trăm mét khối nước thải [3]. Để tẩy trắng bột giấy tùy vào công nghệ thường sử dụng các chất oxy hóa mạnh như hydroperoxit, clo, clodioxit... Do vậy, nước thải sản xuất giấy và bột giấy có chứa cả kim loại nặng, lignin (dịch đen), phẩm màu, xút, các chất đa vòng thơm gốc clo... là các hóa chất ảnh hưởng xấu đến môi trường, nhất là khi sử dụng chất tẩy là clo. Đây là những chất khó phân hủy trong môi trường, độc tính sinh thái cao và có nguy cơ gây ung thư [4, 5].

Việc đánh giá dựa trên BAT, BEMP đã được triển khai, áp dụng ở nhiều quốc gia, cho nhiều ngành, lĩnh vực sản xuất công nghiệp, đem lại hiệu quả lớn về kinh

tế và môi trường [6]. BAT và BEMP có khả năng thực hiện tại cơ sở sản xuất; tạo hiệu quả trong việc giảm lượng chất gây ô nhiễm; giảm chi phí trong việc áp dụng và vận hành các kỹ thuật quản lý, xử lý chất thải nhằm giảm chất thải, tăng tái chế; đem lại hiệu quả sử dụng nguyên vật liệu và năng lượng.

Tuy nhiên, ở Việt Nam, cách tiếp cận BAT, BEMP còn chưa được quan tâm đúng mức, mới được thực hiện dưới hình thức, ẩn trong các công cụ quản lý môi trường khác. Trong Nghị định số 40/2019/NĐ-CP ngày 13/5/2019, điều mục liên quan đến lập, thẩm định, phê duyệt báo cáo đánh giá tác động môi trường có đề cập đến BAT và BEMP, cụ thể: “Các dự án áp dụng BAT và BEMP theo quy định của Bộ trưởng Bộ TN&MT”. Ngoài ra, chưa có văn bản pháp luật nào hướng dẫn việc áp dụng BAT và BEMP tại Việt Nam. Trong nghiên cứu này đã khảo sát hiện trạng sản xuất và công nghệ XLNT

¹Viện Công nghệ môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

²Viện Hóa học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

³Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



của Công ty Cổ phần Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng nhằm xem xét khả năng áp dụng BAT, BEMP trong ngành sản xuất giấy và bột giấy ở Việt Nam. Nghiên cứu là cơ sở cho việc đánh giá công nghệ, đưa ra các giải pháp nhằm hoàn thiện hệ thống XLNT, nâng cao chất lượng nước sau xử lý theo cách tiếp cận BAT và BEMP, đáp ứng yêu cầu trong công tác BVMT.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Quy trình công nghệ sản xuất giấy, bột giấy và hệ thống XLNT của hai công ty cổ phần Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Phương pháp điều tra, khảo sát thực tế: Tiến hành điều tra, khảo sát thực tế, thu thập thông tin, số liệu về hoạt động của quy trình công nghệ sản xuất giấy, bột giấy và hệ thống XLNT.

Phương pháp đánh giá theo BAT và BEMP [7]: Phương pháp đánh giá theo BAT và BEMP về nước thải sản xuất dựa trên những nội dung, tiêu chí sau: (i) Xác định phạm vi và các kỹ thuật thay thế (công nghệ ít chất thải, sử dụng nguyên liệu ít độc hại); (ii) Báo cáo kiểm kê lượng nước thải và sử dụng nước cho từng công đoạn, phương án (quay vòng tái sử dụng chất thải); (iii) Ước tính, dự báo các tác động môi trường của nước thải sản xuất; (iv) Xác định phương án kỹ thuật nhằm kiểm soát hiệu quả môi trường nước; (v) Xác định chi phí cho từng kỹ thuật thay thế và (vi) Đánh giá các lựa chọn phương án thay thế.

Phương pháp tổng hợp, thống kê, đánh giá: Tổng hợp, thống kê, hệ thống hóa, xử lý thông tin, số liệu thu được làm cơ sở đánh giá chi tiết và giải quyết các vấn đề nghiên cứu.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả khảo sát hiện trạng quy trình công nghệ sản xuất và áp dụng BAT

Công suất của hai công ty cổ phần Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng (năm 2019) tương ứng là: 73 và 130 nghìn tấn bột

giấy; 100 và 140 nghìn tấn giấy in. Các bước trong quy trình công nghệ sản xuất giấy và bột giấy như sau [8]: Nguyên liệu chính (Tre, nứa, gỗ) → Rửa sơ bộ → Máy chặt mảnh → Sàng → Rửa để làm sạch → Nấu bột theo phương pháp sunphat → Bể chứa → Sàng (loại mẫu mắt và bột sống) → Máy rửa chân không → Bột giấy được nghiền nhỏ (đều và mềm) → Phối trộn bột với phụ gia (bột đá, tinh bột cationic, keo AKD...) → Máy xeo (độ khô 93 - 94%) → Hoàn thiện (sản phẩm giấy cuộn, giấy ram, vở học sinh...).

Áp dụng BAT về sử dụng công nghệ ít chất thải và nguyên liệu ít độc hại

Cả hai công ty đã có các giải pháp thay thế công nghệ tẩy trắng sử dụng kỹ thuật hiện đại, giảm hóa chất sử dụng. Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng áp dụng quy trình tẩy bột mới với 4 giai đoạn (O - C - EOP - H) tẩy bằng O₂ (O), clo hóa (C), kiểm hóa (E) có kết hợp NaOH và H₂O₂, hypo (H) sử dụng NaClO. Công đoạn tẩy trắng mới này giúp giảm 65% lượng clo so với công đoạn tẩy trắng cũ, giảm nguy cơ hình thành các chất hữu cơ có chứa halogen độc hại (AOX) như dioxin/furan. Đối với Công ty cổ phần Giấy An Hòa cải tiến hơn trong tẩy trắng. Hệ thống tẩy trắng không sử dụng clo, bột sau nấu được lần lượt đưa qua 4 tháp tẩy O₂ - Dht - EOP - D₁, trong đó Dht quá trình khử ClO₂ nóng, D₁ tác nhân tẩy trắng là ClO₂.

Áp dụng BAT trong sử dụng và thải nước thải

Theo số liệu điều tra nhu cầu sử dụng nước của hai công ty trong 3 năm gần nhất được chỉ ra ở Bảng 1 cho thấy, ở Công ty cổ phần Giấy An Hòa, giải pháp quay vòng nước thải để giảm lượng nước - một trong các nội dung của BAT đã được áp dụng. Nước thải chủ yếu phát sinh ở các công đoạn: Rửa nguyên liệu, cô đặc, chưng bốc dịch đen, xút hóa, tẩy trắng, nghiền bột, xeo giấy. Tổng lượng nước thải của Công ty cổ phần Giấy An Hòa và Bãi Bằng tương ứng là 19.530 và 20.750 m³/ngày đêm.

3.2. Tiềm năng áp dụng BAT, BEMP trong XLNT giấy và bột giấy ở hai công ty

Hiện trạng hệ thống XLNT

Hệ thống XLNT giấy và bột giấy công suất 12.500 m³/ngày đêm của Công ty cổ phần Giấy An Hòa gồm các công đoạn: Bể thu gom → Bể điều hòa + Bể lắng 1 → Bể trung gian 1 + Tháp làm mát → Bể xử lý sinh học → Bể keo tụ tạo bông → Bể lọc cát và hấp phụ.

Nước thải đầu vào chủ yếu từ các công đoạn nấu - tẩy, xeo bột tẩm, nguyên liệu, hóa chất,

Bảng 1. Lượng nước sử dụng trong sản xuất giấy và bột giấy

TT	Loại nước sử dụng	Lượng (m ³ /ngày đêm)		Ghi chú
		Giấy An Hòa	Giấy Bãi Bằng	
1	Lượng nước phục vụ sinh hoạt	230	200 - 300	Công ty Cổ phần Giấy An Hòa có áp dụng tuần hoàn nước sản xuất, nước cho lò hơi và nước làm mát
2	Nước sản xuất	18.000	19.000 - 22.000	
3	Nước sử dụng cho lò hơi	1.000	400 - 600	
4	Nước làm mát	300		

Bảng 2. Hệ thống quản lý môi trường trong sản xuất ở hai công ty

Công ty	Giải pháp quản lý môi trường				
Giấy An Hòa	Hệ thống quản lý chất lượng ISO 9001:2015	Công cụ cải tiến năng suất KAIZEN		Áp dụng sản xuất sạch hơn tại tất cả các phân xưởng sản xuất, tăng cường biện pháp nội vi	Hệ thống quản lý môi trường phù hợp với tiêu chuẩn hệ thống quản lý môi trường tiên tiến, có hệ thống xử lý chất thải đáp ứng quy định
Giấy Bãi Bằng		ISO 14001:2015	ISO 50000		

Bảng 3. Thay đổi, điều chỉnh liên quan đến hệ thống XLNT Công ty Cổ phần Giấy An Hòa so với báo cáo ĐTM

Tên công trình	Phương án đề xuất trong báo cáo ĐTM	Phương án điều chỉnh, thay đổi đã thực hiện	Lý do thay đổi
Hệ thống XLNT bột và giấy	Thu gom → Bể điều hòa → Tháp phản ứng → Bể lắng 1 → Sinh học hiếu khí → Bể lắng 2 → Thiết bị ozon hóa → Hồ sinh thái	Thu gom → Bể điều hòa → Bể lắng 1 → Sinh học hiếu khí → Bể lắng 2 → Xử lý hóa lý → Lọc cát và hấp phụ than hoạt tính → Hồ sơ cố kết hợp hồ sinh học sông Lô	Do không tìm được nhà cung cấp thiết bị ozon có khả năng xử lý 12.500m ³ nước thải/ngày đêm

chưng bốc, thu hồi kiềm, xút hóa và khử khoáng. Nước đầu ra của bể keo tụ tạo bông được đưa sang bể trung gian 2 và chảy ra hồ sinh thái. Trong trường hợp TSS cao sẽ được bơm vào hệ thống lọc cát và than hoạt tính để đạt QCVN 12-MT:2015/ BTNMT (A) và QCVN 40:2011/ BTNMT (A) trước khi dẫn vào mương chảy ra hồ sinh thái, từ hồ sinh thái nước qua hệ thống ống dẫn chung ra sông Lô.

Hệ thống XLNT của Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng công suất thiết kế 30.000 m³/ngày đêm có quy trình sau: Xử lý sơ cấp (phương pháp cơ, lý, hóa học kết hợp) → Bể keo tụ tạo bông và lắng sơ cấp → Giai đoạn xử lý sinh học → Bể điều hoà → Bể lắng thứ cấp.

Nước thải sau lắng thứ cấp được bơm và thải ra sông Hồng.

Áp dụng BAT và BEMP trong XLNT

Hệ thống XLNT của Công ty cổ phần Giấy An Hòa được lắp đặt mới, hiện đại hơn so với Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng. Tuy nhiên, có một số điểm cần phải bổ sung, thay thế so với cam kết trong báo cáo đánh giá tác động môi trường (ĐTM) để phù hợp nội dung BAT và BEMP về giảm thiểu mức độ ô nhiễm của nước thải, phù hợp với nguồn năng lượng, nhân lực, kinh tế và các quy chuẩn Việt Nam (Bảng 2).

Bảng 3 cho thấy, Công ty cổ phần Giấy An Hòa đã cải tiến quy trình công nghệ XLNT với việc thay đổi các bước xử lý, đặc biệt là bổ sung công nghệ xử lý bậc cao “Lọc cát và hấp phụ than hoạt tính” nhằm tăng hiệu quả xử lý và quay vòng tái sử dụng nước đầu ra. Đối với Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng, một số điểm cần cải tiến của hệ thống XLNT được phát hiện như: các bể đều không có nắp nên gây phát tán

các thành phần ô nhiễm, mùi, vi sinh vật gây bệnh. Đặc biệt, nước thải sau xử lý vẫn có thông số độ màu chưa đạt QCVN 12:2008/ BTNMT. Để đảm bảo nước thải đầu ra đáp ứng quy chuẩn nước thải hiện hành, Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng đang có kế hoạch đầu tư nâng cấp hệ thống XLNT đạt QCVN 12 MT:2015/ BTNMT (A) đáp ứng yêu cầu của giấy phép xả thải.

4. KẾT LUẬN

Kết quả khảo sát hiện trạng công nghệ sản xuất và đánh giá tiềm năng áp dụng BAT của Công ty cổ phần Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng cho thấy, một số giải pháp tiếp cận BAT liên quan đến thay thế công nghệ nhằm giảm thiểu chất ô nhiễm độc hại trong dòng nước thải đã được áp dụng với việc thay thế một phần và thay thế hoàn toàn clo bằng oxy trong tẩy trắng.

Hệ thống XLNT của hai công ty Giấy An Hòa và Giấy Bãi Bằng có công suất thực tế tương ứng khoảng 65 và 65 - 75% so với công suất thiết kế. Đối với áp dụng BAT và BEMP, hệ thống XLNT ở Công ty cổ phần Giấy An Hòa đã tiếp cận với công nghệ tiên tiến, hiện đại, áp dụng bổ sung công đoạn lọc hấp phụ để tăng hiệu quả XLNT và tái sử dụng nước đầu ra. Nước thải sau xử lý đạt QCVN 40:2011/ BTNMT (A) và QCVN 12-MT:2015/ BTNMT (A). Đối với hệ thống XLNT của Công ty cổ phần Giấy Bãi Bằng do xây dựng đã lâu, không đồng bộ, còn một số tồn tại, hạn chế, do vậy có tiềm năng cao trong áp dụng BAT, BEMP khi công ty cải tiến, nâng cấp hệ thống■

LỜI CẢM ƠN: Các tác giả xin trân trọng cảm ơn sự hỗ trợ về kinh phí và kỹ thuật của đề tài “Nghiên cứu đánh giá khả năng chuyển đổi công nghệ của một số ngành công nghiệp đáp ứng tiêu chuẩn kỹ thuật về môi trường trong điều kiện hội nhập quốc tế - TNMT.2020.04.08”.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Công ty cổ phần Giấy An Hòa (2021), Báo cáo tổng kết của Công ty cổ phần Giấy An Hòa.
2. Hiệp hội Giấy và Bột giấy Việt Nam (2021), Ấn phẩm Công nghiệp Giấy số 1, Hà Nội.
3. Nguyễn Thị Phương Thanh (2019), Nghiên cứu nâng cao hiệu quả quá trình lắng sơ cấp trong hệ thống XLNT tại Tổng Công ty Giấy Việt Nam bằng giải pháp điều chỉnh hoặc thay thế hóa chất, Luận văn Thạc sĩ Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Bách khoa Hà Nội.
4. Tổng cục Môi trường (2011), Tài liệu kỹ thuật - Hướng dẫn đánh giá sự phù hợp của công nghệ XLNT và giới thiệu một số công nghệ XLNT đối với ngành Chế biến thủy sản, Dệt may, Giấy và bột giấy, Hà Nội.
5. Lin MA., Jiayu HUD. (2018), *An analysis of the Eco-Innovation mechanism and policies in the pulp and paper industry based on coupled game theory and system dynamics*, Journal of Cleaner Production, 10, 21 - 28.
6. Mohammadreza K., Zahra K. (2014), *Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 175, 178 - 190.
7. Irina T., Tatiana G., Eugene A., Kirill S. (2021), *Best available techniques and best environmental management practices: collaboration between industries and regions*, Procedia Environmental Science, Engineering and Management, 21(2), 495 - 505.
8. Izharul H., Payal M., Ajay S. K. (2020), *Recent advances in removal of lignin from paper industry wastewater and its industrial applications - A review*, Bioresource Technology, 121, 23 - 25.

POTENTIAL FOR APPLYING BEST AVAILABLE TECHNIQUES (BAT) AND BEST ENVIRONMENTAL MANAGEMENT PRACTICES (BEMP) FOR PULP AND PAPER WASTEWATER IN AN HOA AND BAI BANG PAPER JOINT STOCK COMPANIES

Phan Quang Thang¹, Tran Thi Thu Lan², Nguyen Huu Thang³,
Luu Minh Loan³, Vuong Minh³, Nguyen Thi Ha^{3*}

¹ Institute of Environmental Technology, Vietnam Academy of Science and Technology

² Institute of chemistry, Vietnam Academy of Science and Technology

³ Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

In this research, data and information from the current production and wastewater treatment (WWT) systems of An Hoa Paper and Bai Bang Paper joint stock companies were surveyed and collected in order to assess the current status and ability to apply the best technology available (BAT) and best environmental management practice (BEMP) in the two companies. The focus is on assessing the wastewater generation and operation of the existing WWT system at the two companies for the selection of appropriate options to minimize wastewater generation on the basis of BAT and BEMP analysis. The WWT system at An Hoa Paper company is newly built with advanced modern technology so it satisfy the contents of BAT and BEMP. The quality of wastewater after treatment meets QCVN 40:2011/BTNMT (A) and QCVN 12-MT:2015/BTNMT (A). However, in Bai Bang Paper company, the WWT system has been constructed a long time, asynchronous, therefore, there are still some limitations and not effective control of secondary pollutants, the output wastewater has a color that does not meet QCVN 12:2008/BTNMT. The result is the basis for further research and BAT and BEMP application to improve the production efficiency, pollution control and WWT for An Hoa Paper and Bai Bang Paper companies.

Keywords: An Hoa, Bai Bang, BAT, BEMP, pulp and paper wastewater.

TÍCH HỢP KIỂM KÊ PHÁT THẢI VÀ MÔ HÌNH HÓA LAN TRUYỀN BỤI MỊN TỪ PHƯƠNG TIỆN GIAO THÔNG TRÊN ĐƯỜNG NGUYỄN TRÃI, HÀ NỘI

Nguyễn Việt Thanh, Hoàng Anh Lê¹ |
 Ngô Quang Khôi²

TÓM TẮT

Bụi mịn $PM_{2.5}$ phát sinh từ hoạt động của phương tiện giao thông cơ giới đường bộ trên tuyến đường Nguyễn Trãi, Thành phố (TP) Hà Nội được kiểm kê, thiết lập làm đầu vào và đánh giá lan truyền bằng hệ thống mô hình khuếch tán khí quyển ADMS. Kết quả kiểm kê cho thấy, mật độ phương tiện cơ giới tham gia giao thông trên tuyến đường tập trung vào giờ cao điểm (6 - 8h và 17 - 20h hàng ngày); tổng lượng phương tiện trên 197.000 lượt xe/ngày, với 82% là xe máy. Kết quả mô hình ADMS cho thấy, nồng độ trung bình giờ của $PM_{2.5}$ là $1,01\mu g/m^3$, cao nhất vào khoảng 18h hàng ngày với $2,45\mu g/m^3$. Vùng ô nhiễm chính nằm về phía Tây Bắc của tuyến đường, có mức ô nhiễm giảm một nửa sau khoảng cách 200m tính từ tâm đường.

Từ khóa: $PM_{2.5}$, bụi mịn, giao thông, kiểm kê phát thải (KKPT), mô hình hóa, ADMS.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Ô nhiễm không khí (ÔNKK) là một trong những vấn đề đáng lo ngại đối với chất lượng môi trường và sức khỏe cộng đồng, đặc biệt là ở các TP lớn như Hà Nội. Trong số các loại chất phát thải từ phương tiện giao thông cơ giới (GTCTG), bụi mịn $PM_{2.5}$ được chú ý bởi tính độc hại khi xét về đặc tính hóa học, có khả năng xâm nhập sâu vào hệ thống hô hấp, từ đó gây nên những tác động bất lợi đối với sức khỏe con người [1,2]. Trên thế giới, bụi mịn $PM_{2.5}$ từ nguồn GTCTG có tỷ lệ đóng góp đến 39% tại TP. Madrid (Tây Ban Nha); 30% tại TP. Luxembourg (Luxembourg); 29% tại TP. Paris (Pháp) và là nguồn đóng góp chính tại các TP khác như Bỉ, Hà Lan [3]. Ở Việt Nam, phương tiện GTCTG tại TP. Hồ Chí Minh cũng là nguồn chiếm tỷ trọng cao và là nguồn phát thải chính của TP, trong đó phát thải từ xe máy là nguồn chính yếu [2]. Tại Hà Nội, tính riêng giai đoạn 2001 - 2008, mức đóng góp $PM_{2.5}$ từ nguồn giao thông chiếm đến $40 \pm 10\%$ [4].

Theo số liệu thống kê từ Phòng Cảnh sát giao thông Hà Nội, tính đến đầu năm 2020, số lượng phương tiện trên địa bàn TP đạt gần 7 triệu chiếc, trong đó có gần 6 triệu xe máy [5]. Hoạt động giao thông phát thải đến 70% lượng khói bụi gây ô nhiễm không khí tại thủ đô Hà Nội [1,6,7]. Trong nghiên cứu này, đặc tính phân bố phương tiện GTCTG đường bộ trên tuyến đường Nguyễn Trãi, TP. Hà Nội được kiểm kê để ước tính mức phát thải bụi mịn $PM_{2.5}$ và đánh giá lan truyền bằng hệ thống mô hình khuếch tán khí quyển Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) [8].

2. PHƯƠNG PHÁP TÍCH HỢP KKPT VÀ MÔ HÌNH HÓA

2. 1. Phương pháp KKPT bụi mịn

Trong nghiên cứu này, nhóm tác giả đã lựa chọn 2 địa điểm (điểm 1 có tọa độ 20.994903, 105.807839 và điểm 2 có tọa độ 20.984141, 105.792678) trên tuyến đường Nguyễn Trãi để tiến hành kiểm kê số lượng phương tiện GTCTG đường bộ (phân loại thành 5 loại xe, bao gồm: Xe máy; xe ô tô chở người không quá 9 chỗ ngồi; xe tải nhẹ có trọng tải dưới 3,5 tấn; xe tải nặng có trọng tải trên 3,5 tấn và xe buýt/khách từ 9 chỗ ngồi trở lên). Để kiểm đếm số lượng phương tiện GTCTG trên tuyến đường nghiên cứu, các camera được lắp đặt tại 2 điểm đã lựa chọn và ghi dữ liệu phương tiện hoạt động trong khoảng thời gian từ ngày 18 - 20/7/2021 (kiểm đếm đủ 24h/điểm, ghi dữ liệu 15 phút mỗi giờ thực tế). Các file dữ liệu phương tiện này được kiểm đếm lại trên màn hình lớn. Số liệu đó (nhân bốn lần) thành số liệu đại diện cho mỗi giờ hoạt động. Đây là phương pháp tương tự được sử dụng trong các nghiên cứu trước đây bởi Truc và Oanh (2007) hoặc Lê và cộng sự (2015) [9,10].

Sau khi có số liệu kiểm đếm số lượng 5 loại phương tiện GTCTG đường bộ nói trên, mức phát thải chất ô nhiễm sẽ được tính theo công thức tính phát thải (1) tham khảo từ Cơ Quan Môi Trường Châu Âu [11]; Trong đó: $E_{i,m}$ là tải lượng phát thải

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Môi trường, Năng lượng và Nước, Đại học Cranfield, Vương quốc Anh

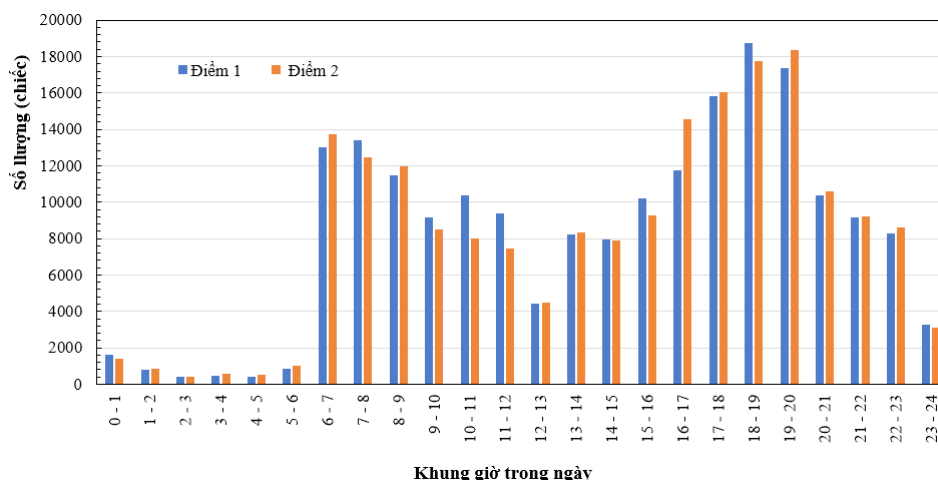


khí i của loại phương tiện m trên đoạn đường cần tính [g/km/ngày]; N_m là số lượng phương tiện m trên 1 km di chuyển [xe]; $EF_{i,m}$ là hệ số phát thải khí i của loại phương tiện m [g/km]; EF của $PM_{2.5}$ là 0,2 (g/km) được công bố bởi Cơ quan KKPT quốc gia Anh Quốc [12]; VKT_m là tổng chiều dài di chuyển của phương tiện m [km]. Trong bài toán này thì i là $PM_{2.5}$; $m = 5$ (đại diện cho 5 loại phương tiện GTCG đường bộ nói trên):

$$E_{i,m} = N_m * EF_{i,m} * VKT_m \quad (1)$$

2.2. Phương pháp mô hình hóa

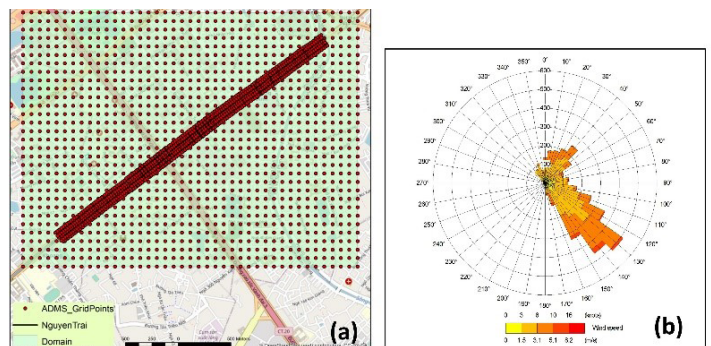
Nghiên cứu này sử dụng mô hình ADMS, phát triển bởi Cambridge Environment Research Consultants (CERC), Vương quốc Anh [13]. Cũng như các mô hình Gaussian khác, ADMS nổi bật trong mô phỏng khu vực nhỏ và vừa với nhiều nguồn thải riêng biệt, thích hợp cho TP và khu dân cư. Nghiên cứu này chỉ tập trung vào kết quả của lan truyền vật lý mà chưa mô phỏng ống đường (độ cao số hóa các tòa nhà, vật chắn hai bên đường), hầm, cầu, tác động của các quá trình phản ứng hóa học và lắng đọng. Kết quả mô hình về nồng độ $PM_{2.5}$ vì thế có thể khác so với thực tế, nhưng giá trị chấp nhận được [13,14]. Mức phát thải $E_{i,m}$ (từ công thức 1) được quy đổi sang đơn vị g/km/s, phù hợp là dữ liệu đầu vào để chạy mô hình ADMS [13]. Miền mô phỏng quá trình lan truyền chất ô nhiễm của mô hình ADMS là hình chữ nhật với góc Đông Bắc, Tây Nam cách điểm đầu và cuối của tuyến đường mỗi đoạn 400 m, tổng diện tích là 7,68 km² (Hình 1a). Miền này được chia thành 40 x 30 ô lưới, mỗi mắt lưới vì thế lớn xấp xỉ 80 x 80 m. Để tăng độ phân giải, nồng độ chất ô nhiễm còn được tính tại gần 1.300 điểm xung quanh tuyến đường, nâng tổng số điểm tính lên hơn 2.500 điểm. Dữ liệu khí tượng cho thấy hướng gió chủ đạo trong thời điểm nghiên cứu là hướng Đông Nam (Hình 1b).



3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả KKPT bụi mịn

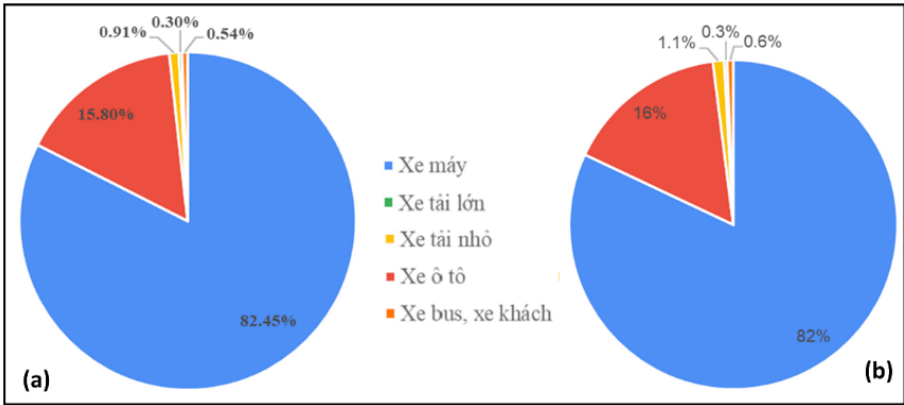
Đường Nguyễn Trãi có chiều dài 3.481 m, mỗi chiều lưu thông có chiều rộng 40 m, gồm 5 làn đường, chiều rộng vỉa hè mỗi bên của tuyến đường là 3 m, có một đoạn hầm chui dài 712,8 m. Theo kết quả kiểm kê cho thấy, lượng phương tiện GTCG đường bộ trên tuyến đường Nguyễn Trãi ở mức 197.000 phương tiện/ ngày với tổng mức phát thải quy đổi $E_{PM_{2.5}} = 0,02$ g/km/s. Lượng phương tiện này vẫn ít hơn so với lưu lượng tại đường Nguyễn Trãi năm 2007 (khoảng 300.000 phương tiện/ngày) [9], nhưng tương tự với lưu lượng trên tuyến đường Trường Chinh năm 2015 [10]. Cần chú ý đây là dữ liệu số lượng các loại phương tiện GTCG đường bộ kiểm kê được trong thời gian hạn chế ra đường vì dịch Covid-19 theo Chỉ thị số 17/CT-UBND ngày 23/7/2021 của UBND TP. Hà Nội. Lưu lượng giao thông cao trong ngày (Hình 2) tại các khung giờ cao điểm từ 6 - 8h (12.448 - 13.736 phương tiện/giờ) và từ 17 - 20h (15.816 - 18.768 phương tiện/giờ). Kết quả đó cho thấy có sự tương đồng về khoảng khung giờ cao điểm trong ngày (mật độ giao thông lớn) trên địa bàn TP. Hà Nội cũng như các khu vực đô thị [1,2,6,7,9,10,15].



▲ Hình 1. (a) Miền mô phỏng và điểm tính nồng độ chất ô nhiễm; (b) hoa gió tại thời điểm nghiên cứu

▲ Hình 2. Kiểm kê phương tiện giao thông trên đường Nguyễn Trãi, TP. Hà Nội

Kết quả kiểm kê ghi nhận lượng xe máy chiếm 82% số lượng phương tiện lưu thông trên tuyến đường Nguyễn Trãi, thấp hơn kết quả báo cáo trước đó bởi Truc và Oanh (2007) cho các tuyến đường Trường Chinh, Nguyễn Trãi, Phan Đình Phùng là 90 - 94% [8]. Phần còn lại, lưu lượng ô tô, xe tải nhỏ và xe buýt/xe khách chiếm tỷ lệ lần lượt là 15,8% - 16%, 0,9% - 1,1%, 0,54% - 0,6%. Hình 3 thể hiện tỷ lệ các loại phương tiện tham gia giao thông trong ngày trên tuyến đường Nguyễn Trãi.



▲ Hình 3. Tỷ lệ phương tiện GTCG trên đường Nguyễn Trãi (a: điểm 1; b: điểm 2)

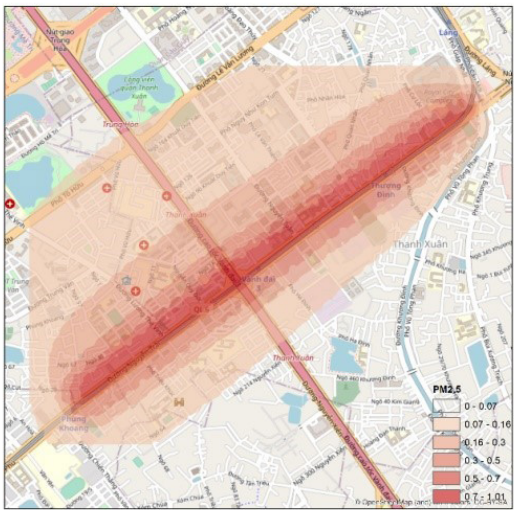
3.2. Kết quả mô hình hóa

Kết quả nồng độ trung bình giờ bụi mịn $PM_{2.5}$ được biểu thị qua hình 4 và có giá trị cao nhất là $1,01\mu g/m^3$. Giá trị trên đó không thực sự lớn do chỉ mới tính riêng mức phát thải từ phương tiện GTCG trên một tuyến đường và trong thời gian hạn chế ra đường vì dịch bệnh Covid19 theo Chỉ thị số 17/CT-UBND ngày 23/7/2021 của UBND TP. Hà Nội về việc giãn cách xã hội trên địa bàn. Trong thời gian nghiên cứu, vì hướng gió chủ đạo là hướng Đông Nam (Hình 1b) nên chất ô nhiễm có xu hướng lan truyền chủ yếu về phía Tây Bắc. Kết quả từ mô hình ADMS (Hình 4) biểu thị kết quả trung bình giờ có giá trị cao nhất vào lúc 18h hàng ngày, theo đó, hàm lượng cao nhất là $2,45\mu g/m^3$ $PM_{2.5}$, tăng gần 2,5 lần so với mức phát thải cao nhất theo trung bình giờ. Sau khoảng cách 200 m, mức độ ô nhiễm chỉ còn lại dưới 50% so với mức phát thải tại tâm đường.

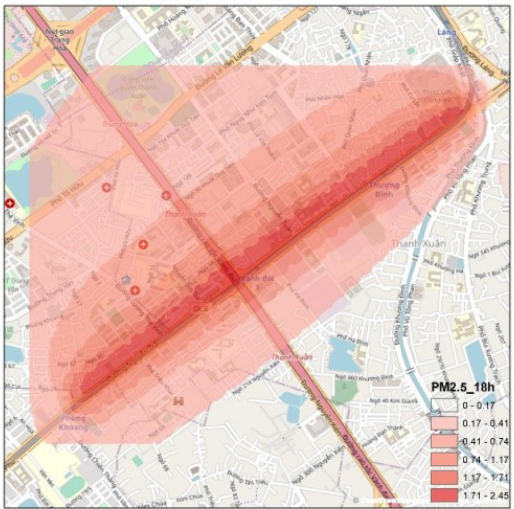
4. KẾT LUẬN

KKPT kết hợp với công cụ mô hình hóa là khả thi, cho phép chúng ta có được bức tranh chung về lan truyền chất ô nhiễm. Với lượng phương tiện GTCG đường bộ trên tuyến đường Nguyễn Trãi, TP. Hà Nội vào thời gian hạn chế ra đường vì dịch bệnh Covid-19 là không quá lớn (197.000 xe/ngày), vì thế mức phát thải bụi mịn $PM_{2.5}$ cũng không quá cao ($1,01\mu g/m^3$) như kết quả mô hình ADMS cho thấy. Kết quả này hứa hẹn tính khả thi trong ứng dụng, mở rộng địa bàn nghiên cứu và có khả năng áp dụng nghiên cứu phơi nhiễm của cộng đồng bởi các chất phát thải từ phương tiện tham gia giao thông■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu được tiến hành trong khuôn khổ Đề tài QG.21.20 “Kiểm kê phát thải và đánh giá mức độ lan truyền chất ô nhiễm không khí từ hoạt động phương tiện giao thông đường bộ tại thủ đô Hà Nội bằng mô hình ADMS và đề xuất giải pháp không khí sạch” của Đại học Quốc gia Hà Nội.



a



b

▲ Hình 4. Kết quả mô hình hóa lan truyền bụi mịn $PM_{2.5}$ do hoạt động của phương tiện GTCG đường bộ trên tuyến đường Nguyễn Trãi, TP. Hà Nội: (a) giá trị trung bình giờ; (b) giá trị tối đa trong ngày

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. V. T. L. Hà, T. T. Thanh, Đ. V. Phúc, N. T. T. Hằng, and L. B. Thủy, 2021, Đánh giá phơi nhiễm cá nhân bởi bụi mịn khi tham gia giao thông ở Hà Nội, *TNU Journal of Science and Technology* 226, 48 - 56.
2. V. H. N. Khuê, H. M. Dũng, N. T. Tâm, N. T. T. Hằng, and H. Q. Bằng, 2019, Kiểm kê và xây dựng bản đồ phát thải khí thải từ hoạt động giao thông cho TP.HCM, *Tạp chí Phát triển Khoa học và Công nghệ - Khoa học Tự nhiên* 3, 100 - 114.
3. European Commission, 2017, Air Quality Atlas for Europe: mapping the sources of fine particulate matter. <https://ec.europa.eu/jrc/en/news/air-quality-atlas-europe-mapping-sources-fine-particulate-matter>. (Truy cập lần cuối: 19/7/2021).
4. D. D. Cohen, J. Crawford, E. Stelcer, and V. T. Bac, 2010, Characterisation and source apportionment of fine particulate sources at Hanoi from 2001 to 2008, *Atmospheric Environment* 44, 320 - 328.
5. P. Huyền, 2020, Giao thông cuối năm: Phương tiện gia tăng, ùn tắc khó tránh. <https://cand.com.vn/Giao-thong/Giao-thong-cuoi-nam-Phuong-tien-gia-tang-un-tac-kho-tranh-i548366/>. (Truy cập lần cuối: 12/7/2021).
6. N. T. Y. Lien, N. T. Dung, L. A. Tuan, D. K. Nguyen, and N. D. Hung, 2021, Emission characterization and co-benefits of bus rapid transit: A case study in Hanoi, Vietnam, *Atmospheric Pollution Research* 12, 101148.
7. K. N. Duc, Y.-L. T. Nguyen, T. N. Duy, T.-D. Nghiem, A.-T. Le, and T. P. Huu, 2021, A robust method for collecting and processing the on-road instantaneous data of fuel consumption and speed for motorcycles, *Journal of the Air & Waste Management Association* 71, 81 - 101.
8. H. Q. Bang, V. H. N. Khue, N. T. Tam, N. T. T. Hang, and N. T. T. Thuy, 2019, A combination of bottom-up and top-down approaches for calculating of air emission for developing countries: A case of Ho Chi Minh City, Vietnam, *Air Quality, Atmosphere & Health* 12, 1059 - 1072.
9. V. T. Q. Truc, and N. T. K. Oanh, 2007, Roadside BTEX and other gaseous air pollutants in relation to emission sources, *Atmospheric Environment* 41, 7685-7697.
10. H. A. Lê, N. T. Hương, and N. H. Phúc, 2015, Ảnh hưởng của lưu lượng phương tiện giao thông và tốc độ gió đến hàm lượng bụi PM_{10} , $PM_{2.5}$ tại đường Trường Chinh, TP Hà Nội, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội (Khoa học Tự nhiên và Công nghệ)* 31, 186 - 192.
11. EEA, 2019, EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 (<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>), European Environment Agency.
12. NAEI, 2014, National Atmospheric Emission Inventory: Emission factors detailed by source and fuel. <https://naei.beis.gov.uk/data/ef-all>. (Truy cập lần cuối).
13. CERS, 2020, Urban Chemistry Including The Trajectory Model. ADMS Technical Specifications, p.^pp. P18/03E/20, Cambridge Environmental Research Consultants (CERC), Cambridge, UK.
14. A. Carteni, F. Cascetta, I. Henke, and C. Moliterno, 2020, The role of particle resuspension within PM concentrations in underground subway systems, *International Journal of Environmental Science and Technology* 17, 4075 - 4094.
15. B. Q. Ho, and A. Clappier, 2011, Road traffic emission inventory for air quality modelling and to evaluate the abatement strategies: A case of Ho Chi Minh City, Vietnam, *Atmospheric Environment* 45, 3584 - 3593.

MISSION INVENTORY FOR FINE PARTICLES FROM MOTOR VEHICLES ALONG NGUYEN TRAI STREET, HANOI

Nguyen Viet Thanh¹, Ngo Quang Khoi², Hoang Anh Le^{1*}

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,

Vietnam National University, Hanoi

²School of Water, Energy and Environment, Cranfield University

Cranfield, MK43 OAL, United Kingdom

ABSTRACT

Emission inventory for fine particles $PM_{2.5}$ emitted from road motor vehicles along Nguyen Trai street was conducted including inventory of the road physical features. The data was used as input data source for the Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) in order to assess the dissipation of the particles. Results revealed that the density of motor vehicles throughout Nguyen Trai street surpasses 197 thousand vehicles/day at peak hours (6-8 a.m and 5-8 p.m). The ADMS model results show that the maximum of 1-h average concentration of fine particles is $1.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$, and the highest value is $2.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ on 6 p.m everyday. The main polluted area is located on the northwest side of the road, with the concentration level reduce haft in a distance of 200m from the center of the road.

Keywords: $PM_{2.5}$, traffic, emission inventory, modelling, ADMS.

NGHIÊN CỨU DẠNG TỒN TẠI CỦA PHỐT PHO TRONG PHẪU DIỆN ĐẤT TRỒNG CAM Ở HUYỆN CAO PHONG, TỈNH HÒA BÌNH

Trần Thị Tuyết Thu*, Đào Thị Hoan⁽¹⁾
Phạm Mạnh Hùng

TÓM TẮT

Phốt pho (P) đóng vai trò quan trọng đối với cây cam và quyết định đến năng suất, chất lượng sản phẩm cam quả. Nghiên cứu này đã xác định các dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất trồng cam ở huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình. Kết quả cho thấy, P tổng số và dễ tiêu giảm mạnh theo độ sâu từ (0 - 20 cm) đến (30 - 100 cm), cụ thể là $P_{2O_{5ts}}$ 0,49 - 0,14% và $P_{2O_{5dt}}$ 102,46 - 2,28 mg100g⁻¹ đất. Tương ứng từ độ sâu (0 - 10 cm) đến (90 - 100 cm), dạng P liên kết với Fe/Al - F3 chiếm tỷ lệ lớn nhất (35,13 - 38,08%) > dạng P liên kết chặt với các hợp phần khoáng - F5 (32,17 - 45,87%) > dạng P dễ tiêu sinh học - F2 (21,10 - 1,66%) > Dạng P còn lại - F6 (6,41 - 14,34%) > Dạng P liên kết với cation kiềm trao đổi - F4 (5,13 - 0,02%) và thấp nhất là P hòa tan - F1 (0,05 - 0,02%). Tỷ lệ P_{2O_5} dễ tiêu tương quan thuận với pH và chất hữu cơ và tương quan nghịch với Feox, Alox và sét trong đất. Từ kết quả đạt được, nhóm tác giả đề xuất giải pháp sử dụng hiệu quả phân lân trong canh tác cây có múi.

Từ khóa: Cam Cao Phong, đất trồng cam, các dạng phốt pho.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Cây có múi có nhu cầu P ở mức rất cao để thực hiện các quá trình quang hợp, trao đổi chất, ra hoa, đậu quả và đảm bảo cho sự phát triển của bộ rễ, phân cành, đẻ nhánh, duy trì sức khỏe của cây. Khi cây thiếu P sẽ làm chậm tốc độ sinh trưởng, lá nhanh già rồi rụng dần, đồng thời quả cam bị khô, chua và rụng nhiều quả từ lúc còn xanh. Ngược lại, khi thừa P sẽ gây độc hại và làm giảm khả năng hút thu nitơ, kẽm và kali, làm tăng độ dày của vỏ quả, khô múi, giảm vị ngọt. Bên cạnh đó, nếu đất quá giàu P sẽ ức chế sự phát triển của nhóm vi sinh vật chuyển hóa P, làm giảm mật độ quần thể nấm rễ nội cộng sinh (Arbuscular Mycorrhizal Fungi-AMF), vi khuẩn, xạ khuẩn, hệ quả gây giảm đa dạng sinh học đất [1].

Việt Nam có trên 250 nghìn ha đất trồng cây có múi, vấn đề sử dụng không hợp lý phân P hay còn gọi là phân lân đã gây “thừa, thiếu” dinh dưỡng P trong đất. Vùng trồng cam huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình là nơi điển hình cho mức đầu tư thâm canh rất cao với mức sử dụng phân P nhiều gấp 7,3 đến trên 10 lần so với khuyến cáo của VietGAP. Tại thời điểm năm 2015, lượng sử dụng trung bình cho vườn cam thời kỳ kiến thiết sau 1 - 3 năm trồng trong khoảng 190 - 290 kg ha⁻¹ năm⁻¹, cho vườn sau 7 - 15 năm trồng là 1.240 - 1.380 kg ha⁻¹ năm⁻¹. Kết quả sau nhiều thập kỷ liên tục canh tác cây cam đã làm tăng mạnh sự tích lũy P trong đất [2].

Đặc trưng của đất đồi núi vùng khí hậu nhiệt đới ẩm là có mức độ phong hóa rất sâu sắc, tỷ lệ SiO₂/R₂O₃ thấp, đất giàu Fe, Al. Bên cạnh đó, đất bị axit hóa mạnh làm tăng khả năng cố định P bởi Fe³⁺, Al³⁺ linh động, gây giảm lượng dễ tiêu cung cấp cho cây trồng. P trong đất có thể tồn tại ở dạng hòa tan trong dung dịch đất, dạng linh động hấp phụ trên bề mặt khoáng sét hoặc hữu cơ, dạng ít linh động bị hấp phụ sâu trong cấu trúc của các khoáng sét, mùn và dạng bị cố định chặt bởi Fe, Al trong đất chua, Ca, Mg trong đất kiềm [3]. Khả năng hấp phụ P của đất trồng cam tại huyện Cao Phong đạt cao nhất ở đất thịt nặng giàu sét > đất sét pha thịt > đất thịt pha sét > đất cát pha thịt; ngược lại giảm mạnh trong đất giàu chất hữu cơ, giàu P tổng số và dễ tiêu cao (Trần Thị Tuyết Thu và cs, 2016) [4].

Trong những năm qua, không có nhiều công bố chuyên sâu về các dạng tồn tại của P trong đất đồi núi Việt Nam, đặc biệt là sự phân bố các dạng P theo độ sâu phẫu diện đất trồng cây lâu năm. Nghiên cứu này tiến hành xác định đặc điểm phân bố và tỷ lệ thành phần các dạng P trong phẫu diện đất trồng cam ở độ sâu 0 - 100 cm, đánh giá mối quan hệ giữa tính chất đất với các dạng P nhằm đề xuất giải pháp sử dụng hiệu quả phân lân trong đất trồng cây có múi ở huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Đất nghiên cứu là đất xám feralit (Ferralic Acrisols) được lấy bằng cách đào phẫu diện (0 - 100 cm) dưới vị trí tán cây cam trong vườn trồng giống cam Xã Đoài 17 năm tại khu 5 thị trấn Cao Phong, huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình vào cuối tháng 4/2018 (sau thời gian bón phân hóa học 3 tháng), rồi lấy mẫu đất theo mỗi độ sâu từ 0 - 10 cm... đến 90 - 100 cm, tổng số 10 mẫu đất (Hình 1). Đây là vườn cam được hộ nông ghi chép nhật ký sử dụng phân bón, hóa chất rất cẩn thận từ ngày 1/1 - 31/12 hàng năm nên các kết quả điều tra về phân bón đảm bảo độ tin cậy.

Mặc dù trong nghiên cứu này chỉ tập trung vào một phẫu diện đất trong vườn trồng cam 17 năm tuổi, tuy nhiên lý do vườn này được lựa chọn để thực hiện

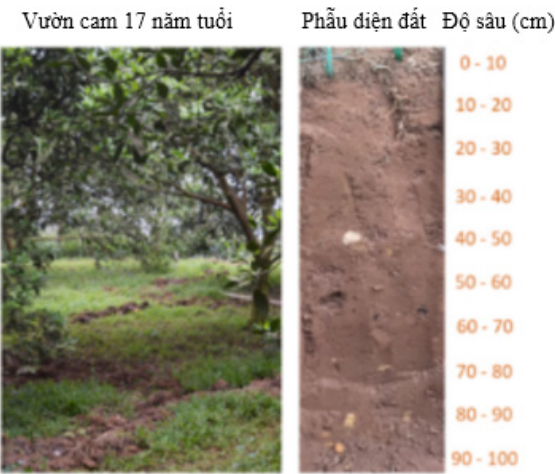
các nghiên cứu sâu là dựa trên cơ sở kế thừa các kết quả nghiên cứu đánh giá suy thoái đất trên 10 vườn cam tại thời điểm năm 2016 cho thấy, vườn cam này có rất nhiều vấn đề về sử dụng phân bón, hóa chất [2, 4]. Lượng phân bón sử dụng trong thời gian 2015 - 2017, tương ứng là 699 kg N; 772 kg P₂O₅ và 428 kg K₂O ha⁻¹ năm⁻¹, bón 2 tấn vôi ha⁻¹.năm⁻¹, bón chất cải tạo đất (thành phần chính là vôi và Dolomit) 2 tấn ha⁻¹.năm⁻¹. Tính trung bình lượng P₂O₅ bón cho mỗi cây cam là 1,72 kg/cây/năm, cao hơn 4,46 lần lượng bón cho cây cam Sành cùng độ tuổi ở huyện Hàm Yên, tỉnh Tuyên Quang [5].

Đặc điểm tính chất trong phẫu diện có độ chua, hàm lượng sét tăng dần theo độ sâu, hàm lượng OC, Ca, Mg giảm mạnh theo độ sâu. Nhìn chung, các tính chất đất này là cơ sở quan trọng để luận giải khả năng cố định, tích lũy và biến thiên các dạng P trong phẫu diện đất nghiên cứu (Bảng 1) [6].

2.2. Phương pháp phân tích các dạng P trong đất Nghiên cứu đã tiến hành xác định các dạng P trong đất theo phương pháp của Tiessier and Moir (1993) [7]. Cân chính xác 0,5 g đất cho vào ống ly tâm 50 ml và lần lượt thực hiện các bước phân tích như sau (Bảng 2):

Trong toàn bộ quá trình chiết rút, tiến hành lọc đất qua màng lọc cellulose 0,45µm và định lượng P bằng phương pháp so màu xanh molipđen để tính toán kết quả. Hàm lượng P tổng số (P₂O_{5ts}) là tổng của các dạng P từ F1 đến F6; hàm lượng P dễ tiêu (P₂O_{5dt}) gồm tổng dạng F1 và F2.

Xử lý số liệu, vẽ đồ thị bằng phần mềm Excel và chạy tương quan PCA.



▲ Hình 1. Phẫu diện đất nghiên cứu (Diện tích vườn 1 ha, trồng 450 cây cam)

Bảng 1. Một số tính chất của phẫu diện đất trồng cam Cao Phong, tỉnh Hòa Bình (2018)

Độ sâu (cm)	pH _{KCl}	OC (%)	Thành phần cấp hạt (%)			Hàm lượng tổng số (%)						Fe, Al trao đổi (%)	
			Sét	Limon	Cát	Si	Al	Fe	Ca	Mg	K	Alox	Feox
0 - 10	6,2	2,76	53,2	26,6	20,2	20,1	9,9	9,0	0,87	0,44	0,68	0,15	0,51
20 - 30	5,9	2,37	49,2	28,3	22,5	19,9	10,2	8,6	0,66	0,40	0,67	0,17	0,61
20 - 30	5,5	1,89	58,0	26,4	15,6	18,5	11,0	9,6	0,65	0,38	0,71	0,14	0,43
30 - 40	5,3	1,60	60,8	25,8	13,4	18,5	10,6	9,5	0,39	0,34	0,7	0,17	0,53
40 - 50	4,7	0,90	60,8	22,4	16,8	19,0	11,4	9,8	0,17	0,30	0,77	0,13	0,25
50 - 60	4,3	0,73	64,0	19,1	16,9	19,3	11,6	10,1	0,14	0,34	0,79	0,13	0,23
60 - 70	4,3	0,64	64,8	18,8	16,4	18,4	11,5	10,1	0,13	0,29	0,85	0,14	0,23
70 - 80	4,2	0,63	64,8	19,2	16,0	18,6	11,5	10,3	0,13	0,29	0,81	0,16	0,33
80 - 90	4,4	0,50	66,0	16,8	17,2	19,0	11,9	9,9	0,13	0,32	0,76	0,14	0,23
90-100	4,4	0,43	67,2	18,3	14,5	18,3	11,7	10,1	0,11	0,30	0,77	0,14	0,28

▲ (Nguồn: Trần Thị Tuyết Thu và cs, 2019) [6]

Bảng 2. Phương pháp chiết liên tục các dạng P trong đất [7]

Ký hiệu	Dạng tồn tại của P	Dung dịch chiết	Điều kiện và thời gian lắc mẫu
F1	Dạng hòa tan trong nước ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-})	+ 30 ml nước deion	Lắc 50 vòng phút ⁻¹ , 16 tiếng
F2	Dạng có thể trao đổi dễ tiêu sinh học	30 ml $NaHCO_3$ 0,5M	Lắc 30 vòng phút ⁻¹ , 16 tiếng; Li tâm 3.500 vòng phút ⁻¹ x 15 phút
F3	Dạng liên kết Fe/Al vô định hình hoặc với chất hữu cơ	30 ml NaOH 0,1M	Lắc 30 vòng/phút, 16 tiếng
F4	Dạng liên kết với cation kiềm trao đổi	30 ml HCl 1M	Lắc 30 vòng/phút, 16 tiếng
F5	Dạng liên kết chặt với các hợp phần hữu cơ khoáng, các khoáng ổn định	30 ml HCl đặc + 20 ml nước cất	Đun nóng ở 80°C trong 10 phút; Li tâm trong 10 phút; Rửa đất 2 lần bằng nước cất cho vào bình định mức 50 ml
F6	Dạng còn lại liên kết rất chặt với các hợp phần khác trong đất	5ml H_2SO_4 đặc. Để nguội rồi thêm từ từ 0,5 - 1 ml H_2O_2	Đun đến khi dung dịch bốc hết hơi nước; Đun đến khi dung dịch chuyển màu trắng thì dừng lại

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Hàm lượng các dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất nghiên cứu

Kết quả xác định hàm lượng P tổng số, dễ tiêu và các dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất lấy tại vườn trồng cam 17 năm tuổi trên địa bàn thị trấn Cao Phong, huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình được trình bày trong Bảng 3.

Kết quả trong Bảng 3 cho thấy, hàm lượng P tổng số ($P_{2O_{5ts}}$) và dễ tiêu ($P_{2O_{5dt}}$) trong phẫu diện đất ở mức rất giàu trong lớp đất mặt (0 - 40 cm), lượng tổng số cao hơn từ 2 - 4 lần, lượng dễ tiêu cao hơn từ 2 - 10

lần so với các vườn cam trong cùng khu vực nghiên cứu nhưng có mức đầu tư thấp hơn [4]. Đáng chú ý là hàm lượng $P_{2O_{5ts}}$ lại giảm mạnh từ độ sâu 50 cm - 100 cm, trong đó $P_{2O_{5ts}}$ giảm từ 0,48% ở độ sâu 0 - 10 cm xuống còn 0,14% ở độ sâu 90 - 100 cm. Đồng thời $P_{2O_{5dt}}$ giảm trung bình từ 105,27 mg 100g⁻¹ đất ở độ sâu 0 - 20 cm xuống còn 2,28 mg P_{2O_5} 100g⁻¹ đất ở độ sâu 90 - 100 cm. Tuy nhiên, hàm lượng $P_{2O_{5dt}}$ đã giảm đột ngột (8,18 - 2,28 mg 100g⁻¹ đất) khi xuống đến độ sâu 50 - 100 cm trong phẫu diện đất (Bảng 3). Nguyên nhân làm giàu P tổng số và dễ tiêu trong lớp đất mặt liên quan trực tiếp đến lượng bón bổ sung phân lân thường xuyên 3 lần trong năm [2], kết hợp với lượng

Bảng 3. Hàm lượng các dạng P trong phẫu diện đất trồng cam (2018)

TT	Độ sâu (cm)	F1	F2	F3	F4	F5	F6	$P_{2O_{5dt}}$	$P_{2O_{5ts}}$
1	0 - 10	0,24	102,22	170,18	24,85	155,83	31,07	102,46	484,39
2	10 - 20	9,19	98,88	134,91	4,15	156,66	37,72	108,07	441,51
3	20 - 30	2,12	54,58	92,99	0,03	105,76	39,44	56,70	294,92
4	30 - 40	1,96	36,63	92,44	0,03	110,58	37,89	38,59	279,53
5	40 - 50	0,03	8,15	50,14	0,03	73,55	30,82	8,18	162,72
6	50 - 60	0,03	8,44	49,61	0,03	63,28	25,05	8,47	146,44
7	60 - 70	0,03	8,25	38,07	0,03	61,04	34,79	8,28	142,21
8	70 - 80	0,03	5,67	46,11	0,03	62,72	33,5	5,70	148,06
9	80 - 90	0,03	3,37	61,60	0,03	59,23	28,1	3,40	152,36
10	90 - 100	0,03	2,25	51,49	0,03	62,03	19,39	2,28	135,22

▲ (Đơn vị: mg P_{2O_5} 100 g⁻¹ đất)



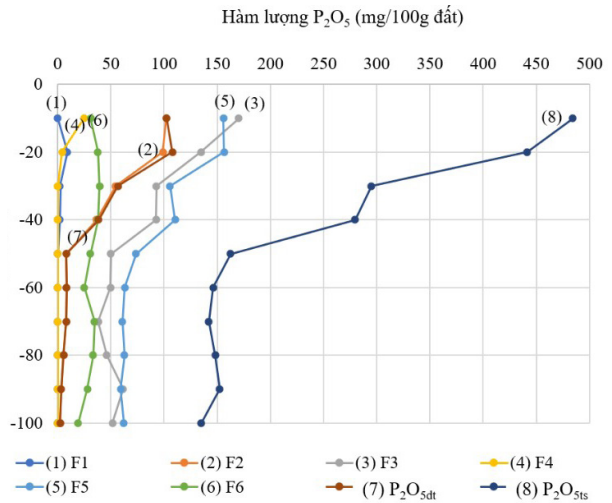
P bị hấp phụ và cố định chặt trong phần rắn của đất tại độ sâu (0 - 40 cm), còn từ độ sâu 40 - 100 cm khi mà hàm lượng sét tăng lên, chất hữu cơ và pH đều giảm mạnh (Bảng 1), đồng thời theo thời gian canh tác đất bị nén chặt dẫn đến giảm sự di chuyển của P xuống các tầng đất sâu. Kết quả này cho thấy khả năng cung cấp dinh dưỡng P cho cây cam dư thừa ở tầng đất mặt nhưng lại bị giới hạn ở các tầng đất sâu nên có thể ảnh hưởng đến sự phát triển của cây và sức khỏe bộ rễ.

Cũng từ kết quả trong Bảng 3 cho thấy, hàm lượng $P_{2O_{5dt}}$ ở độ sâu 0 - 40 cm vượt trên 3,86 - 10,87 lần so với nhu cầu P của cây có múi trong thời kỳ kinh doanh [1], đồng thời cũng cao hơn 10 - 15 lần so với hàm lượng P dễ tiêu trong đất tại các vùng trồng cây có múi ở miền Bắc Việt Nam [2, 5]. Nguyên nhân, một lượng lớn phân lân đã được bón liên tục trong suốt 17 năm canh tác làm tăng tích lũy P tổng số và giảm năng lực hấp phụ P của lớp đất mặt, làm tăng hàm lượng P_{2O_5} dễ tiêu ở dạng tự do. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu của tác giả trước đây (2016), khi đánh giá khả năng hấp phụ P của 10 mẫu đất lấy từ 10 vườn cam ở Cao Phong cho thấy vườn cam này hấp phụ P thấp nhất. Cụ thể là ở cùng lượng bổ sung 100 ppm P_{2O_5} thì lượng được hấp phụ vào đất thấp hơn 9 vườn khác từ 25,18 - 31,5% [4]. Như vậy, kết quả phân tích đã phản ánh rõ khả năng bão hòa P trong tầng đất mặt của vườn cam là rất cao. Từ đây cũng cho thấy việc bón quá nhiều phân lân không chỉ gây lãng phí chi phí đầu tư mà còn gây thừa P sẽ ảnh hưởng đến sự hút thu các chất dinh dưỡng khác, làm giảm chất lượng cam quả [1, 2]. Dư thừa P không chỉ tác động đến sức khỏe của đất do gây bất hoạt khả năng sản sinh emzim photphataza, giảm hoạt động sinh học đất mà còn làm tăng lượng P bị rửa trôi vào môi trường nước [8, 9].

Có thể thấy rằng, dạng P hòa tan trong nước (F1) có sự biến động khác biệt theo các độ sâu lấy mẫu từ (0 - 40 cm) đến (40 - 100 cm). Tại lớp đất mặt 0 - 10 cm, hàm lượng P_{2O_5} hoà tan trong nước rất thấp (0,24 mg P_{2O_5} 100 g⁻¹ đất) so với độ sâu 10 - 20 cm (9,19 mg P_{2O_5} 100 g⁻¹ đất). Theo đó, hàm lượng P_{2O_5} dễ tiêu ở độ sâu 0 - 10 cm cũng thấp hơn so với độ sâu 10 - 20 cm (Bảng 1). Như vậy, khi đất trở nên bão hòa P thì lượng P dễ hòa tan tồn tại tự do trong dung dịch đất tăng lên, vì cùng tích điện âm nên các dạng ion phốt phát sẽ tăng cường sự phân tán các keo sét [8]. Trong điều kiện địa hình đồi núi, rất có thể một lượng P hòa tan đã bị xói mòn, rửa trôi khi gặp các trận mưa lớn. Kết quả này phản ánh việc bón thừa phân lân vào đất sẽ làm gia tăng P trong các thủy vực gây ô nhiễm nước mặt.

Ranh giới phân định rõ sự biến thiên hàm lượng các dạng P tổng số và dễ tiêu cũng như các dạng tồn tại khác của P theo độ sâu phẫu diện đất được thấy từ độ sâu từ 40 - 100 cm (Hình 2), nơi có sự khác nhau rất rõ

về các tính chất của phẫu diện đất, đặc biệt là pH_{KCl}, %OC, hàm lượng sét, Ca, Mg và Fe, Al linh động (Bảng 1). Đây là các yếu tố chi phối đến các quá trình cố định hoặc hòa tan P trong toàn bộ phẫu diện đất.

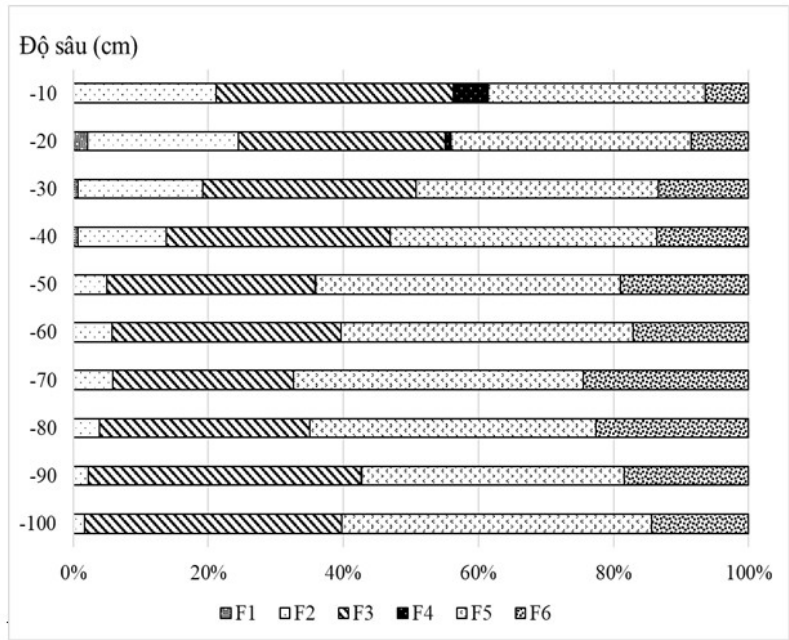


▲ Hình 2. Các dạng P trong phẫu diện đất

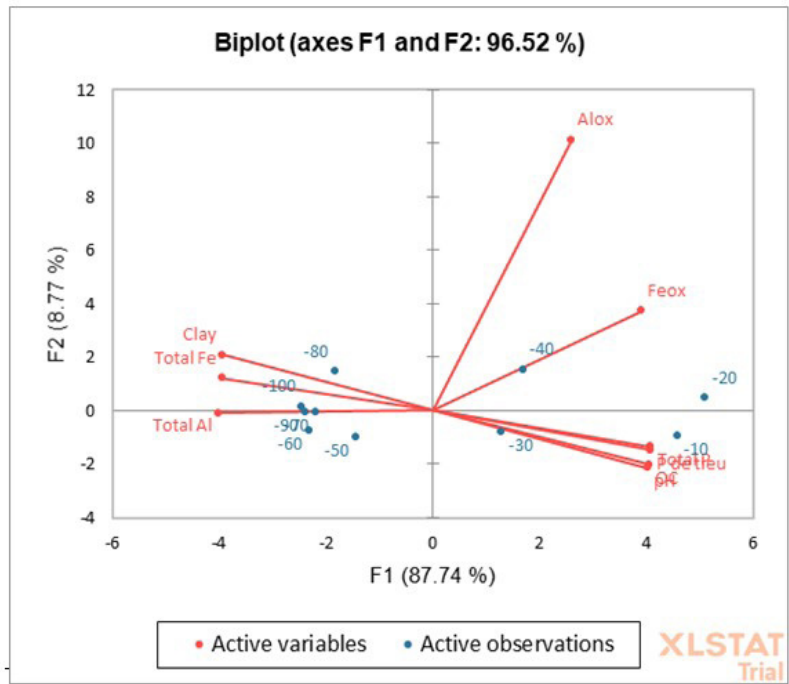
3.2. Quan hệ giữa tính chất đất và các dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất

Kết quả xác định hàm lượng và tỷ lệ (%) các dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất nghiên cứu được trình bày trong Bảng 3, Hình 2, 3 cho thấy, tương ứng với độ sâu từ (0 - 10 cm) đến (90 - 100 cm), dạng P liên kết với Fe/Al (F3) chiếm tỷ lệ lớn nhất (35,13-38,08%) > dạng P liên kết chặt với các hợp phần khoáng - F5 (32,17 - 45,87%) > dạng P dễ tiêu sinh học - F2 (21,10-1,66%) > Dạng P còn lại - F6 (6,41-14,34%) > Dạng P liên kết với các cation kiềm dễ trao đổi - F4 (5,13 - 0,02%) và thấp nhất là P hòa tan trong nước - F1 (0,05 - 0,02%). Hàm lượng $P_{2O_{5dt}}$ (gồm dạng F1 và F2) giảm mạnh theo độ sâu từ (0 - 40 cm) xuống (50 - 100 cm) và chịu sự chi phối bởi hàm lượng P_{2O_5} tổng số cũng như lượng P được bổ sung từ nguồn phân lân. Kết quả xử lý số liệu và phân tích PCA (Hình 4) cho thấy, ở độ sâu 0 - 30 cm hàm lượng P_{2O_5} tổng số và dễ tiêu có mối tương quan thuận rất chặt chẽ với độ chua và hàm lượng chất hữu cơ và ở độ sâu 20 - 40 cm thì Feox, Alox đã ảnh hưởng rõ đến dạng P dễ tiêu. Tuy nhiên, khi càng xuống sâu thì P dễ tiêu lại bị giới hạn bởi độ chua, hàm lượng sét, chất hữu cơ và sắt nhôm.

Từ kết quả trong nghiên cứu này đã làm sáng tỏ vai trò của các khoáng sét và keo sắt, nhôm đối với năng lực cố định P trong đất nhiệt đới. Trong đất chua (pH<5), khoáng sét Kaolinit sẽ tích điện dương làm tăng khả năng hấp phụ P [3]. Do một lượng lớn P được giữ lại trong lớp đất mặt ở độ sâu (0 - 40 cm), làm giảm lượng ion phốt phát linh động lan truyền xuống tầng đất sâu, kết quả là hàm lượng



▲ Hình 3. Mô tả tỷ lệ (%) các dạng P trong phẫu diện đất trồng cam thể hiện các dạng Fe/Al - F3, hữu cơ/khoáng - F5 và dạng còn lại - F6 chiếm tỷ lệ lớn nhất, dạng F2 giảm rõ theo độ sâu



▲ Hình 4. Đồ thị PCA mô tả trật tự sắp xếp các vectơ đặc trưng của các biến số $P_{2O_{5dt}}$, pH, Feox, Alox, %OC và sét trong đất và các giá trị thành phần chính của các biến số này trên mặt phẳng tạo bởi 2 trục ảo F1 và F2

P_{2O_5} tổng số và dễ tiêu đều giảm mạnh ở độ sâu 50 - 100 cm, hoàn toàn logic và phù hợp với kết quả trong Bảng 1, càng xuống sâu thì hàm lượng sét càng tăng và hàm lượng P_{2O_5} lại càng giảm. Tỷ lệ P bị cố định chặt bởi Fe, Al và Ca lên đến 66,04% ở độ sâu 10 - 20 cm và 83,95% ở độ sâu 90 - 100 cm (Bảng 3), phù hợp với nghiên cứu của (Nguyễn Tử Siêm, 1996) trên 9 nhóm đất chính ở Việt Nam [3]. Từ đây cho thấy cần thiết phải có thêm các nghiên cứu mở rộng cho nhiều vườn cam để có biện pháp kiểm soát, quản lý dinh dưỡng P hiệu quả hơn, tránh lãng phí và gây ô nhiễm môi trường. Đồng thời, cần cải thiện độ chua, chất hữu cơ và hoạt động vi sinh vật trong các tầng đất sâu để tăng cường quá trình chuyển hóa P dễ tiêu cung cấp cho cây có múi.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu đã chỉ ra ảnh hưởng của quá trình bón nhiều phân lân trong một thời gian dài 17 năm làm tăng mạnh quá trình tích lũy P tổng và dễ tiêu trong lớp đất mặt (0 - 40 cm) gây “thừa dinh dưỡng” P đối với cây ăn quả có múi ở mức trên 3,86 - 10,87 lần giới hạn cho phép. Tỷ lệ mỗi dạng tồn tại của P trong phẫu diện đất có mối quan hệ mật thiết với độ chua, hàm lượng sét, chất hữu cơ, Fe, Al tổng số, Feox, Alox. Dạng P bị cố định bởi Fe, Al, Ca trao đổi và các hợp phần khác chiếm tỷ lệ lớn nhất, làm giảm hiệu lực sử dụng P trong nhóm đất xám feralit.

Cần có thêm nghiên cứu mở rộng và chuyên sâu trên nhiều vùng đất trồng cây có múi nhằm tăng cường hiệu quả sử dụng phân lân và BVMT cũng như tính toán cân bằng vật chất đối với dinh dưỡng P trong những vườn thâm canh cây có múi lâu năm. Tại những vườn được xác định rất giàu P tổng số và dễ tiêu thì tạm thời dừng bón phân lân, đồng thời căn cứ vào sản lượng thu hoạch của một, hai vụ liên tiếp rồi đánh giá lại chất lượng đất để điều chỉnh lượng bón phân lân hợp lý■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tiến hành trong khuôn khổ đề tài QG 21.23 “Nghiên cứu hiệu quả giữ nước và phục hồi độ phì đất của cỏ Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.) trồng xen cây đậu tương trong vườn trồng cây ăn quả có múi ở tỉnh Hòa Bình và đề xuất giải pháp canh tác bền vững” của ĐHQGHN.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Srivastava, A. K. (2012), *Advances in Citrus Nutrition*, Springer.
2. Trần Thị Tuyết Thu (2020), Báo cáo tổng kết Kết quả thực hiện đề tài Khoa học và Công nghệ cấp Đại học Quốc gia, “Nghiên cứu giải pháp bảo vệ, phục hồi chất lượng đất phục vụ nâng cao chất lượng cây ăn quả ở miền núi: Lấy ví dụ cam ở huyện Cao Phong, tỉnh Hòa Bình và huyện Hàm Yên, tỉnh Tuyên Quang”, Đại học Quốc gia Hà Nội.
3. Nguyễn Tử Siêm, Trần Khải (1996), Hóa học lân trong đất Việt Nam và vấn đề phân lân, *Tạp chí Khoa học đất*, số 7, tr. 92 - 97.
4. Trần Thị Tuyết Thu, Hoàng Thị Minh Lý (2016), “Nghiên cứu khả năng hấp phụ và cung cấp photpho cho cây cam Cao Phong, tỉnh Hòa Bình”, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, tập 32, số 1S, tr. 363 - 369.
5. Ngô Thị Dung, Cao Việt Hà, Vũ Thị Xuân (2020), “Nghiên cứu các yếu tố hạn chế của đất trồng cam ở huyện Hàm Yên, tỉnh Tuyên Quang”, *Tạp chí Khoa học Nông nghiệp Việt Nam*, tr. 270 - 288.
6. Tran, T. T. T., Nguyen, T. T., Nguyen, V. T., Huynh, H. T. H., Nguyen, T. T. H., and Nguyen, M. N. (2019), “Copper encapsulated in grass-derived phytoliths: Characterization, dissolution properties and the relation of content to soil properties”, *Journal of Environmental Management*, 249.
7. Tiessier H. and Moir J.O. (1993), “Characterisation of available P by sequential extraction”, *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, pp. 75 - 86.
8. Allison Rick VandeVoort, Ken J. Livi, Yuji Arai (2013), “Reaction conditions control soil colloid facilitated phosphorus release in agricultural Ultisols”, *Geoderma*, 206, pp 101 - 111.
9. Zhi-neng Hong, Jing Yan, Hai-long Lu, Jun Jiang, Jiu-yu Li, Ren-kou Xu (2021), “Inhibition of phosphate sorptions on four soil colloids by two bacteria”, *Environmental Pollution*, 290, 118001.

INVESTIGATION ON PHOSPHORUS FRACTIONS IN THE ORANGE GROWING SOIL PROFILE IN CAO PHONG DISTRICT, HOA BINH PROVINCE

Tran Thi Tuyet Thu^{1*}, Dao Thi Hoan¹, Pham Manh Hung¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

The bioavailable phosphorus plays an important role in the growth of orange trees and affects the yield as well as the quality of fruit products. This study determined the phosphorus fractions in the soil profile of the orange growing garden in Cao Phong, Hoa Binh. The results showed that the total and available P of soil samples decreased dramatically with depth from (0 - 20 cm) to (30 - 100 cm), with the data of total P_2O_5 0,49 - 0,14% and available P_2O_5 102,46 - 2,28 mg 100g⁻¹ soil. Corresponding to the depth, the Fe/Al bound P fraction (F3) accounted for the largest proportion of 35,13 - 38,08%, the organic - mineral complex bound P fraction (F5) 32,17 - 45,87%; the easily soluble P fraction (F2) 21,10 - 1,66%; the remained P fraction (F6) 6,41 - 14,34%; the exchangeable P fraction (F4) 5,13 - 0,02% and the lowest was the soluble P fraction (F1) 0,05 - 0,02%. The available P has positively related to pH, SOM and is inversely proportional to the content of clays, Feox, Alox, total Fe, Al in the soil profile.

Keywords: Cao Phong orange, soil growing orange, phosphorous fractions.

BƯỚC ĐẦU ĐÁNH GIÁ HÀM LƯỢNG BỤI, VI KHUẨN VÀ NẤM MỐC TẠI MỘT SỐ VĂN PHÒNG Ở HÀ NỘI

Nguyễn Thành Trung^{1, 2*}, Trần Thị Hồng¹

Lê Hữu Tuyển³, Phạm Văn Tới², Trần Thị Minh Nguyệt⁴

TÓM TẮT

Bụi mịn ($PM_{2.5}$), vi khuẩn, nấm mốc và các chất độc hại khác có thể xâm nhập vào trong nhà thông qua hệ thống thông gió tự nhiên và thông gió cưỡng bức; tuy nhiên, chúng cũng có thể phát sinh do các hoạt động của con người, thiết bị điện tử, nội thất hoặc hệ thống điều hòa không khí. $PM_{2.5}$, vi khuẩn và nấm mốc dễ dàng xâm nhập và tích tụ trong phổi con người qua đường hô hấp và có khả năng gây ung thư, đặc biệt là đối với nhóm người dễ bị tổn thương như những người mắc bệnh mãn tính. Quan trắc 5 tòa nhà văn phòng ở Hà Nội trong thời gian làm việc cho thấy nồng độ $PM_{2.5}$ vào mùa hè ($80,9 \mu g/m^3$) cao hơn mùa đông ($29,3 \mu g/m^3$). Tổng số lượng vi khuẩn và nấm mốc trong văn phòng làm việc của tòa nhà có kết cấu xây dựng cũ cao hơn tòa nhà mới. Mặc dù thời điểm và tần suất quan trắc chưa phản ánh đầy đủ thời gian làm việc trong văn phòng và các mùa khác trong năm nhưng giá trị $PM_{2.5}$, vi khuẩn và nấm mốc cho chúng ta thấy được khoảng giá trị thực tế của chất lượng không khí trong văn phòng làm việc hiện nay.

Từ khóa: $PM_{2.5}$, vi khuẩn, nấm mốc, không khí trong nhà, văn phòng.

1. GIỚI THIỆU

Khi chúng ta bắt buộc ở trong nhà nhiều hơn, ví dụ do đại dịch Covid-19 phải giãn cách xã hội [1, 2], có thể làm giảm thiểu ô nhiễm không khí ngoài trời nhưng tăng nguy cơ ô nhiễm không khí trong nhà bởi các hoạt động như hút thuốc, đun nấu... Chất lượng không khí trong nhà suy giảm gây ra các triệu chứng phổ biến ở con người như không tập trung (57%), ngạt mũi (47%), khô họng (46%) và đau đầu (46%) [3]. Các hiện tượng này có xu hướng tăng lên khi các tòa nhà sử dụng hệ thống điều hòa không khí trung tâm [4]. Nhiều nghiên cứu đã khẳng định các chất gây ô nhiễm không khí như nitơ dioxide (NO_2), sulfur dioxide (SO_2), ozone (O_3) và bụi (PM) gây ảnh hưởng đến sức khỏe con người [5, 6]. Chất lượng không khí trong nhà phụ thuộc vào lưu lượng và chất lượng của không khí sạch cấp vào và cũng bị ô nhiễm bởi chính các hoạt động của con người và các vật liệu được sử dụng trong nhà. Ngày càng có nhiều nghiên cứu cụ thể được thực hiện liên quan đến radon (một loại khí phóng xạ xuất hiện tự nhiên có thể được tìm thấy trong môi trường, nhà ở, trường học và nơi làm việc), khói thuốc lá, VOC (hợp chất hữu cơ dễ bay hơi), formaldehyd, bụi mịn,

amiăng và các tác nhân khác ảnh hưởng đến chất lượng không khí trong nhà. Tổ chức Y tế thế giới (WHO) đã cảnh báo ước tính số ca tử vong khoảng 4,2 triệu người do ô nhiễm không khí xung quanh và 3,8 triệu ca tử vong mỗi năm do tiếp xúc với khói từ quá trình nấu ăn gây ra [7].

Các hoạt động của con người đã làm cho chất lượng không khí ngày càng có chiều hướng xấu đi. Việt Nam đứng thứ 17 trên thế giới (thứ 2 trong khu vực Đông Nam Á) trong đó thủ đô Hà Nội đứng thứ 12 trong số các thủ đô trên thế giới bị ô nhiễm bụi $PM_{2.5}$ [8]. Tại Việt Nam có nhiều nghiên cứu liên quan đến bụi lơ lửng (TSP), bụi mịn ($PM_{2.5}$ và PM_{10}) [9-13], các chất bám dính trên bụi như PAHs và NPAHs [14-16], một số chất ô nhiễm không khí bên trong nhà (PM_{10} , SO_2 , NO_2) [17], và cả bên trong và bên ngoài (carbonyl, PM_{10} , SO_2 , NO_x , CO) [9, 18]. Các nghiên cứu này áp dụng đối với tòa nhà hỗn hợp và chủ yếu đánh giá cho một mùa trong năm.

Bên cạnh bụi, nấm và vi khuẩn cũng cần xem xét vì chúng thường bám vào các hạt bụi trong không khí

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

³Trung tâm nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Phát triển bền vững, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

⁴Khoa Vật liệu Xây dựng, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

dưới dạng “bioaerosol” tạo thành các hạt có kích thước khác nhau tùy thuộc vào nguồn ô nhiễm, chất ô nhiễm và độ ẩm trong không khí [19, 20]. Một số nghiên cứu đã chỉ ra rằng nấm, vi khuẩn và các độc tố môi trường trong nhà liên quan đến các bệnh như hen suyễn, dị ứng và đường hô hấp của con người [21, 22].

Vì vậy, nghiên cứu này đánh giá về mức độ ô nhiễm TSP, PM_{2,5} trong và ngoài nhà tại năm văn phòng làm việc ở Hà Nội. Ngoài ra, nghiên cứu này cũng đánh giá về mức độ tồn tại vi khuẩn và nấm mốc của môi trường không khí bên trong các văn phòng làm việc này so với các tiêu chuẩn trong và ngoài nước. Nghiên cứu về chất lượng không khí trong và ngoài nhà là vấn đề nóng và được quan tâm nhiều hơn trước sự bùng nổ của các dịch bệnh trên thế giới, đặc biệt trong tình trạng biến đổi khí hậu hiện nay.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

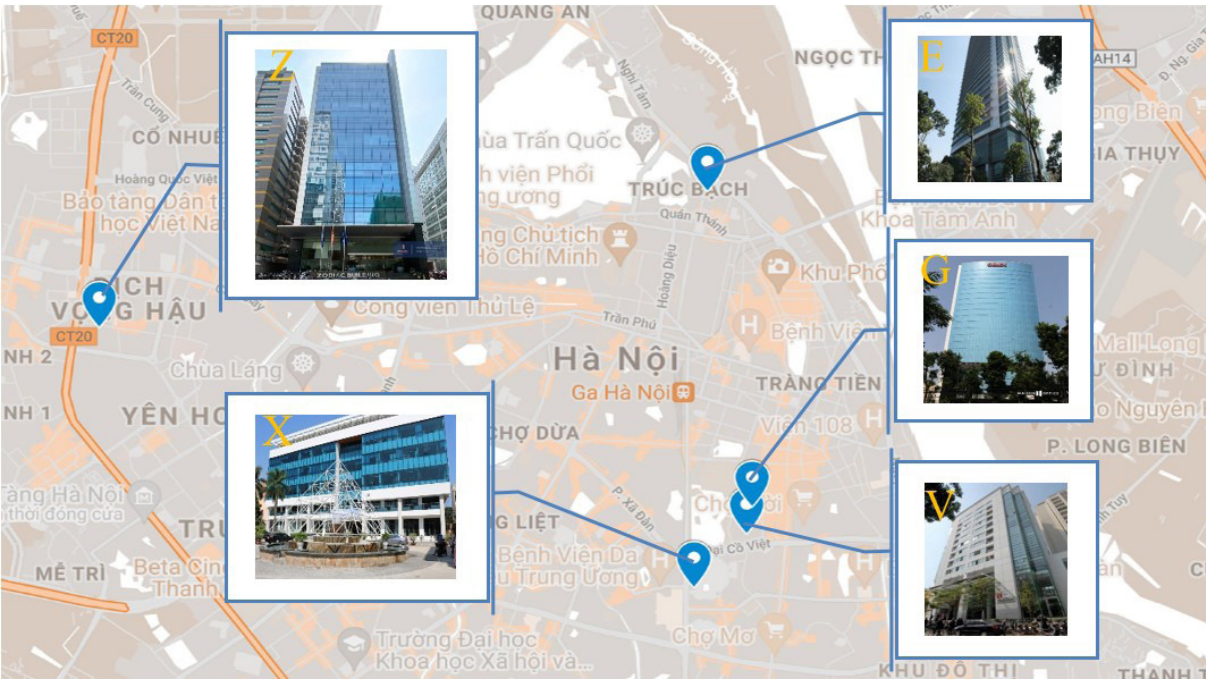
2.1. Lựa chọn tòa nhà khảo sát

Để thu được số liệu có tính đại diện, năm tòa nhà văn phòng ở trung tâm Hà Nội đã được lựa chọn để khảo sát và quan trắc. Đây đều là các tòa nhà văn phòng cao tầng, có sử dụng

Bảng 1. Đặc điểm các phòng trong các tòa nhà văn phòng được khảo sát

TT	Tên công trình	Tên phòng	Ký hiệu	Loại công trình
1	Nhà X	Sân trước nhà	X1	Văn phòng làm việc 6 tầng Điều hòa cục bộ, thông gió tự nhiên
		Phòng tầng 2	X2	
		Phòng tầng 6	X3	
2	Nhà V	Sân trước nhà	V1	Văn phòng làm việc 14 tầng Điều hòa cục bộ, thông gió tự nhiên
		Phòng tầng 7	V2	
		VP Tầng 12	V3	
3	Nhà G	Sân trước nhà	G1	Văn phòng làm việc 22 tầng Điều hòa và cấp gió trung tâm
		Phòng 1 tầng 7	G2	
		Phòng 2 tầng 7	G3	
4	Nhà E	Sân trước nhà	E1	Văn phòng làm việc 34 tầng Điều hòa trung tâm, thiết bị xử lý không khí (AHU) theo từng tầng
		Phòng tầng 20	E2	
		Phòng tầng 28	E3	
5	Nhà Z	Sân trước nhà	Z1	Văn phòng làm việc 16 tầng Điều hòa trung tâm, cấp gió tươi theo tầng
		Phòng tầng 3	Z2	
		Phòng Tầng 11	Z3	

hệ thống điều hòa không khí và thông gió (Bảng 1). Kết quả khảo sát cho thấy, tòa nhà X và V là loại công trình có thiết kế lâu năm, sử dụng hệ thống điều hòa không khí cục bộ, thông gió tự nhiên, kết cấu bao che loại thông thường, cửa ra vào và cửa sổ là khung nhôm kính có độ kín khít vừa phải. Các tòa nhà G, E và Z là công trình cao tầng có lối kiến trúc hiện đại, sử dụng điều hòa không khí trung tâm kết hợp thông gió cưỡng bức, kết cấu bao che loại khung nhôm định hình, kính chịu lực có độ kín khít cao.



Hình 1. Vị trí các tòa nhà văn phòng được khảo sát

2.2. Thiết bị đo và thông số đo

Quan trắc về ô nhiễm không khí ở trong nhà và ngoài nhà bao gồm: TSP, bụi mịn PM_{2,5}, SO₂, tổng vi khuẩn và tổng nấm mốc (trong phòng). Các thiết bị đo thể hiện trong Bảng 2.

Các phòng lựa chọn có vị trí khoảng từ 1/3 đến 2/3 theo chiều cao công trình, vị trí điểm đo trong phòng là điểm giữa phòng ở độ cao 1,2 m cách mặt sàn và một điểm đo bên ngoài nhà trước sảnh tòa nhà ở độ cao 1,5 m cách mặt đất. Vị trí điểm đo tổng vi khuẩn và nấm mốc (điểm đặt đĩa thạch) ở 2 góc phòng. Thời gian tiến hành quan trắc TSP và PM_{2,5} trong 5 ngày vào các giờ làm việc và phân thành 5 ổp đo (8h00 – 8h30, 10h00 – 10h30, 12h00 – 12h30, 14h00 – 14h30 và 16h00 – 16h30). Thời gian thực hiện vào mùa đông (các ngày 18 và 31 tháng 1; ngày 1, 5 và 6 tháng 2 năm 2018) và mùa hè (ngày 4, 5, 6 tháng 7; ngày 21 tháng 8; ngày 3 tháng 9 năm 2018). Thời gian lấy mẫu vi khuẩn và nấm mốc từ 8h00 đến 16h30 theo các ngày tương ứng.

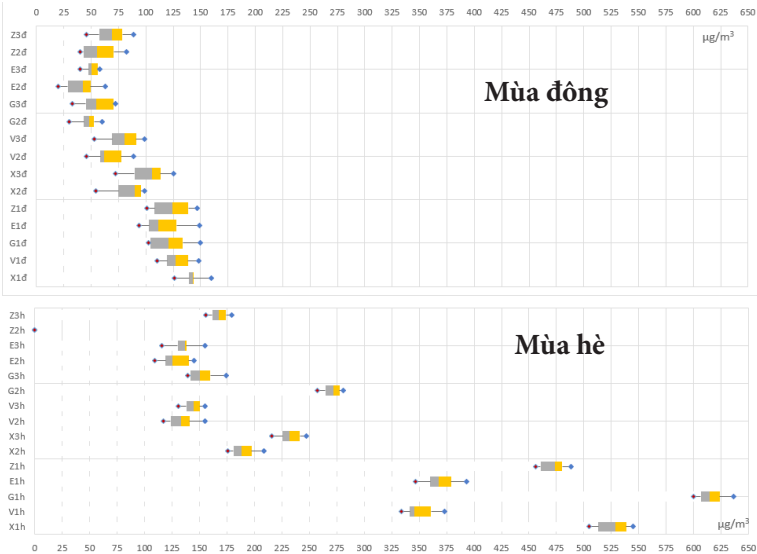
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Bụi TSP và PM_{2,5}

Kết quả quan trắc đối với 5 công trình ở Hình 2 cho thấy bụi TSP có nồng độ bên ngoài nhà cao hơn từ 1,56 đến 2,8 lần so với trong nhà vào mùa đông và cao hơn so với mùa hè, điều này cho thấy phù hợp với thói quen sinh hoạt, làm việc trong mùa rét là ít mở cửa đối với khu vực miền Bắc. Ngoài ra cũng cho thấy tỷ lệ giữa nồng độ bụi (TSP và PM_{2,5}) ngoài nhà so với trong nhà như sau: đối với kiến trúc lâu năm (X, V) là từ 1,56 đến 2 lần và kiến trúc hiện đại (E, G, Z) từ 2 đến 2,8 lần, điều này cho thấy các công trình thông gió tự nhiên môi trường không khí trong nhà bị ảnh hưởng rõ rệt bởi môi trường không khí bên ngoài.

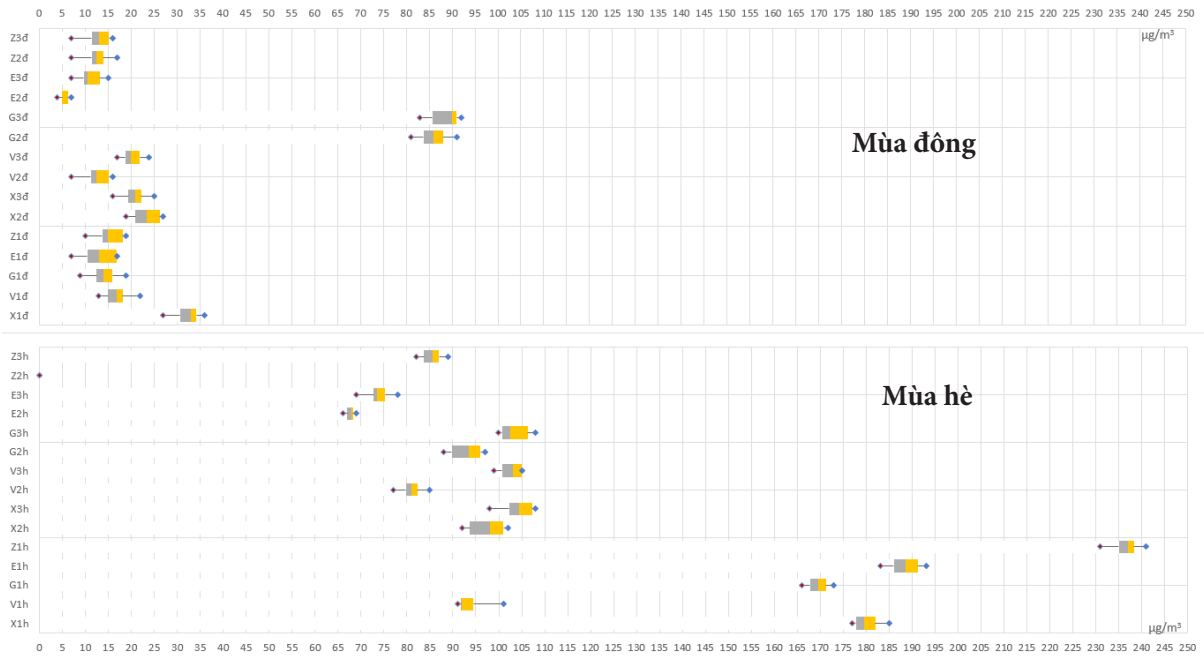
Bảng 2. Các thông số và thiết bị đo

TT	Các thông số quan trắc	Phương pháp	Giới hạn phát hiện phương pháp/máy đo	Thiết bị
1	Tổng bụi lơ lửng TSP	TCVN 5067-1995	0,01 mg/m ³	Máy lấy mẫu không khí Quick Take 30 SKC (Mỹ) Cân phân tích CPA 225D Satorius (Đức) 0,01 mg
2	PM _{2,5}	Đo nhanh	Dải đo: 0.001mg/m ³ - 250g/m ³ Độ ổn định điểm không: < 2µg/m ³	Máy đo nồng độ bụi Casella CEL-712 Microdust Pro
3	SO ₂	TCVN 5971-1995	0,007 mg/m ³	Bơm hút khí lưu lượng nhỏ Apex CASELLA (Anh) UV-VIS Spectrometer Shimadzu UV 1800
4	Tổng Vi khuẩn	Đĩa thạch dinh dưỡng, thạch máu	Tổng số vi khuẩn/m ³ KK (CFU/m ³)	Phân tích phòng thí nghiệm
5	Nấm mốc	Đĩa thạch Sabouraud	Tổng số vi sinh vật/m ³ KK (CFU/m ³)	Phân tích phòng thí nghiệm



▲ Hình 2. Kết quả nồng độ bụi TSP mùa đông và mùa hè

Nồng độ bụi PM_{2,5} của tòa nhà cũ (X, V) có giá trị từ 7,0-27,0 µg/m³ (trung bình 19,3µg/m³) và tòa nhà hiện đại (E, V) có giá trị từ 4,0-17,0 µg/m³ (trung bình 10,4µg/m³) đối với mùa đông, với mùa hè tương ứng từ 77,0-108,0 µg/m³ (trung bình 96,4µg/m³) và từ 48,0-89,0 µg/m³ (trung bình 56,8µg/m³). Như vậy mùa hè ô nhiễm bụi PM_{2,5} cao hơn mùa đông khoảng 5 lần, nguyên nhân có thể do các hoạt động bên ngoài nhà (như giao thông,...) và các thiết bị bên trong (như điều hòa, thông gió) hoạt động gây nên.



▲ Hình 3. Kết quả nồng độ bụi $PM_{2.5}$ mùa đông và mùa hè

So sánh với QCVN 05:2013/BTNMT cho thấy, TSP trung bình 1 giờ bên ngoài nhà về mùa đông thấp hơn giá trị quy định $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nhưng về mùa hè đều vượt khoảng từ 1,15 đến 2,0 lần. Đối với $PM_{2.5}$ trong QCVN 05:2013/BTNMT chỉ quy định giá trị giới hạn trung bình 24 giờ (là $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nhưng với các giá trị khảo sát vào ban ngày, đây là thời điểm có nồng độ lớn nhất trong ngày, cho thấy về mùa hè dao động từ khoảng $91\text{--}241 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (trung bình $173,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mùa đông dao động từ $7\text{--}36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (trung bình $18,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Điều này cho thấy nồng độ bụi $PM_{2.5}$ ngoài nhà cũng đang ở ngưỡng cao trong mùa hè.

Một số quốc gia có vị trí địa lý, tập quán tương tự trong khu vực cũng đã có quy định đối với bụi $PM_{2.5}$ bên trong công trình như Đài Loan ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Singapore ($37,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Việt nam cần sớm ban hành tiêu chuẩn chất lượng không khí trong nhà để có sự thống nhất trong toàn bộ lãnh thổ.

3.2. Nấm mốc và vi khuẩn

Bào tử nấm mốc và vi khuẩn có mặt ở tất cả không gian trong nhà, vật liệu xây dựng và đồ nội thất là nguồn dinh dưỡng dồi dào nên không thể loại bỏ hoàn toàn chúng ra khỏi không khí bên trong nhà kể cả khi đóng cửa hoặc kiểm soát được nhiệt độ và độ ẩm.

Ngay khi tòa nhà đưa vào sử dụng, một khối lượng bụi bao gồm các vi sinh vật sẽ lắng đọng bên trong của ống dẫn thông gió, điều hòa. Sự sinh sản của vi sinh vật giải phóng các sản phẩm trao đổi chất khác nhau như mùi hôi, chất độc và chất dị ứng, chúng có thể lan truyền toàn bộ tòa nhà theo gió và làm tăng ô nhiễm vi sinh vật trong không khí trong nhà, ảnh

hưởng nghiêm trọng đến chất lượng không khí và sức khỏe con người [23–25]. Trong phạm vi nhiệt độ $22^\circ\text{C}\text{--}32^\circ\text{C}$ và độ ẩm tương đối $40\%\text{--}90\%$ vi sinh vật phát triển và tăng tốc rất nhanh [26]. Nồng độ nấm tăng theo cấp số nhân trong khoảng độ ẩm từ $59\%\text{--}70\%$ [27]. Phạm vi trên chưa xem xét đến các ảnh hưởng của độ ẩm và sự phát triển của vi sinh vật trong hệ thống sưởi, thông gió và điều hòa không khí, mặc dù đây là những tác động phổ biến có thể xảy ra, đặc biệt là với hệ thống điều hòa không khí một chiều lạnh chỉ hoạt động về mùa hè.

Về tổng lượng vi khuẩn và tổng lượng nấm mốc ở trong nhà (Bảng 3) cho thấy, tổng vi khuẩn trung bình nhà cũ nằm trong khoảng từ $547\text{--}697 \text{CFU}/\text{m}^3$, tòa nhà mới nằm trong khoảng từ $261\text{--}526 \text{CFU}/\text{m}^3$ và đều nhỏ hơn khi so sánh với tiêu chuẩn của Singapore-SS 554:2016 ($1000 \text{cfu}/\text{m}^3$). Đối với nấm mốc trong tiêu chuẩn SS 554:2016 không quy định, nhưng các tòa nhà khảo sát đều cho giá trị nhỏ hơn $350 \text{CFU}/\text{m}^3$.

Tại Việt Nam, theo thống kê mới chỉ có 3 tiêu chuẩn, quy chuẩn liên quan đến chất lượng không khí trong nhà: TCVN 5687:2010 đưa ra bội số trao đổi không khí và lượng không khí sạch cần thiết cho hệ thống thông gió và điều hòa không khí; QCXDVN 05:2008/BXD quy định thông gió chung; và TCVN 4601:2012 cho tòa nhà văn phòng và công sở, chỉ đưa ra các khuyến cáo chung chung. Như vậy cho đến nay Việt Nam vẫn chưa có tiêu chuẩn quy định về nồng độ ngưỡng giới hạn cho phép các chất ô nhiễm không khí và vi sinh vật trong nhà nói chung và nhà văn phòng nói riêng.

Bảng 3. Tổng lượng vi khuẩn và nấm mốc trong nhà

TT	Tên công trình	Ký hiệu	Trung bình Tổng vi khuẩn, CFU/m ³	Trung bình Tổng nấm mốc, CFU/m ³	SS 554:2016 Tổng vi khuẩn, CFU/m ³
1	Nhà X	X2 X3	547 559	275 334	1.000
2	Nhà V	V2 V3	589 697	334 298	
3	Nhà G	G2 G3	349 526	239 239	
4	Nhà E	E2 E3	344 261	239 64	
5	Nhà Z	Z2 Z3	- 375	- 297	

3.3. Kết cấu xây dựng và hệ thống điều hòa, thông gió trong công trình

Để đánh giá thêm sự ảnh hưởng của kết cấu xây dựng và tổ chức thông gió đối với chất lượng không khí trong các tòa nhà văn phòng cũ, trong quá trình quan trắc có lấy mẫu SO₂ đối với tòa nhà X. Tại các vị trí quan trắc đều thấy sự có mặt của SO₂ cụ thể: vị trí X1, X2, X3 tương ứng có nồng độ SO₂ trung bình là 31 µg/m³, 25 µg/m³ và 41 µg/m³. Điều này cho thấy độ kín khít của kết cấu xây dựng và thông gió tự nhiên có ảnh hưởng đáng kể tới chất lượng không khí trong nhà.

Đối với các vị trí G2 và G3 trong văn phòng, nồng độ bụi PM_{2.5} cao hơn bụi TSP. Nguyên nhân chính do tòa nhà sử dụng hệ thống cấp gió trung tâm nhưng không có lưới lọc bụi sơ cấp, lưu lượng thải gió của tòa nhà chủ yếu qua hệ thống hút gió của khu vệ sinh có lưu lượng hút bằng 20% so với hệ thống cấp gió tươi, kết cấu xây dựng bằng kính. Tòa nhà E có nồng độ PM_{2.5} thấp nhất trong năm *tòa nhà khảo sát*, do tòa nhà sử dụng hệ thống điều hòa trung tâm tại từng tầng có trang bị trang bị hệ thống phin lọc bụi hiệu suất cao. Như vậy hệ thống thông gió ảnh hưởng lớn tới nồng độ PM_{2.5} trong văn phòng và việc trang bị tấm lọc bụi sẽ giảm đáng kể ô nhiễm không khí từ bên ngoài vào.

4. KẾT LUẬN

Kết quả quan trắc cho thấy nồng độ bụi PM_{2.5} bên trong nhà mùa hè trung bình là 80,9 µg/m³ và mùa đông trung bình là 29,3 µg/m³, đối với mùa hè của tòa nhà cũ nồng độ trung bình là 96,4 µg/m³ và tòa nhà

mới trung bình là 56,8 µg/m³. Thời điểm quan trắc vào giờ làm việc chính của văn phòng, khi các hoạt động của con người và các hệ thống kỹ thuật trong tòa nhà hoạt động cao nhất, các giá trị này có thể phản ánh được nồng độ bụi PM_{2.5} trong một ngày đêm đối với văn phòng làm việc.

Đối với vi khuẩn và nấm mốc, kết quả cho thấy đối với tòa nhà thông gió tự nhiên tổng lượng vi khuẩn và nấm mốc cao hơn so với tòa nhà sử dụng thông gió cưỡng bức. Kết quả này tuy chưa phản ánh được toàn bộ tình trạng vi sinh vật lắng đọng và sản sinh trong một ngày đêm, nhưng cũng đánh giá được ảnh hưởng của chất lượng kết cấu xây dựng, sự ẩm mốc của đồ đạc bên trong của các tòa nhà xây dựng lâu năm tới sự hình thành và phát triển của vi sinh vật và nấm mốc■

LỜI CẢM ƠN: Tác giả xin cảm ơn sự hỗ trợ từ Bộ Xây dựng cho đề tài mã số MT 08-17 “Khảo sát, đánh giá hiện trạng chất lượng môi trường không khí trong công trình văn phòng, đề xuất các giải pháp cải thiện chất lượng môi trường, giảm thiểu tác động của ô nhiễm không khí”. Các tác giả trân trọng cảm ơn sự giúp đỡ của các đồng nghiệp tại Hội Môi trường Xây dựng Việt Nam trong quá trình thực hiện nghiên cứu.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Betty Pfefferbaum, M.D., J.D., and Carol S. North, M.D., M.P.E., 2020, Mental health and the Covid-19 pandemic. *The New England Journal of Medicine*. 383(6): p. 510-512.

2. Klepeis, N.E., et al., 2001, *The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants*. *Journal of Exposure Science*

& *Environmental Epidemiology*. 11(3): p. 231-252.

3. Burge, S., et al., 1987, Sick building syndrome: a study of 4373 office workers. *The Annals of Occupational Hygiene*. 31(4A): p. 493-504.

4. Beckerman, B.S., et al., 2012, The association between chronic exposure to traffic-related air pollution and

- ischemic heart disease. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 75(7): p. 402-411.
5. AirVisual, I., 2018, 2018 World Air Quality Report Region & City PM2.5 Ranking.
 6. Hoàng, A.L. and T.L. Lê, 2019, Đánh giá mức độ ô nhiễm không khí trong nhà và ngoài trời tại một số tòa nhà hỗn hợp trên địa bàn thành phố Hà Nội.
 7. Phạm Thị Hải Hà, N.T.T., 2020, Chất lượng không khí trong nhà và các khuyến nghị trong công tác thiết kế và vận hành công trình xây dựng. *Tạp chí kiến trúc*. 02: p. 34-35.
 8. Tuyen, L.H., et al., 2014, Methylated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from Vietnam and India: occurrence, distribution and in vitro toxicity evaluation. *Environmental pollution*. 194: p. 272-280.
 9. Thuy, L.B., 2018, Levels of selected indoor air pollutants in three Ha Noi offices. *Vietnam Journal of Science and Technology*. 56(2C): p. 148-156.
 10. Huy, D.H., Đ.H.M. Thu, and T.T. Hiền, 2016, Phân bố hàm lượng của các hợp chất carbonyl giữa không khí trong nhà và ngoài trời tại khu dân cư ở Quận 5, Thành phố Hồ Chí Minh. *Tạp chí Phát triển Khoa học và Công nghệ*. 19(2T): p. 94-106.
 11. Gralton, J., et al., 2011, The role of particle size in aerosolised pathogen transmission: a review. *Journal of Infection*. 62(1): p. 1-13.
 12. Adan, O.C.G. and R.A. Samson, 2011, *Fundamentals of mold growth in indoor environments and strategies for healthy living*, Wageningen Academic Publishers.
 13. Wu, Y., et al., 2016, Bioaerosol deposition on an air-conditioning cooling coil. *Atmospheric Environment*. 144: p. 257-265.
 14. Li, A., et al., 2010, The effect of air-conditioning parameters and deposition dust on microbial growth in supply air ducts. *Energy Buildings*. 42(4): p. 449-454.
 15. Law, A.K., C.K. Chau, and G.Y. Chan, 2001, Characteristics of bioaerosol profile in office buildings in Hong Kong. *Building and Environment*. 36(4): p. 527-541.

AN INITIAL ASSESSMENT OF THE CONCENTRATION OF PARTICULATE MATTER, BACTERIA, AND FUNGI IN SEVERAL OFFICES IN HANOI

Nguyen Thanh Trung^{1,2*}, Tran Thi Hong¹, Le Huu Tuyen³

Pham Van Toi², Tran Thi Minh Nguyet⁴

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Faculty of Environmental Engineering, Hanoi University of Civil Engineering

³Centre for Environmental Technology and Sustainable Development (CETASD),
University of Science, Vietnam National University, Hanoi

⁴Faculty of Building Materials, Hanoi University of Civil Engineering

ABSTRACT

Fine particulate matter (PM_{2.5}), bacteria, fungi, and other hazardous substances can be entered through natural and mechanical ventilation systems; however, they also can arise by human activities, electronic equipments, furnitures, or air conditioning system. These pollutants can jeopardize human health, especially for vulnerable groups such as people with chronic diseases. Monitoring the concentration of PM_{2.5} of five office buildings in Hanoi during working time showed that this value in summer (80.9 µg/m³) was higher than that in winter (29.3 µg/m³). Besides, the number of bacteria and fungi in the old office building were higher than the new office building. Although the time and frequency of monitoring might not reflect fully the working time in the office and other seasons of the year, the concentration of PM_{2.5}, bacteria and fungi were shown in this study to represent the indoor air quality in the current offices.

Keywords: PM_{2.5}, bacteria, fungi, indoor air, office.

ĐÁNH GIÁ TÀI NGUYÊN ĐẤT NÔNG NGHIỆP VÙNG VEN BIỂN TỈNH QUẢNG TRỊ VÀ ĐỀ XUẤT SỬ DỤNG BỀN VỮNG

Nguyễn Quốc Việt, Phạm Anh Hùng¹ |⁽¹⁾

TÓM TẮT

Sản xuất nông nghiệp đóng vai trò lớn giúp đảm bảo an ninh lương thực của vùng ven biển tỉnh Quảng Trị với đất nông nghiệp chiếm 82,83% diện tích tự nhiên, gồm có 6 nhóm đất chính đặc trưng cho vùng ven biển. Tài nguyên đất khu vực ven biển của vùng chủ yếu là thành phần cơ giới nhẹ, nghèo dinh dưỡng, giữ nước kém nên khó canh tác trong điều kiện khô hạn. Biến đổi khí hậu (BĐKH) đã gây những ảnh hưởng đến tài nguyên đất nông nghiệp như gia tăng tần suất bão, lụt, xuất hiện hạn nghiêm trọng vào tháng 3,4 và tháng 7,8 hàng năm. Trên cơ sở kết quả đánh giá mức độ thích nghi đất đai đã đề xuất sử dụng đất, chuyển đổi cơ cấu cây trồng cho vùng. Bên cạnh đó đề xuất một số giải pháp kỹ thuật như thiết kế, bố trí thời vụ, cơ cấu cây trồng hợp lý, bón phân cân đối, áp dụng kỹ thuật che phủ để giảm bốc hơi, chống xói mòn đất.

Từ khóa: Tài nguyên đất nông nghiệp, vùng ven biển, Biến đổi khí hậu, Quảng Trị.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Vùng ven biển tỉnh Quảng Trị có tổng diện tích tự nhiên là 235.810,82 ha, diện tích đất nông nghiệp chiếm 82,83% diện tích tự nhiên, trong đó chiếm tỷ trọng lớn là đất sản xuất nông nghiệp chiếm 30,79% và đất lâm nghiệp 50,79% [1], điều này cho thấy sản xuất nông, lâm nghiệp đóng vai trò quan trọng đảm bảo an ninh lương thực của vùng. Biến đổi khí hậu (BĐKH) đã làm gia tăng các loại hình thiên tai, đặc biệt các huyện ven biển của tỉnh, do đây là khu vực dễ bị tổn thương, thường xuyên bị hạn hán, bão lũ và xâm nhập mặn [2]. Bên cạnh đó, trong những năm gần đây, các tiến bộ về kỹ thuật canh tác, giống cây trồng, đặc biệt là các giống chịu hạn, giống ngắn ngày đã được nghiên cứu và triển khai sử dụng cho nhiều vùng chịu các điều kiện thời tiết bất lợi ở nước ta [2]. Từ những thực tế trên, nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu đánh giá được khả năng thích nghi đất đai có xét đến một số ảnh hưởng của BĐKH đến hoạt động sản xuất nông nghiệp của vùng. Trên cơ sở đó, đề xuất một số giải pháp góp phần giảm thiểu tác động và thích ứng với điều kiện BĐKH, tăng năng suất, giá trị cây trồng hướng đến ổn định sinh kế cho cộng đồng địa phương.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Tài nguyên đất và hoạt động sản xuất nông nghiệp vùng ven biển tỉnh Quảng Trị, bao gồm các đơn vị hành chính: Huyện Hải Lăng, TX. Quảng Trị, Huyện Triệu Phong, TP. Đông Hà, Huyện Cam Lộ, Huyện Gio Linh và Huyện Vĩnh Linh.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

- Phương pháp thu thập số liệu: Thu thập các số liệu về hiện trạng sử dụng đất, bản đồ hiện trạng sử dụng đất năm 2019 các huyện vùng nghiên cứu.

- Phương pháp đánh giá thích nghi đất đai: Sử dụng phương pháp đánh giá đất của FAO/UNESCO và Chương trình đánh giá đất tự động ALES 4.65 [3] để đánh giá khả năng thích nghi đất đai. Trong đó, các loại hình sử dụng đất được lựa chọn gồm có: (1) Chuyên trồng lúa nước 2 vụ lúa trở lên; (2) Lúa - màu; (3) Chuyên màu và Cây công nghiệp ngắn ngày (CNNG); (4) Cây lâu năm; (5) Nuôi trồng thủy sản mặn, lợ; (6) Nông lâm kết hợp; (7) Rừng ngập mặn; (8) Rừng tràm, phi lao, bạch đàn ven biển; (9) Rừng sản xuất, phòng hộ khu vực đồi núi. Các yếu tố chính sử dụng để xây dựng bảng yêu cầu sử dụng đất cho vùng bao gồm: (1) Nhóm đất (G); (2) Cấp địa hình tương đối (E); (3) Thành phần cơ giới (C); (4) Độ dày tầng đất (D); (5) Khô hạn (H); (6) Tuổi tiêu (I). Khả năng thích nghi của loại hình sử dụng đất được phân theo các mức: (1) Rất thích nghi (S1); (2) Thích nghi trung bình (S2); (3) Thích nghi kém (S3) và (4) Không thích nghi (N).

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội



3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Đặc điểm tài nguyên đất và thực trạng sử dụng

3.1.1. Đặc điểm tài nguyên đất

Kết quả điều tra cập nhật bổ sung tài nguyên đất cho thấy, tài nguyên đất vùng nghiên cứu có 10 nhóm đất [4], trong đó có 6 nhóm đất chính đặc trưng cho vùng đất ven biển là: Nhóm đất cát gồm đất cát ven sông, đất cồn cát trắng và vàng và đất cát biển; nhóm đất mặn; nhóm đất phèn; nhóm đất phù sa; nhóm đất xám bạc màu; nhóm đất lầy và than bùn. Các nhóm đất này được bố trí canh tác các cây lương thực, thực phẩm hàng năm, tuy nhiên có nhiều hạn chế như thành phần cơ giới nhẹ, khả năng giữ nước, dinh dưỡng kém như nhóm đất cát ven sông, đất cồn cát và đất cát biển; nghèo dinh dưỡng, độ chua cao như đất xám bạc màu; độ chua cao, chịu ảnh hưởng của chế độ thủy triều đối với nhóm đất mặn, phèn.

Ngoài ra, vùng nghiên cứu còn có các nhóm đất khu vực đồi núi như: Nhóm đất đỏ vàng; nhóm đất mùn trên núi cao; nhóm đất dốc tụ; nhóm đất xói mòn trơ sỏi đá. Các nhóm đất phân bố ở khu vực này hạn chế do địa hình đồi núi có độ dốc khá lớn, canh tác khó khăn, một số khu vực thuộc nhóm đất đỏ vàng đất có thành phần cơ giới nặng, hay tầng canh tác mỏng ở nhóm đất xói mòn trơ sỏi đá.

3.1.2. Thực trạng sử dụng

Kết quả tổng hợp thực trạng sử dụng đất (bảng 2) cho thấy diện tích đất nông nghiệp chiếm tỷ trọng lớn với 82,83% diện tích tự nhiên. Đất phi nông nghiệp chiếm 13,86% và đất chưa sử dụng chiếm 3,31%.

Số liệu hiện trạng sử dụng đất nông nghiệp tại Bảng 2 cho thấy, diện tích đất trồng lúa nước trong vùng còn chiếm tỷ trọng lớn với 11,51%, đây là loại hình sử dụng đất bị tác động nhiều nhất do hạn hán do yêu cầu sử dụng nhiều nước. Hoạt động nuôi trồng thủy sản chiếm 1,19% thủy sản ngọt và mặn lợi là loại hình cho hiệu quả kinh tế cao hiện nay, tuy nhiên đang chịu ảnh hưởng rất lớn bởi các yếu tố thời tiết. Bên cạnh đó, đất trồng cây lâu năm và đất lâm nghiệp phân bố chủ yếu ở khu vực gò đồi, chiếm diện tích lớn với tỷ lệ lần lượt là

Bảng 1. Các nhóm đất vùng nghiên cứu [1]

STT	Tên đất	Ký hiệu	Diện tích	
			ha	%
1	Nhóm đất cát (đất cát ven sông, đất cồn cát trắng và vàng, đất cát biển)	C	31.236,97	13,25
2	Nhóm đất mặn	M	1.322,73	0,56
3	Nhóm đất phèn	S	429,31	0,18
4	Nhóm đất phù sa	P	39.484,58	16,74
5	Nhóm đất lầy và than bùn	J & T	453,79	0,19
6	Nhóm đất xám và bạc màu	X & B	1.065,18	0,45
7	Nhóm đất đỏ vàng	F	145.884,80	61,87
8	Nhóm đất mùn trên núi cao	H	260,06	0,11
9	Nhóm đất dốc tụ	D	2.057,94	0,87
10	Nhóm đất xói mòn trơ sỏi đá	E	7.774,78	3,30
Cộng			229.970,14	97,52
Sông suối, đất khác			5.840,68	2,48
Diện tích tự nhiên			235.810,82	100,00

19,6% và 50,79% diện tích toàn vùng. Đây là các loại hình sử dụng đất cho hiệu quả kinh tế khá cao, khả năng thích ứng với điều kiện khô hạn cao nếu bố trí các cây trồng phù hợp, có các giải pháp kỹ thuật, công trình phù hợp.

3.2. Đánh giá ảnh hưởng của biến đổi khí hậu đến tài nguyên đất nông nghiệp

Trong những thập kỷ qua, tài nguyên đất và hoạt động sản xuất nông nghiệp của vùng nghiên cứu đã liên tục bị ảnh hưởng do tác động của BĐKH gây nảy sinh nhiều hiện tượng thời tiết cực đoan, các biểu hiện chính bao gồm:

- *Gia tăng tần suất các đợt bão, mưa lũ, ngập lụt*: Hàng năm tỉnh chịu 2-3 cơn bão và áp thấp nhiệt đới với cường độ bão từ cấp 6, giật từ cấp 11-12 trở lên, tần suất ngập lụt gia tăng, một số vùng đất thường xuyên bị ngập lụt trung ở huyện Triệu Phong; Hải Lăng; TP. Đồng Hà và TX. Quảng Trị [5].

Bảng 2. Thực trạng sử dụng đất vùng nghiên cứu năm 2019 [1]

STT	Phân loại đất theo mục đích sử dụng	Ký hiệu	Diện tích	
			(ha)	(%)
I	Tổng diện tích tự nhiên		235.810,82	100,00
1	Nhóm đất nông nghiệp	NNP	195.327,91	82,83
1.1	Đất sản xuất nông nghiệp	SXN	72.610,90	30,79
1.1.1	Đất trồng cây hàng năm	CHN	46.218,81	19,60
-	Đất trồng lúa	LUA	27.134,03	11,51
-	Đất trồng cây hàng năm khác	HNK	19.084,79	8,09
1.1.2	Đất trồng cây lâu năm	CLN	26.392,10	11,19
1.2	Đất lâm nghiệp	LNP	119.776,73	50,79
1.3	Đất nuôi trồng thủy sản	NTS	2.796,77	1,19
1.4	Đất làm muối	LMU	10,94	0,00
1.5	Đất nông nghiệp khác	NKH	132,57	0,06
2	Nhóm đất phi nông nghiệp	PNN	32.683,43	13,86
3	Nhóm đất chưa sử dụng	CSD	7.799,49	3,31

- *Gia tăng nhiệt độ trung bình năm, tăng số đợt hạn hán mỗi năm:* Trong 5 năm gần đây (2014-2018) vùng nghiên cứu luôn đối mặt với tình trạng hạn hán gay gắt trong vụ Đông xuân. Chỉ số ẩm (MI) trên địa bàn vùng nghiên cứu đã xuất hiện hạn ở mức nhẹ, tại trạm Đông Hà xuất hiện hạn nghiêm trọng vào thời điểm từ tháng 2 đến tháng 8, trong đó hạn nặng nhất là vào thời điểm vụ Đông Xuân và Hè Thu. Các khu vực có nguy cơ ảnh hưởng bởi hạn nghiêm trọng bao gồm huyện Gio Linh, Triệu Phong, Cam Lộ và thành phố Đông Hà [4]. Như vậy, sự gia tăng các yếu tố thời tiết cực đoan, đặc biệt là giai đoạn đầu vụ Hè Thu thường xuất hiện khô hạn, kết hợp sự ảnh hưởng của gió Tây Nam khô nóng ảnh hưởng rất lớn đến gieo cấy lúa, khu vực ven biển tỉnh Quảng Trị.

3.3. Kết quả đánh giá khả năng thích nghi đất đai của vùng trong điều kiện BĐKH

Căn cứ vào thực trạng sử dụng đất, kết quả đánh giá ảnh hưởng của BĐKH, định hướng phát triển nông nghiệp của vùng, lựa chọn được 9 loại hình sử dụng đất cho vùng nghiên cứu (Bảng 3). Sử dụng phần mềm ALES để đánh giá mức độ thích hợp đất đai của các loại hình sử dụng đất với tổng diện tích 229.970,14 ha (bao gồm đất nông nghiệp và đất chưa sử dụng) và tổng hợp mức độ thích hợp đất đai được thể hiện ở Bảng 3.

Kết quả đánh giá với tổng diện tích 229.970,14 ha cho 9 loại hình sử dụng đất được lựa chọn (Bảng 3) như sau:

- *Đất chuyên trồng lúa nước:* Thích hợp S1 có diện tích 1.049,78 ha, S2 có diện tích 20.501,31 ha, S3 có diện tích 20.076,89 ha, không thích hợp có diện tích 188.342,16 ha.
- *Đất lúa màu:* Thích hợp S1 có diện tích 14.757,80 ha, S2 có diện tích 23.316,88 ha, S3 có diện tích 9.566,98 ha, không thích hợp có diện tích 182.328,48 ha.
- *Đất chuyên màu và CNNN:* Thích hợp S1 có diện tích 4.508,73 ha, S2 có diện tích 29.103,52 ha, S3 có diện tích 32.152,34 ha, không thích hợp có diện tích 164.205,54 ha.
- *Đất trồng cây ăn quả và cây CN lâu năm:* Thích hợp S1 16.587,87 ha, S2 có diện tích 8.872,35 ha, S3 có diện tích 35.855,73 ha, không thích hợp có diện tích 168.654,20 ha.

- *Đất Nông lâm kết hợp:* Thích hợp S1 có diện tích 3.006,85 ha, S2 có diện tích 7.156,20 ha, S3 có diện tích 2.102,95 ha, không thích hợp có diện tích 217.704,13 ha.

- *Đất thủy sản mặn lợ:* Thích hợp S1 có diện tích 362,70 ha, S2 có diện tích 429,31 ha, S3 có diện tích 155,03 ha, không thích hợp có diện tích 228.297,86 ha.

- *Đất rừng ngập mặn:* Thích hợp S1 không có, S2 có diện tích 33.406,53 ha, S3 có diện tích 120.607,94 ha, không thích hợp có diện tích 75.955,66 ha.

- *Đất rừng ven biển (tràm, bạch đàn, phi lao):* Tập trung loại đất cồn cát trắng và vàng ven biển, ở đây xảy ra hiện tượng cát bay, cát nhảy do đó cản trở rừng chắn gió, giữ đất. Thích hợp S1 có diện tích 23.000,64 ha, S2 có diện tích 1.698,08 ha, S3 không có, không thích hợp có diện tích 205.195,12 ha.

- *Đất rừng phòng hộ và sản xuất:* Tập trung loại đất thuộc nhóm đất đỏ vàng có độ dốc lớn >25°, đất mùn núi cao, đất xói mòn trơ sỏi đá. Thích hợp S1 không có, S2 có diện tích 33.406,53 ha, S3 có diện tích 120.607,94 ha, không thích hợp có diện tích 75.955,66 ha.

3.4. Đề xuất một số giải pháp sử dụng hợp lý tài nguyên đất

3.4.1. Đề xuất định hướng chuyển đổi cơ cấu cây trồng phù hợp với điều kiện BĐKH

Căn cứ kết quả đánh giá khả năng thích nghi đất đai tại Bảng 3, các ảnh hưởng của BĐKH đến vùng nghiên cứu và định hướng trong đề án chuyển đổi tái cơ cấu ngành nông nghiệp của tỉnh [6] để tiến hành đề xuất chuyển đổi cơ

Bảng 3. Kết quả đánh giá mức độ thích hợp đất đai vùng nghiên cứu

Loại hình sử dụng đất	Khả năng thích hợp (ha)				Tổng diện tích (ha)
	S1	S2	S3	N	
Chuyên trồng lúa nước	1.049,78	20.501,31	20.076,89	188.342,16	229.970,14
Lúa màu	14.757,80	23.316,88	9.566,98	182.328,48	229.970,14
Chuyên màu và cây CNNN	4.508,73	29.103,52	32.152,34	164.205,54	229.970,14
Cây ăn quả và cây CN lâu năm	16.587,87	8.872,35	35.855,73	168.654,20	229.970,14
Nông lâm kết hợp	3.006,85	7.156,20	2.102,95	217.704,13	229.970,14
Thủy sản mặn, lợ	362,70	429,31	155,03	228.297,86	229.244,90
Rừng ngập mặn	0	33.406,53	120.607,94	75.955,66	229.970,14
Rừng ven biển (tràm, bạch đàn, phi lao)	23.000,64	1.698,08	0	205.195,12	229.893,84
Đất lâm nghiệp khác	0	33.406,53	120.607,94	75.955,66	229.970,14

▲ Ghi chú: Rất thích nghi (S1); Thích nghi trung bình (S2); Thích nghi kém (S3); Không thích nghi (N)

cấu sử dụng đất. Kết quả tổng hợp đề xuất chuyển đổi cơ cấu sử dụng đất năm 2020, định hướng đến năm 2025 của vùng nghiên cứu được thể hiện ở Bảng 4 và Hình 1.

Trên Bảng 4 cho thấy, kết quả đề xuất chuyển đổi cơ cấu cây trồng đối với các loại hình sử dụng đất lựa chọn như sau:

- Đất chuyên trồng lúa nước (2 vụ lúa/năm trở lên), hiện trạng 25.574,00 ha, đề xuất giảm còn 22.851,09 ha, diện tích giảm 2.722,91 ha tập trung ở vùng đất có chế độ tưới không chủ động, chịu ảnh hưởng của khô hạn. Đối với đất chuyên lúa này cần đầu tư một số mô hình theo hướng sản xuất lúa chất lượng cao như trồng lúa hữu cơ, mô hình sản xuất theo cánh đồng mẫu lớn theo hướng chất lượng cao, hiệu quả và bền vững.

- Đất trồng lúa - màu, hiện trạng 1.560,03 ha, đề xuất tăng lên là 3.608,06 ha, diện tích tăng 2.048,03 ha do chuyển từ đất chuyên lúa không đảm bảo tưới tiêu.

- Đất chuyên trồng màu và cây công nghiệp ngắn ngày (CNND) hiện trạng có 19.084,79 ha, đề xuất tăng lên 20.641,26 ha, diện tích tăng 1.556,47 ha do chuyển đổi một số đất chuyên lúa, lúa màu không đảm bảo nguồn nước tưới.

- Đất trồng cây ăn quả và cây công nghiệp lâu năm, hiện trạng 26.392,10 ha, đề xuất giảm còn 24.194,89 ha. Diện tích giảm 2.197,21 ha liên quan đến diện tích đất trồng cây công nghiệp (tiêu và cao su tại huyện Gio Linh và Vĩnh Linh) chịu ảnh hưởng của gió bão và điều kiện địa hình dốc khó canh tác.

- Đất nông lâm kết hợp, đề xuất dự kiến 3.861,47 ha, trên một số diện tích đất trồng cây lâu năm chuyển đổi sang và phát triển các mô hình kinh tế trang trại gia đình.

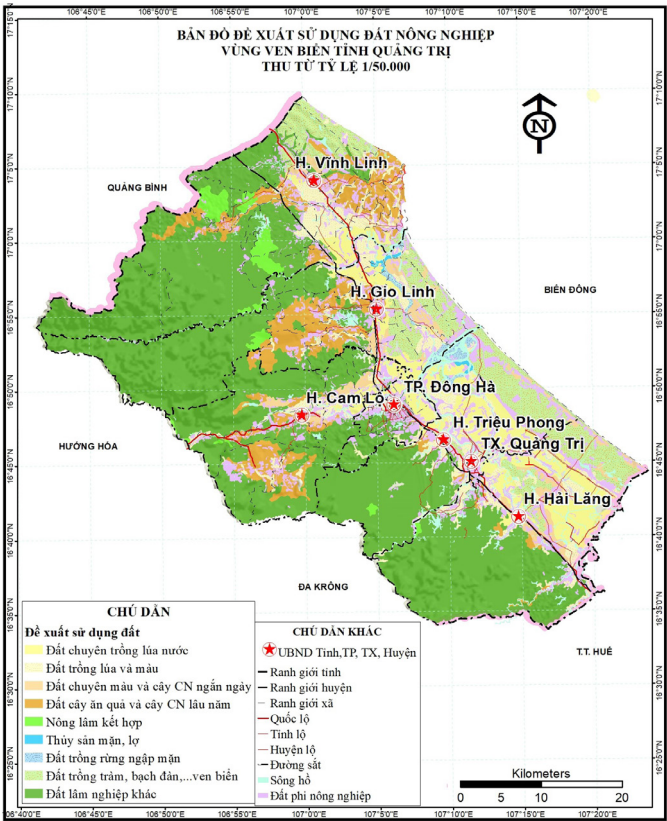
- Đất nuôi trồng thủy sản mặn lợ đề xuất 1.592,01 ha bao gồm khoảng 800 ha đất nuôi trồng thủy sản mặn lợ tại các huyện Vĩnh Linh, Gio Linh, Triệu Phong và diện tích nuôi tôm trên cát ở các huyện ven biển của tỉnh.

3.4.2. Đề xuất các giải pháp kỹ thuật cải tạo bảo vệ môi trường đất

Nhằm mục đích nâng cao hiệu quả khai thác, sử dụng tài nguyên đất cho vùng này, việc nghiên cứu tiên quyết là khắc phục tình trạng đất nghèo dinh dưỡng bằng cách cải tạo đất, bón phân hợp lý. Đồng thời, cần có giải pháp công trình để khắc phục hạn chế thiếu ẩm như san ủi mặt bằng nhằm tạo mạch nước ngầm nông hoặc bằng giải pháp sinh học, trồng cây lâm nghiệp để cải thiện hàm lượng mùn, tăng ẩm

Bảng 4. Đề xuất sử dụng đất nông nghiệp cho vùng nghiên cứu

Loại hình sử dụng đất	Đề xuất sử dụng đất (ha)		Tăng (+) Giảm (-)
	Hiện trạng	Đề xuất	
Chuyên trồng lúa nước	25.574,00	22.851,09	-2.722,91
Lúa màu	1.560,03	3.608,06	2.048,03
Chuyên màu và cây CNND	19.084,79	20.641,26	1.556,47
Cây ăn quả và cây CN lâu năm	26.392,10	24.194,89	-2.197,21
Nông lâm kết hợp	-	3.861,47	-
Thủy sản mặn, lợ	-	1.592,01	-
Rừng ngập mặn	119.776,73	1.389,33	1.520,15
Rừng ven biển (tràm, bạch đàn, phi lao)		23.076,94	
Đất lâm nghiệp khác		96.830,61	



▲ Hình 1. Kết quả xây dựng bản đồ đề xuất sử dụng đất nông nghiệp cho vùng ven biển tỉnh Quảng Trị

độ đất, bước tiếp theo có thể trồng cây nông nghiệp như khoai lang, đậu đỗ. Bên cạnh đó, cần áp dụng một số biện pháp kỹ thuật:

- Bố trí thời vụ, cơ cấu cây trồng hợp lý, thực hiện luân canh cây trồng: Trên chân đất chuyên 2 vụ lúa tăng thêm vụ đông với cơ cấu: Vụ Xuân (lúa) - Vụ mùa (lúa) - Vụ đông (khoai lang, ngô, rau xanh); Trên chân đất chuyên màu bố trí cơ cấu: Vụ Xuân (lạc) - Vụ mùa (đậu xanh, ngô) - Vụ đông (ngô, lạc, khoai lang, rau xanh). Hai hệ thống cây trồng nông nghiệp trên cho hiệu quả

kinh tế cao hơn 15-20% so với phương thức của nông dân đang làm [4]. Ngoài ra, việc chuyển dịch cơ cấu giống (dùng các cây trồng chịu hạn, cây ngắn ngày để tránh hạn), cơ cấu mùa vụ, đối với cây lúa chuyển sang vụ Xuân muộn là chính, lịch gieo cấy lúa Đông Xuân được điều chỉnh sớm, lịch gieo trồng phải hoàn thành trong tháng 1 để thu hoạch vào cuối tháng 3, đầu tháng 4 nhằm hạn chế tối đa sự thiệt hại do ảnh hưởng của thiếu nước thời kỳ khô hạn. Áp dụng các biện pháp tưới nước khô tái ẩm xen kẽ để đảm bảo đủ nhu cầu nước cho cây lúa phát triển, giúp tiết kiệm được 30 - 40% lượng nước tưới.

- Áp dụng kỹ thuật che tủ giảm bốc hơi và xói mòn rửa trôi dinh dưỡng đối với đất có thành phần cơ giới nhẹ, đất bị rửa trôi thoái hóa tính chất lý hóa học.

- Tăng cường tái tuần hoàn, sử dụng hiệu quả tàn dư sinh khối cây họ đậu làm phân hữu cơ, cải thiện độ phì, cấu trúc đất.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Sở TN&MT tỉnh Quảng Trị (2019), Báo cáo đánh giá thực hiện năm 2019 và kế hoạch sử dụng đất năm 2020 của các huyện, thị xã, thành phố trên địa bàn tỉnh Quảng Trị, Đông Hà, Quảng Trị
2. Sở TN&MT tỉnh Quảng Trị (2017), Kịch bản biến đổi khí hậu, nước biển dâng tỉnh Quảng Trị, Đông Hà, Quảng Trị.
3. Rossiter, D.G. ALES Software 4.65 (2007), tại địa chỉ : <http://www.css.cornell.edu/faculty/dgr2/research/ales/ftp/index.html>.
4. Chương trình KH&CN cấp quốc gia Khoa học và Công nghệ Ứng phó với BĐKH quản lý về tài nguyên và môi trường, Mã số BĐKH16-20 (2020), Báo cáo kết quả thực

4. KẾT LUẬN

1. Sản xuất nông nghiệp đóng vai trò lớn đảm bảo an ninh lương thực của vùng ven biển tỉnh Quảng Trị với 82,83% diện tích tự nhiên là đất nông nghiệp. Tài nguyên đất của vùng chủ yếu là thành phần cơ giới nhẹ, nghèo dinh dưỡng, giữ nước kém nên rất khó canh tác trong điều kiện khô hạn. BĐKH đã có những ảnh hưởng đến hoạt động sản xuất nông nghiệp của vùng, đã xuất hiện hạn nghiêm trọng vào tháng 3,4 và tháng 7,8.

2. Trên cơ sở kết quả đánh giá thích nghi để xuất sử dụng đất cho vùng như sau: Đất chuyên trồng lúa nước 22.851,09 ha; Đất lúa - màu 3.608,06 ha; Chuyên màu và cây CNNN 20.641,26 ha; Cây ăn quả và cây CN lâu năm 24.194,89 ha; Nông lâm kết hợp 3.861,47 ha; Thủy sản mặn, lợ 1.592,01 ha; Đất rừng ngập mặn, ven biển và lâm nghiệp khác 121.296,88 ha. Bên cạnh đó cần áp dụng một số giải pháp kỹ thuật như thiết kế, bố trí thời vụ, cơ cấu cây trồng hợp lý, bón phân cân đối, áp dụng kỹ thuật che tủ để giảm bốc hơi, chống xói mòn đất■

hiện Đề tài: “Nghiên cứu các biện pháp quản lý cây trồng tổng hợp nhằm hạn chế ảnh hưởng của hạn hán do BĐKH ở vùng ven biển miền Trung”, Hà Nội.

5. Chi Cục thủy lợi tỉnh Quảng Trị (2020), Báo cáo tổng kết công tác phòng chống thiên tai và tìm kiếm cứu nạn và triển khai nhiệm vụ năm 2017, 2018, 2019, Đông Hà, Quảng Trị.
6. Sở NN&PTNT tỉnh Quảng Trị (2017), Đề án tái cơ cấu ngành nông nghiệp và phát triển nông thôn Quảng Trị theo hướng nâng cao giá trị gia tăng và phát triển bền vững giai đoạn 2017-2020, định hướng đến 2025, Đông Hà, Quảng Trị.

ASSESSING AGRICULTURAL LAND RESOURCES IN COASTAL AREAS OF QUANG TRI PROVINCE AND PROPOSING SUSTAINABLE LAND USE

Nguyen Quoc Viet¹, Pham Anh Hung^{1*}

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Agricultural production plays an important role in ensuring food security of the coastal area of Quang Tri province with 82.83% of the natural area being agricultural land with the six main types of soil groups. The characteristics of soil resources of the region are light texture, poor nutrition and water retention lead to be difficult for cultivating in arid conditions. Climate change has an impact on agricultural land resources such as increasing the frequency of storms, floods, and the occurrence of severe drought in March-April and July-August. Based on the results of the land suitability assessment, it is proposed to use land, change crop systems for the study area. Besides, some technical solutions are proposed such as seasonal arrangement, reasonable plant structure, balanced fertilization, application of mulching techniques to reduce evaporation and prevent from soil erosion.

Keywords: Agricultural land resources, coastal areas, Climate change, Quang Tri.

PHÂN LẬP, TUYỂN CHỌN VI SINH VẬT CÓ KHẢ NĂNG PHÂN GIẢI CHẤT HỮU CƠ ỨNG DỤNG TRONG XỬ LÝ RÁC THẢI SINH HOẠT

Lê Anh Tuấn*, Bùi Thị Vân Hương, Võ Nhật Minh⁽¹⁾

TÓM TẮT

Cùng với sự gia tăng dân số và phát triển kinh tế, tình trạng ô nhiễm môi trường do rác thải sinh hoạt (RTSH) ngày càng trở nên phổ biến ở nhiều nơi, đặc biệt là ở những thành phố lớn. Xử lý RTSH thành phân hữu cơ là một trong những lựa chọn hàng đầu do thành phần RTSH chủ yếu là các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học. Nghiên cứu này đã phân lập và tuyển chọn được 3 chủng vi sinh vật ký hiệu là Mxe2, Mxe5 và MTb1 có khả năng phân giải cellulose, tinh bột tốt nhất, thời gian nuôi cấy tối ưu cho quá trình sinh trưởng và phát triển là 48 h. Nghiên cứu bước đầu thử nghiệm ủ phân hữu cơ từ RTSH kết hợp với vi sinh vật (VSV) được tuyển chọn, phân hữu cơ ủ từ rác thải sinh hoạt có bổ sung VSV sau 45 ngày có thể sử dụng được.

Từ khóa: VSV phân giải tinh bột, VSV phân giải cellulose, phân hữu cơ, ủ hiếu khí, RTSH

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Theo Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia năm 2019 - Chuyên đề “Quản lý chất thải rắn sinh hoạt” của Bộ TN&MT, lượng RTSH phát sinh ở khu vực đô thị khoảng 35.624 tấn/ngày [1]. RTSH phát sinh từ các nguồn: Hộ gia đình; khu thương mại; công sở; khu công cộng; hoạt động xây dựng; dịch vụ công cộng; công nghiệp và nông nghiệp. Với các hộ gia đình RTSH phát sinh ra hàng ngày chủ yếu là rác thải từ nhà bếp mà thành phần chủ yếu là rác thải hữu cơ dễ phân hủy, gây mùi hôi thối, ảnh hưởng đến môi trường không khí và sức khỏe của con người [2]. Tuy nhiên, nếu chúng ta biết tận dụng và biến nó thành một sản phẩm mới để phục vụ cho đời sống con người mà đặc biệt là sử dụng rác thải hữu cơ để làm phân compost sẽ giúp giảm thiểu lượng rác thải và tiết kiệm chi phí thu gom vận chuyển [3]. Đã có nhiều nghiên cứu về việc sử dụng vi sinh vật có khả năng phân giải chất hữu cơ trong quy trình xử lý chất thải sinh hoạt, phế phụ phẩm nông nghiệp, bùn thải... thành phân hữu cơ, việc sử dụng vi sinh vật để xử lý rác thải hữu cơ có nhiều ưu điểm về cả mặt kỹ thuật, kinh tế và môi trường [4, 5, 6]. Trong nghiên cứu này, bài báo trình bày kết quả phân lập, tuyển chọn một số chủng VSV có khả năng phân giải cellulose, tinh bột, đồng thời xác định thời gian phát triển tối ưu của các chủng VSV và bước đầu thử nghiệm ủ phân hữu cơ từ RTSH kết hợp với VSV được tuyển chọn ở quy mô hộ gia đình.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Đối tượng nghiên cứu

VSV được phân lập từ các mẫu đất thu thập tại các khu vườn hộ gia đình trên địa bàn quận Thanh Xuân, TP. Hà Nội. Các mẫu đất được vận chuyển về phòng thí nghiệm để tiến hành xử lý, sử dụng và bảo quản ở điều kiện thích hợp.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Phân lập và tuyển chọn VSV: Pha loãng mẫu đến các nồng độ khác nhau, sử dụng (i) môi trường phân lập VSV phân giải cellulose có thành phần (g/L): $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 1,0; K_2HPO_4 1,0; MgSO_4 0,5; NaCl 0,01; CMC (Carboxymethylcellulose) 10; Cycloheximide 0,2; Agar 20; pH 6,8; (ii) môi trường phân lập VSV phân giải tinh bột có thành phần (g/L): NH_4Cl 9,0; K_2HPO_4 0,5; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5; CaCO_3 3,0; Glucose 20; Tinh bột tan 10; Agar 20; pH 7; nuôi ở 30°C trong 48 - 72h [7, 8]. Các chủng VSV có khả năng phân giải cellulose và tinh bột được tuyển chọn bằng phương pháp khuếch tán giếng trên các đĩa thạch - CMC và thạch - tinh bột, dựa vào kích thước đường kính của vòng phân giải [9].

Xác định thời gian sinh trưởng và phát triển tối ưu của VSV: Sử dụng môi trường phân lập VSV nêu trên (không chứa agar) làm môi trường tăng sinh, cấy vi sinh vật và tiến hành nuôi cấy lắc 120 vòng/phút trong thời gian 96 h, ở nhiệt độ 30°C, cách 8h/lần lại đo mật độ tế bào bằng máy đo quang phổ ở bước sóng 540 nm [10].

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Bảng 1. Đặc điểm hình thái khuẩn lạc của các chủng VSV được phân lập và mật độ tế bào của chúng

Stt	Ký hiệu	Hình dạng	Màu sắc	Mật độ (10 ⁴ CFU/g)
1	MXe1	Tròn, nhẵn	Vàng nhạt	2,2
2	MXe2	Tròn răng cưa, lõi	Vàng chanh	12
3	MXe3	Chấm tròn	Trắng	4,6
4	MXe4	Chia thùy	Nâu nhạt	1
5	MXe5	Mọc tua, vô định hình	Tím nhạt	2
6	MXe6	Chấm tròn, lõi	Hồng	38
7	MTb1	Tròn, nhẵn	Xám	340
8	MTb2	Mọc tua, xù xì	Vàng xám	10
9	MTb3	Chấm nhỏ	Xám	25
10	MTb4	Tròn, to	Vàng	1

Thí nghiệm xử lý rác hữu cơ: Nguyên liệu bao gồm rác thải từ nhà bếp, cỏ, lá khô, rơm rạ được cắt nhỏ từ 3-5 cm để quá trình phân hủy diễn ra nhanh hơn. Chế phẩm VSV được chuẩn bị bằng cách cấy các chủng VSV đã được tuyển chọn vào cơ chất cám gạo, ủ ở nhiệt độ 30°C, trong 3 ngày. Thí nghiệm ủ phân hữu cơ gồm công thức một (CT1) là công thức đối chứng không bổ sung chế phẩm VSV và công thức hai (CT2) bổ sung chế phẩm VSV. CT1 và CT2 được ủ trong các thùng thể tích 20 L, được phủ kín, thời gian ủ 45 ngày. Sau 45 ngày ủ, đánh giá hàm lượng đạm tổng số (N%); lân tổng số (P₂O₅); kali tổng số (K₂O) của hai công thức để đánh giá hiệu quả của chế phẩm VSV, bằng phương pháp thử TCVN 5815:2001.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phân lập và tuyển chọn các chủng VSV có khả năng phân giải cellulose và tinh bột

Tiến hành phân lập trên hai môi trường phân lập VSV phân giải cellulose và tinh bột, đã phân lập được 10 chủng VSV có khả năng phân giải cellulose và tinh bột với các đặc trưng hình thái khuẩn lạc khác nhau, được thể hiện ở Bảng 1.

Từ 10 chủng VSV này, đã tuyển chọn được 3 chủng có khả năng phân giải cellulose và tinh bột tốt nhất ký hiệu là MXe2, MXe5 và MTb1, khả năng phân giải của 3 chủng VSV này thể hiện qua kích thước đường kính vòng phân giải tại Bảng 2 và Hình 1, 2. Khả năng phân giải cellulose và tinh bột của các chủng VSV đã phân lập được đạt 80 - 90% khi so sánh với chủng 6NH1 có khả năng phân giải cellulose và V18 có khả năng phân giải tinh bột của các nghiên cứu khác [9,11].

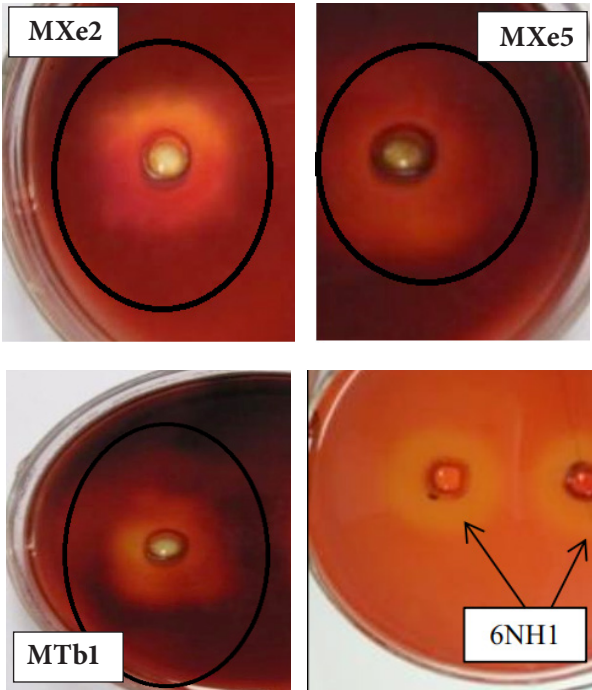
3.2. Kết quả xác định thời gian sinh trưởng và phát triển tối ưu

Sau khi tuyển chọn được 3 chủng VSV có khả năng phân giải tốt nhất, tiến hành nuôi cấy trong môi trường tăng sinh ở điều kiện nuôi cấy lắc 120 vòng/phút, nhiệt độ 30°C, thời gian 96 h. Kết quả cho thấy tất cả các chủng VSV đều sinh trưởng phát triển tốt, chúng đều có các pha sinh trưởng tương tự nhau: pha thích ứng, pha tăng trưởng, pha cân bằng và pha suy vong. Tuy nhiên, thời gian để đạt giá trị OD₅₄₀ cực đại tương ứng với thời gian sinh trưởng và phát triển tối ưu của mỗi chủng có sự khác biệt được thể hiện ở Hình 3.

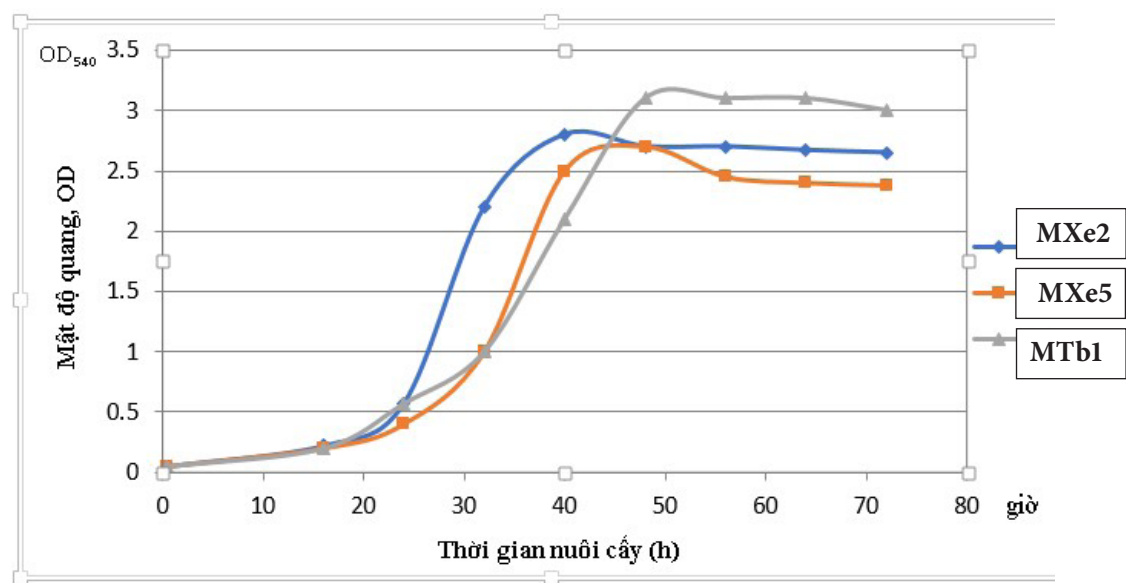
Qua đó, có thể nhận thấy giá trị OD₅₄₀ cao nhất trong khoảng thời gian từ 40 h-48 h, sau đó giá trị OD₅₄₀ cân bằng và giảm dần. Vì vậy, thời gian sinh trưởng tối ưu trung bình cho 3 chủng VSV được xác định là 48 h.

Bảng 2. Kích thước vòng phân giải các chất hữu cơ của các chủng VSV

Kí hiệu chủng	Đường kính vòng phân giải (mm)	
	Cellulose	Tinh bột
MXe2	19,2	16,2
MXe5	18,6	19,6
MTb1	17,5	20,8
6NH1	22,8	-
V18	-	22,5



▲ Hình 1. Vòng phân giải cellulose của VSV



▲ Hình 3. Ảnh hưởng của thời gian nuôi cấy đến sự sinh trưởng và phát triển của các chủng VSV

3.3. Kết quả xử lý RTSH

Ba chủng VSV được tuyển chọn có khả năng phân giải cellulose và tinh bột cao được sử dụng như một chế phẩm sinh học nhằm thúc đẩy nhanh quá trình phân hủy sinh học của RTSH. Để đánh giá bước đầu về khả năng phân giải RTSH của chế phẩm, một số chỉ tiêu chất lượng khối ủ sau 45 ngày đã được phân tích và trình bày ở Bảng 3.

Đạm, lân, kali là các nguyên tố dinh dưỡng cần thiết của cây trồng, quyết định năng suất của cây trồng. Kết quả ở Bảng 3 cho thấy, hàm lượng N, P₂O₅ và K₂O tổng số ở công thức bổ sung chế

Bảng 3. Ảnh hưởng của chế phẩm VSV đến một số chỉ tiêu chất lượng khối ủ

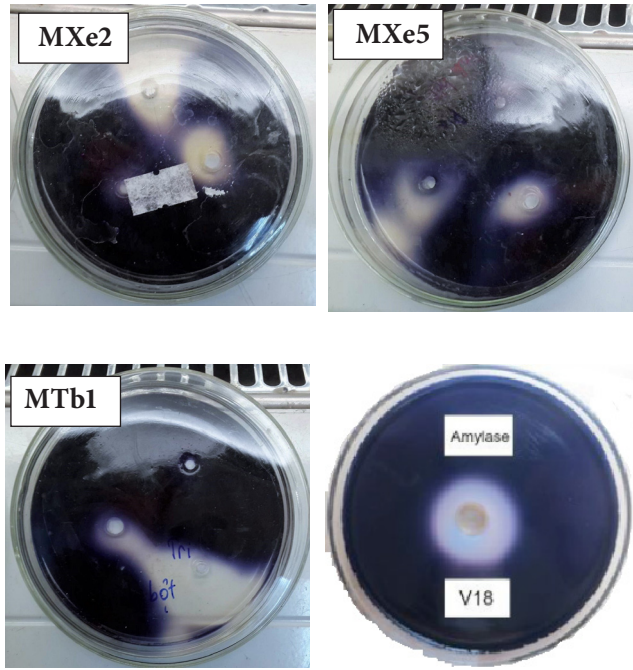
Công thức	Chất lượng phân hữu cơ (%)		
	N tổng số	P ₂ O ₅ tổng số	K ₂ O tổng số
CT1 (đối chứng)	0,30	0,24	0,52
CT2	0,41	0,37	0,67

phẩm VSV cao hơn so với công thức không bổ sung chế phẩm VSV. Bên cạnh đó, qua quan sát trong quá trình ủ, sau 1 tuần, rác thải trong hai đồng ủ đã bắt đầu phân hủy. Sau 30 ngày, đồng ủ có bổ sung chế phẩm VSV vẫn còn một phần nhỏ đang hoai mục, đồng ủ đối chứng vẫn còn khá nhiều nguyên liệu chưa phân hủy hết. Trong khi đó, sau 45 ngày, đồng ủ có bổ sung chế phẩm VSV gần như đã phân hủy hoàn toàn, tơi xốp, mịn và không có mùi khó chịu. Đồng ủ đối chứng vẫn tiếp tục được ủ, đến ngày 55 thì hầu hết nguyên liệu đã được phân hủy. Điều này phản ánh khả năng phân giải các chất hữu cơ tốt của các chủng VSV được tuyển chọn.

4. KẾT LUẬN

Trong tổng số 10 chủng VSV được phân lập từ mẫu đất nghiên cứu, đã tuyển chọn được 3 chủng có khả năng phân giải cellulose và tinh bột cao (ký hiệu MXe2, MXe5 và MTb1) với kích thước đường kính vòng phân giải > 15 mm. Thời gian nuôi cấy tối ưu cho quá trình sinh trưởng và phát triển của chúng là 48 h.

Đồng ủ có bổ sung chế phẩm VSV được chuẩn bị từ các chủng VSV được tuyển chọn có thời gian phân hủy nhanh hơn, hàm lượng N, P₂O₅ và K₂O tổng số cao hơn so với đồng ủ không bổ sung VSV.■



▲ Hình 2. Vòng phân giải tinh bột của VSV

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Báo cáo Hiện trạng môi trường quốc gia năm 2019 - Chuyên đề "Quản lý rác thải rắn sinh hoạt" của Tổng cục Môi trường thuộc Bộ TN&MT.
2. Trần Thị Mỹ Diệu, (2011). Giáo trình quản lý chất thải rắn đô thị. Nxb. TP. Hồ Chí Minh. 119 tr.
3. Lê Phú Tuấn, Vũ Thị Kim Oanh, Nguyễn Thị Thu Phương (2016) "Nghiên cứu xử lý phụ phẩm nông nghiệp thành phân hữu cơ sử dụng chế phẩm vi sinh tại xã Phúc Thuận - Phố Yên- Thái Nguyên" *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp* số 6,. Tr 101-108.
4. Hà Thanh Toàn, Trương Thị Nhật Tâm, Cao Ngọc Diệp (2010) "Khả năng phân hủy rác thải hữu cơ của vi khuẩn phân giải cellulose (cellulolytic bacteria)" *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, tập 16b, Tr. 189-198.
5. Vũ Khánh Linh, Nguyễn Thị Hà, Nguyễn Thị Quỳnh Lâm, Lương Hùng Tiến (2019) "Phân lập và tuyển chọn một số chủng vi sinh vật phân giải cellulose hướng tới tạo ra chế phẩm xử lý phế phụ phẩm nông nghiệp" *Tạp chí Khoa học và công nghệ Đại học Thái Nguyên*. Số 164(04), Tr. 133-139.
6. Nguyễn Văn Thao, Nguyễn Thị Lan Anh, Nguyễn Thị Minh, Nguyễn Thu Hà. Đỗ Nguyễn Hải (2015) "Nghiên cứu chế phẩm VSV để sản xuất phân hữu cơ sinh học từ bã nấm và phân gà". *Tạp chí Khoa học và Phát triển*, tập 13, số 8, Tr 1415-1423.
7. Trần Cẩm Vân, (2002). Giáo trình VSV học môi trường. Nxb. Đại học Quốc gia Hà Nội. 159 tr.
8. Lê Xuân Phương (2008). Giáo trình VSV học môi trường. Nxb. Đại học Quốc gia Hà Nội. 309 tr.
9. Ngô Thị Tường Châu (2016) "Phân lập, tuyển chọn và sử dụng VSV ưa nhiệt trong phân hủy sinh khối bùn thải nhà máy tinh bột sắn FOCOCEV Thừa Thiên Huế". *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, Tập 32, số 1S. Tr 31- 37.
10. Lê Anh Tuấn (2015). "Hiệu suất nuôi cấy chủng nấm men *Debaryomyces hansenii* trong môi trường mật đường". *Tạp chí Đại học Công nghệ Kazan*. T.18, №13.- Tr. 218-222.
11. Nguyễn Thị Thu Thủy, Nguyễn Tiến Long (2018) "VSV phân giải cellulose mạnh trong sản xuất phân hữu cơ từ phế phụ phẩm nông nghiệp và ảnh hưởng của chúng đối với giống lạc L14 tại Hương Trà, Thừa Thiên Huế". *Tạp chí Khoa học Đại học Huế*, Tập 127, số 3b, Tr 5-19

ISOLATION, SELECTION OF MICROORGANISMS CAPABLE OF DECOMPOSITION OF ORGANIC SUBSTANCE FOR DOMESTIC WASTE TREATMENT

Le Anh Tuan^{1*}, Bui Thi Van Huong¹, Vo Nhat Minh¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science

Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Agricultural production plays an important role in ensuring food security of the coastal area of Quang Tri province with 82.83% of the natural area being agricultural land with the six main types of soil groups. The characteristics of soil resources of the region are light texture, poor nutrition and water retention lead to be difficult for cultivating in arid conditions. Climate change has an impact on agricultural land resources such as increasing the frequency of storms, floods, and the occurrence of severe drought in March-April and July-August. Based on the results of the land suitability assessment, it is proposed to use land, change crop systems for the study area. Besides, some technical solutions are proposed such as seasonal arrangement, reasonable plant structure, balanced fertilization, application of mulching techniques to reduce evaporation and prevent from soil erosion. Along with the increase of population and economic development, domestic waste is becoming more and more common in many places, especially in big cities. The conversion of domestic waste to organic fertilizer is one of the top choices because the main composition of domestic waste is biodegradable organic substances. This study uses the method of isolating and selecting three strains of microorganisms, Mx2, Mx5 and MTb1, with the best ability to degrade cellulose and starch and the optimal culture time for growth and development is 48 hours. The present research was conducted to preliminarily compost organic fertilizer from domestic waste in combination with selected microorganisms. The product of organic fertilizer from domestic waste with added microorganisms can be used after 45 days.

Keywords: Starch degrading microorganism, cellulose degrading microorganisms, organic fertilizer, composting, domestic waste.

ĐÁNH GIÁ TIỀM NĂNG SẢN XUẤT ĐIỆN SINH KHỐI TỪ NGUỒN RƠM RẠ VÙNG ĐỒNG BẰNG SÔNG HỒNG, VIỆT NAM

Trần Thiện Cường*, Hoàng Anh Lê⁽¹⁾
Vũ Đình Tuấn, Phạm Hùng Sơn, Phương Tâm Thảo Ly

TÓM TẮT

Sinh khối là một dạng nhiên liệu dùng để sản xuất năng lượng tái tạo (điện, năng lượng sinh học), đang được phát triển mạnh mẽ trong thời gian gần đây. Đồng bằng sông Hồng (ĐBSH) được biết đến là một trong những vùng sản xuất lúa chính của Việt Nam, sản lượng lúa hàng năm cao và đồng hành là lượng rơm, rạ lớn. Lượng rơm, rạ dư thừa bị thải bỏ sau thu hoạch cũng ngày một nhiều hơn do nhu cầu sử dụng chúng theo phương pháp truyền thống đã bị suy giảm mạnh. Nghiên cứu nhằm đánh giá nguồn rơm, rạ thải bỏ ngoài đồng ruộng ở ĐBSH trong giai đoạn 2015-2019 bằng nguồn dữ liệu thống kê quốc gia. Rơm, rạ được coi là nguồn nhiên liệu sinh khối để sản xuất điện. Kết quả cho thấy, với khoảng 7,23 triệu tấn rơm, rạ trên toàn vùng ĐBSH có thể sản xuất được khoảng 438 MWe điện. Như vậy, rơm, rạ có tiềm năng lớn trong việc tận dụng để sản xuất điện, đặc biệt ở các khu vực có hoạt động canh tác lúa và lượng rơm, rạ thải bỏ lớn như ĐBSH.

Từ khóa: *Nhiên liệu sinh khối, năng lượng tái tạo, rơm, rạ, ĐBSH.*

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Sinh khối là một dạng nhiên liệu có khả năng tái tạo, có thể dùng để sản xuất điện và các dạng năng lượng sinh học (NLSH) khác [1]. Dạng nhiên liệu sinh khối (NLSK) này góp phần tạo nên nguồn năng lượng mới, cung cấp nhu cầu năng lượng đang ngày càng gia tăng trên phạm vi toàn cầu, giảm thiểu sự phát thải các chất ô nhiễm, đặc biệt các khí nhà kính do sử dụng các loại nhiên liệu hóa thạch như than đá, dầu mỏ, khí [1,2]. Ở các quốc gia có nền nông nghiệp phát triển, NLSK từ các phụ phẩm nông nghiệp là rất đa dạng và có sản lượng cao, tập trung. Tuy nhiên, việc sử dụng rơm, rạ làm nguyên liệu đầu vào cho sản xuất NLSH vẫn còn rất hạn chế, chỉ đạt khoảng 20% [3] do có nhiều trở ngại, phần lớn là vốn đầu tư, kỹ thuật và cơ chế chính sách [1,3-5]. Việt Nam là một trong ba quốc gia đứng đầu thế giới về sản xuất, xuất khẩu lúa gạo hàng năm. Trong đó, vùng ĐBSH là một trong hai vựa lúa lớn nhất cả nước với tổng diện tích gieo trồng cả năm đạt trên 1 triệu ha, sản lượng lúa trung bình hàng năm trên 7 triệu tấn, tương ứng với lượng rơm, rạ tạo ra rất lớn khoảng 6,5 - 7,5 triệu tấn [1,2,6]. Sau khi thu hoạch lúa gạo, rơm, rạ đã không còn được người dân trọng dụng hoặc sử dụng với nhu cầu manh mún, nhỏ lẻ vào các mục đích truyền thống như làm phân bón, chất đốt, lợp mái nhà, trồng nấm [1,2,5,7-12]. Thay vào đó chúng bị đốt bỏ ngay ngoài đồng ruộng với các lý do như để kịp chuẩn bị

đồng ruộng cho mùa vụ tiếp theo, là phương pháp rẻ tiền, có thể diệt trừ mầm bệnh của vụ mùa trước, hoặc không bị cơ quan chức năng kiểm soát [1,2,8-10,12]. Hiện tượng đốt rơm, rạ ngoài đồng ruộng đã và đang gây ra sự thất thoát về tài nguyên, lãng phí nhiệt lượng, đồng thời việc đốt rơm rạ không được kiểm soát dẫn đến làm phát sinh một lượng bụi và khí thải vào không khí làm ảnh hưởng tới chất lượng môi trường, ảnh hưởng đến các hệ sinh thái lân cận, suy giảm chất lượng cuộc sống của cộng đồng và sinh vật có lợi khác [2,8,10].

Nguồn NLSK với các định hướng sử dụng vào các mục đích khác nhau, trong đó dùng để sản xuất NLSH là hướng đi mới, phù hợp và khả thi, được phát triển ở nhiều quốc gia [7]. Thống kê của mạng lưới chính sách năng lượng toàn cầu cho thế kỷ 21 (REN21) cho thấy tổng công suất điện sinh khối toàn cầu đạt 112 GW (vào năm 2016), dự báo đến 2030 sẽ tăng lên 130 GW [3]. Sản lượng điện sinh khối tăng khoảng 6%, từ 464 TWh (năm 2015) lên 504 TWh (năm 2016), tập trung phần lớn ở khu vực Châu Âu và Châu Mỹ. Mỹ là quốc gia dẫn đầu trong sản xuất điện sinh khối với sản lượng đạt 68 TWh, tiếp theo là Trung Quốc (54 TWh), Đức (52 TWh), Braxin (51 TWh) và Nhật Bản (38 TWh), Ấn Độ và Vương quốc Anh có cùng sản lượng điện là 30 TWh [3]. NLSH từ sinh

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

khối cũng là điều được các nhà hoạch định chính sách Việt Nam đề xuất trong lộ trình xây dựng Quy hoạch phát triển điện lực quốc gia giai đoạn 2021-2030, tầm nhìn tới năm 2045 trong bản Dự thảo Quy hoạch điện VIII (QHĐ8) [4]. Ở Việt Nam, vấn đề NLSH nói chung, điện sinh khối từ rơm rạ nói riêng chưa được chú trọng và chưa được nghiên cứu bài bản, cụ thể. Nghiên cứu mới nhất của Le và cộng sự (2021) cho thấy, Việt Nam có điều kiện để phát triển thuận lợi các nhà máy điện sinh khối từ rơm rạ với công suất 10 MWe, khi đó giá trị hiện tại ròng (Net Present Value, NPV) đạt 3,4 triệu USD, tỷ suất hoàn vốn nội bộ (Internal Rate of Return, IRR) khoảng 15%, thời gian hoàn vốn (Payback period, PBP) trong 13 năm [7]. Do đó, nghiên cứu nhằm xác định giá trị tiềm năng của rơm, rạ khi sử dụng làm NLSK để sản xuất NLSH ở các tỉnh thuộc vùng ĐBSH của nước ta. Qua đó cho thấy, giá trị tiềm năng của nguồn NLSK, góp phần thực hiện theo định hướng QHĐ8 và mục tiêu thứ 7 về phát triển bền vững (SDGs), cụ thể năng lượng sạch với giá thành hợp lý.

2. PHẠM VI VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Vùng nghiên cứu được xác định là các tỉnh/thành thuộc ĐBSH, bao gồm 11 tỉnh/thành là: Hà Nội, Vĩnh Phúc, Quảng Ninh, Bắc Ninh, Hải Dương, Hải Phòng, Hưng Yên, Thái Bình, Ninh Bình, Hà Nam và Nam Định. Tổng diện tích vùng là 21.260,8 km², với tổng diện tích trồng lúa vào khoảng 1,1 triệu ha trong 2 vụ mỗi năm [2,6,7]. Dữ liệu cơ sở giai đoạn 2015-2019 (diện tích canh tác, sản lượng lúa - RP) từng mùa vụ của mỗi địa phương trong vùng ĐBSH được thống kê từ nguồn dữ liệu quốc gia. Các thông số tính toán lượng rơm, rạ tiềm năng được kế thừa từ các nghiên cứu mà chúng tôi đã thực hiện trước đây và các nghiên cứu trên thế giới (Bảng 1). Lượng điện năng sản xuất được (EP_{prod}) từ nguồn rơm, rạ ở mức tiềm năng lý thuyết được tính theo công thức (1) [5,11]: Các giá trị tham số theo công thức (1) được mô tả ở Bảng 1.

$$EP_{prod} = \frac{RP * SGR * (1 - LRS) * (1 - MC) * LHV * \mu}{3.6 * OPH} \tag{1}$$

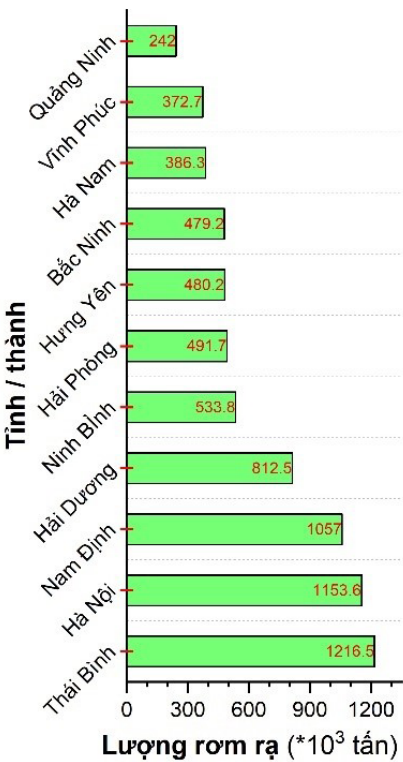
3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Tình hình sản xuất lúa và tiềm năng sinh khối rơm, rạ ở ĐBSH

Vùng ĐBSH có diện tích trên 21.260,8 km² [6], chiếm tỷ lệ khoảng 4.5% tổng diện tích cả nước. Diện tích canh tác lúa năm 2019 vào khoảng 1,01 triệu ha và được canh tác theo 2 vụ là vụ Đông - Xuân (từ tháng 12 năm trước đến tháng 5 năm sau) và vụ Hè - Thu (hay còn gọi vụ Mùa, từ tháng 6 đến tháng 11 hàng năm) [2,9,10,12]. Bảng 2 trình bày kết quả thống kê cho thấy, diện tích đất trồng lúa ở vùng ĐBSH trong những năm qua liên tục suy giảm. Sự suy giảm đó phần lớn do quá trình đô thị hóa, chuyển dịch cơ cấu kinh tế và mục đích sử dụng đất [2,7]. Tuy nhiên do được áp dụng tiến bộ kỹ thuật về giống và canh tác vào sản xuất nên năng suất lúa tăng lên, điều đó làm cho sản lượng lúa bình quân các năm ít thay đổi (Bảng 2) [2,6]. Trong vùng ĐBSH, các tỉnh Thái Bình, Hà Nội, Nam Định là những địa phương có diện tích trồng lúa nhiều nhất và đạt năng suất cao nhất tính theo hàng năm, trong giai đoạn 2015 - 2019.

Bảng 1. Các thông số tham chiếu sử dụng để tính toán tiềm năng năng lượng

Thông số	Ký hiệu	Đơn vị	Giá trị	Nguồn tham khảo
Tỷ lệ rơm, rạ so với khối lượng	SGR	-	1,19	Le và cộng sự (2020)
Tỷ lệ rơm, rạ bị tiêu hao trong quá trình vận chuyển	LRS	%	10	Nelson (2002)
Độ ẩm của rơm, rạ	MC	%	12	Nelson (2002)
Giá trị gia nhiệt thấp của rơm rạ	LHV	MJ.kg ⁻¹	14	Koppejan và Van Loo (2012)
Hiệu suất tổng thể	μ	%	25	Koppejan và Van Loo (2012)
Số giờ hoạt động hàng năm	OPH	giờ	8000	MOIT (2021)



▲ Hình 1. Lượng rơm rạ sau thu hoạch lúa vùng ĐBSH năm 2019

Bảng 2. Diện tích (10³ ha) và sản lượng lúa (10³ tấn) vùng ĐBSH, giai đoạn 2015-2019

Năm	Vụ lúa*		Cả năm	
	Diện tích	Sản lượng	Diện tích	Sản lượng
2015	553 (557,9)	3.636,0 (3093,5)	1.110,9	6.729,5
2017	536,2 (535,2)	3.533,8 (2549,5)	1.071,4	6.083,3
2018	524,4 (516,4)	3.507,0 (2789,1)	1.040,8	6.298,0
2019	515,0 (497,3)	3.365,4 (2706,5)	1.012,3	6.071,9

▲ Ghi chú: * giá trị ngoài dấu () là của vụ Đông - Xuân; giá trị in nghiêng nằm trong dấu () là của vụ Mùa.

Với sản lượng lúa thu hoạch năm 2019 của toàn vùng ĐBSH (Bảng 2), kết quả cho thấy, sản lượng rơm rạ có thể tạo ra sau thu hoạch lúa đạt 7,23 triệu tấn. Trong đó, lượng rơm, rạ nhiều nhất ở các tỉnh Thái Bình, Hà Nội, Nam Định và Hải Dương (Hình 1).

3.2. Tiềm năng sản xuất điện từ sinh khối rơm rạ ở ĐBSH

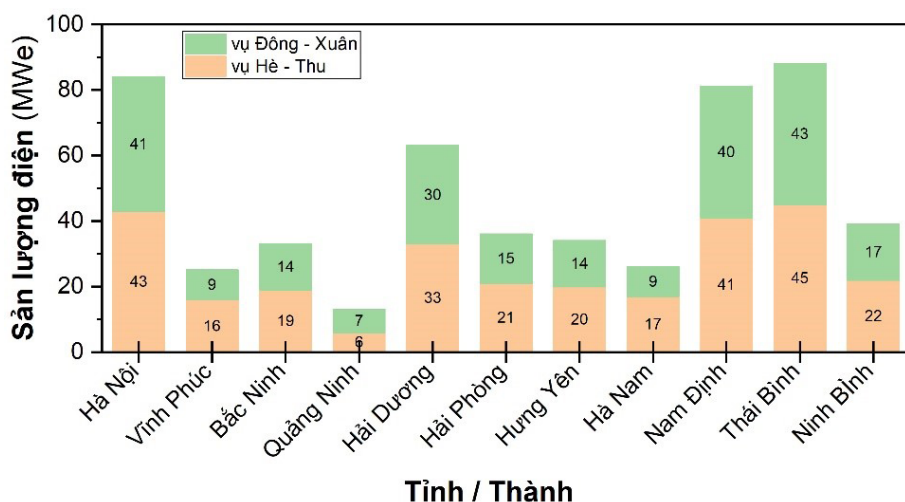
Rơm rạ ngoài đồng ruộng là tiềm năng lớn và được nhân dân sử dụng cho nhiều mục đích truyền thống khác nhau như trồng nấm, lợp mái nhà, làm chất đốt, làm thức ăn cho gia súc, ủ phân [9,10,12]. Ngày nay, khoa học công nghệ phát triển giúp con người tìm ra nhiều giải pháp sử dụng rơm rạ hơn, trong đó có việc sử dụng nó như là nguồn NLSK để sản xuất điện NLSH như một số quốc gia cận kề Việt Nam đã thực hiện (trong đó có Thái Lan, Ấn Độ, Trung Quốc) [1,7]. Tiềm năng rơm rạ ở Việt Nam cũng hoàn toàn có tính khả thi, cần được xem xét như là nguồn NLSK có giá trị [4,7]. Sử dụng công thức (1) để tính tiềm năng năng lượng với các giá trị tham số ở Bảng 1 cho thấy tiềm năng sản xuất điện từ nguồn NLSK ở vùng ĐBSH năm 2019 có thể đạt mức NLSH lý thuyết lên đến 438 MWe. Lượng điện năng này tính ra đã bằng 44% lượng điện từ năng lượng tái tạo năm 2018 (997 MWe), khoảng 7,5% tổng năng lượng tái tạo vào năm 2019 (5890 MWe) trên toàn quốc [2]. Tổng NLSH tiềm năng từ nguồn rơm rạ của vụ Đông - Xuân là 240 MWe, vụ Mùa vào khoảng 198 MWe. Hình 2 cho thấy, sản lượng điện thu được theo lý thuyết cao nhất là ở Thái Bình (88 MWe), tiếp đó là Hà Nội (84 MWe) và Nam Định (81 MWe). Tiềm năng NLSH thấp nhất nếu dựa vào nguồn

NLSK rơm rạ trên địa bàn tỉnh Quảng Ninh, chỉ khoảng 13 MWe trong năm 2019. Điều này hoàn toàn hợp lý vì Quảng Ninh được biết đến là tỉnh không tập trung sản xuất nông nghiệp trồng lúa như các đại phương khác trong vùng, thay vào đó tỉnh Quảng Ninh tập trung các hoạt động thể mạnh khác như công nghiệp khai thác than, xây dựng, chế biến, du lịch, cảng biển.

4. KẾT LUẬN

Tiềm năng sử dụng rơm rạ làm NLSK để sản xuất NLSH dưới dạng điện sinh khối là hoàn toàn có tính khả thi ở vùng ĐBSH. Nguồn NLSH này có thể mang lại nhiều lợi ích, một mặt giúp giảm áp lực lên nhu cầu năng lượng hóa thạch, mặt khác giảm thiểu các vấn đề tác động đến chất lượng môi trường. Kết quả nghiên cứu cho thấy, lượng rơm, rạ tạo ra ở các tỉnh thuộc ĐBSH năm 2019 vào khoảng 7.225,6 nghìn tấn, trong đó vụ Đông - Xuân (khoảng 4004,8 nghìn tấn), vụ Mùa (khoảng 3220,8 nghìn tấn). Nếu lượng rơm, rạ này được sử dụng hoàn toàn làm NLSH để sản xuất điện thì tiềm năng thu được cho toàn vùng đạt 438 MWe. Kết quả nghiên cứu mới chỉ dừng lại ở việc tính toán tiềm năng, chưa tính đến các lợi ích về môi trường thu được khi sử dụng rơm rạ làm nguyên liệu sản xuất điện. Ngoài ra để sử dụng rơm, rạ làm nguyên liệu cho sản xuất điện cũng cần nghiên cứu về các điều kiện cơ sở hạ tầng, giải pháp kỹ thuật và cơ chế chính sách liên quan cho tính khả thi của lĩnh vực có tiềm năng cao này ở ĐBSH và Việt Nam■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tiến hành trong khuôn khổ đề tài QG.19.05 “Nghiên cứu hiệu quả kinh tế - môi trường đối với việc xây dựng các nhà máy điện sử dụng nhiên liệu rơm, rạ tại Việt Nam” của Đại học Quốc gia Hà Nội.



▲ Hình 2. Tiềm năng sản xuất điện từ rơm rạ tại các tỉnh trong vùng ĐBSH năm 2019

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. T. T. Cuong, H. A. Le, N. M. Khai, P. A. Hung, N. V. Thanh, N. D. Tri, and N. X. Huan, 2021, Renewable energy from biomass surplus resource: potential of power generation from rice straw in Vietnam, *Scientific Reports* 11, 1-10.
2. H. A. Le, D. M. Phuong, and L. T. Linh, 2020, Emission inventories of rice straw open burning in the Red River Delta of Vietnam: Evaluation of the potential of satellite data, *Environmental Pollution* 260, 113972-113986.
3. R. Burrett, C. Clini, R. Dixon, M. Eckhart, M. El-Ashry, D. Gupta, A. Haddouche, D. Hales, K. Hamilton, and C. House, 2009, *Renewable Energy Policy Network for the 21st Century*,
4. MOIT, 2021, *Bản dự thảo: Quy hoạch phát triển điện lực quốc gia giai đoạn 2021-2030, tầm nhìn tới năm 2045 (QHĐ-VIII)*, Bộ Công thương (MOIT), Hà Nội, Việt Nam.
5. M. K. Delivand, M. Barz, and S. H. Gheewala, 2011, Logistics cost analysis of rice straw for biomass power generation in Thailand, *Energy* 36, 1435-1441.
6. GOS, 2020, *Niên giám thống kê quốc gia năm 2019*, Tổng cục Thống kê (GOS), Hà Nội, Việt Nam.
7. H. A. Le, D. H. Thu, and N. Q. Khoi, 2021, Rice straw-base power generation: a potential and economic cost-benefit analysis for a small power plant (10 MWe) in Vietnam, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 1-10.
8. H. A. Lê, N. V. Thanh, Đ. M. Phương, H. Q. Bằng, N. Q. Hưng, and Đ. M. Cường, 2020, Kiểm kê khí thải phát sinh do đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn thủ đô Hà Nội bằng ứng dụng vệ tinh SAR Sentinel-1, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội (Khoa học Trái đất và Môi trường)* 37, 85 - 95.
9. H. A. Lê, N. T. T. Hạnh, and L. T. Linh, 2013, Ước tính lượng khí phát thải do đốt rơm rạ tại đồng ruộng trên địa bàn tỉnh Thái Bình, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội (Khoa học Trái đất và Môi trường)* 2, 26-33.
10. H. A. Lê, T. V. Anh, and N. T. Q. Hưng, 2017, ước tính tổng lượng khí thải từ hoạt động đốt rơm, rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn TP. Hà Nội, *Tạp chí Khoa học Kỹ thuật Nông lâm nghiệp* 5, 101 - 107.
11. N. A. Garba, and U. Zangina, 2015, Rice straw & husk as potential sources for mini-grid rural electricity in Nigeria, *Int. J. Appl. Sci. Eng. Res* 4, 10.6088.
12. Đ. M. Cường, H. A. Lê, and H. X. Cơ, 2016, Tính toán khí thải từ đốt rơm, rạ ngoài đồng ở tỉnh Ninh Bình giai đoạn 2010 - 2015 và đề xuất các giải pháp giảm thiểu, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội (Khoa học Trái đất và Môi trường)* 32, 70 - 76.
13. R. G. Nelson, 2002, Resource assessment and removal analysis for corn stover and wheat straw in the Eastern and Midwestern United States - rainfall and wind-induced soil erosion methodology, *Biomass and Bioenergy* 22, 349-363.
14. J. Koppejan, and S. Van Loo, 2012, *The handbook of biomass combustion and co-firing*, Routledge.

EVALUATION OF THE POTENTIAL OF BIOMASS POWER GENERATION FROM RICE STRAW IN THE RED RIVER DELTA, VIETNAM

Tran Thien Cuong^{1*}, Hoang Anh Le¹, Vu Đình Tuan¹

Pham Hung Son¹, Phuong Tam Thao Ly¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Today, biomass is popularly used for renewable energy production, such as electricity and bioenergy. The Red River Delta (RRD) is known as one of the main rice-producing regions of Vietnam, with a high annual rice production and rice straw. The amount of excess rice straw that is discarded after harvest is just as much as our use requirement by traditional methods has been drastically reduced. In this search, the rice production in the RRD during the period 2015-2019, to estimate the rice straw residue, are collected from the national statistical system. Rice straw is estimated in 2019 as the amount of energy generated to produce electricity. The results show about 7.23 million tonnes of rice straw, which can generate about 438 MWe of electricity. It shows that rice straw has a high potential to generate electricity, especially in areas with rice cultivation and a large amount of rice straw such as the RRD.

Key words: Biomass energy, renewable energy, rice straw, Red River Delta.



ĐÁNH GIÁ ĐỘC TÍNH CẤP CỦA CHẾ PHẨM NATTOKINASE TÁI TỔ HỢP TRÊN ĐỘNG VẬT THỬ NGHIỆM

Ngô Thị Tường Châu*, Lê Văn Thiện⁽¹⁾

Nguyễn Thị Liên²

TÓM TẮT

Nattokinase là một enzyme có hoạt tính làm tan huyết khối, nhiều nghiên cứu gần đây cho thấy, thực phẩm chức năng chứa nattokinase có tác dụng phòng ngừa nguy cơ mắc các bệnh về tim mạch. Mặc dù việc uống nattokinase đã được chứng minh là không gây tác dụng phụ trong một số thử nghiệm lâm sàng, nhưng vẫn thiếu các dữ liệu về tính an toàn của nattokinase tái tổ hợp. Nghiên cứu này đã đánh giá độc tính cấp của chế phẩm nattokinase tái tổ hợp bằng cách cho chuột uống mẫu thử với mức liều từ 8 - 24,0 g mẫu thử/kg chuột. Kết quả cho thấy, không có biểu hiện khác thường so với nhóm đối chứng và giữa các nhóm thí nghiệm; không nhận thấy biểu hiện ngộ độc trên chuột thí nghiệm trong thời gian theo dõi. Liều không gây triệu chứng bất thường quan sát được là 24,0 g mẫu thử/kg chuột. Theo phân loại độc tính của Hệ thống hài hòa toàn cầu về phân loại, ghi nhãn hóa chất (GHS, 2015), nattokinase tái tổ hợp có độc tính thấp và không được phân loại.

Từ khóa: Độc tính cấp, thực phẩm chức năng, nattokinase tái tổ hợp, tan huyết khối.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Tắc nghẽn mạch là tình trạng ứ đọng máu với huyết khối, có thể dẫn đến nhồi máu cơ tim cấp tính và đột quỵ do thiếu máu cục bộ, cả hai đều dẫn đến tử vong. Theo Tổ chức Y tế thế giới (WHO, 2018), trong tổng số 57 triệu ca tử vong trên thế giới, ước tính có 17,9 triệu ca tử vong do bệnh tim mạch (chiếm 31%) [1]. Vì thế, bệnh do nghẽn mạch đã trở thành mối đe dọa cho sức khỏe con người. Trong khi đó, nattokinase, một enzyme được thu nhận qua con đường lên men chủng *Bacillus subtilis natto* hoặc chiết tách từ natto (một loại thực phẩm chức năng truyền thống của Nhật Bản), có tác dụng làm tan đặc hiệu fibrin. Nattokinase có tác dụng mạnh hơn nhiều so với các loại thuốc làm tan huyết khối thông thường như urokinase, streptokinase và t-PA. Một số nghiên cứu đã chứng minh hiệu quả làm tan huyết khối của nattokinase trên mô hình động vật [2] và ở người [3]. Tại Nhật Bản, Trung Quốc, Hàn Quốc, các sản phẩm nattokinase được sử dụng phổ biến dưới dạng viên nén hoặc viên nang để ngăn ngừa nguy cơ mắc bệnh về tim mạch. Ở Việt Nam, nhu cầu sử dụng thực phẩm chức năng có chứa nattokinase ngày càng tăng, nhưng trên thị trường hiện chủ yếu lưu hành các sản phẩm nhập ngoại với đơn giá rất cao. Vì vậy, việc sản xuất nguồn nguyên liệu nattokinase có hoạt tính cao, giá cả phù hợp là định hướng quan trọng cho ngành công nghệ thực phẩm và hóa dược.

Công nghệ sản xuất nattokinase tái tổ hợp có những ưu điểm vượt trội so với lên men truyền thống như: Cho phép kiểm soát chặt chẽ hơn toàn bộ điều kiện môi trường sản xuất; loại trừ các enzyme có thể gây tạp nhiễm cho các chế phẩm nattokinase tự nhiên; sản phẩm có độ tinh khiết cao hơn với thời gian xử lý sau lên men là ngắn hơn. Tuy nhiên, mặc dù nattokinase đã được chứng minh là không gây tác dụng phụ trong một số thử nghiệm lâm sàng [4,5], song vẫn thiếu các dữ liệu về tính an toàn của nattokinase tái tổ hợp. Với sự quan tâm về lợi ích sức khỏe của nattokinase tái tổ hợp, nghiên cứu đã đánh giá độc tính cấp của chế phẩm này.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mẫu thử nghiệm

Chế phẩm nattokinase tái tổ hợp ở dạng bột có hoạt tính đạt 22.000 FU/g, thu được từ quá trình lên men chủng vi khuẩn *Bacillus subtilis* BD170 tái tổ hợp mang vector pHT43/Nat05 dòng R4, được cung cấp bởi nhóm thực hiện đề tài của Bộ Công Thương, mã số ĐT.04.15/CNSHCB.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Dược Lý, Viện Kiểm nghiệm thuốc Trung ương

2.2. Động vật thí nghiệm

Loài chuột nhắt trắng giống Swiss, nặng khoảng 18 - 22 g, số lượng gồm 50 con, nhận từ Viện Vệ sinh dịch tễ Trung ương. Chuột được nuôi 6 - 8 con/chuồng trong phòng có kiểm soát nhiệt độ và độ ẩm thích hợp, thức ăn, nước uống sẵn có theo nhu cầu. Tất cả thao tác trên động vật thí nghiệm đều tuân theo các quy trình về chăm sóc, sử dụng động vật thí nghiệm của Khoa Dược lý - Viện Kiểm nghiệm thuốc Trung ương.

2.3. Thực nghiệm

Chuột nhịn ăn từ 3 - 4 giờ trước khi thử nghiệm, nước uống theo nhu cầu. Kiểm tra cân nặng trước khi thử nghiệm. Lấy thể tích mẫu thử theo quy định đưa thẳng vào dạ dày chuột bằng kim cong đầu tù [6,7].

2.3.1. Thử sơ bộ

Cân một lượng mẫu thử, nghiền kỹ, trộn đều với nước để thu được hỗn dịch thử có chứa 0,4 g mẫu thử/ml. Thăm dò ở mức liều không làm chết chuột thí nghiệm: Dùng 10 chuột, cho mỗi chuột uống 0,4 ml mẫu thử x 3 lần (mỗi lần cách nhau 2 giờ), tương đương mức liều 24,0 g mẫu thử/kg chuột. Sau 24 giờ theo dõi, không có chuột thí nghiệm bị chết [6,7].

2.3.2. Thử nghiệm chính thức

Các nhóm thí nghiệm được dùng mẫu thử ở các mức liều và số lần đưa mẫu thử theo Bảng 1. Theo dõi biểu hiện ngộ độc với tần suất khoảng 15 phút/lần trong vòng 1 giờ đầu và giảm dần tần suất trong vòng 24 giờ đầu; mức độ tiêu thụ thức ăn, nước uống trong thời gian thử nghiệm; khối lượng chuột tại các thời điểm ngay trước khi uống, 1, 4 và 7 ngày sau khi uống mẫu thử so với nhóm đối chứng (các nhóm thí nghiệm không có chuột bị chết) [6,7].

2.4. Trình bày và xử lý số liệu

Số liệu được trình bày dưới dạng giá trị trung bình cộng trừ độ lệch chuẩn (mean $\pm$ SD) và được xử lý thống kê bằng phép phân tích biến 1 chiều (one-way ANOVA) với hậu kiểm (post-hoc) Newman-Keuls test hoặc được xử lý thống kê bằng trắc nghiệm Student sử dụng phần mềm Prism phiên bản 6.0 (Graph Pad Software). Giá trị $P < 0,05$ được coi là có ý nghĩa thống kê.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Quan sát dấu hiệu ngộ độc

Không nhận thấy có biểu hiện ngộ độc ở các nhóm thí nghiệm trong thời gian theo dõi. Chuột khỏe mạnh, nhanh nhẹn, lông mượt, ăn uống, vận động bình thường. Không có chuột chết trong quá trình thử nghiệm.

3.2. Tiêu thụ thức ăn và nước uống của chuột

Nhóm đối chứng ăn uống bình thường. Sau khi uống thuốc và trong 7 ngày theo dõi nhóm thí nghiệm, không nhận thấy có biểu hiện gì khác thường. Mức độ tiêu thụ thức ăn, nước uống (dựa vào lượng thức ăn và nước uống còn lại so với lượng ban đầu) tương đương với nhóm đối chứng.

Bảng 1. Bố trí thí nghiệm thử độc tính cấp

Nhóm chuột	Liều dùng (ml mẫu thử/20 g chuột)	Liều dùng [4] (g mẫu thử/kg chuột)	Số chuột thí nghiệm
Đối chứng (C)	0,4 ml nước x 3 lần	----	10
Thí nghiệm 1 (T1)	0,4 ml x 1 lần	8,0	10
Thí nghiệm 2 (T2)	0,4 ml x 2 lần	16,0	10
Thí nghiệm 3 (T3)	0,4 ml x 3 lần	24,0	10

Bảng 2. Kết quả theo dõi khối lượng chuột của nhóm đối chứng (đơn vị: g)

BSTT	Trước thử nghiệm	Sau 1 ngày	Sau 4 ngày	Sau 7 ngày
1	18,45	20,31	24,81	29,14
2	19,67	20,89	25,63	30,06
3	20,23	22,33	26,87	31,15
4	20,18	21,74	25,98	30,50
5	19,00	20,68	25,45	29,42
6	19,25	20,54	24,14	28,34
7	19,50	21,06	26,30	31,57
8	19,87	22,20	26,84	30,62
9	18,92	21,13	25,12	30,90
10	20,63	21,46	26,75	32,00
X tb	19,57	21,23	25,79	30,37
$\pm$ SD	0,68	0,69	0,93	1,14

3.3. Khối lượng cơ thể chuột

Kết quả theo dõi khối lượng của chuột ở nhóm đối chứng và các nhóm thí nghiệm được thể hiện trong Bảng 2, 3, 4, 5.

Qua Bảng 2 cho thấy: Khối lượng ban đầu của chuột ở nhóm đối chứng dao động trong khoảng 18,45 - 20,63 g, nằm trong giới hạn $\pm 20\%$ khối lượng trung bình (15,66 - 23,48 g) của tất cả chuột, đáp ứng yêu cầu đối với động vật thử nghiệm [7]. So với trước thử nghiệm, khối lượng trung bình của chuột tăng lần lượt là 1,66 g (đạt 108,5%); 6,22 g (đạt 131,8%); 10,8 g (đạt 155,2%) sau 1, 4 và 7 ngày thử nghiệm.

Qua Bảng 3 cho thấy: Khối lượng ban đầu của chuột ở nhóm thí nghiệm T1 dao động trong khoảng 18,69 - 21,14 g, nằm trong giới hạn $\pm 20\%$ khối lượng trung bình (15,66 - 23,48 g) của tất cả chuột, đáp ứng yêu cầu đối với động vật thử nghiệm [7]. So với trước thử nghiệm, khối lượng trung bình của chuột tăng lần lượt là 1,71 g (đạt 108,5%); 5,77 g (đạt 128,6%); 10,07 g (đạt 150%) sau 1, 4 và 7 ngày thử nghiệm.



Bảng 3. Kết quả theo dõi khối lượng chuột của nhóm thí nghiệm (đơn vị: g) với mức liều 8,0 g mẫu thử/kg chuột

STT	Trước thử nghiệm	Sau 1 ngày	Sau 4 ngày	Sau 7 ngày
1	20,23	21,56	25,60	30,20
2	19,56	21,34	25,55	31,46
3	20,81	22,08	26,89	33,02
4	21,03	22,98	26,42	29,64
5	20,74	22,42	27,48	30,12
6	20,36	22,30	25,34	28,01
7	19,02	21,04	25,09	28,66
8	18,69	20,03	24,42	29,57
9	20,30	21,58	25,96	30,54
10	21,14	23,64	26,83	31,41
X tb	20,19	21,90	25,96	30,26
± SD	0,84	1,02	0,94	1,45

Qua Bảng 4 cho thấy: Khối lượng ban đầu của chuột ở nhóm thí nghiệm T2 dao động trong khoảng 18,46 - 20,58 g, nằm trong giới hạn $\pm 20\%$ khối lượng trung bình (15,66 - 23,48 g) của tất cả chuột, đáp ứng yêu cầu đối với động vật thử nghiệm [7]. So với trước thử nghiệm, khối lượng trung bình của chuột tăng lần lượt là 1,85 g (đạt 109,2%); 5,84 g (đạt 129,2%); 10,7 g (đạt 153,4%) sau 1, 4 và 7 ngày thử nghiệm.

Bảng 4. Kết quả theo dõi khối lượng chuột của nhóm thí nghiệm (đơn vị: g) với mức liều 16,0 g mẫu thử/kg chuột

STT	Trước thử nghiệm	Sau 1 ngày	Sau 4 ngày	Sau 7 ngày
1	19,22	20,40	25,13	29,89
2	18,46	20,35	24,41	30,60
3	20,03	22,63	26,39	31,45
4	20,58	22,00	26,87	30,18
5	21,05	22,89	26,30	29,85
6	21,00	23,14	27,89	32,41
7	20,50	22,30	26,37	31,02
8	20,00	21,57	24,78	30,48
9	19,82	21,46	25,56	29,62
10	19,67	22,02	25,03	31,77
X tb	20,03	21,88	25,87	30,73
± SD	0,80	0,95	1,08	0,92

Qua Bảng 5 cho thấy: Khối lượng ban đầu của chuột ở nhóm thí nghiệm T3 dao động trong khoảng 18,89 - 21,41 g, nằm trong giới hạn $\pm 20\%$ khối lượng trung bình (15,66 - 23,48 g) của tất cả chuột, đáp ứng yêu cầu đối với động vật thử nghiệm [7]. So với trước thử nghiệm, khối lượng trung bình của chuột tăng lần lượt là 1,68 g (đạt 108,3%); 5,85 g (đạt 129%); 10,15 g (đạt 150,3%) sau 1, 4 và 7 ngày thử nghiệm.

Bảng 5. Kết quả theo dõi khối lượng chuột của nhóm thí nghiệm (đơn vị : g) với mức liều 24,0 g mẫu thử/kg chuột

STT	Trước thử nghiệm	Sau 1 ngày	Sau 4 ngày	Sau 7 ngày
1	19,60	21,03	25,69	30,46
2	21,41	23,64	26,81	31,15
3	20,03	22,14	25,48	32,62
4	20,50	21,78	26,31	31,04
5	21,32	22,69	26,98	30,12
6	19,89	21,60	26,71	29,00
7	19,12	20,87	25,53	28,48
8	20,34	21,96	26,48	31,13
9	18,89	20,75	24,94	28,35
10	20,57	22,03	25,29	30,88
X tb	20,17	21,85	26,02	30,32
± SD	0,84	0,88	0,72	1,36

Từ các kết quả ở Bảng 2 - 5, tiến hành đánh giá sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$) về khối lượng trung bình của chuột ở các nhóm thí nghiệm và so với nhóm đối chứng tại thời điểm trước, sau 7 ngày thử nghiệm. Kết quả (Bảng 6) cho thấy:

- Trước khi uống mẫu thử: Khối lượng trung bình của chuột ở các nhóm thí nghiệm trước khi đưa vào thử nghiệm không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê so với nhau và so với nhóm đối chứng ($P_{ANOVA \text{ trước}} > 0,05$; $P_{(T-C) \text{ trước}} > 0,05$; $P_{(T-T) \text{ trước}} > 0,05$).

- Sau uống mẫu thử 7 ngày: Chuột thí nghiệm ở nhóm đối chứng và nhóm thí nghiệm đều tăng cân. Có sự khác biệt đáng kể về khối lượng của chuột khi so sánh với trước thử nghiệm trong mỗi nhóm ($P_{\text{trước-sau}} < 0,001$). Không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê về cân nặng trung bình sau thử nghiệm giữa các nhóm thí nghiệm với nhau và so với nhóm đối chứng ($P_{ANOVA \text{ sau}} > 0,05$; $P_{(T-C) \text{ sau}} > 0,05$; $P_{(T-T) \text{ sau}} > 0,05$).

$$P_{T1-C} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 1 với mức liều 8,0 g mẫu/kg chuột-nhóm đối chứng.}}$$

$$P_{T1-T2} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 1 với mức liều 8,0 g mẫu/kg chuột- nhóm thí nghiệm 2 với mức}}$$

liều 16,0 g mẫu/kg chuột.

$$P_{T1-T3} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 1 với mức liều 8,0 g mẫu/kg chuột-nhóm thí nghiệm 3}}$$

với mức liều 24,0 g mẫu/kg chuột.

$$P_{T2-C} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 2 với mức liều 16,0 g mẫu/kg chuột-nhóm đối chứng.}}$$

Bảng 6. Bảng so sánh khối lượng giữa nhóm đối chứng và các nhóm thí nghiệm trước và sau 7 ngày thử nghiệm

Nhóm	Trước thử nghiệm		Sau thử nghiệm		Tăng khối lượng (%)	P _{trước-sau}
	Khối lượng (g)	P _{trước}	Khối lượng (g)	P _{sau}		
Chứng (C)	19,57 ± 0,68	P _{ANOVA} > 0,05	30,37 ± 1,14	P _{ANOVA} > 0,05	155,2	P < 0,001
Thử 1 (T1)	20,19 ± 0,84	P _{T1-C} > 0,05 P _{T1-T2} > 0,05 P _{T1-T3} > 0,05	30,26 ± 1,45	P _{T1-C} > 0,05 P _{T1-T2} > 0,05 P _{T1-T3} > 0,05	150,0	P < 0,001
Thử 2 (T2)	20,03 ± 0,80	P _{T2-C} > 0,05 P _{T2-T3} > 0,05	30,73 ± 0,92	P _{T2-C} > 0,05 P _{T2-T3} > 0,05	153,6	P < 0,001
Thử 3 (T3)	20,17 ± 0,84	P _{T3-C} > 0,05	30,32 ± 1,36	P _{T3-C} > 0,05	150,4	P < 0,001

$$P_{T2-T3} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 2 với mức liều 16,0 g mẫu/kg chuột-nhóm nhóm thí nghiệm}}$$

3 với mức liều 24,0 g mẫu/kg chuột.

$$P_{T3-C} = P_{\text{nhóm thí nghiệm 3 với mức liều 24,0 g mẫu/kg chuột-nhóm đối chứng}}$$

4. KẾT LUẬN

Liều không gây triệu chứng bất thường quan sát được trong thử nghiệm này là 24,0 g mẫu thử/kg chuột. Theo phân loại độc tính của GHS (2015), nattokinase tái tổ hợp được kết luận là có độc tính thấp và không được phân loại■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. World Health Organization. 2018. World health statistics 2018: monitoring health for the SDGs, sustainable development goals. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272596>.

2. Fujita M, Hong K, Ito Y, Fujii R, Kariya K, Nishimuro S. 1995. Thrombolytic effect of nattokinase on a chemically induced thrombosis model in rat. Biol. Pharm. Bull., 18(10), 1387 - 1391.

3. Hsia C, Shen M, Lin J, Wen Y, Hwang K, Cham T, Yang N. 2009. Nattokinase decreases plasma levels of fibrinogen, factor VII, and factor VIII in human subjects. Nutr. Res., 29, 190 - 196.

4. Fu YS, Li YL, Zhang Y. 2012. Toxicological safety assessment on safety of nattokinase capsule. Prac Prev Med., 19, 1714 - 1716.

5. Lampe BJ, English JC. 2016. Toxicological assessment of nattokinase derived from Bacillus subtilis var. natto. Food Chem Toxicol., 88, 87 - 99.

6. Đỗ Trung Đàm. 2014. Phương pháp xác định độc tính của thuốc. NXB Y học.

7. OECD. 2001. Test Guideline for the Testing of Chemicals/Section 4: Health Effects Test No. 425: Acute oral toxicity - Up and Down procedure.

ACUTE TOXICITY ASSESSMENT OF RECOMBINANT NATTOKINASE ON EXPERIMENTAL ANIMALS

Ngô Thi Tuong Chau^{1*}, Lê Văn Thiên¹, Nguyễn Thị Liên²

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Department of Pharmacology, National Institute of Drug Quality Control

ABSTRACT

Nattokinase is a fibrinolytic enzyme, the recent studies demonstrated that the functional food supplement containing nattokinase could prevent cardiovascular diseases. Although the oral consumption of nattokinase was not associated with any adverse effects, the safe profile of recombinant nattokinase remains to be limited. The present study was aimed to assess the acute toxicity of recombinant nattokinase. Mice were orally administrated at the dose of 8–24,0 g/kg. Results showed that there was no difference compared to control group and among experimental groups. No sign of toxicity was observed among experimental mice during time course. The asymptomatic dose was 24,0 g/kg. According to the Globally Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals (GHS, 2015), the recombinant nattokinase has low toxicity and unclassified.

Keywords: Acute oral toxicity, functional food, recombinant nattokinase, thrombolysis.

ĐÁNH GIÁ DƯ LƯỢNG NHÓM CHẤT PYRETHROID TRONG MỘT SỐ LOẠI RAU TẠI TỈNH HÀ NAM VÀ NGUY CƠ RỦI RO TỚI SỨC KHỎE NGƯỜI TIÊU DÙNG

Trần Thị Huyền Nga^{*}, Đỗ Thị Thu Hà¹⁾
Hoàng Minh Trang, Lê Anh Tuấn
Đỗ Thị Việt Hương²

TÓM TẮT

Đến nay, nhóm hóa chất bảo vệ thực vật (BVTV) Pyrethroid đã được thay thế cho các hóa chất BVTV cũ bởi sự an toàn, thời gian tồn lưu ngắn, hiệu quả diệt sâu cao, ít độc. Nghiên cứu này đánh giá dư lượng của 4 hóa chất bảo vệ thực vật Lamda- Cyhalothrin, Permethrin, Cypermethrin, Deltamethrin trong 4 loại rau quả phổ biến là dưa chuột, cà chua, đậu đũa, đậu bắp tại một số chợ, cửa hàng tại tỉnh Hà Nam. Kết quả đã tìm thấy 4 chất trừ sâu trong các mẫu dưa chuột, đậu đũa và đậu bắp ở nồng độ thấp. Tuy nhiên, một số mẫu rau có dư lượng 3 chất Lamda-Cyhalothrin, Permethrin, Cypermethrin cao hơn 2 - 3 lần so với quy định trong Thông tư 50/2016/TT-BYT. Nghiên cứu đã sử dụng chỉ số HI để đánh giá rủi ro sức khỏe người tiêu dùng khi sử dụng dưa chuột và cà chua làm thức ăn. Giá trị HI đều rất nhỏ so với 1, nghĩa là cả người trưởng thành và trẻ em khi sử dụng dưa chuột và cà chua làm thức ăn thì không ảnh hưởng tới sức khỏe.

Từ khóa: Pyrethroid, rau quả, rủi ro sức khỏe, HI.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Pyrethroid là dẫn xuất của este cacboxylat có nguồn gốc tự nhiên từ cây hoa cúc *Chrysanthemum cinerariaefolium* và *C. roseum* chứa nhiều hoạt chất pyrethrin độc đối với côn trùng. Các hoạt chất pyrethroid đều tan mạnh trong chất béo, gần như không tan trong nước nên chúng có hiệu lực tiếp xúc mạnh hơn hiệu lực vị độc [1]. Pyrethroid không tác động đến các hệ enzyme của cơ thể sinh vật mà tác động trực tiếp đến hệ thần kinh của côn trùng và động vật máu nóng. Ở côn trùng, pyrethroid tác động đến hệ thần kinh trung ương và ngoại vi ở liều rất thấp. Các chất chủ yếu của nhóm pyrethroid bao gồm: allethrin, pyrethrin, permethrin, cypermethrin, cyfluthrin, cyhalothrin, bifenthrin, deltamethrin, fenpropathrin, ethofenprox...

Lượng hóa chất BVTV sử dụng trên tất cả các loại cây trồng ở nước ta bình quân 0,2 - 0,24 kg/ha/năm, ở các loại rau thường cao hơn sau đó là các loại quả, củ. Theo Báo cáo của Cục BVTV trong tháng 10/2012, Cục đã có văn chỉ đạo các đơn vị tiến hành lấy 50 mẫu rau (xà lách, rau diếp, rau húng và rau mùi) tại TP. Hồ Chí Minh và Hà Nội để kiểm nghiệm các chỉ tiêu về dư lượng hóa chất BVTV. Kết quả có 29/50 mẫu (58%) phát hiện có dư lượng hóa chất BVTV. Đối với rau tươi,

hiện có khoảng 6-7% lượng rau xanh trên thị trường có dư lượng hóa chất BVTV vượt ngưỡng cho phép. Còn theo khảo sát của Cục Quản lý chất lượng nông lâm và thủy sản, trong hơn 500 mẫu rau quả mà Cục kiểm tra thì có trên 6% nhiễm hóa chất BVTV bị cấm sử dụng [2]. Vì vậy, việc kiểm soát dư lượng các chất BVTV trong thực phẩm là hết sức quan trọng. Bên cạnh các chế tài và các quy định của Nhà nước thì việc tuyên truyền cho người dân trong sản xuất, vận chuyển, buôn bán và sử dụng các chất BVTV một cách khoa học cũng là một yếu tố quan trọng góp phần nâng cao chất lượng cuộc sống.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

4 hóa chất BVTV: Lamda-Cyhalothrin (Cyh), Permethrin (Per), Cypermethrin (Cyp), Deltamethrin (Del) trong 4 loại rau: (dưa chuột, cà chua, đậu đũa, đậu bắp).

Địa điểm lấy mẫu nghiên cứu: Mẫu được lấy ở 3 chợ trên địa bàn tỉnh Hà Nam. Thông tin địa chỉ lấy mẫu trong Bảng 1.

Thời gian lấy mẫu nghiên cứu: 2 đợt tháng 4 và tháng 10/2018.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Bảng 1. Địa điểm lấy mẫu nghiên cứu

STT	Địa điểm (ĐĐ) lấy mẫu	Ký hiệu	Ghi chú
1	Chợ Vĩnh Trụ	ĐĐ1	Thị trấn Vĩnh Trụ, huyện Lý Nhân, tỉnh Hà Nam
2	Hợp tác xã Dịch vụ nông nghiệp Thanh Sơn	ĐĐ2	Xóm 5, xã Thanh Sơn, huyện Kim Bảng, tỉnh Hà Nam, quy mô 11 hộ.
3	Chợ Bầu, TP. Phủ Lý	ĐĐ3	Phường Lương Khánh Thiện, TP. Phủ Lý, tỉnh Hà Nam.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Mẫu rau được thu thập theo 2 đợt tháng 4 và 10 tương ứng với 2 mùa canh tác chính, theo Tiêu chuẩn Việt Nam 9016:2011 và được xử lý ngay trong ngày rồi đưa vào phân tích. Tách chiết và chuẩn bị mẫu theo phương pháp QuEChERS: chiết mẫu một lần bằng axetonitril, pH ổn định và tách nước nhờ muối magie sunfat ($MgSO_4$). Làm sạch bằng chiết phân tán pha rắn (d-SPE), lắc trong 1 phút; ly tâm mẫu 13.000 vòng/phút trong 2 phút; hút 0,5mL dịch ly tâm vào lọ 2 mL, đem phân tích bằng GC-MS/MS. Phương pháp QuEChERS giảm tối thiểu các bước chuẩn bị mẫu, giảm hóa chất độc hại, thời gian rút ngắn, đồng thời giảm chi phí [2].

Phân tích dư lượng pyrethroid trong mẫu bằng phương pháp sắc ký khí ghép khối phổ 2 lần (GC/MS/MS): khí mang He, 99,99%. Tốc độ khí mang 1ml/phút, nhiệt độ 80°C, 1 phút, nâng nhiệt độ 40°C/phút tới 160°C, nâng nhiệt độ 3°C/phút tới 250°C, 2 phút, nâng nhiệt độ 40°C/phút tới 280°C, 10 phút và nâng nhiệt độ 40°C/phút đến 300°C, 1 phút. Nhiệt độ buồng tiêm mẫu được giữ 250°C. Thể tích mẫu bơm vào 1μl. Cột mao quan HP5MS, 30 m x 0,25 mm x 0,25μm.

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro sức khỏe

Đánh giá rủi ro sức khỏe đối với các chất không gây ung thư theo công thức sau:

$$HI = \sum HQ_i \quad (1) \text{ trong đó } HQ_i = CDI_i / RfD \quad (2)$$

RfD là liều lượng tham chiếu, được khuyến cáo bởi USEPA cho từng mối nguy hại theo các con đường phơi nhiễm khác nhau (mg/kg/day); $CDI_i = (C_i \times IR_i \times EF_i \times ED_i) / (BW \times AT)$ (3)

Trong đó: CDI là lượng hóa chất BVTV tiếp nhận hàng ngày (mg/kg/ngày); C: nồng độ chất độc (mg/kg); IR: mức độ hấp thụ vào cơ thể (g/ngày); ED: quãng thời gian phơi nhiễm (ngày); EF: tần suất phơi nhiễm (ngày/năm); BW: trọng lượng cơ thể; AT: thời gian phơi nhiễm trung bình (đối với chất không gây ung thư, $AT=ED \times 365$ ngày) [3].

Nếu giá trị HI <1, nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe là không có hoặc không đáng kể. Nếu giá trị này ≥ 1 thì nguy cơ ảnh hưởng tới sức khỏe là có và cần phải được cân nhắc và xem xét, nghiên cứu sâu hơn, toàn diện hơn.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Dư lượng các hóa chất nhóm pyrethroid trong các mẫu nghiên cứu

Với điều kiện phân tích Cyh, Per, Cyp và Del trên GC/MS/MS các chất như Cyh có thời gian lưu 11,199 phút, Per

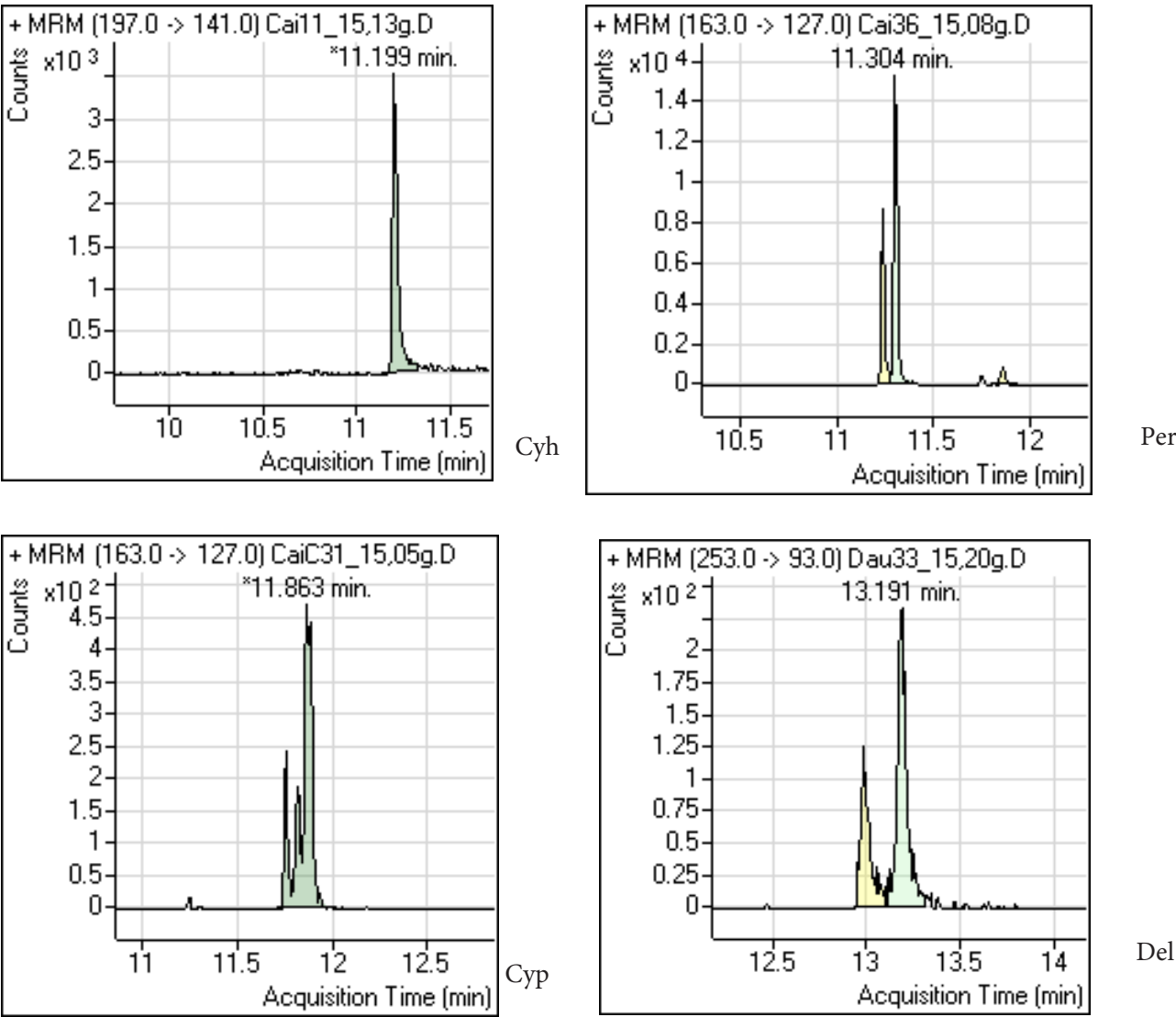
là 11,304 phút, Cyp là 11,863 phút và Del là 13,191 phút (Hình 1).

Các đường chuẩn dùng để xác định Cyh, Per, Cyp và Del được xây dựng trên nền mẫu rau để loại trừ các ảnh hưởng từ nền mẫu. Dải nồng độ các chất dùng để xây dựng đường chuẩn từ 20-500 ng/mL, hệ số tương quan tuyến tính của các đường chuẩn đều có giá trị cao hơn 0,99. Giới hạn xác định của phương pháp là 5 μg/kg.

Các mẫu rau quả sau khi được tách chiết và chuẩn bị mẫu theo phương pháp QuEChERS, mẫu được phân tích trên hệ thống GC/MS/MS, hàm lượng các hóa chất nhóm pyrethroid thu được kết quả như Bảng 2.

Các kết quả được so sánh với giới hạn tối đa cho phép của các chất Cyh, Per, Cyp, Del, được nêu trong Thông tư 50/2016/TT-BYT [5] (có tham khảo tiêu chuẩn EU[6]).

Kết quả Bảng 2 cho thấy, hầu hết các mẫu nghiên cứu tại 3 địa điểm, vào 2 thời điểm là tháng 4 và tháng 10 không có hoặc có dư lượng các chất Cyp, Cyh, Per và Del thấp hơn giới hạn tối đa cho phép (GHCP) trong các rau quả tương ứng như sau: Đậu bắp (0,5; 0,03; 1; 0,2); đậu đũa (0,2; 0,3; 1; 0,2); cà chua (0,2; 0,3; 1; 0,3) và dưa chuột (0,2; 0,3; 0,5; 0,3) mg/kg [5]. Chỉ có một số mẫu có dư lượng 4 chất nghiên cứu cao hơn GHCP từ 1,5 - 7 lần, cụ thể như sau: Đối với mẫu đậu bắp, có 2 mẫu lấy ở địa điểm (ĐĐ) 3 vào tháng 4 và tháng 10 có dư lượng Cyh cao hơn GHCP 3 lần. Đối với mẫu đậu đũa, ở ĐĐ3 có 1 mẫu lấy vào tháng 10 có dư lượng Per cao hơn 3 lần, ĐĐ1 có 1 mẫu lấy vào tháng 4 có dư lượng Per cao hơn 1,5 lần, Cyp cao hơn gần 1,5 lần. Đối với mẫu cà chua, ĐĐ1 có 1 mẫu lấy vào tháng 4 có dư lượng Cyh cao hơn 3 lần, Per cao gấp 7 lần, Cyp cao gấp 3 lần; 1 mẫu lấy vào tháng 10 có dư lượng Per cao hơn 5 lần; Cyp cao hơn 3 lần; ĐĐ3 có 1 mẫu lấy vào tháng 10 có dư lượng Per cao gấp 4 lần, Cyp cao gấp 2,5 lần. Đối với mẫu dưa chuột, ĐĐ3 có 1 mẫu lấy vào tháng 10 có dư lượng Per cao hơn 1,5 lần, Cyp cao gấp 3 lần; ĐĐ1 có 1 mẫu lấy vào tháng 10 có dư lượng Per cao



▲ Hình 1. Sắc phổ đồ MS/MS của các hóa chất BVTV Cyh, Per, Cyp và Del

Bảng 2. Dư lượng Cyh, Per, Cyp, Del trong các mẫu nghiên cứu

Tên mẫu	Mẫu	Cyh (mg/kg)		Per (mg/kg)		Cyp (mg/kg)		Del (mg/kg)	
		Th4	Th10	Th4	Th10	Th4	Th10	Th4	Th10
Dứa chuột (dc)	ĐĐ1	0,32	0,08	0,54	0,68	0,17	0,24	0,09	0,14
	ĐĐ2	-	-	-	-	-	-	-	-
	ĐĐ3	0,15	0,43	0,50	0,55	0,61	0,60	0,15	0,44
Cà chua (cc)	ĐĐ1	0,92	0,08	1,47	1,12	0,58	0,57	0,30	0,42
	ĐĐ2	-	-	-	-	-	0,05	-	-
	ĐĐ3	0,38	0,15	0,91	0,83	0,55	0,57	0,30	0,37
Đậu đũa (đđ)	ĐĐ1	0,09	0,12	0,06	0,34	0,26	0,38	0,18	0,13
	ĐĐ2	-	-	-	0,053	0,10	-	-	-
	ĐĐ3	0,21	-	0,60	-	0,24	0,21	0,14	-
Đậu bắp (đb)	ĐĐ1	-	-	0,10	0,09	0,08	0,13	-	-
	ĐĐ2	0,02	-	-	-	-	0,05	-	-
	ĐĐ3	0,10	0,10	-	0,02	0,12	0,15	-	0,23
TT 50 [5]		0,3 (đb 0,03)		0,2 (dc 0,3; cc 0,5)		0,2 (đb 0,5)		1 (dc 0,5)	

Bảng 3. Các thông số để tính toán chỉ số rủi ro sức khỏe người tiêu dùng

	AT (ngày)	BW (kg)	EF (ngày/năm)	ED (năm)	IR (kg/ngày)
Người lớn	10.950	56	100	25	0,2 với dưa chuột, 0,1 với cà chua
Trẻ em	2.190	15	100	6	0,1 với dưa chuột, 0,05 với cà chua

hơn khoảng 2 lần. So sánh với kết quả phân tích các dư lượng hóa chất trong nhóm rau cải tại các địa điểm này, hàm lượng các chất trong quả thấp hơn rõ rệt [7], việc hấp thu và tích lũy của hóa chất trong rau ăn lá có nguy cơ cao hơn là đi vào trong quả. Trong một số loại rau quả lấy nghiên cứu đã tìm thấy từ 1 đến 4 chất nhóm pyrethroid trong cùng loại rau quả, ở cùng một địa điểm. Kết quả nghiên cứu này cho thấy, có thể do người dân đã không tuân thủ thời gian cách ly phun thuốc, và có thể đã sử dụng hỗn hợp chất để phun cho rau quả với mong muốn diệt sâu hại mạnh hơn trước khi thu hoạch rau quả đem bán. Đây cũng là một vấn đề mà nông nghiệp Việt Nam rất cần quan tâm và quản lý nhằm nâng cao chất lượng nông sản, đảm bảo sức khỏe của người dân.

3.2. Đánh giá rủi ro sức khỏe người tiêu dùng khi sử dụng dưa chuột và cà chua làm thức ăn

Theo kết quả phân tích dư lượng 4 chất nhóm pyrethroid ở Bảng 2 cho thấy, quả đậu bắp và đậu đũa có dư lượng hóa chất BVTV thấp hơn nhiều so với GHCP, cho nên để đánh giá rủi ro sức khỏe đối với người tiêu dùng, sẽ chỉ lựa chọn 2 rau quả có dư lượng hóa chất BVTV cao là dưa chuột và cà chua; 2 loại rau quả này được sử dụng khá phổ biến, và thường xuyên với người tiêu dùng ở miền Bắc Việt Nam. Theo

Bảng 2, việc đánh giá rủi ro sức khỏe dựa vào xác định chỉ số HI với nhóm pyrethroid có trong dưa chuột lấy tại vị trí ĐĐ3 và cà chua lấy tại vị trí ĐĐ1. Dựa vào các thông số giả thiết ở Bảng 3 và giả thiết người tiêu dùng sử dụng dưa chuột ở vùng ĐĐ3; cà chua ở vùng ĐĐ1 có dư lượng hóa chất BVTV ở Bảng 2 để tính chỉ số rủi ro sức khỏe người tiêu dùng HI cho 2 đối tượng là người lớn và trẻ em. Kết quả xác định chỉ số HI được nêu trong Bảng 4.

Theo kết quả tính toán chỉ số HI ở Bảng 4 cho thấy, giá trị HI dao động từ 0,1473 - 0,1575 đối với người lớn và từ 0,3298 - 0,3528 ở trẻ em. Các giá trị này nhỏ hơn 1 từ 2,8 - 6,7 lần, điều đó có nghĩa là, mặc dù dư lượng Cyh, Per, Cyp, Del có mặt trong dưa chuột và cà chua, nếu người dân trong vùng sử dụng những loại rau quả này làm thức ăn thì mức độ rủi ro sức khỏe không có hoặc không đáng kể (giá trị HI khoảng 10-1) [7]. Theo Samuel (2017), khi phân tích đánh giá nhóm hóa chất pyrethroid trong thực phẩm tại Ghana và ước tính chỉ số HI của nhóm chất này ở cà chua và cà tím ảnh hưởng tới sức khỏe người tiêu dùng ở mức 10-3 [9].

4. KẾT LUẬN

Dư lượng Cyh, Cyp, Per và Del trong đỗ quả và đậu bắp tại các địa điểm nghiên cứu ở Hà Nam là thấp hơn GHCP. Đã xác định thấy dư lượng của 4 chất nghiên cứu trong dưa chuột và cà chua, trong đó có một số mẫu cao hơn GHCP từ 1,5 - 3 lần, đặc biệt có một mẫu cao hơn 7 lần.

Kết quả đánh giá rủi ro sức khỏe thông qua chỉ số HI cho thấy, giá trị chỉ số HI nhỏ hơn 1 từ 2,8 - 6,7 lần, như vậy, người tiêu dùng ở khu vực nghiên cứu sử dụng dưa chuột và cà chua của địa phương làm thức ăn sẽ không có nguy cơ ảnh hưởng tới sức khỏe■

Bảng 4. Chỉ số rủi ro sức khỏe (HI) khi người tiêu dùng sử dụng dưa chuột và cà chua làm thức ăn

	RfD	HI khi sử dụng Dưa chuột		HI khi sử dụng Cà chua	
		Người lớn	Trẻ em	Người lớn	Trẻ em
- Cyh	0,005	0,0701	0,1571	0,075	0,168
Per	0,05	0,007	0,0157	0,0075	0,0168
Cyp	0,01	0,0351	0,0785	0,0375	0,084
Del	0,01	0,0351	0,0785	0,0375	0,084
Tổng		0,1473	0,3298	0,1575	0,3528



TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Nguyễn Trần Oánh (2007). *Giáo trình sử dụng thuốc BVTV*. NXB Nông nghiệp Hà Nội.
2. Sở TN&MT Hà Nam (2013), *Thuốc BVTV và những tác động của chúng*.
3. EPA, *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, 1998.
4. EPA Human Health Risk Assessment. [(accessed on 12 September 2017)].
5. Bộ Y tế (2016), *Thông tư Quy định giới hạn tối đa dư lượng thuốc BVTV trong thực phẩm số 50/2016/TT-BYT*.
6. Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC". Regulation No. 1107/2009 of 24 November 2009. Retrieved 11 December 2017
7. D T V Huong, T T H Nga, and D T T Ha (2020). Residue pesticides (pyrethroid group) in vegetable and their health risk assessment via digestion on consumers in Ha Nam Province, Vietnam, 6th International Conference on Environment and Renewable Energy IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science.
8. Steven J. Lehotay, Kyung Ae Son, Hyeyoung Kwon, Urairat Koesukwiwat, Wusheng Fu, Katerina Mastovska, Eunha Hoh, Natchanun Leepipatpiboon (2010). "Comparison of QuEChERS sample preparation methods for the analysis of pesticide residues in fruits and vegetables". *Journal of Chromatography A*.
9. Samuel Akomea-Frempong, Isaac W. Ofosu, Emmanuel de-Graft Johnson Owusu-Ansah and Godfred Darko, (2017). Health risks due to consumption of pesticides in ready-to-eat vegetables (salads) in Kumasi, Ghana. Akomea-Frempong et al. *International Journal of Food Contamination* 4:13 DOI 10.1186/s40550-017-0058-6.

EVALUATION OF PYRETHROIDS RESIDUE IN SOME VEGETABLES IN HA NAM PROVINCE AND THEIR HEALTH RISK ON CONSUMERS

Tran Thi Huyen Nga^{1*}, Do Thi Thu Ha¹, Hoang Minh Trang¹

Le Anh Tuan¹, Do Thi Viet Huong²

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Faculty of Chemistry, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Pesticides in pyrethroid group has been replaced for the old organochloride by safety, short persistence, high effectiveness, low toxicity. This study evaluated the residues of four pesticides λ - Cyhalothrin, Permethrin, Cypermethrin, Deltamethrin in four popular vegetables such as cucumber, tomato, pea, okra in some markets and vegetable stores in Ha Nam Province. The results showed that four pesticides were found in cucumber, tomato, pea, okra at low concentrations. However, vegetables had residues of 3 pesticides λ -Cyhalothrin, Permethrin, Cypermethrin, 2 to 3 times higher than maximum threshold level in Circular 50/2016/TT-BYT. The HI index was estimated to assess the consumer health risks of using cucumbers and tomatoes as food. The calculated HI values were low in compared to 1, which means that both adults and children's health will not be affected when using cucumber and tomato as food.

Keywords: Pyrethroid, health risk assessment, HI.

ẢNH HƯỞNG CỦA TINH DẦU TỎI ĐẾN KHẢ NĂNG BẢO QUẢN THỊT TRÂU TƯƠI

Nguyễn Văn Lợi*, Nguyễn Thị Phương Mai⁽¹⁾
Lê Anh Tuấn, Trần Văn Quy

TÓM TẮT

Để góp phần làm tăng giá trị sử dụng của tinh dầu tỏi, nghiên cứu khả năng bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi với các tỷ lệ 1, 2 và 3 mL tinh dầu/100g thịt được thực hiện. Các chỉ tiêu cảm quan, hóa sinh và vi sinh vật của thịt trâu tươi được lựa chọn để đánh giá. Kết quả cho thấy, tỷ lệ tinh dầu tỏi đáp ứng tốt nhất là 2 mL/100g thịt sau 5 ngày bảo quản. Thịt giữ màu đỏ tươi, có độ đàn hồi tốt, không bị nhớt, thịt có mùi tự nhiên xen lẫn với mùi thơm của tinh dầu tỏi, nước luộc thịt trong, có vị ngọt và mùi thơm đặc trưng. Các chỉ tiêu hóa sinh (protein, lipid và các chất khoáng) biến đổi không đáng kể so với thịt trâu tươi ban đầu; tổng số vi sinh vật hiếu khí thấp hơn giới hạn cho phép và không phát hiện sự có mặt của các chủng vi sinh vật thuộc *Coliforms*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Staphylococcus aureus* và *Salmonella*. Kết quả nghiên cứu này là cơ sở tin cậy để xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi.

Từ khóa: Bảo quản thịt trâu tươi, chỉ tiêu cảm quan, chỉ tiêu hóa sinh, chỉ tiêu vi sinh, tinh dầu tỏi.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Tinh dầu tỏi được thu hồi từ củ tỏi bằng nhiều phương pháp hóa lý khác nhau, thường có màu vàng nhạt, trong suốt, vị hơi cay nóng và mùi thơm đặc trưng hấp dẫn. Trong tinh dầu tỏi có chứa các cấu tử diallyl sulfid, diallyl disulfid, 3-vinyl-1,2-dithiacyclohex-4-ene, 3-vinyl-1,2-dithiacyclohex-5-ene, diallyl trisulfid, ... [1- 3]. Tinh dầu tỏi có tác dụng kháng khuẩn mạnh đối với vi khuẩn *Escherichia coli*, với nồng độ tinh dầu tỏi 0,015% sau 72 giờ [2]. Ngoài tác dụng kháng khuẩn đối với chủng vi khuẩn *Escherichia coli*, tinh dầu này còn kháng khuẩn trên chủng vi khuẩn *Salmonella enterica*, *Listeria monocytogenes* [4], *Bacillus cereus*, *Staphylococcus aureus*, *Salmonella typhimurium* [5]. Vì vậy khi bổ sung tinh dầu tỏi vào trong thực phẩm vừa có tác dụng tạo mùi thơm và vừa có tác dụng bảo quản thực phẩm. Trong khi đó thịt trâu tươi là loại thực phẩm giàu giá trị dinh dưỡng, chứa hàm lượng protein, lipid, vitamin, chất khoáng và cũng là môi trường rất thuận lợi cho vi sinh vật sinh trưởng và phát triển. Hiện nay, thịt trâu tươi thường được bảo quản bằng phương pháp đông lạnh, ướp muối, sấy khô hoặc dùng axit hữu cơ. Việc ứng dụng tinh dầu tỏi để bảo quản thịt trâu tươi đang ít được nghiên cứu [5]. Mục đích của nghiên cứu này là đánh giá khả năng bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi, một trong những hợp chất thiên nhiên rất có giá trị trong ẩm thực nói riêng và sức khỏe con người nói chung, góp phần làm tăng giá trị sử dụng của tinh dầu tỏi, làm cơ sở cho việc xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu này.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu và hóa chất sử dụng

2.1.1. Đối tượng nghiên cứu

- Tinh dầu tỏi được thu hồi bằng phương pháp chưng cất lôi cuốn hơi nước từ củ tỏi được trồng tại Văn Giang, Hưng Yên. Sau khi chưng cất và tinh chế tinh dầu được đựng trong lọ thủy tinh tối màu và bảo quản lạnh. Tinh dầu tỏi sử dụng để bảo quản thịt trâu tươi phải đảm bảo chất lượng, đánh giá cảm quan theo TCVN 8460:2010, xác định tỷ trọng theo TCVN 8444:2010, xác định chỉ số axit theo TCVN 8450:20210, xác định chỉ số este theo TCVN 8451:2010.

- Thịt trâu tươi được thu mua tại lò mổ xã Thạch Bích, Thanh Oai, Hà Nội, thịt được bảo quản lạnh ở nhiệt độ từ 4-6°C trong thùng xốp để vận chuyển từ lò mổ về phòng thí nghiệm.

Bảng 1. Các công thức thí nghiệm

TT	Thành phần	Các công thức thí nghiệm			
		CT-1	CT-2	CT-3	CT-4
1	Thịt trâu tươi (g)	2.000	2.000	2.000	2.000
2	Tinh dầu tỏi (mL/100g thịt)	0	1	2	3

▲ Ghi chú: CT-1 - Công thức 1; CT-2 - Công thức 2; CT-3 - Công thức 3; CT-4 - Công thức 4. Các công thức này đều được thực hiện ở nhiệt độ 14 - 15°C

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

2.1.2. Hóa chất

Các hóa chất sử dụng trong phân tích bao gồm: Kali sulfat, axit boric, natri hydroxit, xanh metylen, etanol, *n*-hexan, nước cất, pectin,

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Phương pháp bố trí thí nghiệm

Để xác định ảnh hưởng của tinh dầu tỏi tới khả năng bảo quản thịt trâu tươi, thí nghiệm được thực hiện theo 4 công thức [5], được đưa ra trong Bảng 1.

Tiến hành thí nghiệm: Thịt trâu tươi trước khi đưa vào bảo quản được xát muối để khử khuẩn và rửa sạch muối bằng nước đun sôi để nguội, sau đó dùng xi lanh tiêm tinh dầu tỏi vào các miếng thịt và phun tinh dầu tỏi lên bề mặt các miếng thịt này, sau đó gói kín bằng bao bì polyetylen và đưa vào tủ lạnh, giữ nhiệt độ khoảng 14 - 15°C. Sau 5 ngày, các mẫu được đem phân tích, đánh giá các chỉ tiêu của chất lượng thịt trâu. Sở dĩ chọn thời điểm này để phân tích là theo kết quả nghiên cứu thăm dò, ở thời điểm ngày thứ 5 với điều kiện nhiệt độ dưới 15°C, kết hợp với sự có mặt của tinh dầu tỏi thịt trâu tươi chuyển sang giai đoạn chín tới. Trong giai đoạn này thịt đạt được cả hai giá trị là giá trị dinh dưỡng và cảm quan.

2.2.2. Phương pháp phân tích

Phương pháp phân tích, xác định các chỉ tiêu cảm quan, hóa sinh và vi sinh của các mẫu nghiên cứu được thể hiện trong Bảng 2.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu cảm quan của thịt trâu tươi trong quá trình bảo quản

Chỉ tiêu cảm quan của thịt trâu có ý nghĩa quan trọng đối với người tiêu dùng, được đánh giá về màu của bề mặt bên ngoài, độ đàn hồi, mùi và nước luộc thịt.

Kết quả cảm quan mẫu thịt trâu tươi và các mẫu sau bảo quản được thể hiện trong Bảng 3.

Chỉ tiêu cảm quan của thịt trâu tươi được xác định theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 3215: 1979. Trạng thái, màu sắc, mùi và vị của thịt được xác định theo thang điểm 5 gồm 6 bậc. Tổng điểm của các chỉ tiêu cảm quan cao nhất là 20 điểm và thấp nhất là 0 điểm. Tính điểm trung bình của các thành viên hội đồng đối với từng chỉ tiêu cảm quan, tiếp theo nhân với hệ số quan trọng tương ứng của chỉ tiêu đó gọi là điểm có trọng lượng của từng chỉ tiêu, sau đó tính tổng số điểm có trọng lượng của tất cả các chỉ tiêu cảm quan được số điểm chung. Với loại tốt (18,6 - 20 điểm), loại khá (15,2 - 18,5), loại trung bình (11,2 - 15,1), loại kém (7,2 - 11,1), loại rất kém (4,0 - 7,2) và loại hỏng (0 - 3,9). Hệ số quan trọng được hội đồng thống nhất là: Màu sắc bên ngoài (1,1), độ đàn hồi (1,3), mùi (0,7) và nước

Bảng 2. Phương pháp xác định các chỉ tiêu của các mẫu thịt trâu được nghiên cứu

Chỉ tiêu	Phương pháp, tiêu chuẩn áp dụng
Cảm quan	TCVN 3215:1979. Sản phẩm thực phẩm phân tích cảm quan - Phương pháp cho điểm
Hàm lượng protein	TCVN 8134:2009. Thịt và sản phẩm từ thịt - Phương pháp xác định hàm lượng nitơ
Hàm lượng lipid	TCVN 8137:2009. Thịt và sản phẩm từ thịt - Xác định hàm lượng chất béo tự do
Hàm lượng P	TCVN 7141:2002. Thịt và sản phẩm từ thịt - Xác định photpho tổng số- phương pháp quang phổ
Hàm lượng K, Ca, Mg, Fe, Zn	TCVN 1537: 2007. Xác định hàm lượng Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, K, Na và Zn - Phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử
pH	Giấy quỳ
Tổng số vi khuẩn hiếu khí	TCVN 7928:2008. Thực phẩm - Xác định tổng số vi sinh vật hiếu khí bằng phương pháp gel pectin
Coliforms	TCVN 6848:2007. Phương pháp định lượng Coliforms - Kỹ thuật đếm khuẩn lạc
Escherichia coli	TCVN 9976: 2013. Thịt và thủy sản - Định lượng Escherichia coli bằng phương pháp sử dụng đĩa đếm Petrifilm
Clostridium perfringers	TCVN 4991:2005. Phương pháp định lượng Clostridium perfringers trên đĩa thạch- Kỹ thuật đếm khuẩn lạc
Staphylococcus aureus	TCVN 4830-1:2005. Phương pháp định lượng Staphylococcus có phản ứng dương tính với Coagulase (Staphylococcus aureus và các loài khác) trên đĩa thạch
Salmonella	TCVN 4829: 2005 về Phương pháp phát hiện Salmonella trên đĩa thạch
Giới hạn nhiễm vi sinh vật	TCVN 7046:2009 về Thịt tươi - Yêu cầu kỹ thuật

luộc thịt (0,9). Kết quả đánh giá cảm quan trong Bảng 3 cho thấy, thịt trâu tươi có màu sắc đỏ tươi, độ đàn hồi tốt, cấu trúc thịt săn chắc. Sau 5 ngày được bảo quản, ở công thức CT-1 có tổng số điểm cảm quan thấp nhất, điều này có thể do ở công thức này không sử dụng tinh dầu tỏi, dẫn tới vi sinh vật sinh trưởng và phát triển mạnh làm cho chỉ tiêu cảm quan của thịt biến đổi mạnh hơn so với thịt bảo quản ở các công thức khác; ở công thức CT-2 với tỷ lệ tinh dầu tỏi sử dụng

Bảng 3. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu cảm quan của thịt trâu tươi sau 5 ngày bảo quản

Chỉ tiêu	Thang điểm và cảm quan của các mẫu thịt				
	Thịt trâu tươi	Sau 5 ngày bảo quản			
		CT-1	CT-2	CT-3	CT-4
Màu (bên ngoài)	-	3,16 ^a	3,21 ^b	4,43 ^{cd}	4,42 ^{cd}
	Đỏ tươi	Màu nhợt nhạt	Màu nhợt nhạt	Màu đỏ tươi	Màu đỏ tươi
Độ đàn hồi	-	2,02 ^a	2,35 ^b	3,89 ^c	3,86 ^c
	Tốt	Mềm nhũn, nát	Kém	Tốt, không có nhót	Tốt, không có nhót
Mùi	-	3,07 ^a	3,39 ^b	3,71 ^c	3,48 ^d
	Tự nhiên	Hôi, thối	Hôi	Mùi tự nhiên xen lẫn với mùi thơm đặc trưng của tinh dầu tỏi	Mùi tự nhiên xen lẫn với mùi thơm nồng của tinh dầu tỏi
Nước luộc thịt	-	2,72 ^a	3,46 ^b	4,59 ^c	4,45 ^c
	Trong, có vị ngọt	Đục, có mùi hôi, vị chua	Hơi đục, không có mùi hôi, không có vị chua	Trong, có vị ngọt đặc trưng, mùi thơm đặc trưng	Trong, có vị ngọt đặc trưng, mùi thơm đặc trưng
Tổng điểm	-	10,97	12,41	16,62	16,21
Xếp loại	-	Kém	Trung bình	Khá	Khá

▲ Ghi chú: Theo hàng ngang, các số mang số mũ khác nhau thì sai khác có ý nghĩa thống kê (với $P < 0,05$)

là 1 mL/100g thịt, tổng điểm cảm quan 12,41 và xếp loại trung bình. Điều đó cho thấy khi tỷ lệ tinh dầu tỏi tăng lên 1 mL/100g thịt, vẫn chưa đủ khả năng ức chế hiệu quả hoạt động của vi sinh vật. Khi tăng tỷ lệ tinh dầu tỏi lên 2 mL/100g thịt (công thức CT-3) và 3 mL/100g thịt (CT-4) kết quả xếp loại đều đạt khá, nhưng tổng điểm ở công thức CT-3 được đánh giá cao hơn (16,62) so với CT-4 (16,21). Nếm thử thịt trâu bảo quản ở công thức CT-4 sau khi luộc, cảm nhận có vị hơi đắng của tinh dầu. Điều đó cho thấy với tỷ lệ tinh dầu tỏi dùng để bảo quản là 3 mL/100g thịt sẽ làm cho thịt trâu có vị hơi đắng. Vì vậy dựa vào chỉ tiêu cảm quan, để giảm giá thành sản phẩm và hạn chế hiện tượng thịt trâu có vị đắng, chọn tỷ lệ tinh dầu tỏi là 2 mL/100g thịt làm cơ sở để xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi.

3.2. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu hóa sinh của thịt trâu tươi trong quá trình bảo quản

Trong quá trình bảo quản thực phẩm nói chung và thịt trâu tươi nói riêng, ngoài các chỉ tiêu cảm quan, các chỉ tiêu hóa sinh cũng có sự biến đổi theo thời gian. Mục đích của các biện pháp bảo quản là hạn chế sự biến đổi này đến mức thấp nhất. Kết quả xác định sự biến đổi các chỉ tiêu hóa sinh của thịt trâu tươi trong quá trình bảo quản được thể hiện trong Bảng 4.

Từ các kết quả nghiên cứu thể hiện trong Bảng 4 cho thấy, trong thịt trâu tươi có hàm lượng protein lớn hơn 20%, hàm lượng lipid lớn hơn 3% và hàm lượng chất khoáng cũng chiếm tỷ lệ cao, đặc biệt là hàm lượng K, P, Mg, Ca. Sau 5 ngày bảo quản, các thành phần protein, lipid và chất khoáng ở công thức CT-1 đều giảm so với thịt trâu bảo quản ở các công thức có sử dụng tinh dầu tỏi. Trong đó, công thức CT-2 có sự giảm các thành phần protein, lipid và chất khoáng lớn hơn so với công thức CT-3 và CT-4. So sánh giữa hai công thức CT-3 và CT-4, kết quả cho thấy sự biến đổi các thành phần protein, lipid và chất khoáng đều không có sự khác biệt lớn.

Dựa vào độ pH cho thấy, sau 5 ngày bảo quản độ pH của thịt trâu ở công thức CT-1 và CT-2 đều lớn hơn 7, sữ dĩ có hiện tượng này là do protein của thịt đã bị biến đổi để giải phóng ra NH_3 làm cho độ pH tăng, trong khi đó thịt trâu bảo quản ở các công thức CT-3 và CT-4 độ pH nhỏ hơn 7. Điều đó chứng tỏ, với tỷ lệ tinh dầu tỏi 2 - 3 mL/100g thịt đã có tác dụng hạn chế sự biến đổi hiệu quả các chỉ tiêu hóa sinh của thịt trâu trong quá trình bảo quản. So với thịt trâu tươi trước khi đưa vào bảo quản thì sự biến đổi các chỉ tiêu hóa sinh này diễn ra không đáng kể. Do đó dựa vào chỉ tiêu hóa sinh, để tiết kiệm chi phí trong quá trình bảo quản, chọn tỷ lệ tinh dầu tỏi 2 mL/100g thịt để xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi là phù hợp.



Bảng 4. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu hóa sinh của thịt trâu tươi sau 5 ngày bảo quản

TT	Chỉ tiêu hóa sinh	Kết quả chỉ tiêu hóa sinh				
		Thịt trâu tươi	Sau 5 ngày bảo quản			
			CT-1	CT-2	CT-3	CT-4
1	Protein (g/100g)	21,7	18,9 ^a	19,7 ^b	20,8 ^c	20,9 ^c
2	Lipid (g/100g)	3,9	2,9 ^a	3,1 ^b	3,4 ^c	3,5 ^c
3	K (mg/100g)	367	338 ^a	347 ^b	355 ^c	356 ^c
4	Ca (mg/100g)	19	15 ^a	16 ^b	18 ^c	18 ^c
5	Fe (mg/100g)	2,1	1,6 ^a	1,7 ^b	1,8 ^c	1,9 ^d
6	Mg (mg/100g)	28	23 ^a	24 ^b	26 ^c	26 ^c
7	P (mg/100g)	229	209 ^a	214 ^b	216 ^c	217 ^c
8	Zn (mg/10g)	4,5	3,7 ^a	3,9 ^b	4,2 ^c	4,1 ^c
9	Độ pH	<7	>7	>7	<7	<7

▲ Ghi chú: Theo hàng ngang, các số mang số mũ khác nhau thì sai khác có ý nghĩa thống kê (với $P < 0,05$)

3.3. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu vi sinh vật của thịt trâu tươi trong quá trình bảo quản

Vi sinh vật là tác nhân gây thối hỏng thịt trong quá trình bảo quản. Vì vậy, các phương pháp bảo quản đều nhằm ức chế sự hoạt động của vi sinh vật để kéo dài thời gian sử dụng của thịt. Kết quả xác định ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu vi sinh vật của thịt trâu tươi trong quá trình bảo quản được trình bày trong Bảng 5.

Từ số liệu kết quả thể hiện trong Bảng 5 thấy rằng, không phát hiện sự có mặt của tổng số vi sinh vật hiếu khí, *Coliforms*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringers*, *Staphylococcus aureus* và *Salmonella* trong

Bảng 5. Ảnh hưởng của tinh dầu tỏi đến sự biến đổi các chỉ tiêu vi sinh vật của thịt trâu sau 5 ngày bảo quản

Chỉ tiêu	Giới hạn nhiễm	Kết quả chỉ tiêu vi sinh				
		Thịt trâu tươi	Sau 5 ngày bảo quản			
			CT-1	CT-2	CT-3	CT-4
Tổng số vi sinh vật hiếu khí (CFU/g)	105	KPH	4.105	2.105	102	102
Coliforms (CFU/g)	102	KPH	80	60	KPH	KPH
Escherichia coli (CFU/g)	102	KPH	12	8	KPH	KPH
Clostridium perfringers (CFU/g)	102	KPH	15	12	KPH	KPH
Staphylococcus aureus (CFU/g)	102	KPH	12	10	KPH	KPH
Salmonella (CFU/g)	0	KPH	10	KPH	KPH	KPH

thịt trâu tươi. Sở dĩ không phát hiện được sự có mặt của tổng số vi sinh vật hiếu khí là vì sau khi giết mổ tiến hành pha cắt, lấy mẫu thịt ngay, bao gói kín vào bao bì nylon và đựng trong thùng xốp có chứa nước đá, vận chuyển về phòng thí nghiệm đã được vô trùng, sau đó thịt được rửa sạch bằng nước đun sôi để nguội đã đầy kín, rồi thịt được xát muối để khử khuẩn trước khi phân tích.

Sau 5 ngày bảo quản, thịt trâu ở công thức CT-1 bị nhiễm một số vi sinh vật. Các chỉ tiêu về tổng số

vi sinh vật hiếu khí và *Salmonella* đều vượt quá giới hạn cho phép theo TCVN 7046:2009. Đây là nguyên nhân cơ bản làm cho thịt bị thối hỏng nhanh. Thịt trâu bảo quản ở công thức CT-2, tổng số vi sinh vật hiếu khí cũng vượt quá giới hạn cho phép. Điều đó cho thấy, với tỷ lệ tinh dầu tỏi 1 mL/100g thịt là chưa đủ khả năng ức chế sự phát triển của vi sinh vật này. Trong khi đó, thịt trâu bảo quản ở các công thức CT-3 và CT-4, với hàm lượng tinh dầu tỏi dùng để bảo quản tương ứng là 2 - 3mL/100g thịt, đều không phát hiện sự có mặt của các chủng vi sinh vật *Coliforms*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringers*, *Staphylococcus aureus* và *Salmonella*, tổng số vi sinh vật hiếu khí phát hiện được thấp hơn giới hạn cho phép theo TCVN 7046:2009. Như vậy, với tỷ lệ tinh dầu tỏi từ 2 - 3 mL/100g thịt đã có tác dụng hiệu quả trong việc kìm hãm sự phát triển của các vi sinh vật gây ảnh hưởng xấu đến chất lượng của thịt trâu tươi. Kết quả này cũng phù hợp với kết quả nghiên cứu của Lalla F.D và cộng sự [1], Taheri M và cộng sự [2] về khả năng ức chế sự hoạt động của tinh dầu tỏi.

Vì vậy, dựa vào chỉ tiêu vi sinh vật và để giảm giá thành trong quá trình bảo quản, chọn tỷ lệ tinh dầu tỏi 2 mL/100g thịt làm cơ sở cho việc xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi ở nhiệt độ từ 14 - 15°C.

4. KẾT LUẬN

Đã tiến hành thí nghiệm khả năng bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi với các tỷ lệ 1, 2 và 3 mL/100g thịt. Kết quả đánh giá các chỉ tiêu cảm quan, chỉ tiêu hóa sinh và chỉ tiêu vi sinh của thịt trâu tươi cho thấy, tỷ lệ khối lượng tinh dầu tỏi đáp ứng tốt nhất chất lượng của thịt là 2 mL/100g thịt, sau 5 ngày bảo quản. Thịt giữ màu đỏ tươi, có độ đàn hồi tốt, không bị nhớt, thịt có mùi tự nhiên xen lẫn với mùi thơm của tinh dầu tỏi, nước luộc

thịt trong, có vị ngọt và mùi thơm đặc trưng. Các chỉ tiêu hóa sinh (protein, lipid và các chất khoáng) có biến đổi không đáng kể so với thịt trâu tươi ban đầu. Tổng số vi sinh vật hiếu khí phát hiện được thấp hơn giới hạn cho phép và không phát hiện sự có mặt của các chủng vi sinh vật *Coliforms*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringers*, *Staphylococcus aureus* và *Salmonella*. Kết quả này là cơ sở tin cậy để xây dựng quy trình bảo quản thịt trâu tươi bằng tinh dầu tỏi■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Lalla F.D, Ahmed B, Omar A, Mohieddine M, 2013, Chemical composition and biological activity of *Allium sativum* essential oils against *Callosobruchus maculatus*, *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 3(1), 30-36.
2. Taheri M, Misaghi A, Akhoundzadeh B.A, Modaresi M.H, Gandomi H, Gandomi H, Khosravi P, Talebi F, Heshmati A, 2016, Effect of garlic (*Allium sativum* L.) essential oil on growth of *E.coli* O157: H7 and shiga toxin 2 production, *Journal of Veterinary Research*, 71(1), 41-47.
3. Nguyễn Thị Tâm, 2003, Những tinh dầu lưu hành trên thị trường, Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội.
4. Du W.X, Olsen C.W, Avena Bustillos R.J, Mchugh T.H, Levin C.E, Mandrell R, Friedman M, 2009, Antibacterial effects of allspice, garlic and oregano essential oils in tomato film determined by overlay and vapor phase methods, *Journal of Food science*, 74(7), 390-397.
5. Hoàng Đình Hòa, Phan Thanh Tâm, Phạm Thị Thu Hiền, 2006, Nghiên cứu hoạt tính kháng khuẩn của các chế phẩm từ tỏi (*Allium sativum*) nhằm ứng dụng để bảo quản thực phẩm, Kỷ yếu Hội nghị Khoa học lần thứ 20, Nhà xuất bản Đại học Bách khoa Hà Nội, 120-125.

EFFECTS OF GARLIC ESSENTIAL OIL ON PRESERVATION POSSIBILITY OF FRESH BUFFALO MEAT

Nguyen Van Loi^{1*}, Nguyen Thi Phuong Mai¹

Le Anh Tuan¹, Tran Van Quy¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

To help increase the value of garlic essential oil, research on the possibility of preserving fresh buffalo meat with garlic essential oil with the ratios of 1, 2 and 3ml of garlic oil per 100g of meat was conducted. The sensory, biochemical and microbiological criteria of fresh buffalo meat were selected for evaluation. The results showed that the most effective ratio was 2ml of garlic oil per 100g of meat after 5 days of preservation. The meat kept its bright red color and good elasticity, was not slimy and had a natural smell mixed with the aroma of the garlic essential oil; the broth from the boiled meat was clear with the typical sweetness and aroma. The biochemical parameters (proteins, lipids and minerals) did not change significantly compared to the original fresh buffalo meat. The total number of aerobic microorganisms was within the allowable limit and the microbial strains including *Coliforms*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringers*, *Staphylococcus aureus* and *Salmonella* were not detected. The results of the study provide a credible basis for building a process of preserving fresh buffalo meat using garlic essential oil.

Key words: Preservation of fresh buffalo meat, sensory criterion, biochemical criterion, microbiological criterion, garlic essential oil.

PHƯƠNG PHÁP LOẠI BỎ MÀU CỦA GỖ VÀ TIỀM NĂNG CHẾ TẠO VẬT LIỆU MỚI TỪ GỖ TỰ NHIÊN

Phạm Thị Ngân Giang, Nguyễn Thị Lan Hương⁽¹⁾
 Nguyễn Ngọc Duy, Nguyễn Thị Hạnh, Nguyễn Hữu Huân*

TÓM TẮT

Gỗ là vật liệu được sử dụng từ rất sớm trong xây dựng và sinh hoạt thường ngày. Thành phần của gỗ bao gồm lignin, xenlulo và hemicellulose. Lignin - hợp chất hữu cơ chính tạo màu gỗ, chiếm 80 - 95% sự hấp thụ ánh sáng (HTAS) trong gỗ, được xử lý bằng nhiều phương pháp. Trong nghiên cứu này, phương pháp sử dụng là xử lý bằng hóa chất kết hợp với xử lý nhiệt, sử dụng natri hydroxit và natri sulphit trong nước ở nhiệt độ cao để loại bỏ thành phần lignin HTAS, thay đổi cấu trúc gỗ Trám. Việc bổ sung vào một số chất trong quá trình xử lý nhằm tạo ra một loại vật liệu mới có hiệu suất quang học và hiệu suất cơ học tương tự như nhựa hay thủy tinh, nhưng có khả năng phân hủy sinh học. Gỗ trong suốt là vật liệu hứa hẹn sẽ mang lại những hiệu quả đáng mong đợi, có lợi ích kinh tế và thân thiện với môi trường.

Từ khóa: Lignin, gỗ trong suốt, hiệu suất quang học.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Vật liệu tổng hợp polyme gỗ (Wood Polyme Composite_WPC) là sự kết hợp gỗ với polyme giúp tăng cường các đặc tính vật lý của gỗ, composite điều chỉnh theo các ứng dụng cụ thể được cải thiện như: Độ cứng bề mặt, khả năng chống thấm nước, ổn định kích thước, chống mài mòn, chống cháy... Do vậy, WPC có thể sử dụng làm sàn gỗ, đồ nội thất, thiết bị thể thao, các bộ phận cho nhạc cụ, ứng dụng công nghiệp và vật liệu xây dựng [1].

Một xu hướng mới trong chế tạo vật liệu xây dựng là WPC trong suốt được phát triển gần đây, nhằm cải thiện các đặc tính quang học, cơ học và nhiệt học. Gỗ trong suốt (Transparent Wood Composite_TWC) lần đầu tiên được chế tạo từ năm 1992 dựa trên phương pháp loại bỏ các thành phần HTAS (chủ yếu là lignin), sau đó lấp đầy bằng polyme có chiết suất phù hợp với nền gỗ [2].

Các nghiên cứu sau này về TWC đều dựa trên nguyên tắc nói trên, nhưng sử dụng phương pháp loại bỏ lignin khác nhau. Ngày nay, vật liệu tự nhiên và các chất dẫn xuất từ gỗ được coi là một trong những lựa chọn thay thế quan trọng trong những tòa nhà "xanh", tiết kiệm năng lượng. Loại vật liệu này có các đặc tính quang học, hiệu suất cơ học vượt trội, tiềm năng đa chức năng lớn.

Ở trạng thái tự nhiên, gỗ không phải là vật liệu trong suốt vì khả năng tán xạ và HTAS. Để làm cho gỗ trong suốt, cần phải loại bỏ cả hai yếu tố này. Lượng ánh sáng hấp thụ liên quan chặt chẽ đến thành phần hóa học. Gỗ có màu là do sự có mặt của các thành phần HTAS như lignin, diệp lục, tannin. Trong số này, khoảng 80 - 95% sự HTAS trong gỗ là do lignin. Sự HTAS này có thể được giảm thiểu đáng kể bằng cách xử lý hóa học, lý học đối với gỗ nhằm loại bỏ hoàn toàn lignin hoặc vô hiệu hóa các tế bào sắc tố bên trong lignin. Việc áp dụng phương pháp phù hợp để loại bỏ lignin trở nên quan trọng trong quy trình chế tạo TWC.

Các phương pháp loại bỏ lignin trong gỗ gồm:

Nhiệt phân: Quá trình nhiệt phân của lignin xảy ra trong một khoảng nhiệt độ rộng (từ 160 - 900°C) và tạo ra nhiều cặn rắn. Nhưng việc tiêu thụ năng lượng trong quá trình nhiệt phân để loại bỏ lignin ra khỏi gỗ không đạt được hiệu quả cao, trên thực tế, thường sử dụng kết hợp nhiệt phân với một phương pháp khác để xử lý [5].

Vi sóng: Sử dụng vi sóng để làm nóng sinh khối, phá vỡ lignin. Một nghiên cứu xử lý vi sóng đối với xơ chùm quả cọ dầu trong điều kiện kiểm soát cho thấy lượng lignin giảm 74% [4]

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Áp suất: Sử dụng nước được làm nóng với nhiệt độ từ 100 - 374°C và chịu áp suất cao (< 22 MPa), giữ cho nước có khả năng hòa tan của các hợp chất hữu cơ [3].

Hóa chất: Trong môi trường kiềm hemixenlulozơ và lignin có thể hoà tan ở những mức độ khác nhau, tùy thuộc vào điều kiện của chiết xuất, trong khi xenlulozơ vẫn không hòa tan. Điều kiện để xử lý trong môi trường kiềm phức tạp hơn so với các phương pháp khác. Nó có thể được thực hiện ở điều kiện thường, tuy nhiên, nếu cần tiến hành tiền xử lý trong thời gian dài thì cần có nhiệt độ cao [4, 5].

Ozonolysis: Xử lý bằng ozone chủ yếu phân hủy lignin nhưng ảnh hưởng không đáng kể đến hemixenlulozơ và xenlulozơ. Mặc dù ozonolysis là phương pháp xử lý hiệu quả, nhưng lượng ozone yêu cầu cao nên khá tốn kém, khó có thể được mở rộng ở quy mô công nghiệp [5].

Xử lý sinh học: Được thực hiện bởi các vi sinh vật như nấm, chủ yếu phân hủy lignin, hemixenlulozơ và một lượng nhỏ xenlulozơ. Các sinh vật phân giải này được sử dụng để loại bỏ lignin khỏi chất nền lignoxenlulosic, đồng thời sản xuất enzym xenlulaza. Những nghiên cứu về xử lý tàn dư gỗ cứng, gỗ mềm bằng vi khuẩn *Streptomyces griseus* được phân lập từ xác lá cho thấy, nó tăng cường khả năng hòa tan kiềm nhẹ của lignin và tạo ra mức độ cao của phức hợp xenlulaza khi phát triển trên chất nền gỗ. Hàm lượng lignin mất đi lần lượt là 10,5%; 23,5% đối với gỗ mềm và gỗ cứng [6].

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Nghiên cứu được tiến hành tại Phòng thí nghiệm Nghiên cứu Môi trường, Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội.

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Gỗ Trám trắng (*Canarium album* Raeusch), thuộc chi Trám (*Canarium*), họ Trám (*Burseraceae*). Trám trắng là loài cây phát triển nhanh, có giới hạn sinh thái rộng với điều kiện đất và khí hậu Việt Nam. Đại diện cho loài cây ưa sáng, phân bố khá phổ biến ở Việt Nam, đặc biệt là các tỉnh phía Bắc.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Áp dụng phương pháp xử lý bằng hóa chất, kết hợp với xử lý nhiệt theo thời gian đối chứng để hòa tan một phần lignin. Mẫu được tẩy trắng loại bỏ phần còn lại, rửa bằng nước cất, bảo quản bằng cồn. Phương pháp kiểm tra là đánh giá sơ bộ khả năng truyền qua và mức độ tán xạ của ánh sáng.

2.2.1. Chuẩn bị mẫu và hóa chất

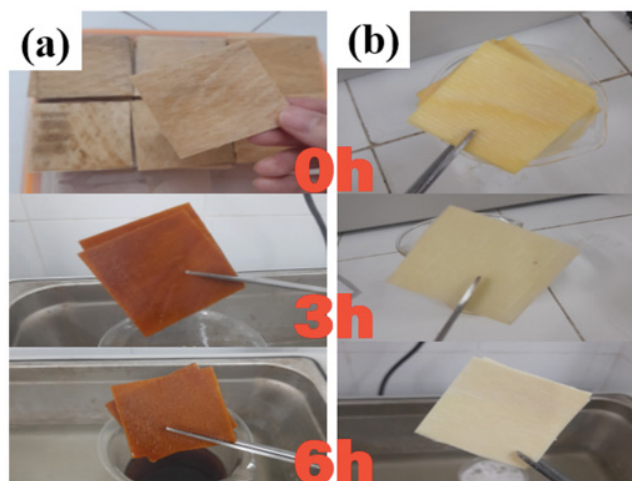
Chuẩn bị 30 mẫu gỗ có kích thước (dài x rộng x cao) là 50 x 50 x 3 mm. Hóa chất: Natri hydroxit (NaOH), Sodium sulfite Na_2SO_3 , Hydrogen peroxide H_2O_2 , cồn tuyệt đối Ethanol ethyl alcohol $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ được sản xuất bởi công ty TNHH Khoa học Xilong - Trung Quốc.

2.2.2. Các bước tiến hành

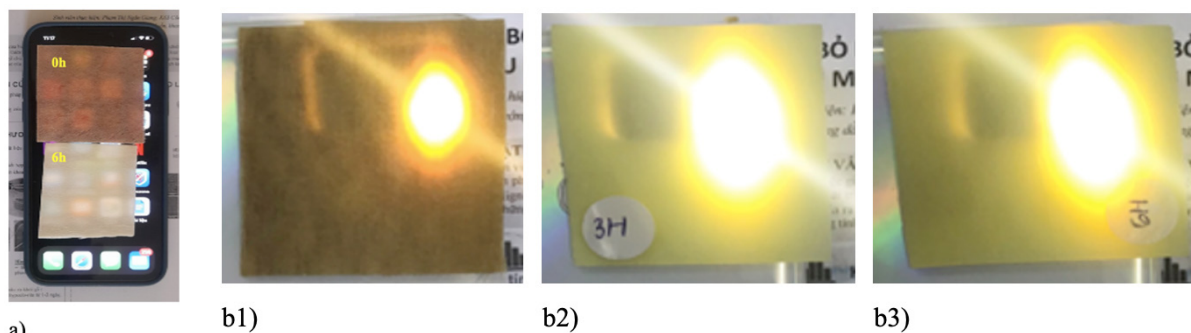
Rửa (ngâm) các mẫu gỗ bằng nước cất đang sôi 3 lần, mỗi lần 10 phút. Loại bỏ lignin bằng NaOH 2,5 mol/L + Na_2SO_3 0,4 mol/L: Dùng cân phân tích cân 50g NaOH với 25,2g Na_2SO_3 cho vào cốc thủy tinh 1.000 ml, định mức lên 500 ml bằng nước cất, hòa tan tạo dung dịch đồng nhất. Cho 30 miếng gỗ đã chuẩn bị vào dung dịch trên rồi đun cách thủy theo thời gian: 0h; 3h; 6h. Theo các mức thời gian ở trên, dùng kẹp gấp ra lần lượt mỗi loạt mẫu (5 miếng gỗ). Tẩy trắng bằng H_2O_2 (2,5 mol/L): Mẫu sau khi gấp ra sẽ được bỏ vào cốc thủy tinh 100 ml chứa H_2O_2 2,5 mol/L, đun cách thủy đến khi mất màu vàng của gỗ (nếu miếng gỗ ngừng sủi bọt trắng - thêm hydrogen peroxide); lấy ra rửa lại bằng nước cất đang sôi 3 lần, mỗi lần 10 phút và bảo quản mẫu thu được trong cồn ethanol. Dung dịch cồn tuyệt đối có thể thay thế lượng nước còn sót lại trong gỗ, do đó cải thiện đáng kể độ thấm; mẫu không bị hạn chế sợi nhỏ xenlulozơ cuộn lại và bong ra khỏi nhau.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

Kết quả nghiên cứu loại bỏ lignin bằng hóa chất (NaOH 2,5 mol/L + Na_2SO_3 0,4 mol/L), kết hợp với xử lý nhiệt theo thời gian: Đối chứng (0h; 3h; và 6h) được trình bày trong hình 1a. Các mẫu sau khi loại bỏ lignin tiếp tục được xử lý tẩy trắng (H_2O_2 2,5 mol/L trên bếp đun cách thủy), rửa bằng nước cất và bảo quản bằng cồn được thể hiện trong hình 1b.



▲ Hình 1. (a) Mẫu gỗ chưa qua xử lý (0h); 3h, 6h - mẫu gỗ được xử lý bằng nhiệt và hóa chất (b) mẫu gỗ sau xử lý bằng H_2O_2



▲ Hình 2. a) Khả năng truyền qua của ánh sáng với mẫu gỗ chưa qua xử lý (0h) và 6h; b1) khả năng tán xạ của mẫu gỗ chưa qua xử lý (0h); b2) khả năng tán xạ của mẫu gỗ qua xử lý (3h); b3) khả năng tán xạ của mẫu gỗ qua xử lý (6h)

Mẫu sau khi xử lý (6h) được đánh giá sơ bộ khả năng truyền qua và mức độ tán xạ của ánh sáng được thể hiện trong hình 2. Các mẫu gỗ sau xử lý có sự phân bố nhiều ánh sáng một cách đồng đều và loại bỏ độ chói do không có vùng bị ánh sáng trực tiếp (hình 2b).

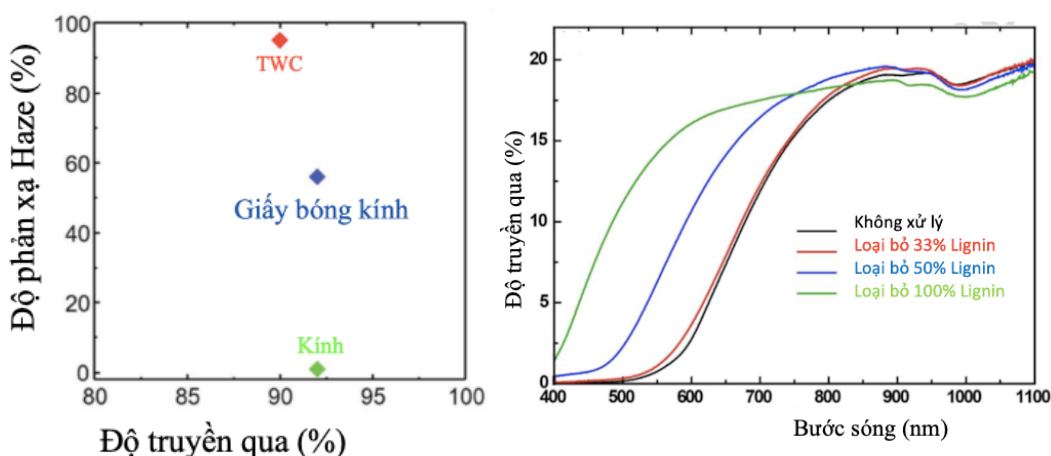
Li và cộng sự (2016) cũng đã công bố kết quả nghiên cứu về phương pháp loại bỏ lignin trong gỗ để chế tạo TWC, trong đó các tác giả cũng đã sử dụng phương pháp nhiệt kết hợp với hóa chất tương tự ($\text{NaOH}/\text{Na}_2\text{SO}_3$ và H_2O_2). Hình 3a so sánh độ bóng (phản xạ Haze) của TWC, giấy bóng kính, kính. Bên cạnh độ truyền cao, độ bóng (phản xạ Haze) của TWC đạt tới 95% và cao hơn nhiều so với giấy bóng (giá trị độ bóng điển hình của giấy bóng khoảng 60%). Kính thể hiện khả năng kiểm soát ánh sáng hạn chế với độ truyền cao, nhưng giá trị độ bóng (phản xạ Haze) là thấp nhất [7].

Một nghiên cứu khác của Zhu (2016) với cùng phương pháp loại bỏ lignin (sử dụng $\text{NaOH}/\text{Na}_2\text{SO}_3$ và H_2O_2) đã khảo sát độ truyền qua của TWC với vật liệu có các mức độ được xử lý loại bỏ lignin. Nhìn chung, hình 3b cho thấy đường cong HTAS có xu hướng chuyển sang bước sóng dài hơn khi

hàm lượng lignin trong gỗ tăng lên. Đối với các mẫu đối chứng chưa loại bỏ lignin (đường màu đen) và loại bỏ 33% lignin theo khối lượng (đường màu đỏ), phạm vi hấp thụ bao phủ toàn bộ quang phổ ánh sáng nhìn thấy được. Trong khi đó, mẫu đã được loại bỏ hoàn toàn lignin (màu xanh lá), thể hiện độ truyền qua được tăng cường đáng kể và sự HTAS được giảm thiểu trong toàn bộ dải ánh sáng nhìn thấy [8].

Nghiên cứu của Wachter và cộng sự (2019) xác định các quá trình xảy ra trong khi xử lý nhiệt kết hợp với hóa chất ($\text{NaOH}/\text{Na}_2\text{SO}_3$ và H_2O_2) cho thấy, trọng lượng gỗ sau xử lý ở bước 1 (xử lý bằng nhiệt và hóa chất: $\text{NaOH}/\text{Na}_2\text{SO}_3$) thì lượng lignin giảm trung bình đạt khoảng 28%. Sau khi xử lý bước 2 (xử lý bằng nhiệt và hóa chất: H_2O_2), trọng lượng gỗ giảm khoảng 56%, có thể là do loại bỏ phần lớn lignin có thể chiết xuất từ gỗ. Các mẫu có cấu trúc xốp, dễ vỡ và trắng hơn đáng kể [9].

Như vậy, có thể nhận định kết quả thực nghiệm xử lý loại bỏ lignin trong gỗ tự nhiên (gỗ Trám) bằng hóa chất (NaOH 2,5 mol/L và Na_2SO_3 0,4 mol/L) kết hợp với xử lý nhiệt, sau đó được tẩy trắng bằng H_2O_2 2,5 mol/L đã loại bỏ được



a) So sánh độ bóng (phản xạ Haze) của TWC, giấy bóng kính và kính [7].

b) Đường cong hấp thụ bước sóng và hàm lượng lignin trong TWC [8].

▲ Hình 3. Một số đặc điểm quang học của vật liệu TWC

phần lớn lượng lignin trong gỗ. So sánh định tính với các nghiên cứu trước đây, có thể sơ bộ nhận định khối lượng lignin trong gỗ Trám bị loại bỏ ước khoảng trên 50%. Đồng thời, kết quả xử lý cũng đã cải thiện được đáng kể tính chất quang học (độ truyền qua, độ tán xạ) của các mẫu gỗ được xử lý là do kết quả của việc loại bỏ lignin trong gỗ.

4. KẾT LUẬN

Phương pháp áp dụng loại bỏ lignin có vai trò quyết định tới tính chất quang học của vật liệu. Loại bỏ lignin trong gỗ là bước đầu tiếp cận chế tạo vật liệu cải thiện tính chất quang học từ gỗ làm nền tảng để tiếp tục các nghiên cứu tiếp theo với mong muốn cải thiện các tính chất lý hóa của vật liệu. Việc làm này cũng có thể làm yếu cấu trúc gỗ, tuy nhiên, bổ sung thêm polyme vào quá trình xử lý ép gỗ sẽ cải thiện được hạn chế. Trong quá trình loại bỏ một phần của lignin, vật liệu gỗ tổng

hợp mới có độ xuyên sáng nhất định nhưng vẫn giữ được hầu hết màu sắc và vân gỗ. Có thể kết luận rằng, lượng lignin loại bỏ ảnh hưởng trực tiếp đến khả năng tán xạ của gỗ trong suốt. Tùy từng mục đích sử dụng, khống chế mức độ loại bỏ lignin và sự phân bố trong cấu trúc gỗ, bổ sung các chất phụ gia như cảm quang, phát quang, ổn định nhiệt mà có thể chế tạo những dạng vật liệu mới từ gỗ như: Gỗ trong suốt, gỗ trong suốt phát quang, gỗ trong suốt lưu trữ năng lượng nhiệt...■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Dale Ellis W., (2000), *Wood - Polymer Composites: Review of Processes and Properties, Molecular Crystals and Liquid Crystals Science and Technology. Section A. Molecular Crystals and Liquid Crystals*, 353:1, 75 - 84, doi: 10.1080/10587250008025649.
2. Fink S., (1992), *Transparent wood - a new approach in the functional study of wood structure. Holzforschung* 46, 403 - 408; doi:10.1515/hfsg.1992.46.5.403.
3. Ross K., Mazza G., (2010), *Characteristics of Lignin from Flax Shives as Affected by Extraction Conditions. Int. J. Mol. Sci.* 11, 4035 - 4050; doi:10.3390/ijms11104035.
4. Saifuddin M.N., Refal H., Kumaran P., (2013), *Microwave-Assisted Alkaline Pretreatment and Microwave Assisted Enzymatic Saccharification of Oil Palm Empty Fruit Bunch Fiber for Enhanced Fermentable Sugar Yield, Journal of Sustainable Bioenergy Systems* 3(1):7 - 17; doi:10.4236/jsbs.2013.31002.
5. Wu Y., Zhou, J., Huang Q., Yang F., Wang Y., Wang J., (2020), *Study on the Properties of Partially Transparent Wood under Different Delignification Processes. Polymers* 12, 661; doi:10.3390/polym12030661.
6. Xia Q., Chaoji C., Li T., He S., & Gao J., Wang H., Hu L., (2021), *Solar-assisted fabrication of large-scale, patternable transparent wood. Science Advances* 7, 7342 -7369; doi:10.1126/sciadv.abd7342.
7. Li T., Zhu M., Yang Z., Song J., Dai J., Yao Y., Luo W., Pastel G., Yang B., and Hu L., (2016), *Wood composite as an energy efficient building material: guided sunlight transmittance and effective thermal insulation. Adv. Energy Mater.* 6, 1601122;doi:10.1002/aenm.201601122.
8. Zhu M., Li T., Davis C. S., Yao Y., Dai J., Wang Y., AlQatari F., Gilman J. W., Hu L., (2016), *Transparent and haze wood composites for highly efficient broadband light management in solar cells. Nano Energy* 26, 332 - 339; doi:10.1016/j.nanoen.2016.05.020.
9. Wachter I., Štefko T., Rolínek M., (2019), *Optimization of two-step alkali process of lignin removal from basswood. Research Papers Faculty of Materials Science and Technology Slovak University of Technology*, 27(44) 153-161. doi:10.2478/rput-2019 - 0016.

THE METHOD OF REMOVING THE COLOR OF WOOD AND THE POTENTIAL FOR MAKING NEW MATERIALS FROM NATURAL WOOD

Pham Thi Ngan Giang¹, Nguyen Thi Lan Huong¹, Nguyen Ngoc Duy¹
 Nguyen Thi Hanh¹, Nguyen Huu Huan^{1*}

¹*Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi*

ABSTRACT

Wood is a materials that was used very early in construction materials and daily life. The composition of wood include lignin, cellulose and hemicellulose. Lignin - the main organic compound responsible for the color of wood, accounting for 80–95 % of light absorption in wood, will be treated by many methods. In this study, the method used is chemical treatment combined with heat treatment, using sodium hydroxide and sodium sulfide in water at high temperature to remove the light-absorbing lignin component, which changes the structure of the Tram wood. The addition of certain substances during processing creates a new type of material with optical performance and mechanical performance similar to plastic or glass but is biodegradable. Transparent wood is a promising material that will bring desirable effects with economic benefits and environmentally friendliness .

Key words: Lignin, transparent wood, optical performance.

TÁI SỬ DỤNG RÁC THẢI HOA HỒNG ĐỂ LÀM PHÂN HỮU CƠ DẠNG LỎNG

Nguyễn Ngân Hà*, Lê Văn Hưng⁽¹⁾

TÓM TẮT

Rác thải hoa bắt nguồn từ các chợ, bãi rác, vùng trồng hoa, cửa hàng, các gia đình... nếu không được xử lý có thể gây ô nhiễm môi trường nghiêm trọng. Nghiên cứu này đề xuất phương pháp xử lý rác thải hoa hồng để tạo ra phân hữu cơ dạng lỏng thân thiện với môi trường. Nguyên liệu sử dụng bao gồm hỗn hợp cánh hoa, cành và lá hoa hồng theo tỷ lệ 4:1:1 về khối lượng. Nguyên liệu hữu cơ đã băm nhỏ được trộn cùng rỉ mật đường, nước sạch theo tỷ lệ 3:1:10 về khối lượng trước khi ngâm trong bình kín dung tích 20L trong 3 tháng. Hàm lượng các chất dinh dưỡng trong phân bón dạng lỏng: N là 0,265%; P_2O_5 là 0,029%; K_2O là 0,282%; Ca là 0,147%; Mg là 0,125%; S là 0,11%; Cu là 14,85 ppm và Zn là 44,01 ppm. Phân bón không bị ô nhiễm bởi các kim loại nặng (Pb, Cd, As). Phân hữu cơ dạng lỏng không gây độc tính đối với thực vật, có thể ứng dụng trong nông nghiệp sạch.

Từ khóa: Phân hữu cơ dạng lỏng, rác thải hoa hồng, tái sử dụng.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Theo số liệu thống kê và điều tra của Viện Nghiên cứu Rau quả, tổng diện tích trồng hoa, cây cảnh của Việt Nam năm 2020 là 45 nghìn ha, trong đó diện tích trồng hoa hồng luôn ổn định và chiếm tỷ trọng lớn thứ hai trong cả nước (15%), chỉ sau hoa cúc (16%). Những năm gần đây, sản xuất hoa hồng đã được mở rộng ra hầu khắp các tỉnh thành trong cả nước, đáp ứng nhu cầu tiêu dùng ngày càng cao tại thị trường trong và ngoài nước. Người Việt Nam cũng rất ưa chuộng sử dụng hoa, cây cảnh vào nhiều mục đích khác nhau như ngày Tết, lễ, hội, khai trương, tiếp khách, sinh nhật, hiếu, hỉ, trang trí... Theo khảo sát và thống kê của Viện Nghiên cứu Rau quả, bình quân nhu cầu về hoa, cây cảnh trong nước 5 năm gần đây đã tăng khoảng 15% [1]. Thời hạn sử dụng của hoa tươi, đặc biệt là hoa hồng rất ngắn, chúng bị thải bỏ chỉ sau 2 - 4 ngày sử dụng. Rác thải hoa bắt gặp phổ biến ở các chợ, bãi rác, vùng trồng hoa, cửa hàng, các gia đình... với số lượng ngày càng gia tăng đã gây ra những áp lực nhất định tới môi trường. Cách xử lý phổ biến rác thải hoa hiện nay ở nước ta là đổ bỏ ở các bãi rác để phân hủy tự nhiên, chôn lấp hoặc đem đốt bỏ. Tất cả các phương pháp xử lý này đều gây lãng phí tài nguyên, mất mỹ quan và có thể gây ô nhiễm môi trường. Hiện nay, ở nhiều quốc gia, phương pháp tạo

phân bón dạng lỏng từ chất thải hữu cơ để phân hủy đang được nghiên cứu và áp dụng. Ở một số nước như Thái Lan, Ấn Độ, Trung Quốc, Mỹ, phân hữu cơ (PHC) dạng lỏng được sản xuất từ phụ phẩm nông nghiệp và chất thải công nghiệp bằng quy trình lên men đơn giản, sử dụng chất thải hữu cơ làm chất nền carbon. PHC dạng lỏng chứa các chất dinh dưỡng thiết yếu cho thực vật, các vi sinh vật có lợi thúc đẩy quá trình phân hủy chất hữu cơ. Vào cuối quá trình lên men, các phytohormone như auxin và cytokinin, axit hữu cơ và các chất kích thích tăng trưởng thực vật được tìm thấy trong PHC dạng lỏng [2,3].

Vì những lý do trên, nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu tận dụng rác thải hoa hồng để chế biến PHC dạng lỏng và thử nghiệm độ ổn định của phân bón thông qua test thử độc tính đối với thực vật. Sản phẩm tạo ra thân thiện với môi trường và có thể sử dụng để bón cho đất, cây trồng.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng và vật liệu nghiên cứu

Đối tượng nghiên cứu là PHC dạng lỏng được ủ từ rác thải hoa hồng thu gom ở khu vực Hà Nội, bao gồm cành, lá và cánh hoa hồng héo hồng bị bỏ đi. Phụ gia bổ sung vào bình ủ là rỉ mật đường, nước sạch. Dụng cụ ủ phân là bình nhựa dung tích 20L, có nắp đậy.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Phương pháp bố trí thí nghiệm: 3 kg rác thải hoa hồng bao gồm cánh hoa, cành và lá hoa hồng theo tỉ lệ 4:1:1 về khối lượng được băm nhỏ (kích thước khoảng 1 - 3 cm). Trộn rác thải hoa hồng với rỉ mật đường, nước sạch theo tỉ

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

lệ 3:1:10 về khối lượng rồi đưa vào bình nhựa và đáy nắp lại để hỗn hợp lên men yếm khí. Hỗn hợp nguyên liệu được ủ trong 3 tháng. Sản phẩm thu được là PHC dạng lỏng và bã hữu cơ. Thí nghiệm ủ phân được lặp lại 3 lần.

Phương pháp thử độc tính đối với thực vật của phân hữu cơ dạng lỏng: Độ ổn định của PHC dạng lỏng được xác định thông qua test thử độ nảy mầm của hạt (Bảng 1) và chiều dài của rễ cây theo hướng dẫn của Hội đồng phân bón, Bộ Nông nghiệp Hoa Kỳ (USDA), có cải biên [4]: Dịch lọc nguyên nồng độ được tạo ra bằng cách lọc dung dịch phân bón bằng giấy lọc để loại bỏ cặn. Dịch lọc này sau đó được pha loãng 10 lần, 50 lần, 100 lần và 200 lần bằng nước cất. Hút 10 ml mỗi dung dịch trên và nhỏ vào các tấm giấy lọc đường kính 7,5 cm đặt sẵn trong các đĩa petri. Công thức đối chứng được tạo ra bằng cách sử dụng nước cất thay cho dung dịch phân bón. Gieo đều 10 hạt giống rau cải trắng (*Raphanus sativus* L.) lên trên tấm giấy lọc ở trong mỗi đĩa petri rồi bọc đĩa lại bằng màng Parafilm và ủ trong bóng tối ở nhiệt độ 25°C trong 48h. Các thí nghiệm được lặp lại 3 lần. Sau thời gian ủ, đếm số hạt nảy mầm và đo chiều dài của rễ mầm trong các đĩa. Tính toán chỉ số nảy mầm của hạt (GI) theo công thức (1):

$$GI = \frac{G_t}{G_c} \times \frac{L_t}{L_c} \times 100 \quad (1)$$

Trong đó:
Gt, Gc là trung bình số hạt nảy mầm trong các dịch chiết phân bón và trong nước cất
Lt, Lc là chiều dài trung bình của rễ cây mọc trong dịch chiết phân bón và trong nước cất.
Phương pháp phân tích trong phòng thí nghiệm: pH (TCVN 6492:2011), N tổng số (TCVN 10682:2015), P₂O₅ hòa tan (TCVN 10678:2015), K₂O hữu hiệu (TCVN 8560:2018), OM (TCVN 9294:2012), Ca²⁺ (TCVN 9284:2018), Mg²⁺ (TCVN 9285:2018), S (TCVN 9296:2012), kim loại nặng (Pb, Cd, As, Cu, Zn) theo phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa AAS, khối lượng riêng (TCVN 3731:2007).

Bảng 1. Bảng đánh giá chỉ số nảy mầm của hạt [4]

Chỉ số nảy mầm GI	Đánh giá
> 100	Kích thích cây sinh trưởng
80 - 100	Không kim hãm sự phát triển của cây
60 - 80	Ức chế nhẹ sự phát triển của cây
40 - 60	Ức chế mạnh sự phát triển của cây
< 40	Ức chế nghiêm trọng sự phát triển của cây

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Đặc tính lý hóa học của phân hữu cơ dạng lỏng

Quá trình ủ phân kết thúc sau 3 tháng, về cảm quan, dung dịch thu được có màu nâu, mùi thơm, chua nhẹ, phần bã hữu cơ cũng đã hoại mục, tối mủn và có màu nâu đen. Các kết quả phân tích đặc tính hóa học của PHC dạng lỏng được tổng hợp trong Bảng 2.

Kết quả trong bảng 2 cho thấy, PHC thu được có pH (4,58) thấp hơn so với quy chuẩn, phản ứng chua vừa. Hàm lượng OM (4,915%) thấp hơn 4 lần so với quy chuẩn. Tuy nhiên, hàm lượng các chất dinh dưỡng đa lượng như N (0,265%), P₂O₅ (0,029%), K₂O (0,282%), hàm lượng các nguyên tố trung lượng như Ca (0,147%), Mg (0,125%), S (0,11%) có trong PHC dạng lỏng đều ở mức khá cao. PHC dạng lỏng cũng giàu hàm lượng các nguyên tố vi lượng Cu (14,85 ppm), Zn (44,01 ppm) cần thiết cho cây trồng và không bị ô nhiễm bởi các kim loại nặng (Pb, Cd, As) khi so sánh với QCVN 01-189:2019/BNNPTNT. PHC dạng lỏng chế biến từ rác thải hoa hồng có sự đa dạng về thành phần các nguyên tố dinh dưỡng. Tuy hàm lượng dinh dưỡng của PHC dạng lỏng không cao bằng các PHC dạng rắn thông thường khác, nhưng hàm lượng các chất dinh dưỡng này đều ở dạng hòa tan nên rất dễ tiêu đối với thực vật. Khi bón vào đất, cây trồng có thể hấp thu được ngay các chất dinh dưỡng giống như phân khoáng, nhưng an toàn hơn phân khoáng nhiều vì chúng không đi kèm các tạp chất như kim loại nặng gây hại cho cây trồng và môi trường.

Bảng 2. Đặc tính của phân hữu cơ dạng lỏng sau quá trình ủ

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Hàm lượng	QCVN*
1	pH		4,58	≥ 5
2	OM	%	4,915	≥ 20
3	Nts	%	0,265	-
4	P ₂ O ₅ hòa tan	%	0,029	-
5	K ₂ O hữu hiệu	%	0,282	-
6	Ca ²⁺	%	0,147	-
7	Mg ²⁺	%	0,125	-
8	S	%	0,11	-
9	d	g/ml	1,02	-
10	As	ppm	3,24	10
11	Cu	ppm	14,56	-
12	Pb	ppm	9,18	200
13	Zn	ppm	43,15	-
14	Cd	ppm	0,24	5

▲ *QCVN 01-189:2019/BNNPTNT: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng phân bón

3.2. Kết quả thử độc tính đối với thực vật của phân bón dạng lỏng

Kết quả thử độc tính đối với thực vật của phân bón dạng lỏng được liệt kê trong Bảng 3. Chỉ số nảy mầm của hạt cải trong dung dịch phân bón nguyên nồng độ và pha loãng 10 lần rất thấp. Không khuyến cáo sử dụng tỷ lệ đậm đặc như vậy để bón cho cây, vì cây có thể bị xót, nảy mầm kém, thối rễ và giảm sinh trưởng. Chỉ số nảy mầm GI của hạt rau cải trong các dung dịch phân bón khi được pha loãng từ 50 - 200 lần tương đối cao (103 - 185%) chứng tỏ phân bón không kìm hãm sự phát triển của cây, kích thích sinh trưởng thực vật. Vì vậy, phân bón dạng lỏng này nên được pha loãng từ 50 - 200 lần trước khi đem tưới cho cây.

4. Kết luận

Tận dụng rác thải hoa hồng để làm phân bón là một giải pháp hữu ích có thể áp dụng được ở nhiều địa phương. Thử nghiệm ủ phân với tỷ lệ rác thải hoa hồng, rỉ mật, nước sạch là 3:1:10 về khối lượng cho sản phẩm PHC dạng lỏng có pH thấp, nhưng hàm lượng các nguyên tố dinh dưỡng hòa tan cao. Phân không bị ô nhiễm bởi một số kim loại nặng, đã đủ ổn định và sẵn sàng có thể sử dụng cho cây trồng. Khuyến nghị pha loãng 50 - 200 lần PHC dạng lỏng trước khi đem sử dụng cho cây trồng và cần thực hiện thêm các thí nghiệm theo dõi để chứng minh hiệu lực, liều lượng tối ưu của phân bón trên các loại cây trồng khác nhau và trong cả quá trình sinh trưởng của cây trồng■

Bảng 3. Kết quả thử độc tính đối với thực vật của phân bón

Phương pháp xử lý	Trung bình số hạt nảy mầm	Chiều dài trung bình của rễ (mm)	Chỉ số nảy mầm (GI)
Nước cất	7,0 ± 1,7	9,29 ± 5,40	-
Nguyên nồng độ	3 ± 1,0	1,0 ± 0	5
Pha loãng 10 lần	6 ± 0	2,63 ± 0,35	24
Pha loãng 50 lần	8 ± 0	13,38 ± 5,59	165
Pha loãng 100 lần	8 ± 0	15 ± 6,69	185
Pha loãng 200 lần	7,6 ± 0,58	8,78 ± 6,24	103

TÀI LIỆU THAM KHẢO:

1. Hội Khoa học phát triển nông thôn Việt Nam (2021). *Phát triển hoa cây cảnh - Ngành kinh tế sinh thái trong xây dựng nông thôn mới và đô thị văn minh*. NXB Dân trí, Hà Nội.

2. Mostafazadeh-Fard, S., Samani, Z., Bandini, P. (2019). *Production of liquid organic fertilizer through anaerobic digestion of grass clippings*. *Waste and Biomass Valorization*, 10 (4), 771 - 781.

3. Phibunwatthanawong, T., Riddech, N. (2019). *Liquid organic fertilizer production for growing vegetables under hydroponic condition*. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8 (4), 369 - 380.

4. Council, U. C. (2002). *Test methods for the examination of composting and compost*. Rokonkoma, NY.

RE-USING ROSE WASTE TO MAKE LIQUID ORGANIC FERTILIZER

Nguyen Ngan Ha^{1*}, Le Van Hung¹

¹Faculty of Environmental Sciences,
University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Floral waste originating from markets, landfills, flower growing areas, shops, families... could cause serious environmental pollution. This study provided a rose waste treatment method to create eco-friendly liquid organic fertilizer (LOF). The material used for experiment consisted of rose petals, branches and leaves (petals: branches: leaves ratio was 4:1:1 w/w). The mixture of chopped rose waste, molasses and clean water at a ratio of 3:1:10 w/w was soaked in a 20L sealed plastic container for 3 months to create LOF. Nutritional contents of LOF were: 0.265% total N, 0.029% P₂O₅, 0.282% K₂O, 0.147% Ca, 0.125% Mg, 0.11% S, 14.85 ppm Cu, and 44.01 ppm Zn. LOF was also not contaminated by some heavy metals (Pb, Cd, As). LOF did not lead to phytotoxicity and could be applied in clean agriculture.

Keywords: Liquid organic fertilizer, rose waste, reuse.

KHẢ NĂNG LOẠI BỎ KHÁNG SINH TETRACYCLINE TRONG NƯỚC CỦA THAN SINH HỌC ĐIỀU CHẾ TỪ BÙN THẢI CỦA NHÀ MÁY XỬ LÝ NƯỚC THẢI ĐÔ THỊ

Nguyễn Thị Hạnh*, Nguyễn Mạnh Khải, Nguyễn Hữu Huấn⁽¹⁾
 Nguyễn Ngọc Duy, Nguyễn Đức Bình

TÓM TẮT

Sản xuất than sinh học (TSH) từ bùn thải của nhà máy xử lý nước thải đô thị (SS) phù hợp với mục tiêu phục hồi tài nguyên bền vững và thúc đẩy nền kinh tế tuần hoàn dựa trên nước thải. Việc nhiệt phân SS thành TSH giải quyết đồng thời hai vấn đề chính là giảm thiểu chi phí xử lý và hoạt động như một nguồn tài nguyên để loại bỏ các chất ô nhiễm độc hại từ nước và nước thải. Trong nghiên cứu này, đặc biệt chú ý đến việc sử dụng TSH có nguồn gốc SS làm chất hấp phụ các chất gây ô nhiễm có trong nước thải. Các phương pháp phân tích SEM và FTIR đã được áp dụng để phân tích đặc tính lý hóa của TSH. Ảnh hưởng của điều kiện nhiệt phân cũng như các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng xử lý Tetracycline của TSH đã được nghiên cứu. Kết quả thu được cho thấy điều kiện tối ưu để điều chế TSH là nhiệt phân ở 500°C trong 2 giờ, TSH thu được ở điều kiện này có dung lượng hấp phụ tetracycline cực đại đạt 54,6 mg/g.

Từ khóa: Bùn thải, nhà máy xử lý nước thải, than sinh học.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Than sinh học (TSH) là một sản phẩm cacbon xốp có nguồn gốc từ sinh khối với bản chất hóa học, thành phần cacbon của than sinh học phụ thuộc vào nguyên liệu đầu vào. Nhiều loại nguyên liệu khác nhau đã được sử dụng để sản xuất than sinh học bao gồm phụ phẩm nông nghiệp, chất thải gỗ, chất thải gia súc và bùn thải [1- 4]. Các quy trình nhiệt hóa khác nhau bao gồm khí hóa, nhiệt phân và cacbon hóa thủy nhiệt đã được chứng minh là có hiệu quả trong sản xuất than sinh học [5]. Do có diện tích bề mặt lớn, độ xốp cao và các nhóm chức phong phú nên TSH được ứng dụng làm vật liệu hấp phụ và xúc tác để loại bỏ một loạt các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ trong nước thải [6-8]. Bùn thải của các nhà máy xử lý nước thải đô thị (SS) có thành phần là các vật liệu vô cơ và hữu cơ [9]; trong đó, có nhiều thành phần hữu cơ như protein, chất béo và urê [10,11], SS có thể được sử dụng làm tiền chất carbon để tạo thành than sinh học xốp.

Hiện nay, việc thải bỏ SS đã trở thành một vấn đề đáng quan tâm vì nó gây ra ô nhiễm thứ cấp và có khả năng làm suy giảm sức khỏe con người một cách nghiêm trọng. Lượng SS phát sinh dao

động từ 100.000 tấn đến 500.000 tấn mỗi năm - cao nhất ở các nước phát triển [12] và trở thành gánh nặng đối với các quốc gia này nếu không được quản lý đúng cách [13]. Mặc dù một số lượng SS có thể tái chế trong nhà máy xử lý, nhưng việc quản lý phù hợp lượng lớn SS vẫn còn rất hạn chế [14]. Chi phí phát sinh trong việc quản lý bùn thải là khoảng 20 - 60% tổng chi phí cần thiết để vận hành nhà máy xử lý nước thải [15]. Do đó, điều quan trọng là phải tìm ra giải pháp xử lý bùn hiệu quả hoặc các phương tiện sử dụng vật liệu này cho các mục đích khác [16]. Việc chôn lấp SS là phương pháp phổ biến hiện nay. Ngoài ra, bón đất, ủ phân hiếu khí và phân hủy kỵ khí là một số phương án xử lý được sử dụng. Mỗi phương pháp có những ưu điểm và nhược điểm riêng, tuy nhiên việc sử dụng bùn thải cho các mục đích này sẽ không thay đổi đáng kể trong tương lai do các hạn chế của luật pháp [17]. Do đó, cần có các phương án bền vững về môi trường để sử dụng bùn thải được tạo ra ở dạng ứot hoặc khô bằng cách chuyển nó thành than sinh học.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Gần đây, TSH được coi như một giải pháp cho quá trình làm sạch môi trường, do vậy, việc chuyển đổi SS thành TSH có thể là một chiến lược “chất thải thành chất hấp phụ” và “chất thải thành chất xúc tác” hấp dẫn.

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm điều chế TSH từ SS bằng quá trình nhiệt phân và đánh giá hiệu quả hấp phụ kháng sinh tetracycline (TC) trong môi trường nước. Ảnh hưởng của các điều kiện khác nhau như liều lượng chất hấp phụ, thời gian tiếp xúc, nồng độ kháng sinh ban đầu và pH dung dịch lên sự hấp phụ TC của TSH đã được nghiên cứu. Kết quả nghiên cứu là rất quan trọng để hiểu được ứng dụng tiềm năng của TSH từ SS trong việc loại bỏ kháng sinh TC trong dung dịch



▲ Hình 1. Quy trình chế tạo TSH từ bùn thải

nước. Thành phần của SS có thể chứa các chất độc hại sẽ là yếu tố hạn chế cần quan tâm khi tái sử dụng SS thành TSH, tuy nhiên vấn đề này sẽ không được bàn luận trong nghiên cứu này.

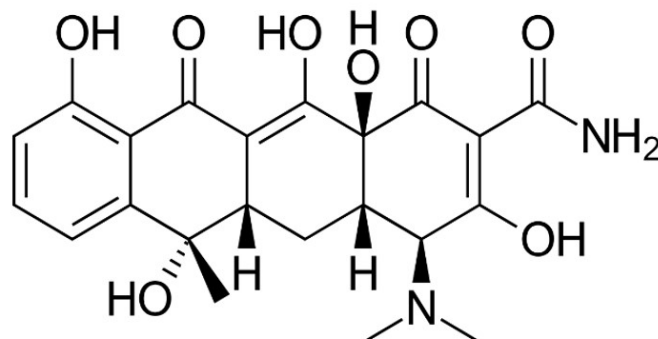
2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Điều chế TSH từ SS

SS được lấy sau quá trình ép (có độ ẩm 99%), từ trạm xử lý nước thải Kim Liên, thành phố Hà Nội. SS sau khi được sấy khô sẽ được đem ra nghiền và rây ở rây 0,5mm. Tiến hành nhiệt phân SS ở nhiệt độ 500°C trong 2h, thu được TSH có nguồn gốc từ SS (Hình 1). Các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình nhiệt phân SS như thời gian (30 phút, 60 phút, 90 phút, 120 phút và 150 phút) và nhiệt độ nhiệt phân (80°C, 400°C, 500°C, 600°C, 700°C) đã được nghiên cứu. TSH thu được, được nghiên cứu đặc trưng hóa lý thông qua các phương pháp phân tích như SEM, FTIR.

Tetracycline (TC) có công thức phân tử là $C_{22}H_{24}N_2O_8$, thuộc nhóm kháng sinh Tetracyclines. Cấu trúc hóa học của TC được mô tả trong Hình 2.

2.2. Nghiên cứu khả năng xử lý kháng sinh TC của TSH



▲ Hình 2. Công thức phân tử của kháng sinh TC

Chuẩn bị cốc chứa 100ml dung dịch kháng sinh TC có nồng độ 15 ppm, điều chỉnh pH của dung dịch về pH=7, sau đó thêm vào 0,1g vật liệu TSH và đưa cốc dung dịch lên máy lắc trong 2h. Sau đó, dung dịch được lọc bằng đầu lọc mẫu với kích thước 0,45 μ m và phân tích trên thiết bị HPLC để đánh giá hiệu quả xử lý TC của TSH.

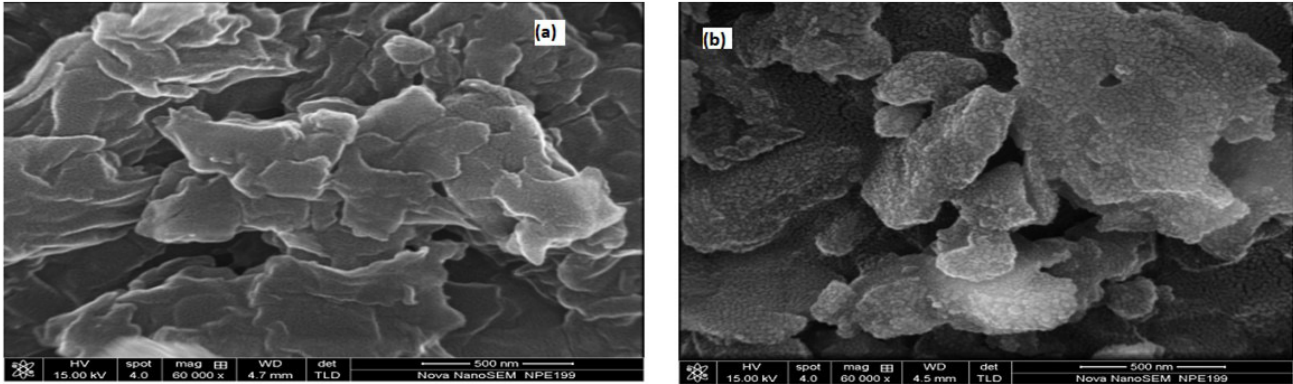
Công thức tính hiệu suất xử lý:

$$H = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100\%$$

Với C_0 [mg/l] là nồng độ kháng sinh ban đầu

C_t [mg/l] là nồng độ kháng sinh còn lại sau quá trình xử lý.

Các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hấp phụ TC của than sinh học như thời gian hấp phụ, pH cũng được nghiên cứu.



▲ Hình 3. Ảnh SEM của của bùn ban đầu (a) và vật liệu TSH ở điều kiện 500°C, 2 giờ (b)

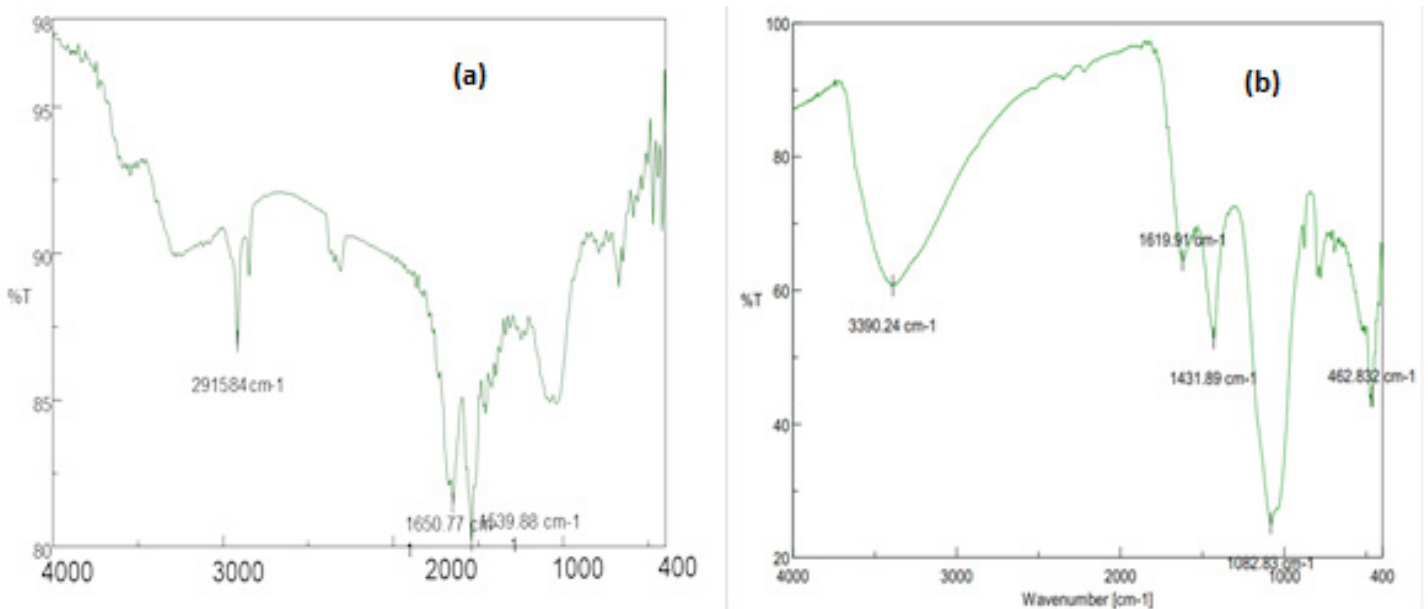
3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Cấu trúc bề mặt và các nhóm chức của vật liệu

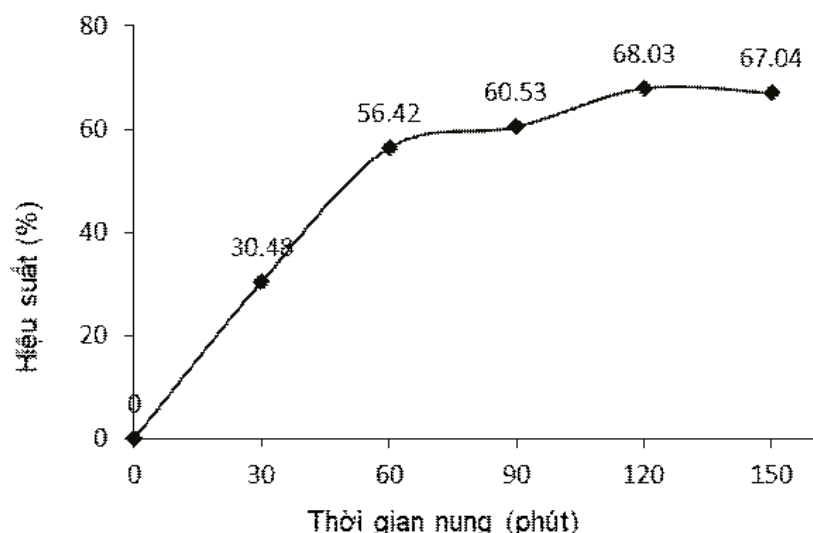
Từ kết quả Hình 3 cho thấy vật liệu SS có cấu trúc mịn, dạng tấm, trơn nhẵn, bề mặt ít xấp trong khi đó thì vật liệu TSH có cấu trúc hình khối, bề mặt xấp. Điều này cho thấy vật liệu sau khi tạo ra có khả năng hấp phụ tốt hơn so với vật liệu SS ban đầu.

Kết quả FTIR của bùn ban đầu (Hình 4) cho thấy dao động ở các khoảng 2915 cm^{-1} của liên kết C-H, ở khoảng 1653 cm^{-1} và khoảng 1536 là sự dao động của nhóm chức C=C và C=N. Tuy nhiên, các nhóm chức này không bền nhiệt, vì vậy, sau quá trình nhiệt phân các nhóm chức này không còn tồn tại (Hình 4b). Các nhóm chức bề mặt của chất

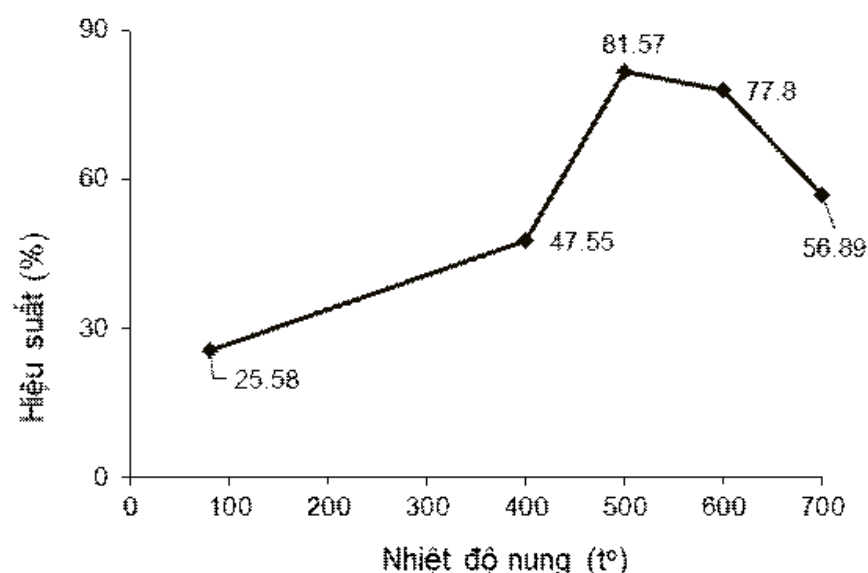
hấp phụ có ảnh hưởng mạnh đến tính chất hấp phụ của chúng. Sự khác biệt của các nhóm chức trong mẫu bùn ban đầu và mẫu TSH có thể được phát hiện từ phổ FTIR (Hình 4b). Kết quả phân tích cho thấy, xuất hiện dao động ở khoảng 3390 cm^{-1} của nhóm -OH, C = O ở 1619 cm^{-1} , và nhóm béo (-CH₂-) ở 1431 cm^{-1} , hiện diện trên bề mặt than sinh học. Sự hiện diện của chúng cho thấy sự tồn tại của chất hữu cơ trên TSH. Nói chung, các nhóm cacboxyl và hydroxyl có thể được sử dụng làm chất cho proton. Đỉnh hấp thụ ở 1082, có thể được gán cho các liên kết Si - O. Sự hiện diện của các nhóm chức phong phú này rất có lợi cho quá trình hấp phụ.



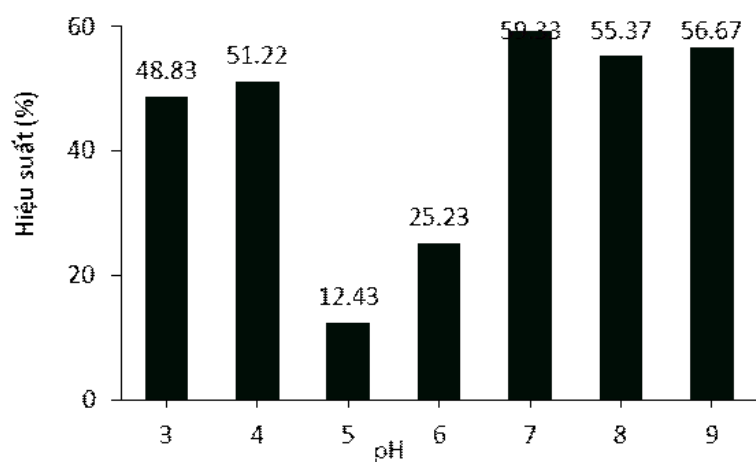
▲ Hình 4. Phổ FTIR của bùn ban đầu (a) và vật liệu TSH 500°C, 2 giờ (b)



▲ Hình 5. Ảnh hưởng của thời gian nung đến khả năng xử lý TC của TSH với nhiệt độ nung 500°C



▲ Hình 6. Ảnh hưởng của nhiệt độ nung đến khả năng xử lý TC của TSH với thời gian nung 2 giờ



▲ Hình 7. Ảnh hưởng của pH đến khả năng xử lý TC của TSH (500°C, 2 giờ)

3.2. Các yếu tố ảnh hưởng đến xử lý kháng sinh TC của vật liệu TSH

3.2.1. Ảnh hưởng của thời gian nung

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của thời gian nung (Hình 5), hiệu suất xử lý kháng sinh TC của vật liệu tăng dần và đạt tới tối ưu ở khoảng thời gian nung là 120 phút với hiệu suất 68,03%. Với thời gian nung bùn là 30 phút thì hiệu suất xử lý là kém nhất với 30,48%. Hiệu suất có giảm 1% khi thời gian nung tăng lên từ 120 phút lên 150 phút. Kết quả này có thể được giải thích do nhiệt độ nung lâu đã làm cấu tạo và thành phần vật liệu có thay đổi (theo 3.1) và giảm khả năng hấp phụ.

3.2.2. Ảnh hưởng của nhiệt độ nung vật liệu

Kết quả ảnh hưởng của nhiệt độ nung (Hình 6), hiệu suất xử lý kháng sinh TC của TSH ở nhiệt độ 300°C đến 500°C tăng mạnh (34,02%). Hiệu suất tối ưu ở nhiệt độ 500°C với 81,57%. Sau khi tăng nhiệt độ nung thì hiệu suất lại giảm dần xuống 77,8% và 56,89%. Điều này có thể được giải thích do nhiệt độ nung cao nên có nhiều liên kết bị phá vỡ (theo 3.1), vật liệu khi nung ở nhiệt độ cao sẽ mịn hơn nên sẽ giảm khả năng hấp phụ.

3.2.3. Ảnh hưởng của pH

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của pH trong khoảng pH từ 3-9 đến khả năng xử lý TC của TSH (Hình 7) cho thấy pH ảnh hưởng rõ rệt đến hiệu suất xử lý. Trong khoảng pH 3-4 và 7-9 thì hiệu suất xử lý cao từ 48,83% đến 59,33% và đạt cao nhất là 59,33% ở pH=7. Ở pH từ 5-6 thì hiệu quả xử lý giảm đáng kể với 12,43% ở pH=5 và 25,23 với pH=6.

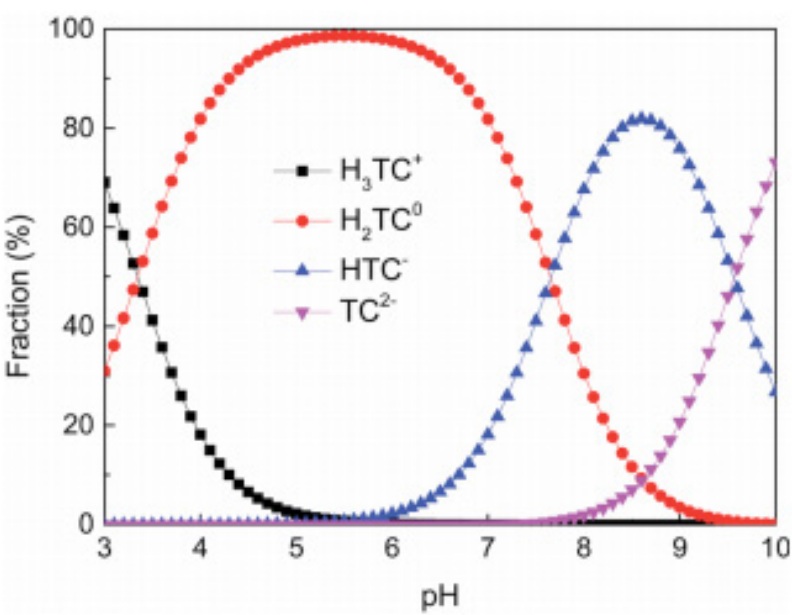
TC có nhiều nhóm chức có thể ion hóa, bao gồm một dimethylamine, một nhóm tricarbonylamit và một nhóm diketon phenolic, tồn tại 3 giá trị pKa là $pK_{a1} = 3.2 \pm 0.3$, $pK_{a2} = 7.78 \pm 0.05$, $pK_{a3} = 9.6 \pm 0.3$, do đó TC tồn tại dưới dạng các ion khác nhau ở các giá trị pH khác nhau (Hình 8). Như vậy, ở pH =7, TC tồn tại ở dạng HTC^- , trong khi đó vật liệu than hoạt tính chứa các nhóm chức có khả năng cho proton (kết quả FTIR Mục 3.1), điều này giải thích về khả năng xử lý TC tốt của than hoạt tính tại pH =7.

Từ kết quả này cho thấy, pH bằng 7 là điều kiện tối ưu để làm nghiên cứu tiếp theo.

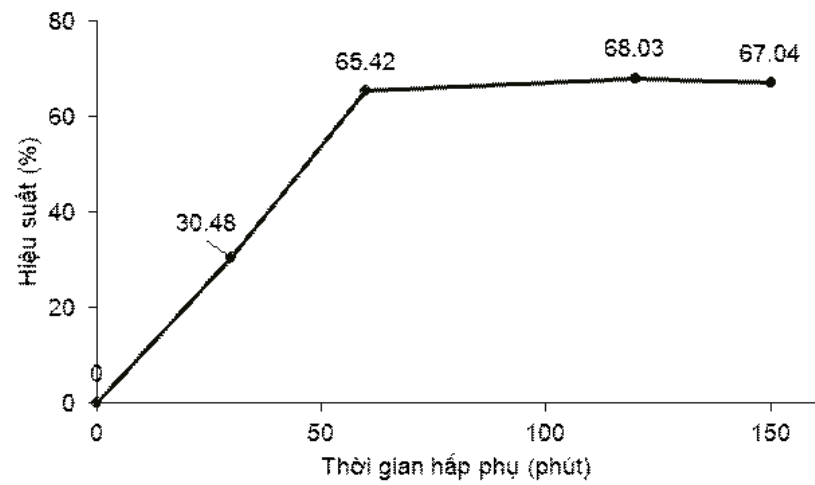
3.2.4. Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của thời gian hấp phụ (Hình 9) cho thấy, hiệu suất xử lý TC tăng mạnh trong 60 phút đầu của thí nghiệm. Trong khoảng từ 60 phút đến 120 phút thì hiệu suất có tăng nhưng không đáng kể (xấp xỉ 3%) và đạt cân bằng ở 120 phút với hiệu suất là 68,03%. Sau khi tiếp tục tăng thời gian xúc tác thì hiệu suất xử lý lại giảm nhẹ. Điều này có thể lý giải do vật liệu đã cân bằng hấp phụ và không thể hấp phụ thêm. Thời gian hấp phụ tối ưu để làm các thí nghiệm tiếp theo là 120 phút.

Để nghiên cứu đường đẳng nhiệt hấp phụ của vật liệu, mô hình đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich đã được sử dụng trong nghiên cứu này. Đường đẳng nhiệt Freundlich và Langmuir được thể hiện trên Hình 10.



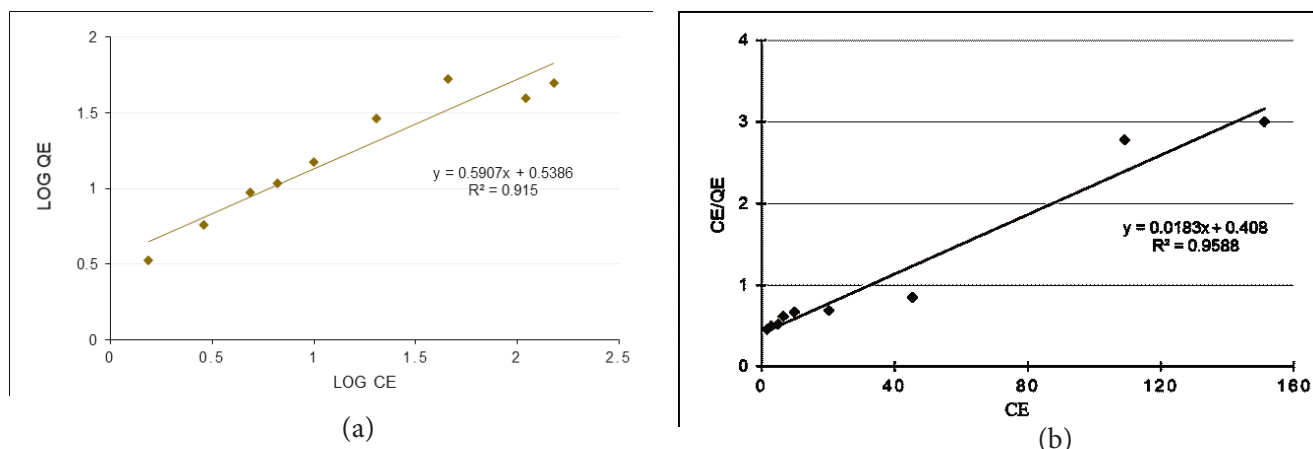
▲ Hình 8. Sự phân bố các loại Tetracycline ở các giá trị pH khác nhau [18]



▲ Hình 9. Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ đến khả năng xử lý TC của TSH (500°C, 2 giờ)

Bảng 1. Hằng số hấp phụ và dung lượng hấp phụ cực đại

Vật liệu	Langmuir			Freundlich		
	K_L	q_{max} (mg/g)	R^2	K_F	n	R^2
TSH	133,93	54,66	0,96	1,04	1,59	0,91



▲ Hình 10. Đường tuyến tính Langmuir (a) và Freundlich (b) của bùn với kháng sinh TC

Từ phương trình tuyến tính Langmuir và Freundlich tính được dung lượng hấp phụ cực đại đối với TC của TSH là $q_{\max} = 54,66$ (mg/g). Kết quả này cho thấy dung lượng hấp phụ TC cực đại của TSH được tổng hợp từ bùn thải nhà máy xử lý nước thải Kim Liên cao hơn hẳn dung lượng hấp phụ TC của than sinh học được chế tạo từ rơm rạ (15,8mg/g) [19] hay từ bã cà phê (39,2mg/g) [20]. Với hệ số hồi quy R^2 của hai phương trình tuyến tính Langmuir và Freundlich thu được lần lượt là 0,96 và 0,91 cho thấy mô hình đẳng nhiệt Langmuir thích hợp hơn mô hình Freundlich khi mô tả quá trình hấp phụ của TC trên TSH. Trên cơ sở này, có thể kết luận rằng khả năng cao sự hấp phụ TC trên bề mặt là đồng nhất và hấp phụ đơn lớp.

4. KẾT LUẬN

TSH đã được tổng hợp từ bùn thải của nhà máy xử lý nước thải Kim Liên với điều kiện nhiệt phân tối ưu là ở 500°C trong 120 phút. TSH được chế tạo ở điều kiện này có khả năng xử lý 68,03% kháng sinh TC (1g than sinh học /1000ml TC 15ppm) với pH=7 sau thời gian 120 phút. Dung lượng hấp phụ TC cực đại của TSH thu được đạt 54,66 mg/g. Kết quả nghiên cứu này bước đầu cho thấy tiềm năng ứng dụng than sinh học được chế tạo từ bùn thải đô thị trong xử lý TC nói riêng và xử lý nước thải nói chung.

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học quốc gia Hà Nội trong đề tài mã số QG.20.25.

TÀI LIỆU THAM KHẢO.

1. Saxena, J., Rawat, J., Kumar, R., 2017. Conversion of biomass waste into biochar and the effect on mung bean crop production. *Clean* 45, 1501020. <https://doi.org/10.1002/clean.201501020>
2. Stella Mary, G., Sugumaran, P., Niveditha, S., Ramalakshmi, B., Ravichandran, P., Seshadri, S., 2016. Production, characterization and evaluation of biochar from pod (*Pisum sativum*), leaf (*Brassica oleracea*) and peel (*Citrus sinensis*) wastes. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 5, 43–53. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0116-8>.
3. Bera, T., Purakayastha, T.J., Patra, A.K., Datta, S.C., 2018. Comparative analysis of physicochemical, nutrient, and spectral properties of agricultural residue biochars as influenced by pyrolysis temperatures. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 20, 1115–1127. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0675-4>
4. Mohan, D., Abhishek, K., Sarswat, A., Patel, M., Singh, P., Pittman, C.U., 2018. Biochar production and applications in soil fertility and carbon sequestration – a sustainable solution to crop-residue burning in India. *RSC Adv.* 8, 508–520. <https://doi.org/10.1039/C7RA10353K>.
5. Tripathi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P., 2016. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: a review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 55, 467–481. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>.
6. Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y.S., Pittman, C.U., 2014. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent - a critical review. *Bioresour. Technol.* 160, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>
7. Sharma, M., Singh, J., Baskar, C., Kumar, A., 2018. A comprehensive review on biochar formation and its utilization for wastewater treatment. *Pollut. Res.* 37, S1–S18.
8. Varjani, S., Kumar, G., Rene, E.R., 2019. Developments in biochar application for pesticide remediation: current knowledge and future research directions. *J. Environ. Manag.* 232, 505–513. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.043>.
9. P. Hadi, M. Xu, C. Ning, C.S.K. Lin, G. McKay, 2015. A critical review on preparation, characterization and utilization of sludge-derived activated carbons for wastewater treatment. *Chem. Eng. J.* 260, 895–906.

10. Smith, K.M., Fowler, G.D., Pullket, S. and Graham, N.J.D. (2009) Sewage Sludge-Based Adsorbents: A Review of Their Production, Properties and Use in Water Treatment Applications. *Water Research*, 43, 2569-2594.
11. X.P. Wang, S.Q. Huang, N.W. Zhu, Z.Y. Lou, H.P. Yuan, 2015. Facile synthesis of porous TiO₂ photocatalysts using waste sludge as the template, *Appl. Surf. Sci.* 359, 917-922.
12. Grobelak, A., Czerwinska, ' K., Murta's, A., 2019. General considerations on sludge disposal, industrial and municipal sludge. *Industrial and Municipal Sludge*. Elsevier, pp. 135-153. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00007-6>
13. Samolada, M.C., Zabaniotou, A.A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste Manag.* 34, 411-420. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.003>.
14. Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almås, Å., Singh, B.R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environ. Res.* 156, 39-46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>.
15. Kwarciak-Kozłowska, A., 2019. Co-composting of sewage sludge and wetland plant material from a constructed wetland treating domestic wastewater. *Industrial and Municipal Sludge*. Elsevier, pp. 337-360. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00015-5>.
16. Faria, W.M., Figueiredo, C.C. de, Coser, T.R., Vale, A.T., Schneider, B.G., 2018. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. *Arch. Agron Soil Sci.* 64, 505-519. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1360488>.
17. Samolada, M.C., Zabaniotou, A.A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste Manag.* 34, 411-420. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.003>.
18. Qingdong Qin, Xian Wu, Liwei Chen, Zhongshuai Jiang and Yan Xu (2018), "Simultaneous removal of tetracycline and Cu (II) by adsorption and coadsorption using oxidized activated carbon", *Royal society of chemistry* 8, pp. 1744 - 1752
19. H. Wang, Y.X. Chu, C.G. Fang, F. Huang, Y. Song, X.D. Xue (2017), "Sorption of tetracycline on biochar derived from rice straw under different temperatures" *PLoS One*, 12, pp. 1-14, 10.1371/journal.pone.0182776.
20. Van-Truc Nguyen, Thanh-Binh Nguyen, Chiu-Wen Chen, Chang-Mao Hung, Thi-Dieu-Hien Vo, Jih-Hsing Chang, Cheng-Di Dong (2019), "Influence of pyrolysis temperature on polycyclic aromatic hydrocarbons production and tetracycline adsorption behavior of biochar derived from spent coffee ground", *Bioresource Technology*, Volume 284, Pages 197-203.

THE ABILITY TO REMOVE TETRACYCLINE ANTIBIOTICS FROM WATER OF BIOCHAR PREPARED FROM SEWAGE SLUDGE OF MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS

Nguyen Thi Hanh¹, Nguyen Manh Khai¹, Nguyen Huu Huan¹
 Nguyen Ngoc Duy¹, Nguyen Duc Binh¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,
 Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Production of biochar (TSH) from sewage sludge of municipal wastewater treatment plants (SS) is consistent with the goal of sustainable resource recovery and promotes a wastewater-based circular economy. Thermochemical conversion of SS to biochar resolves two major issues simultaneously as it minimizes the cost of disposal and acts as a resource to eliminate the toxic contaminants from water and wastewater. In this study, particular attention is given to the use of SS-derived biochar as an adsorbent for contaminants present in wastewaters. The effect of pyrolysis conditions on the properties of TSH as well as the factors affecting the ability of TSH to handle Tetracycline was investigated. The obtained results show that the optimal condition for TSH preparation is pyrolysis at 500°C for 2 hours, TSH obtained in this condition has the maximum tetracycline adsorption capacity reaching 54.6 mg/g.

Keywords: Sewage sludge; wastewater treatment plants; biochar.

NGHIÊN CỨU CHẾ TẠO GRAPHENE TỪ LỖI PIN ĐÃ SỬ DỤNG VÀ ỨNG DỤNG XỬ LÝ XANH METHYLENE TRONG MÔI TRƯỜNG NƯỚC

Phạm Văn Hảo^{1,2*}, Hà Xuân Linh³, Đặng Văn Thành^{1,4}
 Nguyễn Mạnh Khải⁵, Nguyễn Nhật Huy⁶, Nguyễn Thị Mai^{5,7}

TÓM TẮT

Bài viết trình bày một phương thức đơn giản để chế tạo graphene (BEG) từ vật liệu nguồn là điện cực graphite của pin (BG) đã sử dụng và ứng dụng hấp phụ xanh methylene (MB) trong nước. Các kết quả SEM, TEM, XRD và Raman cho thấy, graphene thu được có dạng đa lớp với thành phần chứa nhiều nhóm chức oxy tạo thuận lợi cho sự tương tác giữa chúng với các phân tử thuốc nhuộm MB. Một số yếu tố ảnh hưởng đến khả năng hấp phụ MB của BEG được khảo sát bằng phương pháp hấp phụ tĩnh như ảnh hưởng của pH, khối lượng, thời gian và nồng độ ban đầu của MB. Quá trình hấp phụ MB phù hợp với mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir và dung lượng hấp phụ cực đại đạt 277.01 mg/g. Việc sử dụng điện cực BG để chế tạo graphene giúp giải quyết đồng thời 2 vấn đề là giảm thiểu rác thải từ pin đã qua sử dụng gây ô nhiễm môi trường và chế tạo được graphene với chi phí thấp.

Từ khóa: Hấp phụ, xanh methylene, graphene, điện hóa.

1. MỞ ĐẦU

Pin khô, đặc biệt là pin Zinc-Carbon, có giá thành thấp đã đáp ứng cho nhu cầu cao ở các thiết bị di động như đồng hồ, điều khiển, đài và thiết bị điện tử cầm tay... Các loại pin này chỉ sử dụng một lần, do vậy, hàng năm lượng pin thải bỏ rất lớn trên toàn thế giới gây ra những tác động không hề nhỏ đến môi trường tự nhiên và sức khỏe con người [1]. Việc tái chế pin phế thải phần lớn chỉ tập trung vào thu hồi các kim loại có giá trị Zn, Mn, Fe và các kim loại khác [2]. Than chì trong các loại pin này thông thường bị oxi hóa một phần trong quá trình này hoặc để lại dưới dạng cặn hoặc bị bỏ quên [3].

Graphene là vật liệu nano hai chiều được hình thành bởi một đơn lớp các nguyên tử cacbon với rất nhiều đặc tính ưu việt đã thu hút được sự quan tâm nghiên cứu rất lớn từ các nhà khoa học trên toàn thế giới, đặc biệt trong lĩnh vực xử lý môi trường. Hiện đã có nhiều kỹ thuật được áp dụng để chế tạo vật

liệu graphene như lắng đọng pha hơi hóa học (CVD) [4], khử graphene oxit chế tạo theo con đường oxi hóa hóa học Brodie (1859) [5], Hummers và Offeman (1958) [6]. Tuy nhiên, phương pháp CVD yêu cầu kỹ thuật cao, trang thiết bị đắt tiền và đòi hỏi khắt khe về điều kiện làm việc trong khi sản lượng thu được thấp nên chỉ phù hợp cho các nghiên cứu hoặc ứng dụng chuyên sâu ví dụ như chế tạo thiết bị điện tử, các phương pháp chế tạo theo con đường oxi hóa hóa học thường sử dụng các dung môi có tính oxi hóa mạnh, độc hại. Lượng dung môi dư thừa cần xử lý sau chế tạo tỉ lệ thuận với sản lượng thu được do đó gây tốn kém hoặc gây ô nhiễm thứ cấp. Để phù hợp cho các ứng dụng về xử lý môi trường với yêu cầu khối lượng lớn vật liệu, giá thành hợp lý đòi hỏi cần tìm ra cách thức chế tạo cho phù hợp với yêu cầu trên.

¹Trường Đại học Công nghệ Thông tin và Truyền thông, Đại học Thái Nguyên

²Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

³Khoa Quốc tế, Đại học Thái Nguyên

⁴Trường Đại học Y- Dược, Đại học Thái Nguyên

⁵Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

⁶Khoa Môi trường và Tài nguyên, Trường Đại học Bách Khoa TP. HCM

⁷Trường Đại học Nông Lâm, Đại học Thái Nguyên

Trong bài viết này, nhóm tác giả tận dụng thanh graphite (BG) từ lõi pin đã sử dụng làm vật liệu đầu vào để chế tạo vật liệu graphene bằng phương pháp điện hóa (BEG) và đánh giá khả năng ứng dụng thông qua hấp phụ xanh methylene trong môi trường nước.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Dụng cụ và hóa chất

Thanh graphite của pin phế thải được lấy từ lõi pin Panasonic, sản xuất tại Indonesia; KOH (CAS 1310-58-3) được mua từ Sigma-Aldrich; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (CAS 0140 - 3150) được mua từ Showa. Nước cất 2 lần được lấy từ máy nước cất tại phòng thí nghiệm, cân điện tử 4 số Mettler Toledo, máy đo pH, tủ sấy chân không, máy đo phổ hấp thụ UV-visible Hitachi UH5300.

2.2. Chế tạo vật liệu BEG

Vật liệu BEG được chế tạo bằng cách sử dụng 2 thanh BG, mỗi thanh có đường kính 8 mm và dài 70 mm làm điện cực cho hệ điện hóa như Hình 1. Dung dịch chất điện li là hỗn hợp của KOH (7,5%) và $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (5%) theo tỉ lệ 4:1. Hai điện cực nhúng trong dung dịch chất điện li và nối với hiệu điện thế 15 V cung cấp bởi nguồn điện 1 chiều. Dưới tác dụng của dòng điện vật liệu BEG được bóc ra trên điện cực dương (anot). Để phản ứng bóc tách diễn ra một cách ổn định, nhóm nghiên cứu sử dụng hệ khuấy từ ở tốc độ quay 200 vòng/phút, thời gian mỗi thí nghiệm là 30 phút, nhiệt độ bình điện phân được giữ ở khoảng 40 – 50°C bằng hệ làm mát. Hỗn hợp thu được sau phản ứng điện hóa có chứa graphene được sau đó đem lọc

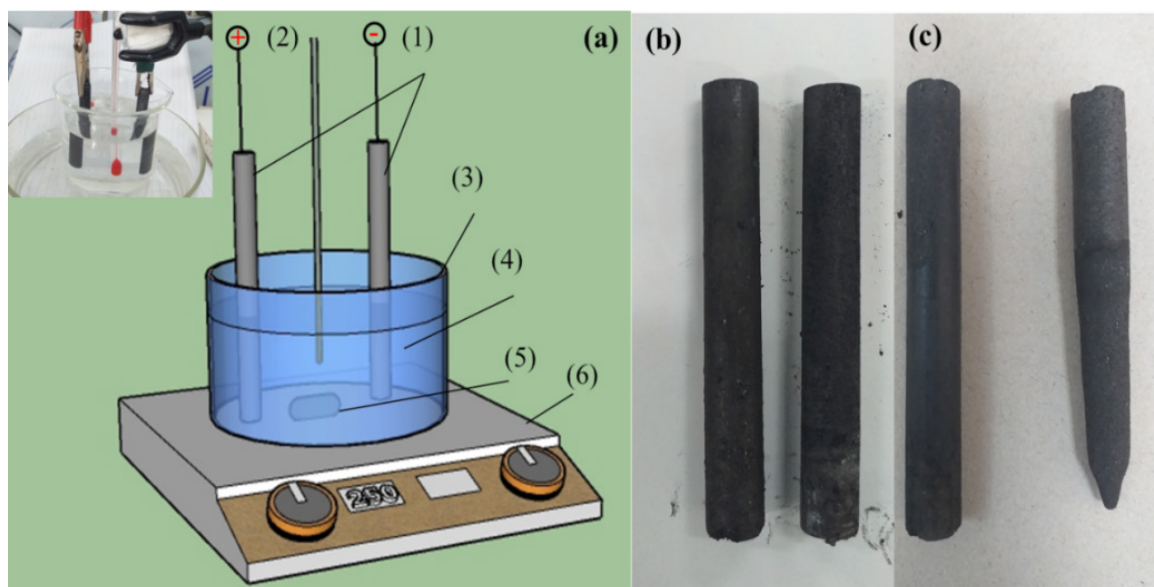
bằng màng lọc PVDF (kích thước lỗ trung bình là 0,2 μm) và rửa nhiều lần bằng nước cất 2 lần để loại bỏ dung môi dư thừa bám trên vật liệu. Vật liệu thu được trên màng lọc đem sấy khô trong 24h ở nhiệt độ 80°C sau đó tách vật liệu khỏi màng lọc, cho vào lọ thủy tinh để bảo quản đến khi đem sử dụng.

2.3. Khảo sát hình thái học và cấu trúc của vật liệu

Các đặc trưng về hình thái học của vật liệu được nghiên cứu bằng kính hiển vi điện tử quét (SEM) JEOL JSM-6500F và hiển vi điện tử truyền qua (TEM) JEOL 2100F tại Khoa Khoa học và Kỹ thuật Vật liệu, Đại học Giao thông Quốc gia Đài Loan. Cấu trúc của vật liệu được kiểm tra bởi phổ tán xạ Micro - Raman (Raman Horiba Jobin Yvon Lab RAM HR 800) và nhiễu xạ tia X D_2 tại trường Đại học Khoa học - Đại học Thái Nguyên.

2.4. Thực nghiệm hấp phụ và các công thức tính toán

Vật liệu BEG thu được từ điện cực graphite lõi pin đã qua sử dụng được ứng dụng xử lý loại bỏ thuốc nhuộm methylene xanh trong nước thông qua phương pháp hấp phụ tĩnh. Quy trình hấp phụ được thực hiện như sau: Dung dịch methylene xanh gốc có nồng độ 1.000 ppm được pha loãng tới các nồng độ cần thiết để sử dụng. Các thí nghiệm hấp phụ được tiến hành trong bình tam giác 100 mL bằng cách cho một lượng vật liệu nhất định vào 50mL dung dịch MB ở nồng độ khác nhau (tùy thí nghiệm), lắc trên máy lắc ở tốc độ 200 vòng/phút trong thời gian thí nghiệm



▲ Hình 1. Sơ đồ minh họa hệ điện hóa chế tạo BEG: (1) Hai điện cực nối với nguồn điện 1 chiều; (2) nhiệt kế; (3) bình điện phân; (4) chất điện li; (5) con quay từ; (6) máy khuấy từ, ảnh chụp thanh graphite (BG) lõi pin làm điện cực trước (b) và sau khi điện hóa (c).

và điều chỉnh pH mong muốn. Sau hấp phụ, hỗn hợp mẫu được đem ly tâm 4000 vòng/phút trong 10 phút để loại bỏ vật liệu. Sau đó lọc lấy dung dịch và sử dụng UV-Vis (Hitachi UH5300) đo độ hấp thụ quang tại bước sóng 665 nm để xác định nồng độ dung dịch MB còn lại theo phương pháp đường chuẩn.

Hiệu suất và lượng MB được hấp phụ (dung lượng) được tính theo công thức:

$$H = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100\% \quad (1)$$

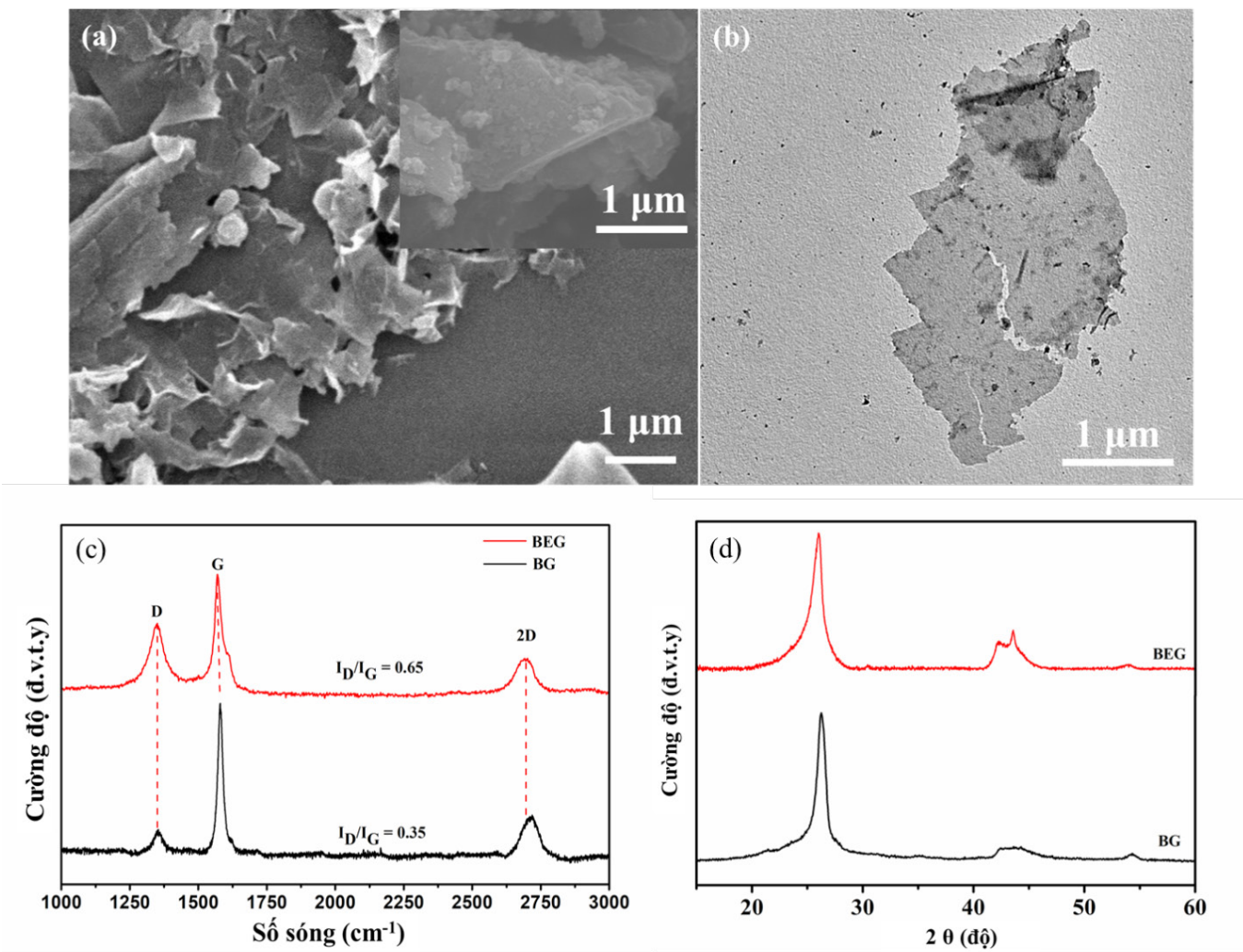
$$q = \frac{(C_0 - C)V}{m} \quad (2)$$

Trong đó: H là hiệu suất hấp phụ (%), q là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/g), C_0 , C là nồng độ MB ban đầu và tại thời điểm cân bằng trong dung dịch (mg/L), V là thể tích dung dịch MB (L), m là khối lượng vật liệu hấp phụ (g).

Để xác định dung lượng cực đại hấp phụ MB lên vật liệu chúng tôi sử dụng mô hình Langmuir:

$$\frac{C_{cb}}{q_t} = \frac{1}{K \cdot q_{max}} + \frac{1}{q_{max}} \cdot C_{cb} \quad (3)$$

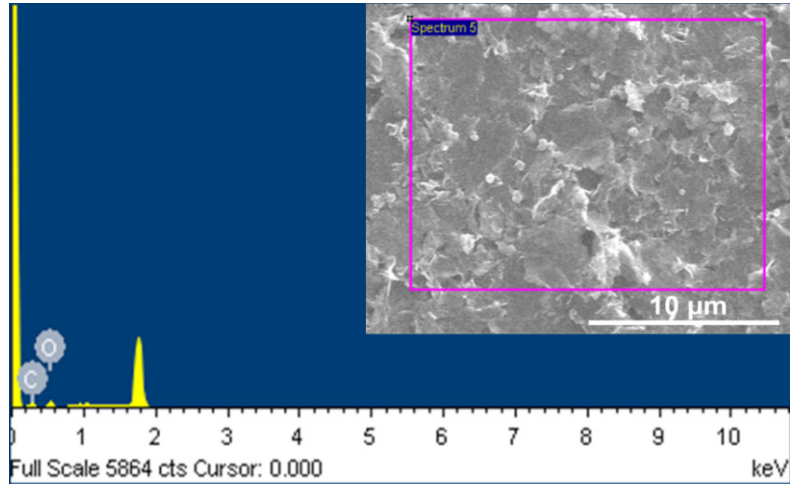
Trong đó: q_t và q_{max} dung lượng hấp phụ cân bằng, dung lượng hấp phụ cực đại (mg/g), K là hằng số Langmuir, C_{cb} nồng độ chất bị hấp phụ khi đạt cân bằng hấp phụ (mg/L).



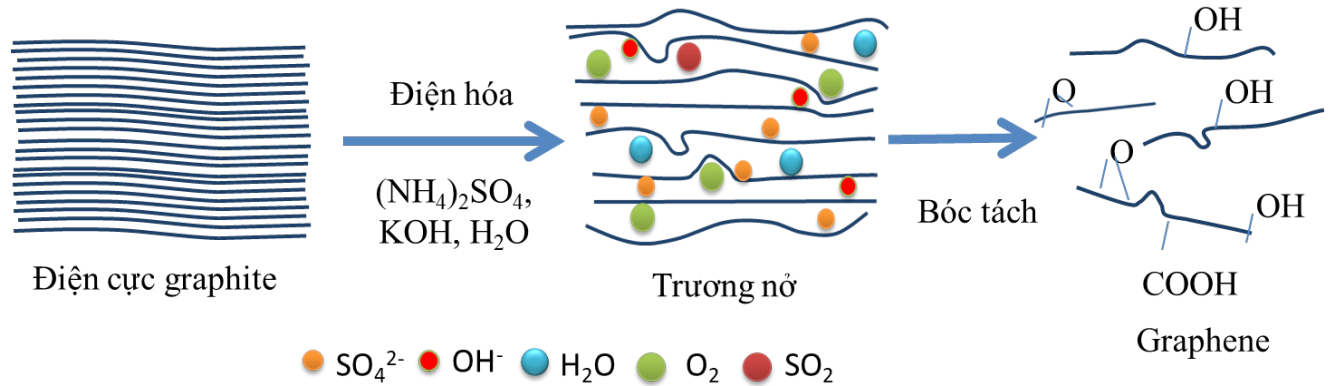
▲ Hình 2. Ảnh SEM (a) của BEG và BG trong hình nhỏ, (b) ảnh TEM của BG, (c) phổ Raman và (d) phổ XRD của BEG và BG.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

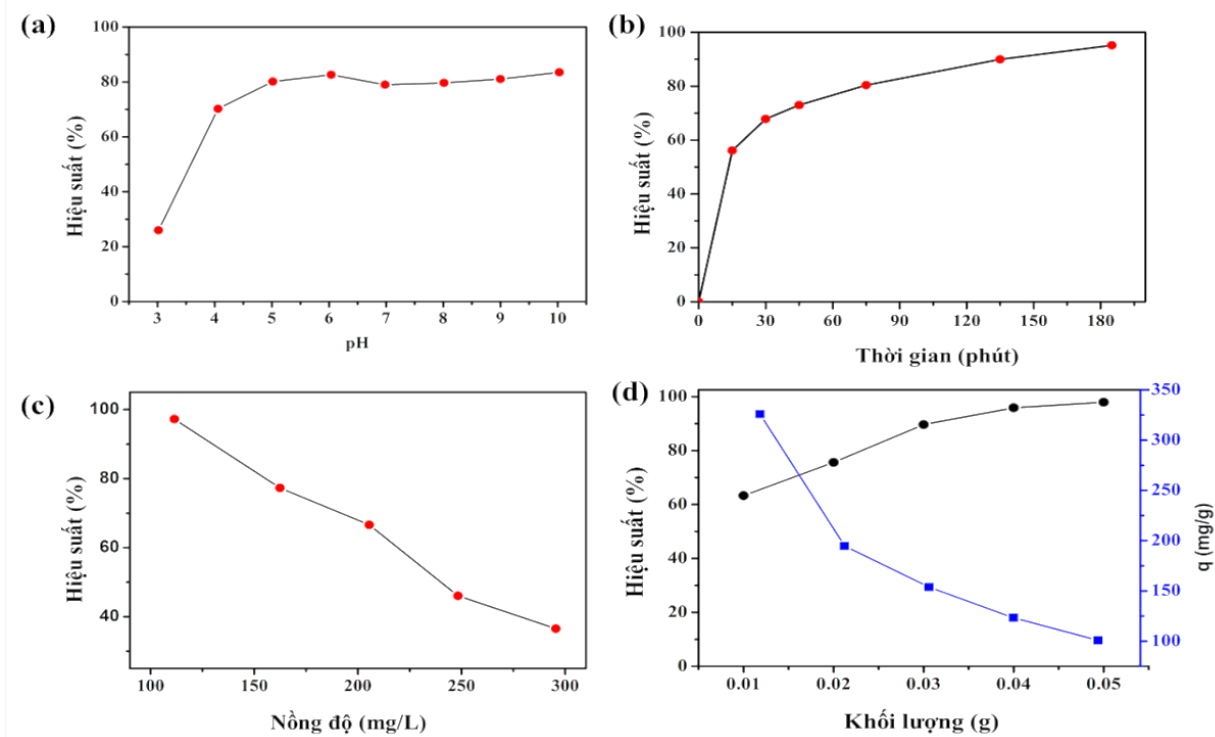
Hình 2a là ảnh SEM và TEM của mẫu BEG chế tạo được. Từ ảnh SEM trong hình 2a cho thấy, BG (ảnh nhỏ) là những tấm dày dạng khối. Sau khi bóc tách bằng điện hóa, các khối dày chuyển sang dạng lớp mỏng uốn cong và xếp chồng lên nhau. Quan sát thêm ở TEM cho thấy, các lớp mỏng này có kích thước vào khoảng 7-10 μm (Hình 2b). Kết quả đo XRD (Hình 2d) cho thấy, mẫu BG có đỉnh nhiễu xạ tại $2\theta = 26,26^\circ$ với cường độ tương đối mạnh, đỉnh này đặc trưng của mặt phẳng mạng (002) trong cấu trúc tinh thể graphite, với $d_{002} = 0,339\text{ nm}$ khoảng cách giữa các lớp nguyên tử trong mạng tinh



▲ Hình 3. Phổ EDX của vật liệu BEG



Hình 4. Sơ đồ minh họa cơ chế bóc tách điện hóa

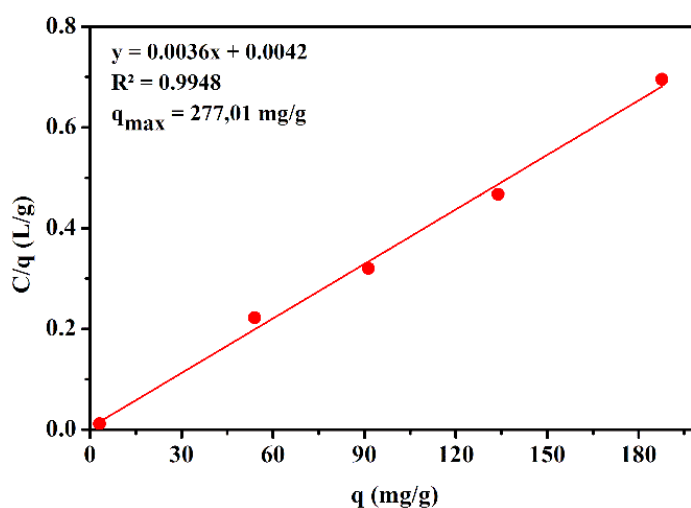


▲ Hình 5. Ảnh hưởng của (a) pH, (b) thời gian phản ứng, (c) nồng độ đầu, (d) khối lượng vật liệu BEG tới hiệu suất hấp phụ MB



thể graphite [7]. Sau phản ứng điện hóa tạo ra graphene với đỉnh nhiễu xạ dịch chuyển một chút về tại $2\theta = 26^\circ$ với bán độ rộng lớn hơn ($d_{002} = 0,341$ nm). Nguyên nhân của sự mở rộng được cho là do tác nhân điện hóa khiến các phân tử khí hoặc các nhóm chức năng chen vào giữa các lớp làm cho khoảng cách giữa các mặt mạng tăng lên. Thêm vào đó, kết quả phổ tán xạ raman (Hình 2c) xuất hiện 3 đỉnh với D tại 1350 cm^{-1} , đỉnh G tại 1578 cm^{-1} , đỉnh 2D tại 2711 cm^{-1} . Có thể thấy rõ, đỉnh 2D có hình dạng đối xứng chỉ ra sự hình thành vật liệu graphene đa lớp (khoảng 4 - 10 lớp) thông qua quá trình khử ion SO_4^{2-} và sự tự oxi hóa nước như trong Hình 4 [8, 9]. Ngoài ra, thành phần của BEG được phân tích thêm sử dụng phổ EDX như trong Hình 3. Kết quả cho thấy, trong thành phần chính của BEG là cacbon và oxi. Đặc biệt đỉnh D có cường độ khá cao với tỉ số $I_D/I_G = 0.65$ cho thấy sự xuất hiện của nhiều khuyết tật hoặc các nhóm chức năng giàu oxy trong quá trình anot hóa, tạo thuận lợi cho quá trình hấp phụ các chất ô nhiễm thông qua tương tác tĩnh điện hoặc liên kết hydro [10]. Để tận dụng đặc tính này, BEG được thử nghiệm xử lý loại bỏ MB thông qua phương pháp hấp phụ tĩnh, kết quả được thể hiện ở Hình 5.

Kết quả cho thấy, BEG có khả năng xử lý MB cao nhất tại pH 6 và khả năng xử lý giảm dần khi pH giảm, điều này có thể là do bề mặt vật liệu trở nên âm hơn khi pH tăng làm tăng khả năng tương tác hút tĩnh điện giữa vật liệu và MB. Ngoài ra, cơ chế hấp phụ giữa MB và BEG được cho là dựa trên sự tương tác mạnh của lực Van Der Waals giữa tấm graphene (thông qua liên kết $\pi - \pi$) và các vòng thơm của thuốc nhuộm. Có thể thấy, thời gian thí nghiệm hay khối lượng của vật liệu tăng thì hiệu suất hấp phụ tăng, ngược lại, khi nồng độ MB tăng hiệu suất hấp phụ MB giảm. Ở nồng độ thấp, vị trí hấp phụ trên vật liệu BEG không bị chiếm/lấp hoàn toàn nên hiệu suất



▲ Hình 6. Đường đẳng nhiệt Langmuir

cao, khi tăng nồng độ với lượng chất hấp phụ không đổi dẫn đến không đủ các vị trí hoạt động trên bề mặt chất hấp phụ, làm giảm hiệu suất hấp phụ. Các số liệu thực nghiệm phù hợp tốt với mô hình Langmuir ($R^2=0.9948$) như chỉ ra trong Hình 6 và quá trình hấp phụ là đơn lớp. Các tính toán theo mô hình này cho thấy dung lượng hấp phụ cực đại của BEG đối với MB đạt 277,01 mg/g, tương tự với một số các nghiên cứu khác [11-13].

4. KẾT LUẬN

Đã tái chế thành công điện cực graphite của pin đã sử dụng thành vật liệu đầu vào cho quá trình chế tạo graphene bằng phương pháp điện hóa. Các kết quả SEM, TEM, XRD và Raman cho thấy, graphene chế tạo được có dạng đa lớp với nhiều nhóm chức chứa oxy tạo thuận lợi cho các quá trình xử lý hấp phụ các chất ô nhiễm. Kết quả tính toán cho thấy, quá trình hấp phụ MB theo phương pháp hấp phụ tĩnh phù hợp tốt với mô hình Langmuir. Dung lượng hấp phụ cực đại đạt 277,01 mg/g gợi mở tiềm năng ứng dụng BEG để loại bỏ MB cũng như các thuốc nhuộm khác trong nước■

LỜI CẢM ƠN: Bài báo này sản phẩm của đề tài cấp cơ sở mã số T2021-07-12, được tài trợ bởi kinh phí của Trường Đại học Công nghệ Thông tin và Truyền thông.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Sayilgan, E., et al., A review of technologies for the recovery of metals from spent alkaline and zinc-carbon batteries. *Hydrometallurgy*, 2009. 97(3-4): p. 158-166.
2. Baba, A., A. Adekola, and R. Bale, Development of a combined pyro-and hydro-metallurgical route to treat spent zinc-carbon batteries. *Journal of hazardous materials*, 2009. 171(1-3): p. 838-844.
3. Ferella, F., I. De Michelis, and F. Veglio, Process for the recycling of alkaline and zinc-carbon spent batteries. *Journal of Power Sources*, 2008. 183(2): p. 805-811.
4. Zhang, Y., L. Zhang, and C. Zhou, Review of chemical vapor deposition of graphene and related applications. *Accounts of chemical research*, 2013. 46(10): p. 2329-2339.
5. Hofmann, U. and E. König, Untersuchungen über graphitoxyd. *Zeitschrift für anorganische und allgemeine Chemie*, 1937. 234(4): p. 311-336.
6. Hummers Jr, W.S. and R.E. Offeman, Preparation of

- graphitic oxide. *Journal of the american chemical society*, 1958. 80(6): p. 1339-1339.
7. Van Thanh, D., P.P. Oanh, and P.H. Le, Ultrasonic-assisted cathodic electrochemical discharge for graphene synthesis. *Ultrasonics sonochemistry*, 2017. 34: p. 978-983.
 - 8 Parvez, K., et al., Exfoliation of Graphite into Graphene in Aqueous Solutions of Inorganic Salts. *Journal of the American Chemical Society*, 2014. 136(16): p. 6083-6091.
 9. Van Thanh, D., et al., Ultrasonic-assisted cathodic electrochemical discharge for graphene synthesis. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2017. 34: p. 978-983.
 10. Yusuf, M., et al., Applications of graphene and its derivatives as an adsorbent for heavy metal and dye removal: a systematic and comprehensive overview. *RSC Advances*, 2015. 5(62): p. 50392-50420.
 11. Liu, T., et al., Adsorption of methylene blue from aqueous solution by graphene. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2012. 90: p. 197-203.
 12. Wang, Z., et al., Efficient adsorption of methylene blue from aqueous solution by graphene oxide modified persimmon tannins. *Materials Science and Engineering: C*, 2020. 108: p. 110196.
 13. Huang, T., et al., Efficient removal of methylene blue from aqueous solutions using magnetic graphene oxide modified zeolite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2019. 543: p. 43-51.

RESEARCH FOR FABRICATION OF GRAPHENE USING THE USED BATTERY CORE FOR APPLICATION OF METHYLENE BLUE TREATMENT IN AQUEOUS SOLUTION

Pham Van Hao^{1,2*}, Ha Xuan Linh³, Dang Van Thanh^{1,4}

Nguyen Manh Khải⁵, Nguyen Nhat Huy⁶, Nguyen Thi Mai^{5,7}

¹ Thai Nguyen University of Information and Communication Technology

² Graduate University of Science and Technology

³ International Faculty, Thai Nguyen University

⁴ Thai Nguyen University of Medicine and Pharmacy

⁵ Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

⁶ Faculty of Environment and Natural Resources, Ho Chi Minh City University of Technology

⁷ Thai Nguyen University of Agriculture and Forestry

ABSTRACT

This paper showed the facile method to fabricate the graphene material using graphite rod collecting from the used battery core for application as adsorbent to remove methylene blue (MB) in aqueous solution. The SEM, TEM, XRD and Raman results illustrated that the obtained graphene exhibited the multi-layers form with the component of many oxide functional groups facilitating for the interaction between these layers and MB dye molecules. The adsorption properties of BEG for MB were tested by batch experiments. The effects of the solution pH, the time to adsorb, the amount of adsorbent, and the initial antibiotic concentration was investigated. The adsorption isotherms could be fitted well by the Langmuir model with the maximum adsorption amount of 277.01 mg/g. Recycling graphite for preparation of graphene has the potential to solve two problems at once: reducing in pollution of waste batteries to the environment and low-cost synthesis of graphene.

Key words: Adsorption, methylene blue, graphene, electrochemical.

TỔNG QUAN VỀ ĐIỆN MẶT TRỜI VÀ KHẢ NĂNG ỨNG DỤNG PIN MẶT TRỜI NHẠY QUANG TẠI VIỆT NAM

Đặng Thị Hải Linh, Hoàng Xuân Cơ, Trần Văn Quy⁽¹⁾

Đào Văn Dương^{2*}

TÓM TẮT

Nhu cầu sử dụng năng lượng trên thế giới nói chung và ở Việt Nam nói riêng đang trở nên ngày càng cấp thiết. Theo ước tính, Việt Nam là quốc gia có tiềm năng lớn về năng lượng mặt trời với cường độ bức xạ mặt trời trung bình khoảng 5 kWh/m²/ngày. Trong các năm 2019, 2020, sự phát triển ồ ạt của các dự án điện mặt trời nổi lưới đã tạo áp lực lớn lên hệ thống truyền tải điện quốc gia. Trong khi đó, điện mặt trời áp mái tại Việt Nam chưa được khai thác tương xứng với tiềm năng. Nghiên cứu này trình bày tổng quan về tiềm năng năng lượng mặt trời tại Việt Nam, hiện trạng phát triển điện mặt trời tại Việt Nam, đồng thời đánh giá khả năng ứng dụng pin năng lượng mặt trời nhạy quang tại Việt Nam thông qua một số yếu tố như sự phù hợp về đặc điểm của pin, sự phát triển về công nghệ pin và những cơ chế chính sách cho phát triển điện mặt trời tại Việt Nam.

Từ khóa: Năng lượng mặt trời; pin mặt trời; Việt Nam.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Theo nghiên cứu của Fitch Solutions, mức tiêu thụ điện năng tổng thể của Việt Nam dự báo sẽ tăng trung bình hàng năm là 6,4% từ năm 2021 đến năm 2030, khiến Việt Nam trở thành một trong những quốc gia có tốc độ tăng trưởng tiêu thụ điện năng nhanh nhất ở khu vực châu Á [1]. Việc sản xuất nguồn năng lượng từ nhiên liệu hóa thạch đã và đang gây ra những hậu quả nghiêm trọng cho môi trường và con người. Trong bối cảnh đó, việc nghiên cứu và khai thác năng lượng tái tạo là vô cùng cấp thiết. Theo ước tính, Việt Nam là quốc gia có tiềm năng lớn về năng lượng mặt trời (NLMT) với cường độ bức xạ mặt trời trung bình khoảng 5 kWh/m²/ngày [2]. Nhận được nhiều ưu đãi từ các chính sách khuyến khích phát triển điện mặt trời (ĐMT) của Chính phủ, trong 2 năm 2019 và 2020, ĐMT đã có sự phát triển mạnh, bổ sung nguồn điện cần thiết cho hệ thống điện quốc gia. Tuy nhiên, do các dự án ĐMT nổi lưới có tính chất bất định, phát triển nhanh trong một thời gian ngắn, tập trung chủ yếu tại các khu vực có tiềm năng lớn nên đã gây ra những khó khăn nhất định trong công tác vận hành hệ thống điện. Một trong những giải pháp tối ưu đó là phát triển khai thác ĐMT áp mái và ĐMT tích hợp trong tòa nhà.

Pin mặt trời nhạy quang thuộc loại pin màng mỏng với những đặc điểm phù hợp cho ứng dụng tại Việt Nam. Tuy nhiên, hiện trạng ứng dụng công nghệ pin mặt trời màng mỏng chỉ chiếm thị phần khoảng 10% [3]. Nghiên cứu này sẽ trình bày tổng quan về tiềm năng NLMT tại Việt Nam, hiện trạng và những cơ chế chính sách phát triển ĐMT tại Việt Nam, tổng quan về pin mặt trời nhạy quang. Từ đó, đánh giá khả năng ứng dụng pin năng lượng mặt trời nhạy quang tại Việt Nam thông qua một số yếu tố như sự phù hợp về xu hướng đầu tư phát triển ĐMT, đặc điểm phù hợp của pin và sự phát triển về công nghệ pin.

2. TIỀM NĂNG NĂNG LƯỢNG MẶT TRỜI TẠI VIỆT NAM

Việt Nam được đánh giá là quốc gia có tiềm năng tương đối lớn về năng lượng mặt trời. Số giờ nắng cùng bức xạ mặt trời lớn tại nhiều khu vực trên cả nước, đặc biệt là khu vực Tây Nguyên, Nam Trung bộ và Nam bộ. Bản đồ phân bố bức xạ theo bề mặt nằm ngang toàn cầu (GHI) của Việt Nam [4] cho thấy rõ tiềm năng khai thác NLMT ở khu vực phía Nam Việt Nam là rất lớn. Trong giai đoạn 2007-2018, số liệu GHI tại nhiều tỉnh Nam bộ và Nam Trung bộ đạt >5kWh/m² theo ngày hay >1.900kWh/m² theo năm.

Tiềm năng NLMT đã được lượng hóa theo từng loại như tiềm năng kỹ thuật điện NLMT áp mái, NLMT mặt đất, NLMT mặt nước và được tính toán cho từng khu vực trên cả nước [3]. Tiềm năng kỹ thuật để khai thác phát triển

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Khoa Công nghệ Sinh học Hóa học và Kỹ thuật môi trường, Trường Đại học Phenikaa

Bảng 1. Tổng hợp tiềm năng kỹ thuật điện NLMT theo từng loại hình tại Việt Nam [3]

	Điện NLMT áp mái	Điện NLMT mặt đất	Điện NLMT mặt nước	Tổng
Công suất (MW)	48.491	1.568.551	77.176	1.694.218
Sản lượng điện (MWh/năm)	76.342.864	2.292.808.795	123.481.098	2.492.632.757

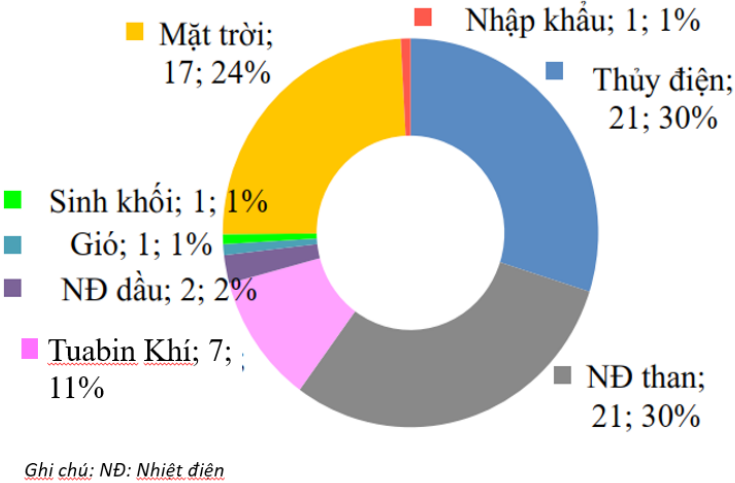
ĐMT tại Việt Nam rất lớn, với tổng công suất lên tới 1.694.218 MW (Bảng 1), là giải pháp tối ưu cho việc đáp ứng nhu cầu tiêu thụ điện ngày càng gia tăng tại Việt Nam.

3. ĐIỆN MẶT TRỜI TẠI VIỆT NAM

3.1. Hiện trạng phát triển điện mặt trời tại Việt Nam

Theo số liệu thống kê tính đến tháng 5 năm 2019, Việt Nam đạt tổng công suất lắp đặt 866,5 MW bao gồm 10 nhà máy ĐMT và 1.800 dự án ĐMT áp mái được triển khai và đi vào hoạt động trên toàn quốc [5]. Tuy nhiên, năm 2020, ĐMT (gồm cả ĐMT áp mái) đã đạt khoảng 24% trong cơ cấu công suất nguồn điện toàn quốc, đạt gần 17.000 MW (Hình 1).

Việc phát triển các dự án ĐMT nối lưới một cách ồ ạt trong thời gian ngắn, đồng thời chỉ tập trung tại các khu vực có tiềm năng lớn như Ninh Thuận, Bình Thuận, Đắk Lắk,... đang gây áp lực lớn lên hệ thống truyền tải điện. Thời gian đầu tư phát triển lưới điện 220 kV tối thiểu là 3 năm và lưới 500 kV từ 4-5 năm, trong khi đó chỉ từ 6 đến 12 tháng là có thể hoàn thành dự án ĐMT. Chính vì vậy, hiện tại Trung tâm Điều độ Quốc gia luôn phải tính toán và yêu cầu cắt giảm hàng ngày công suất phát của các nhà máy ĐMT tại các khu vực tập trung phát triển (Ninh Thuận, Bình Thuận, An Giang...) nhằm tránh quá tải lưới điện khu vực [3]. Để giảm tải cho lưới điện quốc gia, đồng thời khai thác được tối đa tiềm năng năng lượng mặt trời tại các khu vực, Việt Nam đã và đang khuyến khích các dự án ĐMT áp mái. ĐMT áp mái góp phần giảm tổn thất lưới, tăng nguồn cung cấp điện và có đóng góp trong việc tiết giảm tiêu thụ điện tại chỗ. Theo thống kê của Tập đoàn Điện lực Việt Nam, đến tháng 8/2021, Việt Nam đã có 104.282 dự án đã lắp đặt với tổng công suất lên tới 9.580MWp, cung cấp 3.574.065MWh sản lượng phát lên lưới điện quốc gia [7].



▲ Hình 1. Cơ cấu công suất nguồn điện năm 2020 (Nhiên liệu, GW, %) [6]

3.2. Khung pháp lý cho phát triển điện mặt trời tại Việt Nam

Nhà nước đã ban hành nhiều chính sách khuyến khích cho việc phát triển ĐMT tại Việt Nam như: Quyết định số 11/2017/QĐ-TTg ngày 11/4/2017 của Thủ tướng chính phủ về cơ chế khuyến khích phát triển các dự án ĐMT tại Việt Nam; Quyết định số 02/2019/ QĐ-TTg ngày 8/1/2019 sửa đổi, bổ sung Quyết định 11; Thông tư số 16/2017/ TT-BTC ngày 12/9/2017 về quy định về phát triển dự án và hợp đồng mua bán điện mẫu áp dụng cho các dự án ĐMT; Thông tư số 05/2019/ TT-BTC ngày 11/3/2019 điều chỉnh Thông tư số 16/2017/TTBTC ngày 12/9/2017 về quy định về phát triển dự án và hợp đồng mua bán điện mẫu áp dụng cho các dự án ĐMT; Công văn số 1532/EVN-KD ngày 27/3/2019 của Tập đoàn điện lực Việt Nam về việc hướng dẫn thực hiện đối với các dự án ĐMT trên mái nhà...

Đặc biệt, ngày 6/4/2020, Thủ tướng Chính phủ đã ký ban hành Quyết định số 13/2020/QĐ-TTg về cơ chế khuyến khích phát triển ĐMT tại Việt Nam. Trong đó, cơ chế về giá mua điện được các chủ đầu tư quan tâm hàng đầu. Cụ thể đó là [8]:

Đối với điện mặt trời nối lưới: Dự án điện mặt trời nối lưới đã được cơ quan có thẩm quyền quyết định chủ trương đầu tư trước ngày 23/11/2019 và có ngày vận hành thương mại của dự án hoặc một phần dự án trong giai đoạn từ ngày 1/7/2019 - 31/12/2020 thì dự án hoặc một phần dự án đó được áp dụng giá mua điện tương đương 7,09 UScent/kWh cho ĐMT mặt đất và 7,69 UScent/kWh cho ĐMT nổi. Giá mua điện chưa bao gồm thuế giá trị gia tăng, được điều chỉnh theo biến động của tỷ giá của đồng Việt Nam với đô la Mỹ (tính tương đương UScents/kWh), tỷ giá áp dụng là tỷ giá trung tâm của đồng Việt Nam với đô la Mỹ do Ngân hàng Nhà nước Việt Nam công bố vào ngày Bên bán điện xuất hóa đơn thanh

toán. Giá mua điện này được áp dụng 20 năm kể từ ngày vận hành thương mại. Riêng đối với tỉnh Ninh Thuận, giá mua điện từ các dự án ĐMT nổi lưới đã có trong quy hoạch phát triển điện lực các cấp và có ngày vận hành thương mại trước ngày 1/1/2021 với tổng công suất tích lũy không quá 2.000 MW là 9,35 UScents/kWh.

Đối với điện mặt trời áp mái: Giá mua điện (chưa bao gồm giá trị gia tăng) từ ngày 1/7/2019 đến 31/12/2019 là 1.913 đồng/kWh, từ ngày 1/1/2020 đến 31/12/2020 là 1.940 đồng/kWh và kể từ năm 2021 trở đi, giá mua điện (chưa bao gồm giá trị gia tăng) được xác định theo từng năm bằng tiền đồng Việt Nam (tính đến hàng đơn vị đồng, không làm tròn số) tương đương với 8,38 UScents/kWh nhân với tỷ giá trung tâm của đồng Việt Nam với đô la Mỹ do Ngân hàng Nhà nước Việt Nam công bố áp dụng cho ngày cuối cùng của năm trước.

Theo EVN, Quyết định số 13/2020/QĐ-TTg của Thủ tướng Chính phủ tạo động lực phát triển mạnh mẽ cho các dự án điện mặt trời áp mái. EVN đã và đang triển khai nhiều hoạt động hỗ trợ, khuyến khích đặc biệt với ĐMT áp mái như đơn giản hóa thủ tục đăng ký, cung cấp các dịch vụ đăng ký mua bán ĐMT áp mái trực tuyến [9].

4. PIN MẶT TRỜI NHẠY QUANG VÀ KHẢ NĂNG ỨNG DỤNG TẠI VIỆT NAM

4.1. Cấu tạo và nguyên lý hoạt động của pin mặt trời nhạy quang

Pin mặt trời nhạy quang thuộc thể hệ pin mặt trời thứ 3 với cấu tạo cơ bản gồm 3 phần là điện cực làm việc (Working electrode) thường được chế tạo bằng phủ TiO_2/dye (chất nhạy quang) lên bề mặt kính dẫn điện trong suốt, điện cực đối (counter electrode) thường được sử dụng Pt phủ trên kính dẫn điện trong suốt và dung dịch chất điện phân I_3^-/I^- (electrolyte), được trình bày cụ thể trên Hình 2.

Pin mặt trời nhạy quang hoạt động dựa trên nguyên lý quang điện hóa. Khi được chiếu sáng bởi ánh sáng mặt trời, chất nhạy quang sinh ra các điện tử hoạt động và lỗ trống. Các điện tử hoạt động được chuyển sang vùng dẫn của TiO_2 . Sau khi được thu hồi về kính dẫn điện trong suốt, các điện tử chuyển ra mạch ngoài đến điện cực đối. Tại đây xảy ra phản ứng khử $\text{I}_3^- + 2\text{e}^- \rightarrow 3\text{I}^-$ và cấp điện tử lại chất nhạy quang. Dòng chuyển dời có hướng các điện tử đã sinh ra dòng điện cho pin năng lượng mặt trời sử dụng chất nhạy quang [10].

4.2. Chế tạo pin mặt trời nhạy quang

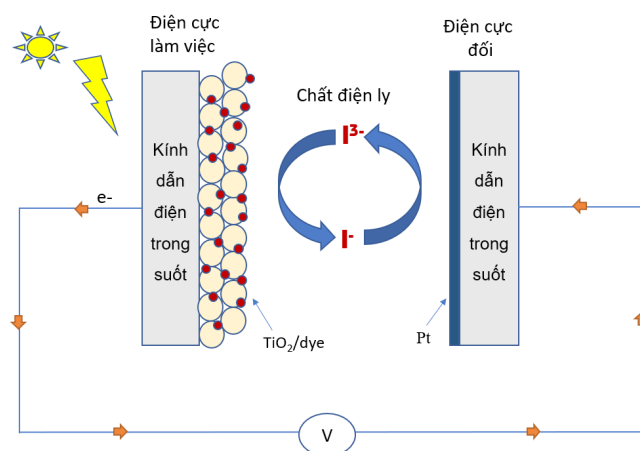
Các bước cơ bản để chế tạo pin mặt trời nhạy quang được tóm tắt trong Hình 3. Các kỹ thuật được sử dụng chủ yếu như làm sạch và tiền xử lý, hậu xử lý kính dẫn điện bằng phương pháp hóa học hoặc phương pháp plasma, phủ TiO_2 , phủ Pt bằng phương pháp phun xạ,

phương pháp in, phương pháp khử plasma ướt hoặc khử plasma khô... Nhìn chung, các kỹ thuật chế tạo pin mặt trời nhạy quang tương đối đơn giản và dễ cải tiến các bước để nâng cao hiệu suất pin.

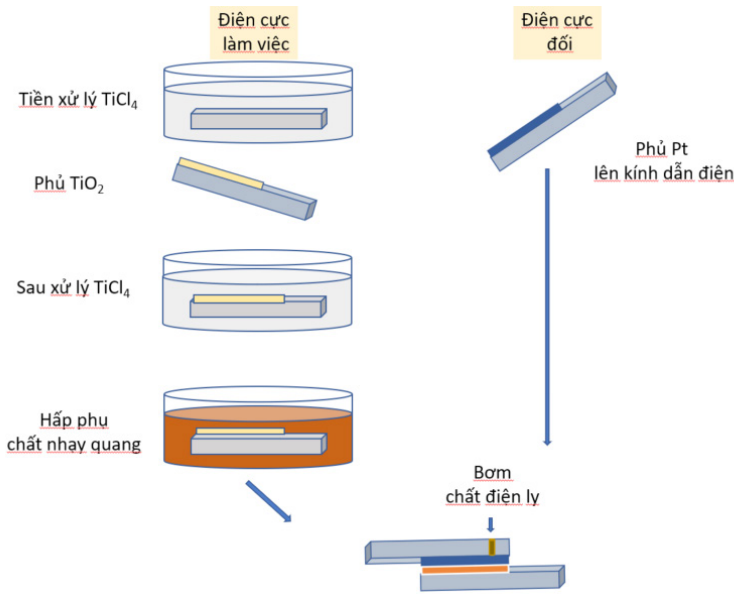
4.3. Sự phát triển của công nghệ pin mặt trời nhạy quang tại Việt Nam

Trên thế giới đã có nhiều công ty thương mại hóa sản phẩm pin mặt trời nhạy quang và đưa vào sử dụng tại các công trình xây dựng và các thiết bị nhỏ như sách điện tử, chuột máy tính, camera an ninh,... từ năm 2011[12]. Tuy nhiên, ở Việt Nam, dù đã được nghiên cứu hơn 10 năm, việc nghiên cứu chế tạo pin mặt trời nhạy quang chủ yếu được tiến hành trong phòng thí nghiệm và chưa được thương mại hóa thành các sản phẩm trên thị trường. Nhóm của Nguyễn Thái Hoàng, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh nghiên cứu chế tạo pin năng lượng mặt trời nhạy quang có hiệu suất cao và các quá trình động học diễn ra trong pin [13]. Kết quả của nghiên cứu cho thấy đã chế tạo thành công pin mặt trời trên cơ sở vật liệu TiO_2 và chất màu nhạy quang ở quy mô phòng thí nghiệm với hiệu suất chuyển đổi năng lượng khoảng 8%, đánh giá được độ bền của pin dưới tác dụng của nhiệt độ (phơi 85°C) và nguyên nhân suy giảm tính năng của pin.

Từ năm 2014 đến năm 2017, Viện Khoa học vật liệu, Viện Hàn lâm khoa học và công nghệ Việt Nam đã chủ trì thực hiện đề tài: “Chế tạo và nghiên cứu một số đặc điểm cấu trúc, tính chất quang điện của tổ hợp hệ hạt nano Au (Ag)/ TiO_2 nhằm ứng dụng cho pin mặt trời plasmonic thể hệ mới” [14]. Đề tài đã thu được một số kết quả như tạo ra được một số cấu hình mới ở dạng quả cầu hay khối đa mặt hình thành trên dây nano, đã phát triển được công nghệ có thể điều chỉnh được kích thước và phân bố hệ hạt Au theo ý muốn; phổ hấp thụ phụ thuộc mạnh mẽ vào chiều dài Au/ TiO_2 NPs được phủ lớp bảo vệ PVP, các kích thước Au và các tỷ lệ Au đối với lượng TiO_2 và vào nhiệt độ



▲ Hình 2. Cấu tạo của pin mặt trời nhạy quang



▲ Hình 3. Các bước cơ bản chế tạo pin mặt trời nhạy quang [11]

u. Ngoài ra, đề tài đã phát triển khá hoàn thiện quy trình công nghệ chế tạo mẫu pin plasmonics, đã chế tạo thử nghiệm gần 20 mẫu Pin plasmonics, khảo sát một số tính chất. Nhóm nghiên cứu của Đào Văn Dương, Đại học Phenikaa đã tập trung nghiên cứu chế tạo điện cực đối với hiệu quả cao, giá thành thấp cho pin năng lượng mặt trời sử dụng chất nhạy quang như thuốc nhuộm, chấm lượng tử [15]. Nhóm đã chế tạo thành công các vật liệu kích thước nano, ứng dụng cho điện cực đối của pin mặt trời nhạy quang trong quy mô phòng thí nghiệm như Pt, PtAu, PtPd, PtFe, PtRu, PtSn, PtCo, rGO-Pt, Pt-CNT, Pt-MWNT, Pt-Carbon Black, Graphene-NiO, Graphene-RuO₂, Graphene-CoNi... Hiệu suất chuyển đổi năng lượng của pin chế tạo được dao động từ khoảng 6% đến trên 9%.

4.4. Khả năng ứng dụng pin mặt trời nhạy quang tại Việt Nam

4.4.1. Ưu điểm của pin mặt trời nhạy quang

Có thể thấy, pin mặt trời nhạy quang có khả năng ứng dụng cao tại Việt Nam do các đặc điểm sau:

- Với hiện trạng phát triển điện mặt trời tại Việt Nam, ĐMT áp mái và điện mặt trời tích hợp trong tòa nhà (BIPVs) là những giải pháp hiệu quả trong việc khai thác tiềm năng điện mặt trời, đồng thời giải quyết được các vấn đề liên quan đến vận hành hệ thống điện (như đã phân tích ở trên). Pin mặt trời nhạy quang có độ trong suốt, tính linh hoạt, mềm dẻo cao, đa dạng về màu sắc nên phù hợp ứng dụng cho ĐMT áp mái, đồng thời có thể tích hợp với cửa kính của các tòa nhà (Building-Integrated Photovoltaics-BIPVs) [16].

- Với trọng lượng nhẹ nên pin mặt trời nhạy quang có thể ứng dụng trong nhiều lĩnh vực như đèn giao thông, đèn chiếu sáng đường, camera an ninh, bảng hiệu chỉ dẫn, thông báo tại các

khu đô thị, thiết bị tưới tự động tại các trang trại...

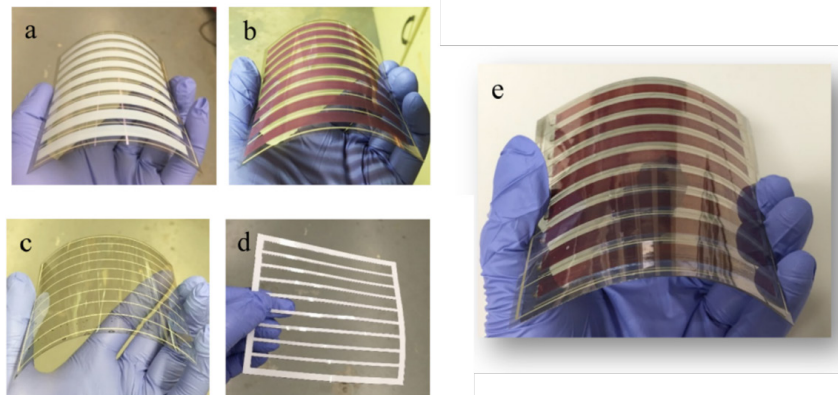
- Vật liệu chế tạo rất đa dạng, có giá thành rẻ và sẵn có như $TiCl_4$, TiO_2 ... nên giá thành của pin mặt trời nhạy quang thấp hơn so với pin Silic [18]. Có nhiều nghiên cứu trong nước cũng như trên thế giới về thay thế thành phần Pt trong điện cực đối của pin mặt trời nhạy quang nhằm giảm giá thành, đồng thời tăng hiệu suất của pin [15].

- Hơn nữa, thành phần chất nhạy quang của pin mặt trời nhạy quang có thể có nguồn gốc tự nhiên, được chiết suất từ các loại hoa, trái cây, lá cây, thậm chí là rễ cây. Từ đó có thể giảm thiểu việc khai thác nhiên liệu hóa thạch cũng như thải các chất độc hại gây ảnh hưởng tới môi trường [19].

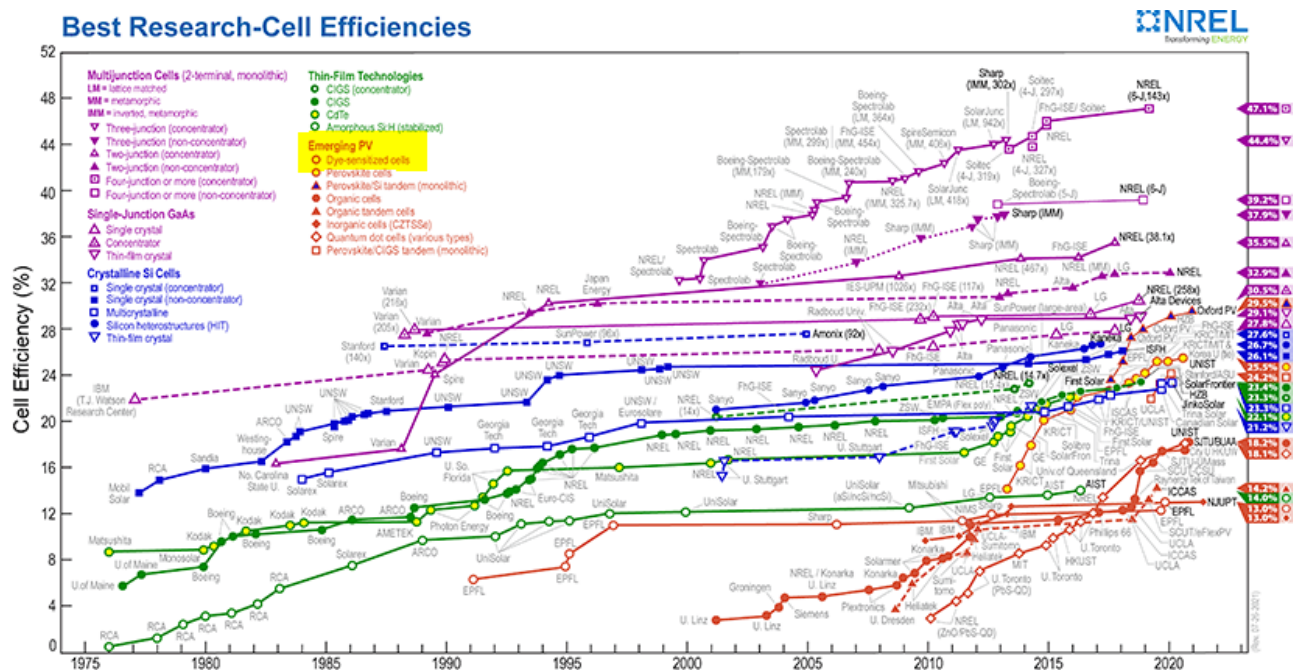
- Kỹ thuật chế tạo đơn giản, không yêu cầu máy móc kỹ thuật cao (Hình 4) nên có thể ứng dụng dễ dàng để sản xuất tại Việt Nam. Các bước chế tạo pin được thực hiện độc lập và dễ dàng cải tiến từng bước nhằm tối ưu hóa hiệu quả sử dụng pin.

- Ứng dụng công nghệ nano trong chế tạo vật liệu làm điện cực, nâng cao hiệu suất của pin đang được các nhà Khoa học tại Việt Nam nghiên cứu chuyên sâu.

- Pin mặt trời nhạy quang có thể hoạt động với dải bước sóng rộng nên trong điều kiện ánh sáng yếu, pin vẫn



▲ Hình 4. Ảnh chụp các thành phần của mô-đun DSSC linh hoạt: Quang điện cực TiO_2 trên nền ITO / PEN (a) trước và (b) sau khi hấp phụ chất nhạy quang, (c) điện cực đối, (d) keo nóng chảy; (e) mô-đun DSSC linh hoạt có kích thước 100 mm x 100 mm [17]



▲ Hình 5. Hiệu suất chuyển đổi năng lượng của các loại pin mặt trời (thống kê từ các nghiên cứu khoa học) [21]

có khả năng tạo ra điện. Theo [18], pin mặt trời nhạy quang có khả năng hoạt động tốt với cường độ ánh sáng từ 200 đến 6.000 lux, đạt hiệu suất từ 2% đến gần 30% trong điều kiện phòng thí nghiệm. GCell là sản phẩm pin mặt trời nhạy quang sử dụng trong nhà của công ty G24 Power-công ty dẫn đầu về sản xuất pin mặt trời nhạy quang. Phổ hấp thụ ánh sáng của GCell trong khoảng từ 390 - 700nm và đạt cực đại tại 500 - 550nm [20].

4.4.2. Hạn chế của pin mặt trời nhạy quang

Một số hạn chế chính của pin mặt trời nhạy quang đó là hiệu suất chuyển đổi năng lượng còn thấp so với các loại pin mặt trời khác (Hình 5). Ngoài ra, sự ổn định hoạt động của pin năng lượng mặt trời sử dụng chất nhạy quang cũng gặp phải nhiều vấn đề thách thức: Việc sử dụng chất nhạy quang là các hợp chất hữu cơ dễ bị biến tính theo thời gian sử dụng; dung dịch chất điện ly dễ bị rò rỉ ra ngoài; điện cực Pt có thể phản ứng với dung dịch chất điện ly.

5. KẾT LUẬN

Việt Nam có tiềm năng khai thác ĐMT lớn, với tiềm năng kỹ thuật ĐMT là 1.694.218 MW. Các dự án ĐMT đã và đang phát triển mạnh mẽ tại Việt Nam nhờ các cơ chế khuyến khích của nhà nước. ĐMT áp mái, BIPVs

là giải pháp tối ưu, góp phần giảm gánh nặng cho hệ thống truyền tải điện.

Pin mặt trời nhạy quang có giá thành thấp, kỹ thuật chế tạo đơn giản, vật liệu chế tạo đa dạng, có tính trong suốt, mềm dẻo nên phù hợp cho ĐMT áp mái hoặc ĐMT tích hợp trong tòa nhà thích hợp để ứng dụng tại Việt Nam.

Tuy nhiên, pin mặt trời nhạy quang còn tồn tại một số điểm yếu như hiệu suất chuyển đổi năng lượng còn thấp so với các loại pin khác trên thị trường, sự ổn định trong hoạt động của pin cần phải nghiên cứu thêm. Do đó, các nghiên cứu về pin mặt trời nhạy quang tại Việt Nam cần được thử nghiệm thực tế, tối ưu hóa hiệu quả sử dụng trong điều kiện của Việt Nam và thương mại hóa sản phẩm hoàn chỉnh.

LỜI CẢM ƠN: Đặng Thị Hải Linh được tài trợ bởi Nhà tài trợ thuộc Tập đoàn Vingroup và hỗ trợ bởi chương trình học bổng đào tạo thạc sĩ, tiến sĩ trong nước của Quỹ Đổi mới sáng tạo Vingroup (VINIF), Viện Nghiên cứu Dữ liệu lớn (VinBigdata), mã số VINIF.2020.TS.01.

This research was also supported in full or in part with Kurita Asia Research Grant (21Pvn006) provided by Kurita Water and Environment Foundation.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Fitch Solutions, 2021, *Surging Demand To Drive Robust Growth In Vietnam Energy And Utilities Sector*.
2. Cục thông tin khoa học và công nghệ Quốc gia, 2015, *Tiềm năng phát triển năng lượng tái tạo ở Việt Nam*.
3. Viện Năng lượng – Bộ Công Thương, 2021, *Đề án Quy hoạch phát triển điện lực Quốc gia thời kỳ 2021-2030 tầm nhìn đến 2045 (báo cáo dự thảo lần 3)*.
4. Global solar atlas, <https://globalsolaratlas.info/download/vietnam>. (Truy cập ngày 14/7/2021).
5. Hạ Đình Trúc, 2019, *Đà Nẵng, Khảo sát tiềm năng ứng dụng năng*

- lượng mặt trời tại một số ngành công nghiệp được chọn.
6. Tập đoàn Điện lực Việt Nam, 2020, Báo cáo vận hành hàng năm của ĐĐQG và thống kê điện mặt trời áp mái.
 7. Tập đoàn Điện lực Việt Nam – EVNSOLAR, <https://solar.evn.com.vn/>. (Truy cập ngày 09/8/2021).
 8. Thủ tướng Chính phủ, Quyết định 13/2020/QĐ-TTg về cơ chế khuyến khích phát triển ĐMT tại Việt Nam, ký ngày 06/4/2020.
 9. Tập đoàn Điện lực Việt Nam, 2020, Quyết định 13/2020/QĐ-TTg của Thủ tướng Chính phủ chính thức có hiệu lực thi hành từ ngày 22/5/2020, điện mặt trời mái nhà được kỳ vọng phát triển mạnh.
 10. Sharma, K., Sharma, V. & Sharma, S.S., 2018, Dye-Sensitized Solar Cells: Fundamentals and Current Status. *Nanoscale Res Lett* 13, 381.
 11. N. Fadzilah at al., 2019, The effect of titanium (IV) chloride surface treatment to enhance charge transport and performance of dye-sensitized solar cell, *Results in Physics*, Volume 15, 102725.
 12. Fakhruddin, Azhar & Jose, Rajan & Brown, Thomas & Fabregat-Santiago, Francisco & Bisquert, Juan., 2014, A perspective on the production of dye-sensitized solar modules. *Energy & Environmental Science*. 7. 10.1039/c4ee01724b
 13. Nguyễn Thái Hoàng, Nguyễn Thị Thùy Hương, Huỳnh Lê Thanh Nguyên, Lê Việt Hải, 2020, Chế tạo và khảo sát độ bền nhiệt của pin mặt trời chất màu nhạy quang, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, số 62 (3), 42-47.
 14. Viện Khoa học Vật liệu, Viện Hàn lâm khoa học và công nghệ Việt Nam, 2017, Chế tạo và nghiên cứu một số đặc điểm cấu trúc, tính chất quang điện của tổ hợp hệ hạt nano Au (Ag)/TiO₂ nhằm ứng dụng cho pin mặt trời plasmonic thế hệ mới.
 15. VD Dao, SH Kim, HS Choi, JH Kim, HO Park, JK Lee, 2011, Efficiency enhancement of dye-sensitized solar cell using Pt hollow sphere counter electrode, *The Journal of Physical Chemistry C* 115 (51), 25529-25534
 16. Szindler, M.; Szindler, M.; Drygała, A.; Lukaszewicz, K.; Kaim, P.; Pietruszka, R, 2021, Dye-Sensitized Solar Cell for Building-Integrated Photovoltaic (BIPV) Applications, *Materials* 2021, 14, 3743.
 17. C. Wu, et al., 2016, Scaling of the flexible dye sensitized solar cell module, *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 157, 438-446
 18. Devadiga, D., Selvakumar, M., Shetty, P. et al., 2021, Dye-Sensitized Solar Cell for Indoor Applications: A Mini-Review. *Journal of Elec Materi* 50, 3187–3206.
 19. Amal Batniji, Monzir S. Abdel-Latif, Taher M. El-Agez, Sofyan A. Taya, Hatem Ghamri, 2016, Dyes extracted from *Trigonella* seeds as photosensitizers for dye-sensitized solar cells, *J Theor Appl Phys* 10:265–270.
 20. G24 Power, <https://gcell.com/dye-sensitized-solar-cells/advantages-of-dscc/indoor-dye-sensitize-solar-cells/>. (Truy cập ngày 20/9/2021)
 21. National Renewable Energy Laboratory, Best Research-Cell Efficiency Chart, <https://www.nrel.gov/pv/cell-efficiency.html>, date access 08/9/2021.

OVERVIEW OF SOLAR POWER AND APPLICABILITY OF DYE-SENSITIZED SOLAR CELLS IN VIETNAM

Dang Thi Hai Linh¹, Hoang Xuan Co¹, Tran Van Quy¹

Dao Van Duong^{2*}

¹ Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

² Faculty of Biotechnology, Chemistry and Environmental Engineering, Phenikaa University, Hanoi

ABSTRACT

The demand for solar energy in the world and also in Vietnam has becoming more and more urgent. It is estimated that Vietnam is a country with great potential for solar energy with an average solar radiation intensity of about 5 kWh/m²/day. In the years 2019 and 2020, the massive development of grid-connected solar power projects has put large pressure on the national power transmission system. Meanwhile, rooftop solar power in Vietnam has not been exploited commensurate with its potential. This study presents an overview of the solar energy potential in Vietnam, the current status of solar power development in Vietnam. Additionally, this work evaluates the applicability of dye-sensitized solar cells (DSCs) in Vietnam through a number of factors such as the compatibility of characteristics of DSCs, the development of DSCs technology and the mechanisms and policies for solar power development in Vietnam. From there, the study gives recommendations for the development of the applications of DSCs in Vietnam.

Key words: Solar energy, DSSC, electricity in Vietnam.

NGHIÊN CỨU LOẠI BỎ SULFAMETHOXAZOLE TRONG NƯỚC BẰNG VẬT LIỆU COMPOSITE CHITOSAN - Fe₃O₄: CHẾ TẠO VẬT LIỆU VÀ CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG ĐẾN QUÁ TRÌNH XỬ LÝ

Trần Văn Sơn*, Nguyễn Tuấn Đức, Lương Mai Ly⁽¹⁾
 Nguyễn Minh Phương, Nguyễn Thanh Hà
 Nguyễn Xuân Huân, Nguyễn Mạnh Khải
 Phan Thị Lan Anh²

TÓM TẮT

Việc phát hiện và sử dụng nhiều kháng sinh trong đời sống đã để lại dư lượng kháng sinh trong môi trường gây ra nhiều hậu quả. Có nhiều phương pháp đã được áp dụng để xử lý kháng sinh trong môi trường, tuy nhiên hấp phụ là phương pháp được ưa chuộng vì dễ vận hành, chi phí thấp. Vật liệu hấp phụ dễ phân hủy sinh học từ chitosan và Fe₃O₄ (CTS-Fe₃O₄) được nghiên cứu có khả năng loại bỏ kháng sinh sulfamethoxazole (SMX) trong nước. Phương pháp chế tạo đơn giản bằng cách tạo hỗn hợp chitosan và sắt từ rồi thêm chất liên kết ngang Glutaraldehyde. Các phương pháp XRD, XRF, FTIR và thế Zeta đã được thực hiện để nghiên cứu đặc tính của vật liệu hấp phụ. Thông qua các thí nghiệm dạng mẻ đã tìm ra được các điều kiện tối ưu để xử lý kháng sinh SMX.

Từ khóa: *Sulfamethoxazole, composite, chitosan, sắt từ, glutaraldehyde.*

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Ngày nay, vấn đề ô nhiễm môi trường bởi các chất ô nhiễm hữu cơ đang là vấn đề nghiêm trọng. Trong đó, ô nhiễm kháng sinh trong nước gây ra nhiều ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe, đời sống của con người và cả động vật dù ở nồng độ ng/L [1]. Kháng sinh được phát hiện ở khắp nơi trong môi trường như đất, nước, không khí, thực phẩm, các nguồn nước thải, nước mặt... Hầu hết các nhà máy xử lý nước với công nghệ hiện nay chưa đủ khả năng loại bỏ các tồn dư kháng sinh [2].

Sulfamethoxazole (SMX) hay 4-amino-N-(5-methyl-3-isoxazolyl) là kháng sinh thuộc nhóm Sulfonamide, có công thức hóa học và khối lượng phân tử lần lượt là C₁₀H₁₁N₃O₃S và 253,28 g/mol. SMX thể hiện hình dạng tuyến tính với gốc sulfone và amin liên kết aminosubstituted cyclohexan và isoxazolidine metyl hóa. SMX ở nồng độ 1,97 nmol/L có thể gây tác động làm thay đổi hoạt động phiên mã của các gen liên quan đến sao chép và phiên mã cũng như các gen liên quan đến các yếu tố cấu trúc của vỏ tế bào và màng ngoài trên quần

thể vi sinh vật trong nước ngọt [3]distributed by 11 different companies, were collected from supermarkets in Ho Chi Minh City and the levels of 28 antibiotics were analyzed using liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS. Chính vì vậy cần có các phương pháp xử lý SMX trước khi thải ra môi trường. Các công nghệ phổ biến hiện nay như Fenton và quang Fenton, phương pháp sinh học, hấp phụ, ... Quá trình hấp phụ được sử dụng phổ biến do có hiệu quả cao với thiết kế và vận hành đơn giản, dễ dàng áp dụng, không tạo ra các chất chuyển hóa nguy hiểm

Trong tự nhiên, chitin là loại sinh khối có nhiều thứ hai sau lignocellulose, có nguồn gốc từ nấm và vỏ động vật giáp xác. Chitosan là một sản phẩm được khử một phần của chitin, là một chất đồng trùng hợp. Sự phong phú của nhóm hydroxyl và nhóm amin nên chitosan có dễ dàng tạo liên kết Hydro trong phân tử cũng như các phân tử khác [4].

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

² Trung tâm nghiên cứu công nghệ Môi trường và Phát triển bền vững,

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Trong đó, chitosan có thể liên kết với các hạt sắt từ để tạo ra các chất hấp phụ mới mang từ tính giúp loại bỏ hiệu quả các cation kim loại và các anion thông qua quá trình chelation và cơ chế trao đổi ion, tương ứng [5]. Bài báo này sử dụng vật liệu chitosan biến tính với Fe_3O_4 và chất tạo liên kết ngang để xử lý SMX, tập trung trình bày quy trình chế tạo, các đặc tính vật liệu và các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng xử lý SMX của vật liệu chế tạo được.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Hóa chất, vật liệu

Dung dịch gốc SMX được hòa tan từ bột 100% từ Sigma Aldrich Co. Chitosan dạng bột độ tinh khiết 98% (Trung Quốc) được sử dụng. Các hóa chất khác được dùng như NaOH 0,04%, HCl 0,1%, CH_3COOH 25%, bột sắt từ Fe_3O_4 và chất tạo liên kết ngang Glutaraldehyde (GLA). Acetonitrile và axit photphoric sử dụng cho máy HPLC được mua từ Merck (Đức), KBr, cồn 90° sử dụng cho máy đo FT-IR. Nước cất deion được sử dụng trong thí nghiệm.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Phương pháp chế tạo vật liệu

Chuẩn bị 2,5 mL GLA 50% và 2,5 g bột Fe_3O_4 cùng 25 mL axit axetic 25% vào bình tam giác 100 mL. Hỗn hợp được lắc liên tục trong 24 giờ thu được hỗn hợp đồng nhất. Sau đó thêm vào hỗn hợp 2,0 g chitosan dạng bột, sau đó sử dụngũa thủy tinh khuấy liên tục trong 15 phút. Giữ hỗn hợp dung dịch ở trạng thái tĩnh để không bị xáo trộn trong 24 giờ. Cuối cùng, hỗn hợp dung dịch được sấy khô trong tủ sấy ở 60°C rồi nghiền mịn [6]. Từ đó thu được vật liệu Chitosan- Fe_3O_4 chứa chất tạo liên kết ngang GLA (CF-GLA).

Khảo sát khả năng hấp phụ của vật liệu

Thực hiện các thí nghiệm để khảo sát các điều kiện tối ưu về nồng độ kháng sinh ban đầu, giá trị pH, thời gian tiếp xúc và liều lượng vật liệu. Chuẩn bị các bình tam giác chứa 100ml dung dịch kháng sinh SMX. Thay đổi các điều kiện môi trường phản ứng như sau: giá trị nồng độ kháng sinh SMX từ 1 đến 10 mg/L, giá trị pH từ 2 đến 9, liều lượng vật liệu từ 0,2 đến 3 g/L, thời gian tiếp xúc từ 0.5 đến 7 giờ và 24 giờ. Sau khi lắc 175 vòng/phút, lọc dung dịch và đem phân tích.

Trong nghiên cứu đã sử dụng các thiết bị ở Khoa Môi trường, Trường ĐHKHTN như máy Quang phổ hồng ngoại FT-IR Nicolet iS5, máy đo Particle Charge Detector, máy MiniFlex600M, Máy JAX 1000s, máy sắc ký lỏng hiệu năng cao (HPLC) detector UV.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Khả năng hấp phụ của vật liệu

Cấu trúc vật liệu có sự thay đổi thể hiện thông qua kết quả phổ FTIR (Hình 1a). Trong quang phổ của các hạt CF-GLA, đỉnh peak ở 590 cm^{-1} là đặc trưng của nhóm Fe-O trong Fe_3O_4 . Điều này cũng được nhận thấy trong các nghiên

cứu chế tạo vật liệu composite từ CTS và Fe_3O_4 [7, 8]. Tại peak ở khoảng 1026 – 1078 cm^{-1} thể hiện bước sóng đặc trưng của nhóm –OH trong CTS [7]. Tuy nhiên sau quá trình hấp phụ, diện tích các peak trong khoảng này tăng lên do liên kết với gốc sulfone (S=O) đặc trưng trong SMX. Nhóm S=O của kháng sinh được thể hiện ở peak tại bước sóng 1316,6 cm^{-1} , phỏ sau hấp phụ cho thấy các peak tăng lên cho thấy kháng sinh đã được gắn trên bề mặt vật liệu. Tại bước sóng 1373 cm^{-1} peak đặc trưng của nhóm chức $-\text{CH}_2\text{OH}$ tăng lên sau khi hấp phụ cho thấy gốc này đã liên kết với nhóm sulfone trong phân tử kháng sinh. Đối với peak ở khoảng bước sóng 1636,3 – 1650 cm^{-1} ứng với dao động của liên kết C=O nhưng sau khi hấp phụ peak tăng lên do liên kết với nhóm amin trong kháng sinh SMX [6]. Liên kết O=C=O dao động thấp hơn sau hấp phụ do liên kết π đã bị phá vỡ để liên kết với kháng sinh SMX cho thấy kháng sinh SMX đã bị hấp phụ trên bề mặt vật liệu khi nhóm amin xuất hiện sau hấp phụ ở bước sóng 2871 – 2938 cm^{-1} . Ở bước sóng 3447,6 cm^{-1} là đặc trưng của gốc –OH trong phân tử của chitosan [7].

Điện tích bề mặt được đánh giá thông qua thế Zeta của vật liệu composite CF-GLA khi pH thay đổi (Hình 1b). Giá trị pH ban đầu của dung dịch được khảo sát từ pH 2 – 9 xác định được vật liệu mang điện tích dương, khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm mang điện tích âm tốt hơn. SMX là một phân tử lưỡng tính và tồn tại ở các dạng ion khác nhau ở các độ pH khác nhau - tích điện dương ở pH < 1,6, trung tính ở pH trong khoảng 1,6 – 5,7 và tích điện âm ở pH > 5,7 [9]. Ở khoảng pH được khảo sát, kháng sinh SMX mang điện tích âm hoặc trung tính. Từ đó, có thể dự đoán vật liệu có khả năng hấp phụ kháng sinh SMX theo cơ chế của lực hút tĩnh điện trái dấu.

Kết quả đo XRD của vật liệu CF-GLA (Hình 2a) thể hiện 6 đỉnh peak đặc trưng cho Fe_3O_4 ($2\theta = 30,2^\circ; 35,6^\circ; 43,2^\circ; 53,6^\circ; 57,1^\circ; 62,6^\circ$) được đánh dấu đặc trưng bằng các chỉ số (220); (311); (400); (422); (511) và (440). Các đỉnh này phù hợp với cơ sở dữ liệu trong tệp JCPDS (PCPDFWIN v.2.02, PDF số 85-1436) và cho thấy các hạt nano thu được là Fe_3O_4 tinh khiết với cấu trúc spinel. Ngoài ra, quá trình liên kết không dẫn đến sự thay



đôi pha của Fe_3O_4 [10]. Như vậy, có thể thấy rằng vật liệu composite chế tạo được mang đặc tính của sắt từ Fe_3O_4 .

Dựa vào kết quả đo huỳnh quang tia X của vật liệu (Hình 2b), trong số các nguyên tố, sắt chiếm thành phần rất lớn tỉ lệ phần trăm khối lượng trong vật liệu CF-GLA. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng SMX là kháng sinh có thể tạo phức với kim loại chuyển tiếp [10]. Do đó, sự có mặt của sắt và các kim loại chuyển tiếp đóng vai trò quan trọng trong việc hấp phụ kháng sinh SMX thông qua các phản ứng tạo phức.

3.2. Các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hấp phụ

Ảnh hưởng của nồng độ kháng sinh ban đầu

Trong hình 3a, vật liệu CF-GLA có hiệu suất hấp phụ cao nhất đạt tới 71% ở nồng độ 4 mg/L nhưng dung lượng hấp phụ chỉ đạt 1,4 mg/g. Vật liệu có dung lượng hấp phụ đạt cực đại ở nồng độ kháng sinh là 10 mg/L ứng với dung lượng là 3,15 mg/g nhưng hiệu suất chỉ đạt 60%. Vậy để vật liệu hấp phụ dung dịch chứa kháng sinh SMX mang hiệu suất cao nhất thì nồng độ tối ưu là 4 mg/L ứng với hiệu suất 71%.

Ảnh hưởng của pH

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của pH đến quá trình hấp phụ thể hiện ở hình 3b cho thấy, tại 2 giá trị pH 4 và 7, kháng sinh SMX bị hấp phụ cực đại. Sự thay đổi này là do đặc trưng của các kháng sinh nhóm sulfonamide là chất lưỡng tính, điện tích thay đổi khi thay đổi pH của dung dịch. SMX là một hợp chất lưỡng tính và tồn tại trong môi trường dưới dạng cation, phân tử trung tính và anion, tùy thuộc vào độ pH, do sự proton hóa của amin thơm ($-\text{NH}_3^+$, $\text{pK}_a \approx 1,7$) và sự deproton

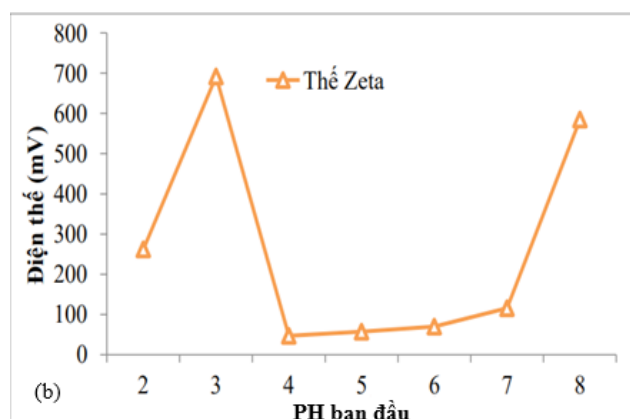
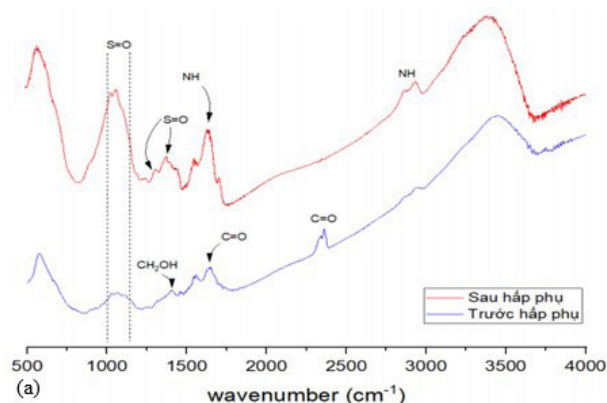
hóa của nhóm sulfonamide ($-\text{SO}_2\text{NH}_2$, $\text{pK}_a \approx 5,7$) [9]. Tại pH 4, hiệu suất hấp phụ và dung lượng hấp phụ đạt cực đại ứng với 61,67% và 1,42 mg/g. Tại pH 7 cho hiệu suất hấp phụ và dung lượng hấp phụ lần lượt đạt tới gần 61% và 1,42 mg/g. Tại pH trung tính, SMX mang điện tích âm và vật liệu được xác định mang điện tích dương. Do đó khả năng hấp phụ kháng sinh của vật liệu tăng lên khi pH trung tính. Bên cạnh đó, do đây là pH ban đầu của dung dịch kháng sinh nên giúp giảm chi phí về hóa chất trong quá trình điều chỉnh pH. Vì vậy, pH 7 được lựa chọn là giá trị tối ưu cho các thí nghiệm tiếp theo.

Ảnh hưởng của liều lượng vật liệu

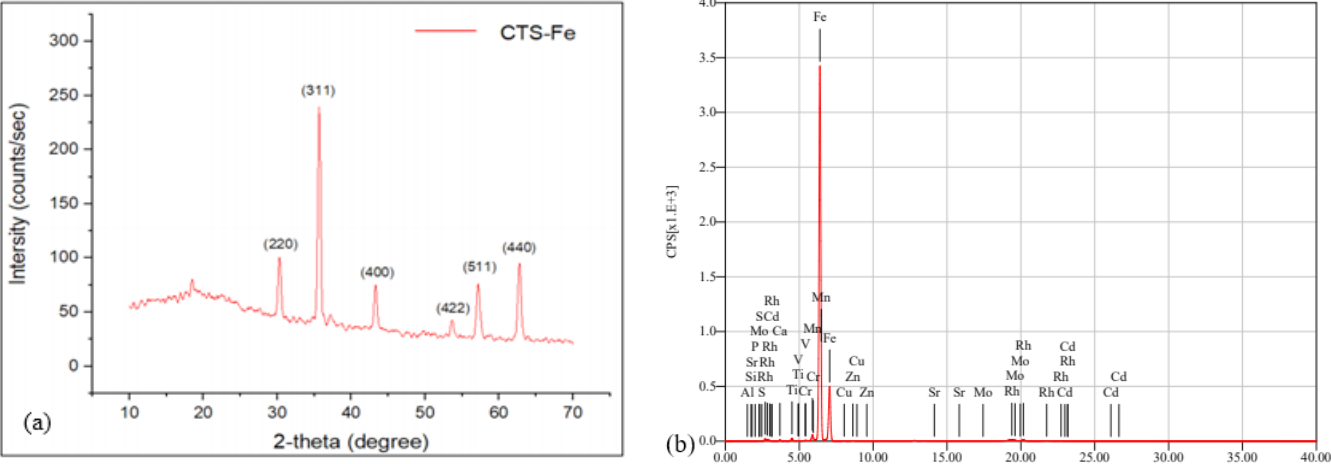
Dung lượng hấp phụ của vật liệu đạt cực đại (Hình 4a) khi liều lượng sử dụng là 0,3 và 0,5 g/L ứng với 4,45 và 4,26 mg/g. Hiệu suất hấp phụ đạt cao nhất đến 60% với liều lượng là 3 g/L nhưng dung lượng hấp phụ chỉ đạt 0,95 mg/g. Khi tăng khối lượng từ 0,5 g/L đến 3 g/L thì hiệu suất hấp phụ tăng nhưng không đáng kể còn dung lượng giảm mạnh. Vì vậy, liều lượng tối ưu được xác định là 0,5 g/L ứng với dung lượng hấp phụ cực đại là 4,26 g/L.

Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

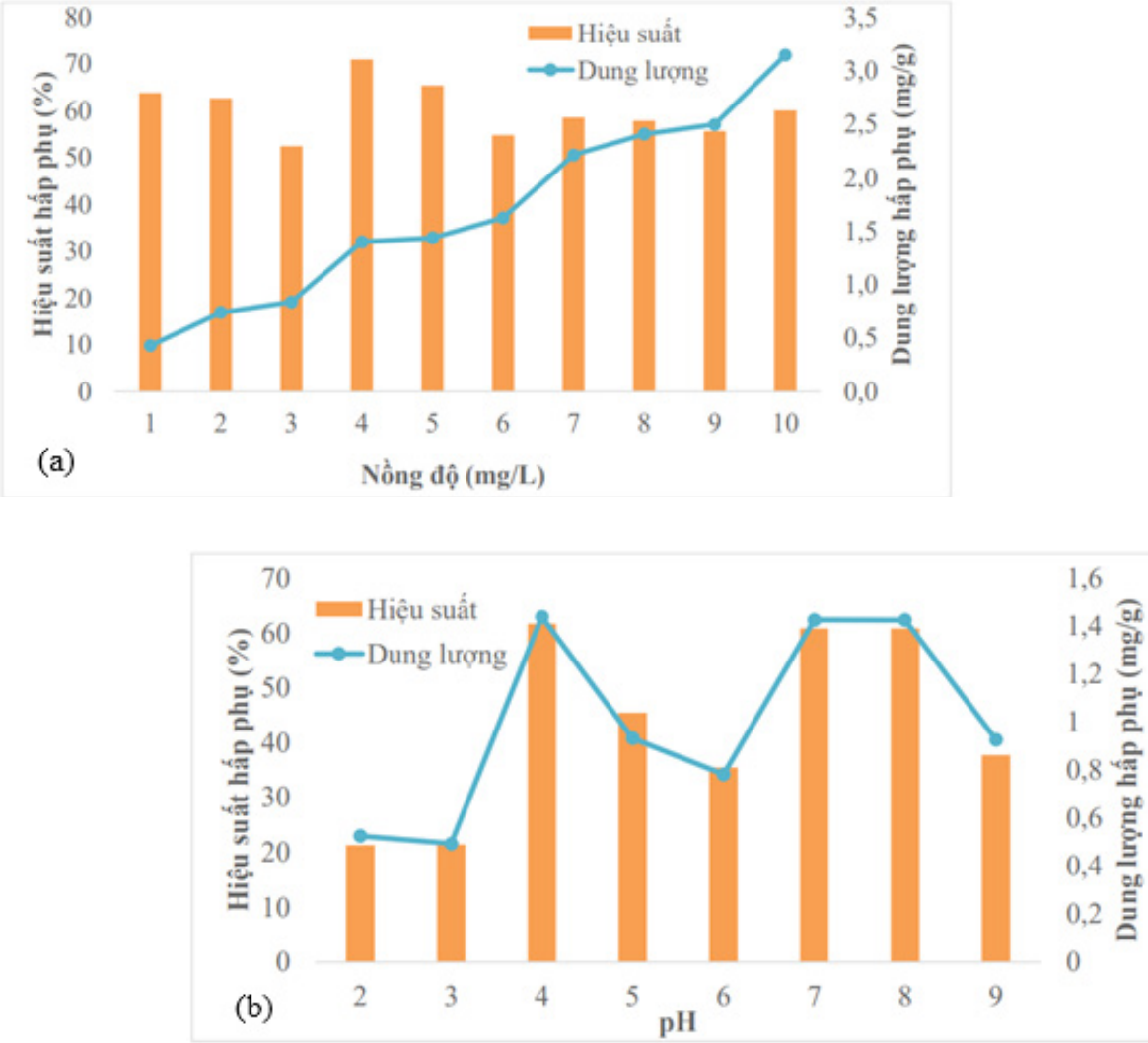
Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ kháng sinh của vật liệu CF-GLA được thể hiện trong hình 4b. Từ kết quả cho thấy, từ 0 đến 2 giờ dung lượng hấp phụ kháng sinh SMX trong dung dịch tăng mạnh lên đến 3,51 mg/g tại thời điểm 2 giờ. Sau đó, đường biểu diễn của dung lượng hấp phụ có tăng nhưng nhẹ, độ dốc không quá lớn. Ở thời điểm sau 24 giờ hấp phụ vật liệu có dung lượng hấp phụ đạt tới 5,87 mg/g. Tuy vậy, từ biểu đồ có thể xác định thời gian hấp phụ tối ưu là 2 giờ.



▲ Hình 1. (a) Phổ hồng ngoại của vật liệu CF-GLA; (b) Thế Zeta của vật liệu CF-GLA phụ thuộc vào pH của dung dịch



▲ Hình 2. (a) Kết quả đo nhiễu xạ tia X của vật liệu CF-GLA và (b) Kết quả đo huỳnh quang tia X xác định hàm lượng kim loại trong vật liệu CF-GLA



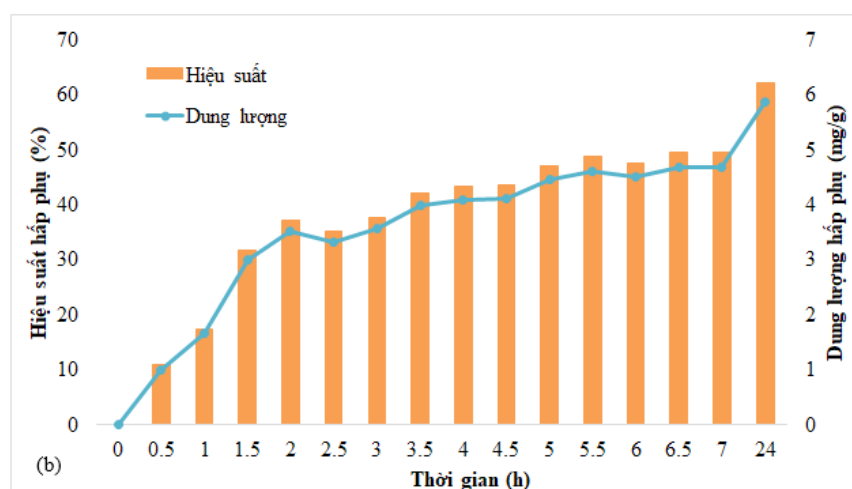
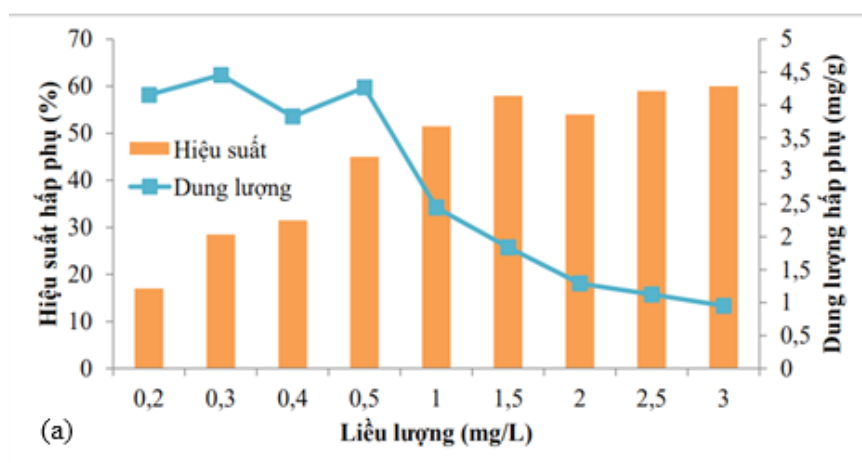
▲ Hình 3. (a) Ảnh hưởng của nồng độ kháng sinh đến quá trình hấp phụ; (b) Ảnh hưởng của pH đến quá trình hấp phụ



4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu đã chế tạo thành công vật liệu CF-GLA có khả năng hấp phụ kháng sinh SMX trong nước. Vật liệu có ý nghĩa môi trường lớn, dễ phân hủy sinh học và xử lý ô nhiễm môi trường. Kết quả đo XRD của vật liệu chỉ ra được cấu trúc của Fe_3O_4 có dạng là spinel. Bề mặt vật liệu mang điện tích dương và có chứa các nhóm chức như OH^- , $\text{C}=\text{C}$, $\text{O}=\text{C}=\text{O}$, $\text{Fe}-\text{O}$ và có chứa liên kết π trên bề mặt đóng vai trò liên kết với kháng sinh. Bên cạnh đó, việc biến tính CTS bằng sắt từ khiến cho hàm lượng nguyên tố sắt chiếm tỉ trọng cao. Điều đó giúp nâng cao khả năng hấp phụ kháng sinh SMX của vật liệu. Các yếu tố như chất tạo liên kết ngang GLA, nồng độ dung dịch kháng sinh ban đầu, pH của dung dịch kháng sinh ban đầu, liều lượng vật liệu, thời gian hấp phụ ảnh hưởng lớn đến khả năng hấp phụ kháng sinh SMX của vật liệu. Kết quả thực nghiệm cho thấy, kháng sinh được hấp phụ tốt nhất ở nồng độ 4 mg/L, pH 7, liều lượng 0,5 g/L và thời gian 2 giờ■

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.08-2019.321.



▲ Hình 4: (a) Ảnh hưởng của liều lượng vật liệu đến quá trình hấp phụ;
(b) Ảnh hưởng của thời gian đến quá trình hấp phụ

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Zhang, R., Zhang, G., Zheng, Q., Tang, J., Chen, Y., Xu, W., Zou, Y. and Chen, X., 2012. Occurrence and risks of antibiotics in the Laizhou Bay, China: impacts of river discharge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80, pp.208-215.
2. Pezoti, O., Cazetta, A.L., Bedin, K.C., Souza, L.S., Martins, A.C., Silva, T.L., Júnior, O.O.S., Visentainer, J.V. and Almeida, V.C., 2016. NaOH-activated carbon of high surface area produced from guava seeds as a high-efficiency adsorbent for amoxicillin removal: Kinetic, isotherm and thermodynamic studies. *Chemical Engineering Journal*, 288, pp.778-788.
3. Yamaguchi, T., Okihashi, M., Harada, K., Konishi, Y., Uchida, K., Hoang Ngoc Do, M., Thi Bui, L., Nguyen, T.D., Phan, H.B., Dang Thien Bui, H. and Nguyen, P.D., 2017. Detection of antibiotics in chicken eggs obtained from supermarkets in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 52(6), pp.430-433.
4. Shariatnia, Z., 2019. Pharmaceutical applications of chitosan. *Advances in colloid and interface science*, 263, pp.131-194.
5. Chang, Y.C. and Chen, D.H., 2005. Preparation and adsorption properties of monodisperse chitosan-bound Fe_3O_4 magnetic nanoparticles for removal

- of Cu (II) ions. *Journal of colloid and interface science*, 283(2), pp.446-451.
6. ALOthman, Z.A., Badjah, A.Y., Alharbi, O.M. and Ali, I., 2020. Synthesis of chitosan composite iron nanoparticles for removal of diclofenac sodium drug residue in water. *International Journal of Biological Macromolecules*, 159, pp.870-876.
 7. Iovescu, A., Stîngă, G., Maxim, M.E., Gosecka, M., Basinska, T., Slomkowski, S., Angelescu, D., Petrescu, S., Stănică, N., Băran, A. and Anghel, D.F., 2020. Chitosan-polyglycidol complexes to coating iron oxide particles for dye adsorption. *Carbohydrate Polymers*, 246, p.116571.
 8. Qu, J.B., Shao, H.H., Jing, G.L. and Huang, F., 2013. PEG-chitosan-coated iron oxide nanoparticles with high saturated magnetization as carriers of 10-hydroxycamptothecin: preparation, characterization and cytotoxicity studies. *Colloids and surfaces B: Biointerfaces*, 102, pp.37-44.
 9. Straub, J.O., 2016. Aquatic environmental risk assessment for human use of the old antibiotic sulfamethoxazole in Europe. *Environmental toxicology and chemistry*, 35(4), pp.767-779.
 10. Chang, Y.C. and Chen, D.H., 2005. Adsorption kinetics and thermodynamics of acid dyes on a carboxymethylated chitosan-conjugated magnetic nano-adsorbent. *Macromolecular bioscience*, 5(3), pp.254-261.

A STUDY ON SULFAMETHOXAZOLE REMOVAL FROM WATER BY CHITOSAN-Fe₃O₄ COMPOSITE: ADSORBENT PREPARATION AND AFFECTING FACTORS TO TREATMENT PROCESS

Tran Van Son^{1*}, Nguyen Tuan Duc¹, Luong Mai Ly¹, Nguyen Minh Phuong¹

Nguyen Thanh Ha¹, Nguyen Xuan Huan¹, Phan Thi Lan Anh²

Nguyen Manh Khai¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science,

Vietnam National University, Hanoi

²Center for Environmental Technology and sustainable development,
University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Antibiotic residues in the environment causing many consequences. A number of methods have been applied to treat antibiotics in the environment, however, adsorption is the preferred one due to its ease of operation and low cost. Biodegradable adsorbent from chitosan and Fe₃O₄ (CTS-Fe₃O₄) has been studied for its ability to remove sulfamethoxazole (SMX) antibiotic from water. Simple fabrication method was made by creating a mixture of chitosan and ferromagnetic, then the Glutaraldehyde crosslinker was added. XRD, XRF, FTIR and Zeta potential methods were performed to characterize the adsorbent. From batch experiments, optimal conditions were found for SMX antibiotic removal.

Key words: Sulfamethoxazole, composite, chitosan, ferromagnetic, glutaraldehyde.

BƯỚC ĐẦU NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ KHẢ NĂNG XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT BẰNG GIÁ THỂ XƠ DỪA

Nguyễn Minh Phương, Lưu Minh Loan*⁽¹⁾
Đỗ Thị Hằng

TÓM TẮT

Nghiên cứu được thực hiện nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng giá thể xơ dừa. Mẫu nước thải được lấy tại miệng cống xả trên sông Tô Lịch. Mẫu nước thải có hàm lượng hữu cơ cao (giá trị COD là 192 mg/L) và chỉ tiêu amoni (hàm lượng NH_4^+-N là 29,6 mg/L) vượt ngưỡng quy chuẩn cho phép (QCVN14: 2008/BTNMT, cột B). Sau các thời gian lưu khác nhau (6, 12, 18, 24 và 30 ngày) trong hệ lọc sinh học sử dụng giá thể xơ dừa, nồng độ chất hữu cơ (COD), nồng độ NH_4^+-N và $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ trong nước thải đều giảm đáng kể so với mẫu đối chứng. Sau 18 ngày xử lý bởi hệ sử dụng giá thể xơ dừa, hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ (COD) đạt 75% (tương ứng giá trị COD là 48 mg/L); sau 30 ngày xử lý, hiệu quả xử lý NH_4^+-N đạt 86,08% (tương ứng với hàm lượng NH_4^+-N trong mẫu nước thải sau xử lý là 4,12 mg/L, đạt quy chuẩn cho phép). Nghiên cứu chứng minh hiệu quả của việc lựa chọn sử dụng vật liệu xơ dừa trong xử lý nước thải.

Từ khóa: Nước thải sinh hoạt, lọc sinh học, xử lý, xơ dừa

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Cùng với quá trình hiện đại hóa, công nghiệp hóa, sự phát triển kinh tế - xã hội và đô thị hóa diễn ra nhanh chóng ở nước ta đang dẫn đến nguy cơ ô nhiễm môi trường nước. Phương pháp lọc sinh học sử dụng các loại giá thể/vật liệu khác nhau (sỏi, cát, đá cuội, than hoạt tính...) đã được chứng minh có hiệu quả xử lý tốt với nhiều loại nước thải, đặc biệt là nước thải đô thị, nước thải sinh hoạt. Hiệu quả xử lý chất hữu cơ trong nước thải sinh hoạt bởi các hệ thống lọc sinh học đã được chứng minh có thể đạt >80% [1]. Các loại giá thể được sử dụng rất đa dạng tùy theo tính chất và mức độ ô nhiễm của nước thải. Trong các hệ lọc sinh học, vi sinh vật sinh trưởng bám dính trên bề mặt lớp vật liệu lọc, phát triển các màng sinh học và thực hiện phân hủy chất hữu cơ ô nhiễm. Các vật liệu được lựa chọn làm giá thể sinh học trong xử lý nước thải thường dựa trên các đặc tính như độ bền cơ học, hàm lượng lignin, hemicellulose, diện tích bề mặt lớn để vi sinh vật bám dính và sinh trưởng, phát triển sinh khối [1, 2, 3]. So với các loại vật liệu thường được sử dụng trong các hệ thống lọc nước như sỏi, đá cuội..., vật liệu xơ dừa

có ưu điểm là có hàm lượng lignin (>40%) và cellulose (43%) đều khá cao, diện tích bề mặt lớn (>500 m²/m³), đây là loại vật liệu có độ bền cơ học tốt, rẻ tiền, dễ tìm kiếm trong tự nhiên [4]. Vật liệu xơ dừa đã được áp dụng khá thành công làm giá thể vi sinh để xử lý khí thải (NH_3), vật liệu xơ dừa biến tính cũng đã được sử dụng làm vật liệu hấp phụ nhằm loại bỏ các anion (NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) khỏi môi trường nước qua các nghiên cứu trước đây trên thế giới [4, 5], tuy nhiên việc áp dụng loại vật liệu tự nhiên này làm giá thể sinh học để xử lý nước thải tại Việt Nam còn hạn chế. Việc tìm kiếm và sử dụng giá thể mới, rẻ tiền, phổ biến, dễ tìm kiếm, đồng thời cho khả năng xử lý hiệu quả trong các hệ lọc sinh học xử lý nước thải là rất cần thiết, hướng tới tuần hoàn tài nguyên chất thải rắn và góp phần giảm thiểu ô nhiễm môi trường. Nghiên cứu đánh giá khả năng xử lý nước thải sinh hoạt sử dụng giá thể xơ dừa, một loại phụ phẩm nông nghiệp khá phổ biến ở Việt Nam có ý nghĩa khoa học và thực tiễn cao, nhằm giảm thiểu ô nhiễm môi trường nước.

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP
NGHIÊN CỨU

2.1 Đối tượng nghiên cứu

Mẫu nước thải sinh hoạt được lấy tại miệng cống xả trên sông Tô Lịch (đoạn giao giữa đường Láng và đường Lê Văn Lương kéo dài). Khu vực lấy mẫu thuộc phường Láng Hạ, quận Đống Đa, Hà Nội, là nơi dân cư tập trung đông đúc và có nhiều cửa hàng, quán ăn.

Vật liệu xơ dừa (đường kính sợi: 0,4 mm) (Hình 1).

2.2 Phương pháp nghiên cứu

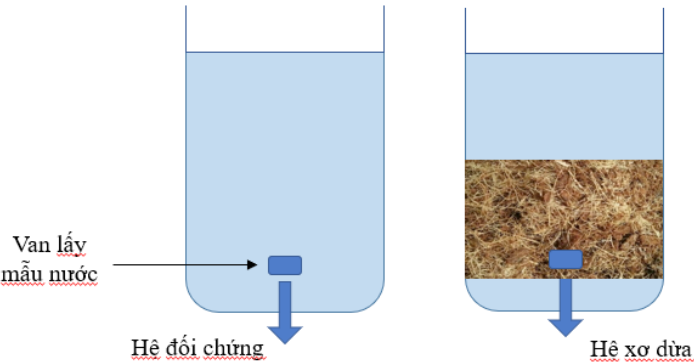
Thiết kế thí nghiệm: Hai bình (dung tích 20L) được sử dụng trong nghiên cứu: bình thứ nhất chỉ bổ sung nước thải (không có vật liệu lọc) làm hệ đối chứng, bình thứ hai được bổ sung nước thải và 400 g giá thể xơ dừa (Hình 2). Lượng nước thải ban đầu được bổ sung vào mỗi bình là 12L. Hệ thí nghiệm là bình hở và có van lấy mẫu phía dưới; bình có chiều cao 45 cm và đường kính 26,5 cm. Mẫu nước thải được lấy tại van dưới của bình và tiến hành phân tích nồng độ các thông số ban đầu và sau các thời gian lưu là 6, 12, 18, 24 và 30 ngày. Các chỉ tiêu trong nước thải được phân tích lặp lại 3 lần và lấy kết quả trung bình; kết quả phân tích được xử lý trên phần mềm Microsoft Excel (version 2108). Khi kết thúc thí nghiệm, số lượng vi sinh vật trong mẫu nước thải và mẫu xơ dừa được xác định. Trong quá trình thí nghiệm, nước thải không được bổ sung thêm.

Các chỉ tiêu hóa lý được phân tích trong nghiên cứu, bao gồm: pH (theo TCVN 6492:2011), COD (theo tiêu chuẩn SMEWW 5220C:2012), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (theo SMEWW 4500 NH_3 B&F:2012); $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (theo SMEWW 4500 NO_2^- B:2012), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (theo SMEWW 4500 NO_3^- E:2012) và $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (theo SMEWW 4500P E:2012).

Số lượng vi sinh vật gồm vi khuẩn, xạ khuẩn, nấm mốc và nấm men được xác định bằng phương pháp phân lập trên môi trường thạch sử dụng các môi trường nuôi cấy phù hợp. Môi trường nuôi cấy cho vi khuẩn là môi trường MPA (Pepton 10 g, NaCl 10 g, Agar 15 g, H_2O 1L), cho nấm mốc là môi trường Czapecdox (tinh bột 30 g, NaNO_3 3g, KH_2PO_4 1 g, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5 g, KCl 0,5 g, FeSO_4 0,01 g, Agar 20 g, H_2O 1L), cho nấm men là môi trường Hansen medium (tinh bột 50 g, Pepton 5 g, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 3 g, KH_2PO_4 3 g, K_2HPO_4 3g, Agar: 20 g, H_2O 1L) và cho xạ khuẩn là môi trường Gause (tinh bột 20 g, KH_2PO_4 0,5 g, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5 g, NaCl 0,5 g, KNO_3 1 g, FeSO_4 0,01 g, Agar 20 g, H_2O 1L).



▲ Hình 1. Vật liệu xơ dừa sử dụng trong nghiên cứu



▲ Hình 2. Hình ảnh thiết kế hai hệ thí nghiệm trong nghiên cứu

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1 Kết quả xác định các thông số đặc trưng của nước thải sinh hoạt tại cống xả ra sông Tô Lịch

Kết quả phân tích các thông số ban đầu của nước thải sinh hoạt trong nghiên cứu được thể hiện trong bảng 1. Kết quả phân tích các thông số cho thấy mẫu nước thải sinh hoạt tại cống xả trên sông Tô Lịch có giá trị pH trung tính, hàm lượng hữu cơ cao (giá trị COD đạt 192 mg/L), hàm lượng $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (29,6 mg/L) cao gấp 2,96 lần so với ngưỡng quy chuẩn cho phép (QCVN 14: 2008/BTNMT, cột B).

Bảng 1. Kết quả phân tích các thông số ban đầu của nước thải sinh hoạt

Thông số	Đơn vị	Giá trị	QCVN 14: 2008/BTNMT (cột B)
pH	-	7,40	5 - 9
COD	mg/L	192	-
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	mg/L	29,6	10
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	mg/L	0,38	-
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	mg/L	1,05	50
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	mg/L	0,821	10

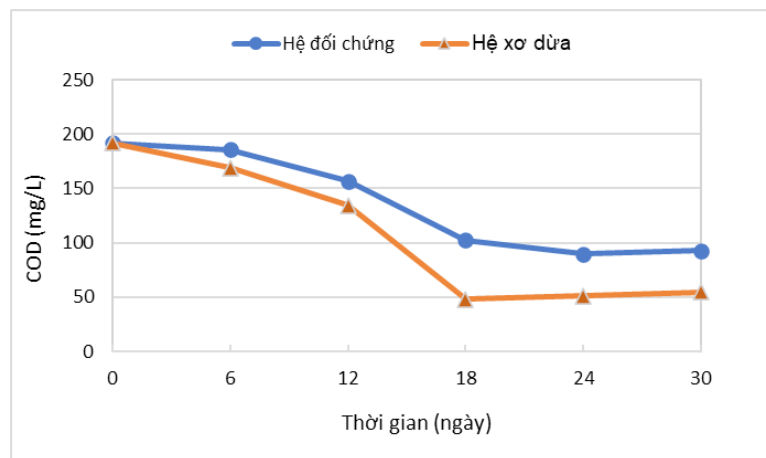
▲ Ghi chú: QCVN 14: 2008/BTNMT, cột B: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải sinh hoạt áp dụng cho nước thải sinh hoạt thải vào nguồn tiếp nhận không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt.



3.2 Xác định sự thay đổi nồng độ các thông số đặc trưng của nước thải sau xử lý

3.2.1 Chỉ tiêu COD

Sự thay đổi giá trị thông số COD trong nước thải sau các thời gian lưu khác nhau (0, 6, 12, 18, 24 và 30 ngày) ở hệ đối chứng và hệ xử dũa được thể hiện ở Hình 3.



▲ Hình 3. Sự thay đổi giá trị thông số COD qua thời gian lưu

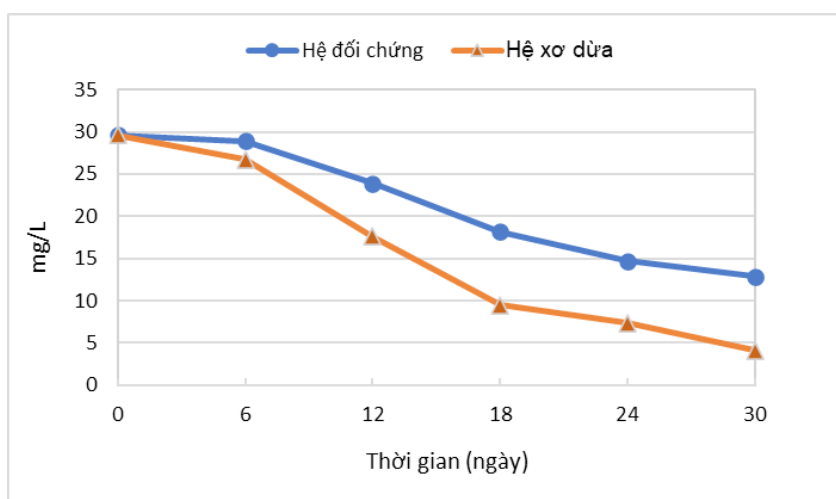
Kết quả cho thấy, hàm lượng COD trong nước thải sau xử lý giảm dần theo thời gian lưu, trong đó hàm lượng COD sau xử lý bằng hệ xử dũa giảm mạnh nhất sau 18 ngày (từ 192 mg/L xuống còn 48 mg/L), cho hiệu quả xử lý đạt 75% (cao gấp 1,6 lần so với hệ đối chứng: hiệu quả xử lý chỉ đạt 46,67% sau 18 ngày), cho thấy 18 ngày là thời gian lưu tối ưu để loại bỏ chất hữu cơ (COD) trong hệ xử dũa trong nghiên cứu này. Theo các nghiên cứu trước đây về hiệu quả xử lý chất hữu cơ trong nước thải sử dụng phương pháp lọc sinh học, hiệu quả xử lý COD trong nước thải sinh hoạt (nồng độ COD trong khoảng 450 – 550 mg/L, tốc độ dòng vào: 0,04 – 0,1 m³/ngày) bởi hệ lọc sinh học sử dụng sỏi và đá cuội đạt 74,2 – 80,5% chỉ sau 96 giờ [1], kết quả xử lý COD bởi hệ lọc sinh học sử dụng dầm gỗ và vỏ lạc cũng đạt tới 75 - 80% (nồng độ COD trung bình trong nước thải ban đầu là 543,3 mg/L, tải trọng thủy lực: 0,46 - 1,44 m³/m²/ngày) [6]. Kết quả xử lý COD bởi hệ lọc sinh học sử dụng than hoạt tính được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp đạt 45 – 74% (nồng độ COD trong nước thải ban đầu là 553 mg/L), hệ thống sử dụng than hoạt tính sản xuất từ xơ dừa xử lý nước thải cho hiệu quả loại bỏ COD đạt tới 70% ở nhiệt độ 25°C [3]. Trong một nghiên cứu khác sử dụng vật liệu xơ dừa làm giá thể lọc sinh học để xử lý nước thải giàu hữu cơ (nồng độ COD > 1000 mg/L, tốc độ dòng vào: 870 cm³/ngày, thể tích bể là 0,012 m³), kết quả cho thấy hệ thống sử dụng vật liệu xơ dừa cho hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ khá tốt (hiệu quả xử lý BOD và COD lần lượt đạt 78,2% và 58,9% sau 14 ngày) [7]. Sự phân hủy chất hữu

cơ ô nhiễm trong nước thải được thực hiện bởi các vi sinh vật hiếu khí, kỵ khí và tùy tiện trong các hệ lọc sinh học sử dụng các loại giá thể khác nhau, nhiều vi khuẩn thuộc ngành *Proteobacteria*, *Planctomycetes*... đã được xác định trong các hệ thống này [8].

3.2.2 Chỉ tiêu amoni (NH₄⁺-N)

Sự thay đổi hàm lượng NH₄⁺-N trong nước thải sau các thời gian lưu khác nhau ở hệ đối chứng và hệ xử dũa được thể hiện ở Hình 4.

Kết quả cho thấy, hàm lượng NH₄⁺-N trong hệ xử dũa giảm đáng kể, từ 29,6 mg/L giảm còn 9,47 mg/L sau 18 ngày và 4,12 mg/L sau 30 ngày. Hàm lượng NH₄⁺-N đã đạt quy chuẩn cho phép (QCVN 14: 2008/BTNMT, cột B) chỉ sau 18 ngày trong khi ở hệ đối chứng, sau 30 ngày hàm lượng NH₄⁺-N vẫn khá cao (12,85 mg/L) và chưa đạt quy chuẩn cho phép (10 mg/L). Hiệu quả xử lý NH₄⁺-N sau 18 và 30 ngày bởi hệ xử dũa lần lượt đạt 68,01% và 86,08%. Các nghiên cứu trước đây về hệ lọc sinh học sử dụng các vật liệu khác



▲ Hình 4. Sự thay đổi hàm lượng NH₄⁺-N qua thời gian lưu

nhau (zeolite, nhựa PVC...) cho hiệu quả xử lý NH₄⁺-N đạt 56% (với nước thải có hàm lượng NH₄⁺-N đầu vào là 35,2 ± 4 g/m³), đạt 82,5% (nồng độ NH₄⁺-N ban đầu là 24,3 mg/L) và tới 80 – 90% (tải lượng NH₄⁺-N đầu vào trong khoảng 0,7 – 1,6 kg/m³/ngày) [9]. Hệ thống lọc sinh học sử dụng vật liệu xơ dừa để xử lý nước thải tại Sri Lanka cho hiệu quả loại bỏ nitơ tổng số đạt tới 67,5% [7]. Một số nhóm vi khuẩn nitrat hóa đã được tìm thấy trong các hệ thống lọc sinh học xử lý nước thải như *Nitrosomanadacea*, *Nitrosopira*... đóng vai trò quan trọng trong quá trình oxy hóa amoni và làm giảm hàm lượng NH₄⁺-N trong nước thải [8].

3.2.3 Chỉ tiêu NO_2^- -N, NO_3^- -N và PO_4^{3-} -P

Sự thay đổi hàm lượng NO_2^- -N, NO_3^- -N và PO_4^{3-} -P trong nước thải sau các thời gian lưu khác nhau ở hệ đối chứng và hệ xơ dừa được thể hiện ở Bảng 2.

Bảng 2. Hàm lượng NO_2^- -N, NO_3^- -N và PO_4^{3-} -P trong nước thải qua thời gian lưu

Thời gian lưu (ngày)		6	12	18	24	30
NO_2^- -N (mg/L)	Hệ đối chứng	0,29	0,61	0,57	0,32	0,27
	Hệ xơ dừa	0,42	0,45	0,68	0,31	0,29
NO_3^- -N (mg/L)	Hệ đối chứng	2,45	0,97	1,02	1,24	2,46
	Hệ xơ dừa	4,15	2,54	4,55	5,15	5,35
PO_4^{3-} -P (mg/L)	Hệ đối chứng	0,762	0,736	0,643	0,584	0,412
	Hệ xơ dừa	0,713	0,702	0,461	0,362	0,340

Kết quả cho thấy, hàm lượng NO_2^- -N và NO_3^- -N có tăng dần trong quá trình tiến hành thí nghiệm, đặc biệt trong 18 ngày đầu, thể hiện quá trình nitrat hóa xảy ra trong thời gian này, cụ thể ở hệ xơ dừa, hàm lượng NO_2^- -N tăng từ 0,38 đến 0,68 mg/L và hàm lượng NO_3^- -N tăng từ 1,05 đến 4,55 mg/L sau 18 ngày. Hàm lượng PO_4^{3-} -P trong nước thải giảm dần trong quá trình thí nghiệm, đặc biệt ở hệ xơ dừa, giá trị PO_4^{3-} -P giảm còn 0,461 và 0,34 mg/L sau 18 và 30 ngày thí nghiệm (tương ứng với hiệu quả loại bỏ PO_4^{3-} -P đạt 43,85% và 58,59% sau 18 và 30 ngày). Kết quả này khá tương đồng với kết quả xử lý PO_4^{3-} -P trong nước thải sinh hoạt (nồng độ PO_4^{3-} -P đầu vào: 1,6 – 4,8 mg/L, tốc độ dòng: 0,04 – 0,1 m³/ngày) bởi hệ lọc sinh học sử dụng sỏi và đá cuội (45,3–60,3%) [1]. Hiệu quả loại bỏ photpho tổng số trong hệ thống lọc sinh học sử dụng vật liệu xơ dừa để xử lý nước thải tại Sri Lanka đạt tới 53,8% [7]. Trong một nghiên cứu khác sử dụng vật liệu xơ dừa trong hệ lọc sinh học xử lý nước thải tại Ấn Độ, hiệu quả loại bỏ PO_4^{3-} -P cũng đạt 49 - 60% [10]. Vật liệu xơ dừa sau khi sử dụng trong quá trình xử lý nước thải có độ ẩm tăng từ 0,07% đến 0,53%, vật liệu vẫn có độ bền cao và được chứng minh là loại vật liệu phù hợp làm giá thể sinh học hiệu quả trong hệ thống lọc sinh học [10].

3.3 Kết quả xác định số lượng vi sinh vật trong hệ xơ dừa

Kết quả xác định số lượng vi sinh vật (VSV) trong các mẫu nước thải và mẫu xơ dừa khi kết thúc thí nghiệm được thể hiện ở Bảng 3.

Bảng 3. Số lượng VSV trong các mẫu nước thải và mẫu xơ dừa

Vi sinh vật	Số lượng VSV trong mẫu nước thải ở hệ đối chứng (CFU/ml)	Số lượng VSV trong mẫu nước thải ở hệ xơ dừa (CFU/ml)	Số lượng VSV trong mẫu xơ dừa ở hệ xơ dừa (CFU/g)
Vi khuẩn	$2,9 \times 10^5$	$6,7 \times 10^6$	$8,9 \times 10^7$
Xạ khuẩn	0	$1,5 \times 10^3$	$2,3 \times 10^4$
Nấm mốc	$3,4 \times 10^3$	$9,7 \times 10^3$	$7,1 \times 10^5$
Nấm men	$8,6 \times 10^4$	$7,8 \times 10^5$	$4,4 \times 10^6$

Kết quả cho thấy, hệ VSV trong mẫu nước thải và mẫu xơ dừa vô cùng phong phú. Số lượng vi khuẩn trong mẫu nước thải ở hệ đối chứng là $2,9 \times 10^5$ CFU/ml, trong khi đó ở hệ xơ dừa, số lượng vi khuẩn trong mẫu nước thải đạt $6,7 \times 10^6$ CFU/ml và ở mẫu xơ dừa là $8,9 \times 10^7$ CFU/g. Số lượng nấm mốc và nấm men trong mẫu nước thải ở hệ xơ dừa lần lượt đạt $9,7 \times 10^3$ CFU/ml và $7,8 \times 10^5$ CFU/ml, trong mẫu xơ dừa đạt $7,1 \times 10^5$ CFU/g và $4,4 \times 10^6$ CFU/g, tương ứng. Vai trò xử lý nước thải nhờ hệ VSV, đặc biệt là vi khuẩn như *Nitrosomonas*, *Nitrospira*... đã được chứng minh qua nhiều nghiên cứu trước đây trên thế giới [8]. Hệ VSV trong các hệ thống lọc sinh học xử lý nước thải thường rất phong phú. Với một số đặc tính như độ bền cơ học tốt, hàm lượng lignin và cellulose cao (>40 %), diện tích bề mặt lớn, vật liệu xơ dừa đã được chứng minh có vai trò quan trọng làm giá thể sinh học giúp tăng cường sự sinh trưởng và phát triển của các vi sinh vật tham gia vào các quá trình xử lý chất ô nhiễm trong nước thải [11]. Nghiên cứu trước đây về vật liệu xơ dừa trong xử lý nước thải đã chứng minh các lớp màng sinh học trên lớp vật liệu được hình thành ổn định sau 20 ngày và *Alcaligenes* sp. là nhóm vi khuẩn chủ yếu được xác định trong lớp màng sinh học này [11].

4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu cho thấy, hệ sử dụng giá thể xơ dừa có khả năng xử lý chất hữu cơ và amoni trong nước thải sinh hoạt khá tốt với hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ (COD) đạt 75% và hiệu quả loại bỏ NH_4^+ -N đạt 68,01% chỉ sau 18 ngày, hàm lượng NH_4^+ -N đã đạt QCVN 14: 2008/ BTNMT, cột B. Số lượng vi khuẩn trong hệ xơ dừa đạt $6,7 \times 10^6$ CFU/ml trong mẫu nước thải và $8,9 \times 10^7$ CFU/g trong mẫu xơ dừa khi kết thúc thí nghiệm. Cần tiến hành các nghiên cứu tiếp theo để tăng cường khả năng xử lý các chất ô nhiễm khác trong nước thải (NO_2^- -N, NO_3^- -N) và xác định độ bền cũng như tính hoạt động ổn định của vật liệu xơ dừa trong tương lai. Nghiên cứu mở ra hướng ứng dụng sử dụng vật liệu xơ dừa và tiềm năng sử dụng các phụ phẩm nông nghiệp khác ở Việt Nam để xử lý nước thải sinh hoạt■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Rehman A, Ali H, Naz I, Saroj DP, Ahmed S. (2019), Domestic wastewater treatment efficiency of the pilot-scale trickling biofilter system with variable flow rates and hydraulic retention times. *Environmental Technology* 42: 972-983.
2. Chaudhary DS, Vigneswaran S, Ngo H-H, Shim WG, Moon H. (2003), Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 20: 1054 - 1065.
3. Tejedor J, Córdor V, Almeida-Naranjo CE, Guerrero VH, Villamar CA. (2020), Performance of wood chips/peanut shells biofilters used to remove organic matter from domestic wastewater. *Science of The Total Environment* 738: 139589.
4. Baquerizo G, Maestre JP, Machado VC, Gamisans X, Gabriel D (2009), Long-term ammonia removal in a coconut fiber-packed biofilter: Analysis of N fractionation and reactor performance under steady-state and transient conditions. *Water Research* 43: 2293-2301
5. De Lima ACA, Nascimento RF, de Sousa FF, Filho JM, Oliveira AC. (2012) Modified coconut shell fibers: A green and economical sorbent for the removal of anions from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal* 185-186: 274-284.
6. Mohan D, Singh KP, Singh VK. (2008), Wastewater treatment using low cost activated carbons derived from agricultural byproducts—A case study. *Journal of Hazardous Materials* 152: 1045-1053.
7. Sato N, Dharmarathne W, Takeshi S, Hiroyasu S, Norio T, Ken K. (2017), Microcosm experiments on a coconut-fibre biofilm treatment system to evaluate wastewater treatment efficiencies. *International Journal of Geomate* 12: 160 - 166
8. Ahmed W, Delatolla R. (2021), Biofilm and microbiome response of attached growth nitrification systems across incremental decreases to low temperatures. *Journal of Water Process Engineering* 39: 101730.
9. Permatasari R, Rinanti A, Ratnaningsih R. (2018), Treating domestic effluent wastewater treatment by aerobic biofilter with bioballs medium. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 106: 012048.
10. Manoj VR, Vasudevan N. (2012), Removal of nutrients in denitrification system using coconut coir fibre for the biological treatment of aquaculture wastewater. *Journal of Environmental Biology* 33: 271-276.
11. Geed SR, Samal K, Srivastava H, Kartheek B. (2019), Study the performance of continuous bioreactor for the treatment of wastewater containing methyl parathion by isolated *Alcaligenes* species. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 7: 103158

INITIAL RESEARCH ON EVALUATION OF DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY USING COCONUT FIBER SUBSTRATE

Nguyen Minh Phuong¹, Luu Minh Loan^{1*}, Do Thi Hang¹

¹Faculty of Environmental Sciences, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

The study was carried out to evaluate the efficiency of domestic wastewater treatment by using coconut fiber substrate. The wastewater sample was collected at the sluice gate on To Lich river. The wastewater had high organic content (COD concentration of 192 mg/L) and the concentration of ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration of 29.6 mg/L) exceeded the Vietnamese permissible limit (QCVN 14: 2008/ BTNMT, column B). After different retention times (6, 12, 18, 24 and 30 days) in the biofiltration system using coconut fiber material, the concentrations of organic matter (COD), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in the wastewater significantly decreased compared to that in the control samples. After 18 days of treatment by the system using coconut fiber, the removal efficiency of organic matter (COD) was 75% (corresponding to the COD concentration of 48 mg/L), the treatment efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ reached 86.08% (corresponding to the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in the treated wastewater sample of 4.12 mg/L and this value met the national permissible limit). The study demonstrates the effectiveness of using coconut fiber in wastewater treatment.

Key words: Domestic wastewater, biofiltration, treatment, coconut fiber.

NGHIÊN CỨU CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG ĐẾN HIỆU QUẢ XỬ LÝ Ô NHIỄM NƯỚC THẢI GIÀU PHỐT PHO BẰNG CÂY SẢ CHANH (*Cymbopogon citratus*) VÀ CỎ CHỊU NGẬP (*Ubon paspalum*)

Nguyễn Thị An Hằng*, Vũ Thị Thơm⁽¹⁾

Nguyễn Thị Hoàng Hà²

TÓM TẮT

Nước thải giàu phốt pho (P) là một trong các nguyên nhân chính gây ra tình trạng phú dưỡng, tác động xấu đến đời sống các sinh vật thủy sinh và mất cân bằng sinh thái. Nghiên cứu này khảo sát ảnh hưởng của các yếu tố môi trường (pH, nồng độ P ban đầu, mức nước, tuổi cây, và mật độ cây) đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P trong môi trường nước của cây sả chanh (*Cymbopogon citratus*) và cỏ chịu ngập (*Ubon paspalum*). Kết quả cho thấy, tốc độ xử lý P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập cao nhất ở pH 7 và pH 5 (11,56 và 10,96 mg P/kg sinh khối tươi/ngày). Tốc độ xử lý P của cả hai loài thực vật khảo sát đều tăng khi nồng độ P ban đầu trong nước thải tăng. Ở mức nước ngập 5 cm, tốc độ hút thu P của hai loài thực vật là cao nhất. Tốc độ hút thu P của cỏ chịu ngập giảm dần khi cây lớn trong khi xu thế ngược lại xảy ra với sả chanh. Tốc độ hút thu P của cả hai loài thực vật đều giảm khi mật độ cây tăng lên. Kết quả này là cơ sở để thiết kế hệ thống bãi lọc trồng cây với sả chanh và cỏ chịu ngập để xử lý nước thải giàu P.

Từ khóa: Nước thải giàu phốt pho, xử lý bằng thực vật, sả chanh, cỏ chịu ngập, tốc độ xử lý.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Ở Việt Nam, chăn nuôi lợn phát triển mạnh trong những năm gần đây đã tạo ra một lượng lớn nước thải. Mặc dù thường được xử lý bằng công nghệ biogas trước khi xả ra môi trường nhưng nước thải chăn nuôi lợn sau phân hủy yếm khí (bằng hầm biogas) vẫn có hàm lượng các chất ô nhiễm, đặc biệt là phốt pho (P) cao hơn tiêu chuẩn cho phép nhiều lần [1]. Đây là một trong những nguyên nhân chính gây phú dưỡng, đe dọa sự sống trong các thủy vực tiếp nhận. Do đó, việc xử lý tăng cường nước thải sau biogas trước khi thải ra môi trường là cần thiết. Hiện nay, có nhiều công nghệ được sử dụng cho mục đích này như: Kết tủa hóa học, trao đổi ion, hấp phụ, bể lọc ngược qua tầng bùn kỵ khí (UASB), quy trình xử lý sinh học liên tục, kết hợp 3 hệ vi sinh: Kỵ khí, thiếu khí, hiếu khí (AAO), công nghệ phản ứng sinh học theo mẻ (SBR), chế phẩm sinh học. Tuy nhiên, các công nghệ trên có nhược điểm như sử dụng nhiều hóa chất, tạo ra bùn thải hóa học, yêu cầu xử lý bùn, chi phí cao...[2]. Ngược lại, phương pháp xử

lý nước thải giàu P bằng thực vật hay bãi lọc trồng cây có nhiều ưu điểm như chi phí xử lý thấp, thân thiện với môi trường và phù hợp để áp dụng ở các khu vực nông thôn. Nghiên cứu này khảo sát ảnh hưởng của các yếu tố môi trường (pH, nồng độ P ban đầu, mức nước, tuổi cây và mật độ cây) đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của sả chanh (*Cymbopogon citratus*) và cỏ chịu ngập (*Ubon paspalum*) trong môi trường nước thải nhân tạo mô phỏng nước thải chăn nuôi lợn sau biogas. Nghiên cứu này được kì vọng cung cấp cơ sở khoa học cho việc sử dụng sả chanh và cỏ chịu ngập làm thực vật trong bãi lọc trồng cây để xử lý nước thải bị ô nhiễm bởi P.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Cây cỏ chịu ngập (*Ubon paspalum*) giai đoạn cây non được trồng bằng cách gieo hạt trực tiếp trên đất vườn trộn với phân gà và phân lợn trước. Ở giai đoạn đầu, cây được tưới bằng nước lấy từ ao tiếp nhận nước rửa chuồng lợn, thức ăn thừa và nuôi vịt. Khi cây được 2 tháng tuổi thì tưới bằng phân đạm Phú Mỹ (thành phần N chiếm 46,3%) được

¹Chương trình Thạc sĩ Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Việt Nhật

²Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

chuẩn bị bằng cách pha 150 g phân với 12 L nước. Trước khi trồng vào bình thủy tinh, tiến hành loại bỏ đất, rửa sạch rễ, cắt bớt lá chỉ để lại thân dài 25 cm. Cây sả chanh (*Cymbopogon citratus*) được chuẩn bị bằng cách cắt lá, rễ cây trưởng thành chỉ để lại thân dài 25 cm, trồng trong nước máy và giữ trong bóng râm trong 2 tuần để rễ và lá mới mọc lên. Cỏ chịu ngập 3 tháng tuổi và sả chanh 2 tuần tuổi được dùng cho các thí nghiệm thủy canh.

Nước thải chăn nuôi lợn được lấy từ ao chứa nước thải sau biogas tại trang trại lợn ở thôn Lương Xá, xã Lam Điền, huyện Chương Mỹ, Hà Nội. Đây là trang trại lớn có diện tích khoảng 1,3 ha, bao gồm 7.200 m² ao, 2.000 m² sân cho chăn nuôi, một bể biogas khoảng 1.500 m³, một ao chứa nước thải sau biogas với diện tích 350 m². Hàng ngày, khoảng 46 - 49 m³ nước được sử dụng để tắm cho lợn và vệ sinh chuồng lợn. Nước thải thật có thành phần pH 7,85, độ đục 691 NTU, độ dẫn điện 708 µS/cm, DO 1,1 mg/L, COD 1.469 mg/L, TN 715 mg/L, NH₄⁺ 565 mg/L, TP 86 mg/L, và PO₄³⁻ 53 mg/L. Hàm lượng P gấp 8,8 lần tiêu chuẩn cho phép (QCVN40:2011/BTNMT, nước thải loại B). Nước thải tổng hợp dùng cho các thí nghiệm thủy canh của nghiên cứu này mô phỏng nước thải thật pha loãng 4 lần về thành phần PO₄³⁻ và NH₄⁺ (12,5 mg P/L, 125 mg N/L) được chuẩn bị bằng cách pha một lượng thích hợp KH₂PO₄ tinh khiết và NH₄Cl với nước cất.

2.2. Bố trí thí nghiệm

Tất cả thí nghiệm thủy canh được tiến hành với nước thải tổng hợp mô phỏng nước thải chăn nuôi lợn sau biogas pha loãng 4 lần. Thí nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng được tiến hành bằng cách thay đổi các yếu tố đó trong khi sử dụng cùng dung dịch dinh dưỡng nền (trừ thí nghiệm khảo sát ảnh hưởng của nồng độ P ban đầu).

Thí nghiệm 1: Nghiên cứu ảnh hưởng của pH: H₂SO₄ và NaOH với nồng độ khác nhau được dùng để chỉnh pH của dung dịch dinh dưỡng nền đến các giá trị 3, 5, 7, 9, và 11 sao cho thể tích dung dịch thay đổi không đáng kể. Thí nghiệm được tiến hành với 2 loài thực vật có cùng khối lượng 60g được đặt vào bình thủy tinh chứa 200 mL dung dịch dinh dưỡng có nồng độ P 12,5 mg P-PO₄/L. Thí nghiệm được lặp 7 lần, tần suất lấy mẫu 2 ngày/lần tính từ thời điểm bắt đầu thí nghiệm. Mẫu nước được lấy để xác định nồng độ P còn lại trong dung dịch và đo giá trị pH tại cùng thời điểm.

Thí nghiệm 2: Nghiên cứu về ảnh hưởng của nồng độ P: Thí nghiệm được tiến hành với nước thải tổng hợp mô phỏng 100%, 50% và 25% nước thải thật về thành phần P và N (tương ứng với nồng độ P là 50, 25 và 12,5 mg P-PO₄/L). Thí nghiệm lặp 3 lần, mỗi lần 9 ngày cho đến khi P trong dung dịch được cây hút thu

gần hết. Cây sả chanh và cỏ chịu ngập được so sánh với nhau. Cân chính xác khối lượng mỗi loài thực vật (45 g) cho vào bình thủy tinh chứa 200 mL dung dịch dinh dưỡng. Việc lấy mẫu nước được tiến hành tại thời điểm bắt đầu thí nghiệm và cách 2 ngày lấy mẫu một lần để phân tích nồng độ P và pH.

Thí nghiệm 3: Ảnh hưởng của mức nước đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của thực vật: Thí nghiệm được tiến hành ở 3 mức nước (2, 5 và 8 cm), lặp 7 lần, tần suất lấy mẫu 2 ngày/lần tính từ thời điểm bắt đầu thí nghiệm, mẫu nước được lấy để xác định nồng độ P và pH. Thí nghiệm được tiến hành với 2 loài thực vật có cùng khối lượng 60g được đặt vào bình thủy tinh chứa 200 mL dung dịch dinh dưỡng có nồng độ P 12,5 mg P-PO₄/L.

Thí nghiệm 4: Nghiên cứu ảnh hưởng của tuổi thực vật đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu: Thí nghiệm được tiến hành với cỏ chịu ngập ở 3 độ tuổi (1, 1,5 và 3 tháng) và sả chanh ở 2 độ tuổi (2 tuần và 3 tháng). Thí nghiệm được lặp 7 lần, tần suất lấy mẫu 2 ngày/lần tính từ thời điểm bắt đầu thí nghiệm, mẫu nước được lấy để xác định nồng độ P và pH. Nồng độ P trong dung dịch dinh dưỡng là 12,5 mg P-PO₄/L.

Thí nghiệm 5: Nghiên cứu ảnh hưởng của mật độ cây sả chanh và cỏ chịu ngập đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của thực vật: Thí nghiệm sử dụng 3 mật độ cây (1, 3, và 5 cây) cho cả hai loài trồng trong 1 bình thủy tinh chứa 200 mL dung dịch dinh dưỡng có nồng độ P 12,5 mg P-PO₄/L. Quy trình lấy mẫu và phân tích chất lượng nước giống như thí nghiệm nghiên cứu ảnh hưởng của pH.

2.3. Phương pháp phân tích, tính toán và xử lý số liệu

Hàm lượng P trong nước thải được xác định theo phương pháp 365.3 của Cục Bảo vệ môi trường Hoa Kỳ, với máy quang phổ UV-VIS S2150 (bước sóng 710 nm).

Hiệu quả xử lý P (%), tốc độ xử lý P (mg P/kg sinh khối tươi/ngày) được tính bằng các công thức sau:

$$\text{Hiệu quả xử lý: } P(\%) = \frac{(C_o - C_i)}{C_o} \times 100\% \quad (1)$$

Trong đó, C_o và C_i là nồng độ P (mg/L) khi bắt đầu thí nghiệm và vào ngày i.

$$\text{Tốc độ xử lý: } P \text{ (mg P/kg/d)} = \frac{(m_o - m_i)}{(M \times d)} \quad (2)$$

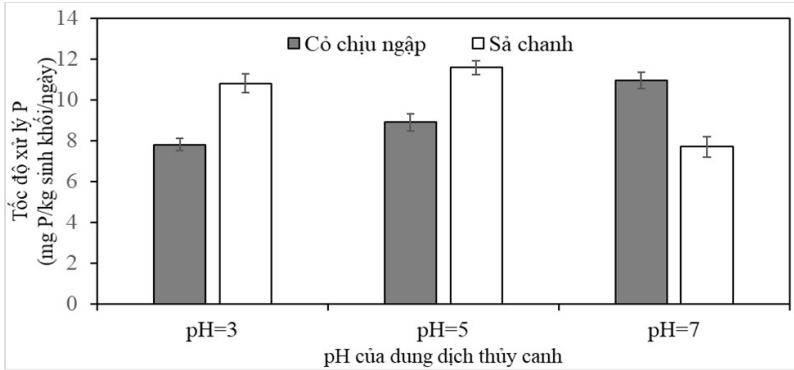
Trong đó, m_o và m_i là khối lượng P (mg) trong dung dịch lúc đầu và sau khi thí nghiệm, M là khối lượng thực vật (g), d là thời gian mỗi lần thí nghiệm (ngày).

Xử lý số liệu và mô tả kết quả nghiên cứu bằng phần mềm máy tính Excel.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Ảnh hưởng của pH trong dung dịch thủy canh đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

pH đóng vai trò quan trọng đối với sự phát triển của thực vật do ảnh hưởng đến dạng tồn tại, sự phong phú và độc tố của P, sự phát triển của hệ rễ, sự phong phú và hoạt động của vi sinh vật [3]. Kết quả thí nghiệm (Hình 1) cho thấy, tốc độ xử lý P của cỏ chịu ngập và sả chanh tương ứng cao nhất ở pH 7 và pH 5.



Hình 1. Ảnh hưởng của pH trong dung dịch thủy canh đến tốc độ xử lý P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

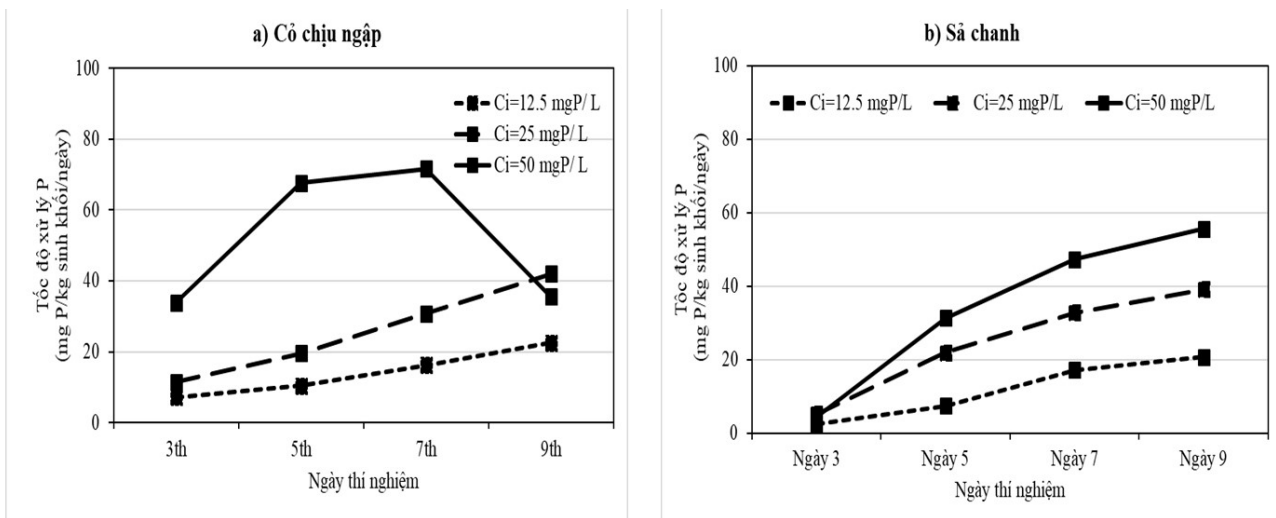
Kết quả trên Hình 1 chỉ rõ tốc độ xử lý P cao nhất của cỏ chịu ngập và sả chanh tương ứng là 10.96 và 11.56 mg P/kg sinh khối tươi/ngày. Nghiên cứu cho thấy, thực vật có xu hướng tự cân bằng và điều chỉnh pH của môi trường sống tới giá trị phù hợp. Trong môi trường pH thấp (3-5), cỏ chịu ngập có khả năng điều chỉnh pH tốt hơn sả chanh, thể hiện ở pH dung dịch trồng cỏ chịu ngập luôn cao hơn so với sả chanh. Trong môi trường kiềm (9-11), sả chanh thể hiện khả năng điều chỉnh môi trường từ kiềm về trung tính tốt hơn cỏ chịu ngập. Khả năng đệm của thực vật là do chúng có thể sinh ra ion H^+ hoặc OH^- trong vùng rễ để cân bằng sự hút thu quá mức các cation hoặc

anion. Khi dùng NaOH để chỉnh pH của dung dịch thủy canh đến giá trị pH 9 và 11 thì xuất hiện kết tủa trắng. Nguyên nhân do trong môi trường kiềm mạnh, photphat tồn tại chủ yếu ở dạng PO_4^{3-} hơn là HPO_4^{2-} or $H_2PO_4^-$. Ngoài ra, các kim loại nặng với hàm lượng nhỏ trong thành phần NaOH hay H_2SO_4 phản ứng với PO_4^{3-} để tạo kết tủa, làm giảm nồng độ P trong dung dịch ban đầu. Đồng thời, thí nghiệm cũng cho thấy ở giá trị pH 9 và 11 thì sự phát triển của cỏ chịu ngập bị ức chế nghiêm trọng.

3.2. Ảnh hưởng của nồng độ P ban đầu trong dung dịch thủy canh đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

Thí nghiệm này dùng để đánh giá khả năng chống chịu và hút thu P của cỏ chịu ngập và sả chanh, là cơ sở để đề xuất nồng độ P và N trong nước thải dùng trong hệ thống xử lý bằng phương pháp thực vật. Kết quả thí nghiệm (Hình 2) cho thấy, đối với sả chanh, nồng độ P ban đầu càng thấp thì hiệu quả xử lý P càng cao.

Trên Hình 2 cho thấy, sau 9 ngày, hiệu quả xử lý P là 97,85%, 89,85% và 64,13% tương ứng với nồng độ P ban đầu là 12,5, 25 và 50 mg/L. Ngược lại, đối với cỏ chịu ngập, sự khác biệt về hiệu quả xử lý P do thay đổi nồng độ P ban đầu là không đáng kể. Ở cùng một nồng độ P ban đầu (12,5 mg/L), hiệu quả xử lý P của sả chanh (97,85%) cao hơn so với cỏ chịu ngập (64,20%). Hiệu quả xử lý P gia tăng cùng với thời gian thí nghiệm. Kết quả này phù hợp với một nghiên cứu khác cho thấy hiệu quả xử lý P của cây *Myriophyllum aquaticum* trong nước sông đã tăng từ 78,4% (ngày 15) lên 93,4% (ngày 30) [4]. Tốc độ xử lý P cao hơn khi gia tăng nồng độ P ban đầu. Đối với sả chanh, tốc độ xử lý P tăng từ 9,3 lên 21 mg



▲ Hình 2. Ảnh hưởng của nồng độ P ban đầu trong dung dịch thủy canh đến tốc độ xử lý P của cây sả chanh (a) và cây cỏ chịu ngập (b)

P/kg sinh khối tươi/ngày khi nồng độ P ban đầu tăng từ 12,5 lên 50 mg/L. Xu thế tương tự diễn ra với cỏ chịu ngập. Tuy nhiên, ở nồng độ P ban đầu cao (50 mg/L), thực vật không thể sống sót, ảnh hưởng đến hút thu P của thực vật. Sả chanh có thể sống sót với tất cả các nồng độ P ban đầu khảo sát, hầu hết cỏ chịu ngập bị chết ở nồng độ P cao nhất (50 mg/L). Cả sả chanh và cỏ chịu ngập đều phát triển tốt ở nồng độ P 25 mg/L.

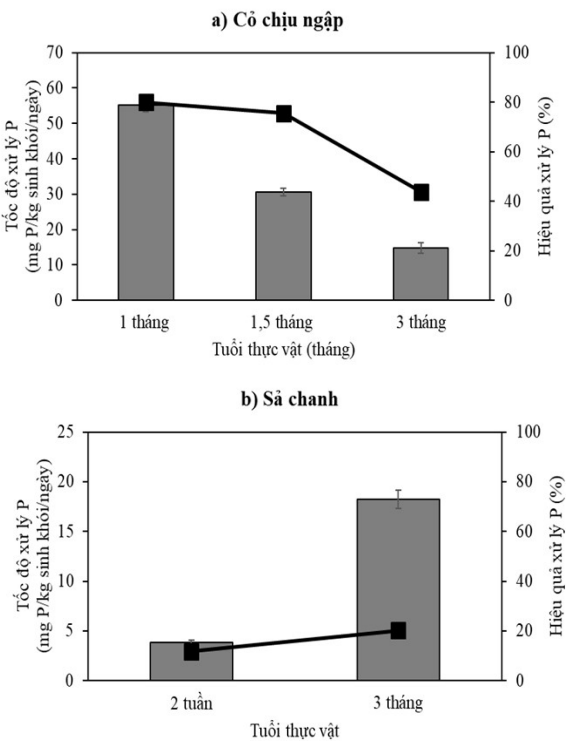
3.3. Ảnh hưởng của mức nước ngập trong dung dịch thủy canh đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

Nghiên cứu này giúp xác định mức nước phù hợp khi thiết kế hệ xử lý bằng thực vật. Kết quả thí nghiệm (Bảng 1) chỉ ra rằng tốc độ xử lý P cao nhất ở mức nước 5 cm, tương ứng là 17,7 và 12,6 mg P/kg sinh khối tươi/ngày đối với sả chanh và cỏ chịu ngập. Đối với sả chanh, tốc độ xử lý P thấp nhất ở mức nước 8 cm. Đó là do mức nước sâu ảnh hưởng đến sự phát triển của thực vật, do đó ảnh hưởng đến khả năng hút thu P của chúng. Tuy nhiên, tốc độ hút thu P ở mức nước 2 cm lại thấp hơn ở mức nước 5 cm đối với cả sả chanh và cỏ chịu ngập. Điều này có thể do bình có thể tích dung dịch nhỏ hơn thì chứa ít P hơn, ảnh hưởng đến sự hút thu P của cây.

Tương tự, cây cỏ nến (*Typha orientalis*) sinh trưởng và hút thu P tốt hơn ở mức nước nông [5]. Ngược lại, bèo tấm tía (*Spirodela oligorrhiza*) có tốc độ xử lý P cao hơn ở mức nước sâu hơn [6]. Do đây là loài thực vật nổi nên có khả năng chịu ngập tốt hơn các thực vật trên cạn. Vì vậy, mức nước sâu không ức chế sự phát triển và hút thu của thực vật. Tốc độ xử lý P của sả chanh cao hơn cỏ chịu ngập từ 1,57-1,88 lần. Sả chanh có thể sống sót ở tất cả các mức nước nghiên cứu trong khi cỏ chịu ngập bị ảnh hưởng mạnh ở mức nước 8 cm. Cụ thể, rễ mới không xuất hiện trong tất cả các giai đoạn thí nghiệm. Ảnh hưởng của mức nước đối với hiệu quả xử lý P cũng tuân theo xu thế tương tự. Kết quả cho thấy 5 cm là mức nước tối ưu cho cả hai loại thực vật tiềm năng là sả chanh và cỏ chịu ngập.

3.4. Ảnh hưởng của tuổi thực vật đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

Tuổi thực vật ảnh hưởng đến tốc độ sinh trưởng, hút thu và tích lũy dinh dưỡng [7]. Thí nghiệm này đã giúp xác định (1) tuổi thực vật phù hợp để chuyển thực vật vào hệ xử lý bằng thực vật và (2) thời gian tốt nhất để thu hoạch thực vật. Kết quả thí nghiệm được biểu diễn ở Hình 3 cho thấy cây cỏ chịu ngập có độ tuổi càng non thì tốc độ xử lý P càng lớn.



▲ Hình 3. Ảnh hưởng của tuổi cây sả chanh (a) và cây cỏ chịu ngập (b) đến hiệu quả và tốc độ xử lý P

Bảng 1. Ảnh hưởng của mức nước trong dung dịch thủy canh đến hiệu quả và tốc độ xử lý P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập

Loại cây	Chỉ tiêu	Mức nước		
		2 cm	5 cm	8 cm
Sả chanh	Hiệu quả xử lý P (%)	24,24 ± 0,5	11,29 ± 0,4	3,84 ± 0,2
	Tốc độ xử lý P (mg P/kg sinh khối tươi/ngày)	15 ± 0,4	17,7 ± 0,5	11,6 ± 0,2
Cỏ chịu ngập	Hiệu quả xử lý P (%)	35,57 ± 0,4	12,70 ± 0,2	4,87 ± 0,5
	Tốc độ xử lý P (mg P/kg sinh khối tươi/ngày)	8,3 ± 0,9	12,6 ± 0,3	8,6 ± 0,4

Bảng 2. Ảnh hưởng của mật độ cây sả chanh và cỏ chịu ngập đến hiệu quả và tốc độ xử lý P

Loại cây	Chỉ tiêu	Mật độ cây		
		1 cây/bình	3 cây/bình	5 cây/bình
Sả chanh	Hiệu quả xử lý P (%)	22,43 ± 0,55	33,03 ± 1,66	51,04 ± 4,41
	Tốc độ xử lý P (mg P/kg sinh khối tươi/ngày)	19,63 ± 0,30	15,57 ± 0,50	11,22 ± 0,60
Cỏ chịu ngập	Hiệu quả xử lý P (%)	16,86 ± 1,99	21,01 ± 0,21	32,67 ± 3,79
	Tốc độ xử lý P (mg P/kg sinh khối tươi/ngày)	13,00 ± 0,5	10,57 ± 0,2	7,86 ± 0,3

Trên Hình 3 chỉ rõ tốc độ xử lý P của thực vật 1 tháng tuổi (55,21 mg P/kg sinh khối tươi/ngày), gấp 4 lần so với thực vật 3 tháng tuổi (14,83 mg P/kg sinh khối tươi/ngày). Đó là do đối với thực vật 1 và 1,5 tháng tuổi, rất nhiều rễ mới được hình thành. Tốc độ xử lý P của cỏ chịu ngập cao gấp gần 6 lần so với bèo tây [8]. Đó là do nghiên cứu này sử dụng nồng độ P ban đầu (12,5 mg/L) cao hơn. Tương tự, hiệu quả xử lý P của cỏ chịu ngập giảm từ 79,9% xuống 43,8% khi tuổi cây tăng từ 1 đến 3 tháng tuổi. Ngược lại, hiệu quả xử lý và tốc độ xử lý P của sả chanh tại thời điểm 3 tháng tuổi cao hơn so với thời điểm 2 tuần tuổi. Đó là do ở thời điểm 2 tuần tuổi sả chanh chưa phát triển đầy đủ như khi 3 tháng tuổi.

3.5. Ảnh hưởng của mật độ cây đến hiệu quả xử lý và tốc độ hút thu P của thực vật

Lượng P được xử lý bởi thực vật phụ thuộc vào hàm lượng P được tích lũy trong thực vật và tốc độ phát triển sinh khối, trong khi yếu tố sau lại bị ảnh hưởng bởi mật độ cây [9]. Thí nghiệm thủy canh đã được tiến hành với 3 mật độ cây của sả chanh và cỏ chịu ngập (1, 3, và 5 cây/bình). Kết quả thí nghiệm (Bảng 2) cho thấy mật độ cây càng cao thì tốc độ xử lý P càng thấp. Điều này đúng với cả cỏ chịu ngập và sả chanh.

Cụ thể từ kết quả Bảng 2, tốc độ xử lý P của sả chanh giảm từ 19,63 xuống 11,22 mg P/kg sinh khối tươi/ngày khi mật độ cây tăng từ 1 đến 5 cây/bình. Tương tự, tốc độ xử lý P của cỏ chịu ngập cũng giảm từ 13 xuống 7,86 mg P/kg sinh khối tươi/ngày khi mật độ cây tăng từ 1 đến 5 cây/bình. Điều này có thể giải thích bởi sự cạnh tranh lớn hơn khi mật độ cây cao hơn. Kết quả

này phù hợp với nghiên cứu khác cho thấy tốc độ xử lý P của cây *Salicornia europaea* ở mật độ cao và thấp tương ứng là 19,96 và 26,09 mg P/kg sinh khối/ngày [9]. Ngược lại, hiệu quả xử lý P của sả chanh tăng từ 22,43 lên 51,04% khi mật độ cây tăng từ 1 đến 5 cây/bình. Tương tự, hiệu quả xử lý P của cỏ chịu ngập tăng từ 16,83 lên 32,67% khi mật độ cây tăng từ 1 đến 5 cây/bình. Đó là do nhu cầu P cao hơn ở mật độ cây lớn hơn. Xu thế tương tự xảy ra với cỏ chịu ngập. Do đó, cần quan tâm đến mật độ cây khi dùng sả chanh và cỏ chịu ngập làm thực vật trong bãi lọc trồng cây để xử lý nước thải.

4. KẾT LUẬN

Khả năng xử lý P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập chịu ảnh hưởng của các yếu tố môi trường, bao gồm pH, nồng độ P ban đầu, mức nước, mật độ cây, và tuổi cây. Tốc độ xử lý P của cây sả chanh và cỏ chịu ngập (11,56 và 10,96 mg P/kg sinh khối tươi/ngày) cao nhất ở pH 7 và pH 5. Tốc độ này tăng khi nồng độ P ban đầu trong dung dịch thủy canh tăng. Mức nước ngập 5 cm cho tốc độ xử lý P cao nhất đối với cả hai loài thực vật khảo sát. Với cây cỏ chịu ngập, tuổi thực vật càng non càng có tốc độ xử lý P càng lớn. Xu thế ngược lại quan sát được với sả chanh. Mật độ cây tỷ lệ nghịch với tốc độ xử lý P của cả hai loài thực vật. Nghiên cứu này là cơ sở để thiết kế hệ thống bãi lọc trồng cây với sả chanh và cỏ chịu ngập dùng để xử lý nước thải giàu P.

LỜI CẢM ƠN: “Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.99-2018.13”.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Nguyễn Thị Thúy Hà (2016). Nghiên cứu công nghệ bãi lọc trồng cây để xử lý nước thải chăn nuôi sau bể biogas ở Thanh Chương. Tạp chí Khoa học Công nghệ Nghệ An, số 7/2016.
2. Nguyen, T. A. H., Le, T. V., Ngo, H. H., Guo, W. S., Vu, N. D., Tran, T. T. T., ... and Pham, T. T. (2021). Hybrid use of coal slag and calcined ferralsol as wetland substrate for improving phosphorus removal from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 132124.
3. Soti, P. G., Jayachandran, K., Koptur, S., and Volin, J. C. (2015). Effect of soil pH on growth, nutrient uptake, and mycorrhizal colonization in exotic invasive *Lygodium microphyllum*. *Plant ecology*, 216(7), 989-998.
4. Souza, F. A., Dziedzic, M., Cubas, S. A., & Maranhão, L. T. (2013). Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. *Journal of environmental management*, 120, 5-9.
5. Trang, N. T. D., Mo, L. T. N., Linh, V. C., & Brix, H. (2018). Phytoremediation Potential of *Typha orientalis* and *Scirpus littoralis* in Removal of Nitrogen and Phosphorus from Intensive Whiteleg Shrimp Wastewater. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 68, p. 04003). EDP Sciences.
6. Xu, J., and Shen, G. (2011). Effects of harvest regime and water depth on nutrient recovery from swine wastewater by growing *Spirodela oligorrhiza*. *Water Environment Research*, 83(11), 2049-2056.
7. Gao, J., Song, Z., and Liu, Y. (2019). Response mechanisms of leaf nutrients of endangered plant (*Acer catalpifolium*) to environmental factors varied at different growth stages. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00521.
8. Yan, T., Zhu, J., Yang, K., Yu, L., and Zhang, J. (2017). Nutrient removal under different harvesting scenarios for larch plantations in northeast China: Implications for nutrient conservation and management. *Forest Ecology and Management*, 400, 150-158.
9. Jethwa, K., and Bajpai, S. (2016). Role of plants in constructed wetlands (CWS): A review. *J. Chem. Pharm. Sci*, 2, 4-10.

FACTORS INFLUENCING THE DECONTAMINATION OF PHOSPHORUS RICH WASTEWATER BY PHYTOREMEDIATION WITH LEMONGRASS (*Cymbopogon citratus*) AND FLOOD TOLERANT GRASS (*Ubon paspalum*)

Nguyen Thi An Hang^{1*}, Vu Thi Thom¹, Nguyen Thi Hoang Ha²

¹Master's Program in Environmental Engineering, Vietnam Japan University

²Faculty of Geology, University of Science, Vietnam National University, Hanoi

ABSTRACT

Phosphorus (P)-rich wastewater is the one of main causes of eutrophication, adversely affecting aquatic life and leading to ecological imbalance. This study investigates the influence of environmental factors (pH, initial P concentration, water level, plant age, and plant density) on the P removal efficiency and P uptake rate of lemongrass (*Cymbopogon citratus*) and flood tolerant grass (*Ubon paspalum*) from aqueous solutions. The results showed that the P uptake rates of lemongrass and flood tolerant grass were highest at pH 7 and pH 5 (11.56 and 10.96 mg P/kg fresh biomass/day). For both investigated plants, the higher P uptake rates were obtained with increasing initial P concentrations in the wastewater. At 5 cm water flooding level, the P uptake rates of both plants were highest. The P uptake rate of the flood tolerant grass decreased at greater plant ages. The P uptake rates of both plants decreased as the plant densities increased. These results are the basis for designing a constructed wetland system with lemongrass and flood tolerant grass for the decontamination of P-rich wastewater.

Keywords: Phosphorus rich wastewater, phytoremediation, lemongrass, water tolerant grass, removal efficiency.

KHOA MÔI TRƯỜNG

TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN, ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI

1. GIỚI THIỆU CHUNG

Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên – Đại học Quốc gia Hà Nội được thành lập năm 1995 theo QĐ số 435/TCCB ngày 21/10/1995 của Giám đốc ĐHQGHN. Triết lý giáo dục của Khoa "Học để ứng dụng - Học từ thực tiễn".

Chức năng nhiệm vụ:

- Đào tạo đại học và sau đại học, nghiên cứu khoa học, phát triển nguồn nhân lực trong lĩnh vực môi trường (đất, nước, không khí), quản lý và chính sách môi trường, công nghệ kỹ thuật môi trường, sinh thái môi trường, mô hình hóa môi trường, độc học môi trường, môi trường và an toàn lao động, khoa học đất, công nghệ vật liệu nông nghiệp, kinh tế tuần hoàn và phát triển bền vững, xã hội học môi trường, khoa học và công nghệ thực phẩm.

- Chuyển giao công nghệ, phát triển cộng đồng, hợp tác trong nước và quốc tế.

Đội ngũ cán bộ:

Tính đến 10/2021, Khoa Môi trường có lực lượng cán bộ 61, trong đó:

01 Giáo sư, 18 Phó Giáo sư; 45 Tiến sĩ, 14 Thạc sĩ (10 NCS) và 02 Cử nhân.

Quy mô đào tạo:

Đào tạo đại học: 1.000 sinh viên cho các chương trình chuẩn, chất lượng cao, tiên tiến.

Đào tạo sau đại học: 100 học viên cao học, 60 nghiên cứu sinh.

2. CƠ CẤU TỔ CHỨC

Khoa Môi trường bao gồm 8 đơn vị trực thuộc: bộ môn Quản lý môi trường, bộ môn Sinh thái môi trường, bộ môn Công nghệ môi trường, bộ môn Tài nguyên và Môi trường đất, bộ môn Môi trường và Phát triển bền vững, bộ môn Khoa học và Công nghệ thực phẩm, Phòng thí nghiệm Nghiên cứu môi trường, tổ Văn phòng khoa. Ngoài ra, Khoa còn phòng thư viện và các phòng thí nghiệm chuyên để trực thuộc các bộ môn.

Các tổ chức Đảng, đoàn thể, hội trong Khoa: Chi bộ Khoa Môi trường, Công đoàn Khoa Môi trường, Liên chi đoàn Khoa Môi trường, Chi đoàn cán bộ Khoa Môi trường, Chi hội Bảo vệ Thiên nhiên và Môi trường Việt Nam, Liên chi hội sinh viên, Câu lạc bộ sinh viên.

3. CÁC THÀNH TÍCH NỔI BẬT

Khen thưởng

Huân chương Lao động hạng Nhất (2020), Nhì (2015), Ba (2010); Bằng khen của Thủ tướng Chính phủ (2001); Cờ thi đua của Chính phủ (2019); Cờ thi đua của Bộ Giáo dục và Đào tạo (2019, 2020); Cờ thi đua của Đại học Quốc gia Hà Nội (2018, 2019); Các Bằng khen của Bộ trưởng Bộ Giáo dục và Đào tạo, Bộ trưởng Bộ Tài nguyên và Môi trường, Bộ trưởng Bộ Khoa học và Công nghệ; Bằng khen Hội Bảo vệ thiên nhiên và Môi trường Việt Nam (2003, 2014, 2018); Giải thưởng Môi trường Việt Nam (2005, 2011, 2015).

Thành tích về đào tạo

Khoa Môi trường là đơn vị đầu tiên trong cả nước đào tạo đại học và sau đại học ngành Khoa học môi trường. Đến nay Khoa đã cung cấp cho xã hội một nguồn nhân lực lớn, có chất lượng cao về lĩnh vực môi trường (Khoa học môi trường, Công nghệ kỹ thuật môi trường, Khoa học đất): hơn 3.500 cử nhân, 1.200 thạc sĩ, 80 tiến sĩ. Nhiều cử nhân, thạc sĩ, tiến sĩ được đào tạo tại Khoa đang giữ cương vị chủ chốt tại nhiều đơn vị quản lý nhà nước về môi trường như Bộ Tài nguyên và Môi trường, Bộ Xây dựng, Bộ Khoa học và Công nghệ, Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn, Sở Tài nguyên và Môi trường các tỉnh, Chi cục Bảo vệ môi trường, các tập đoàn, doanh nghiệp sản xuất có liên quan tới lĩnh vực môi trường. Nhiều cử nhân, thạc sĩ và tiến sĩ cũng đang làm giảng viên tại các cơ sở đào tạo về môi trường. Năm 2020, Khoa mở mới và tuyển sinh đào tạo bậc đại học khóa đầu tiên ngành Khoa học và Công nghệ thực phẩm.

Thành tích về nghiên cứu khoa học

Tính đến tháng 10 năm 2021, tập thể cán bộ khoa học của Khoa Môi trường đã công bố khoảng hơn 2.800 công trình khoa học, bao gồm các bài báo, báo cáo khoa học ở các tạp chí, hội thảo khoa học..., trong đó có trên 500 bài được in trong các tạp chí khoa học và hội nghị, hội thảo quốc tế. Số lượng các bài báo đăng trên các tạp chí khoa học quốc tế tăng từ khoảng 9 – 10 bài/năm giai đoạn 2008 – 2010 lên khoảng 25 – 35 bài/năm giai đoạn 2014 – 2016, 50 – 60 bài/năm giai đoạn 2018 – 2021 (trung bình xấp xỉ 1 bài báo/1 cán bộ khoa học/năm). Trong giai đoạn 2016-2021, có 19 đề tài cấp Nhà nước do cán bộ Khoa chủ trì và triển khai 8 hợp đồng khoa học công nghệ với các địa phương. Các tập thể, cán bộ trong Khoa đã nhận được nhiều giải thưởng của Nhà nước được ghi nhận công sức đóng góp cho nền khoa học của nước nhà, như Giải thưởng Tạ Quang Bửu đối với PGS.TS. Nguyễn Ngọc Minh năm 2016, Giải thưởng Kovalevskaia của tập thể nữ bộ môn Công nghệ môi trường năm 2018.

Nhóm nghiên cứu mạnh cấp Trường:

- Công nghệ môi trường xanh và tái chế chất thải (GEWUT) do PGS.TS. Nguyễn Mạnh Khải làm trưởng nhóm.

Nhóm nghiên cứu tiềm năng cấp Khoa:

- Độc học môi trường, kiểm soát và xử lý độc chất (E3TC) do PGS.TS. Nguyễn Thị Hà làm trưởng nhóm.

- Ô nhiễm khí quyển (VARG) do PGS.TS. Hoàng Anh Lê làm trưởng nhóm.

THẺ LỆ VIẾT VÀ GỬI BÀI

Tạp chí Môi trường đăng tải các bài tổng quan, công trình nghiên cứu khoa học và ứng dụng công nghệ nhằm trao đổi, phổ biến kiến thức trong lĩnh vực môi trường.

Hiện Tạp chí được Hội đồng chức danh Giáo sư nhà nước công nhận tính điểm công trình cho 5 Hội đồng liên ngành (Hóa học - Công nghệ thực phẩm; Xây dựng - Kiến trúc; Khoa học Trái đất - Mỏ; Sinh học; Thủy lợi) tạo điều kiện xét công nhận đạt tiêu chuẩn Giáo sư, Phó Giáo sư, nghiên cứu sinh...

Bạn đọc có nhu cầu đăng bài viết xin gửi về Tòa soạn trước 1 tháng tính đến thời điểm xuất bản.

I. Yêu cầu chung

- Tạp chí chỉ nhận những bài viết chưa công bố trên các tạp chí khoa học, sách, báo trong nước và quốc tế.
- Bài viết gửi về Tòa soạn dưới dạng file mềm và bản in, có thể gửi trực tiếp tại Tòa soạn hoặc gửi qua hộp thư điện tử. Cuối bài viết ghi rõ thông tin về tác giả gồm: Họ tên, chức danh khoa học, chức vụ, địa chỉ cơ quan làm việc, địa chỉ liên lạc của tác giả (điện thoại, Email) để Tạp chí tiện liên hệ.
- Tòa soạn không nhận đăng các bài viết không đúng quy định và không gửi lại bài nếu không được đăng.

II. Yêu cầu về trình bày

1. Hình thức

Bài viết bằng tiếng Việt được trình bày theo quy định công trình nghiên cứu khoa học (font chữ Times News Roman; cỡ chữ 13; giãn dòng 1,5; lề trên 2,5 cm; lề dưới 2,5 cm; lề trái 3 cm; lề phải 2 cm; có độ dài khoảng 3.000 - 3.500 từ, bao gồm cả tài liệu tham khảo).

2. Trình tự nội dung

- Tên bài (bằng tiếng Việt và tiếng Anh, không quá 20 từ).
- Tên tác giả (ghi rõ học hàm, học vị, chức danh, đơn vị công tác).
- Tóm tắt và từ khóa (bằng tiếng Việt và tiếng Anh, tóm tắt 100 từ, từ khóa 3 - 5 từ).
- Đặt vấn đề/mở đầu
- Đối tượng và phương pháp
- Kết quả và thảo luận
- Kết luận
- Tài liệu tham khảo để ở cuối trang, được trình bày theo thứ tự alphabet và đánh số trong ngoặc vuông theo thứ tự xuất hiện trong bài viết và trong danh mục tài liệu tham khảo.
 - + Đối với các tài liệu là bài báo trong Tạp chí ghi đầy đủ theo thứ tự: Tên tác giả, năm xuất bản, tên bài báo, tên tạp chí, số, trang.
 - + Đối với các tài liệu là sách ghi đầy đủ theo thứ tự: Tên tác giả, năm xuất bản, tên sách, nhà xuất bản, nơi xuất bản.
- *Lưu ý:* Đối với hình và bảng: Hình (bao gồm hình vẽ, ảnh, đồ thị, sơ đồ, biểu đồ...) phải có tính khoa học, bảo đảm chất lượng và thẩm mỹ, đặt đúng vị trí trong bài, có chú thích các ký hiệu; tên hình và bảng phải ngắn gọn, đủ thông tin; tên hình và số thứ tự ghi ở dưới; đối với bảng, tên và số thứ tự ghi ở trên bảng.

Nội dung thông tin chi tiết, xin liên hệ: **Tạp chí Môi trường**

- **Địa chỉ:** Tầng 7, Lô E2, Phố Dương Đình Nghệ, phường Yên Hòa, Cầu Giấy, Hà Nội
 - **Điện thoại:** 024. 61281446 - **Fax:** 024.39412053
 - **Website:** tapchimoitruongtcmt.vn
 - **Email:** tapchimoitruongtcmt@vea.gov.vn
 - **Vũ Thị Nhung - DD:** 0988123205 - **Email:** vunuhung0801@gmail.com
-



▲ Tập thể cán bộ Khoa Môi trường năm 2020



▲ Sinh viên thực tập tại phòng thí nghiệm

