

**BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO**

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Trương Thị Minh Hằng

**NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ HIỆN TRẠNG, PHÂN BỐ VÀ XÁC ĐỊNH
NGUỒN GỐC CỦA STEROL TRONG TRẦM TÍCH TẠI MỘT SỐ
HỒ NỘI ĐÔ HÀ NỘI**

**LUẬN VĂN THẠC SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN
KIM VÀ MÔI TRƯỜNG**

Hà Nội - 2026

**BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO**

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Trương Thị Minh Hằng

**NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ HIỆN TRẠNG, PHÂN BỐ VÀ XÁC ĐỊNH
NGUỒN GỐC CỦA STEROL TRONG TRẦM TÍCH TẠI MỘT SỐ HỒ
NỘI ĐÔ HÀ NỘI**

**LUẬN VĂN THẠC SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN
KIM VÀ MÔI TRƯỜNG**

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC:

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Ulae' or a similar stylized name.

TS. Dương Thị Hạnh

Hà Nội - 2026

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan

Những nội dung trong luận văn này là do tôi thực hiện dưới sự hướng dẫn của TS. Dương Thị Hạnh. Mọi tham khảo dùng trong luận văn đều được trích dẫn nguồn gốc rõ ràng. Các kết quả nghiên cứu trong luận văn này là trung thực và chưa từng có ai công bố trong bất kỳ công trình nào.

Hà Nội, ngày ... tháng ... năm 2026

Học viên



Trương Thị Minh Hằng

LỜI CẢM ƠN

Luận văn Thạc sĩ khoa học - Chuyên ngành Kỹ thuật Môi trường với đề tài “*Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của sterol trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội.*” được thực hiện tại phòng thí nghiệm của Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, dưới sự hướng dẫn của TS. Dương Thị Hạnh. Trong suốt quá trình thực hiện luận văn, từ khi nhận đề tài cho đến khi kết thúc thực nghiệm, em luôn nhận được sự quan tâm, động viên, hỗ trợ nhiệt tình từ cô hướng dẫn. Bằng tất cả sự kính trọng, lòng biết ơn, em xin phép được gửi tới TS. Dương Thị Hạnh lời cảm ơn chân thành nhất.

Em xin được bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc tới Ban lãnh đạo Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam đã cho phép và tạo điều kiện thuận lợi cho em được hoàn thành tốt luận văn này.

Em cũng xin được gửi lời cảm ơn các thầy cô giáo trong Khoa Môi trường - Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường - Học viện Khoa học và Công nghệ - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, đã giảng dạy, truyền đạt kiến thức, tạo điều kiện về cơ sở vật chất và hướng dẫn em hoàn thành chương trình học tập và thực hiện luận văn.

Nghiên cứu này được thực hiện dưới sự hỗ trợ kinh phí của đề tài khoa học công nghệ thuộc các hướng ưu tiên cấp Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam với tên đề tài: “Nghiên cứu đánh giá sự tích lũy, phân bố và rủi ro sinh thái của một số chất ô nhiễm mới nổi trong môi trường nước và trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”, mã số đề tài VAST07.04/26-27 do TS. Dương Thị Hạnh là chủ nhiệm.

Cuối cùng dù không phải là cộng sự, không cùng làm việc, nhưng gia đình luôn đồng hành, động viên, tạo mọi điều kiện thuận lợi nhất về cả tinh thần và vật chất cho em được nghiên cứu khoa học!

Hà Nội, ngày ... tháng ... năm 2026

Học viên


Dương Thị Minh Hằng

DANH MỤC CÁC TỪ VIẾT TẮT

Ký hiệu viết tắt	Tiếng Anh	Tiếng Việt
QCVN	-	Quy chuẩn Việt Nam
Cop	Coprostanol	-
Chol	Cholesterol	-
Epi	Epicoprostanol	-
YS	-	Yên Sở
HT	-	Hồ Tây
VQ	-	Văn Quán
TL	-	Thủ Lệ
BM	-	Bảy Mẫu
DCM	Dicloromethane	-

MỤC LỤC

MỞ ĐẦU	1
CHƯƠNG 1: TỔNG QUAN.....	4
1.1 Tổng quan về tình trạng ô nhiễm nước mặt tại các hồ nội đô Hà Nội	4
1.2 Tổng quan về chỉ thị sterol	6
1.2.1 Chỉ thị hóa học sterol.....	6
1.3 Tình hình nghiên cứu sterol trên thế giới	11
1.4 Tình hình nghiên cứu sterol trong trầm tích tại Việt Nam	14
CHƯƠNG II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	17
2.1 Đối tượng nghiên cứu.....	17
2.2 Nguyên vật liệu.....	17
2.2.1 Nguyên vật liệu, hóa chất	17
2.2.2 Thiết bị.....	17
2.3 Phương pháp phân tích	18
2.3.1 Phương pháp thống kê, điều tra thực địa.....	18
2.3.2 Phương pháp lấy mẫu trầm tích.....	18
2.3.3 Phương pháp phân tích	19
2.3.4 Phương pháp xử lý số liệu	19
2.3.5 Phương pháp phân tích nguồn gốc của sterol trong trầm tích hồ	19
2.4 Thực nghiệm.....	20
2.4.1 Thu thập và phân tích mẫu	20
2.4.2 Kiểm soát chất lượng quá trình phân tích	22
2.4.3 Phương pháp xử lý số liệu và xác định nguồn gốc sterol.....	23
CHƯƠNG III. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	24
3.1 Kết quả tổng quan các sterol trong mẫu trầm tích các hồ nội đô Hà Nội	24
3.2 Kết quả phân tích nguồn gốc của sterol	32
3.3 Kết quả phân tích thành phần chính	41
KẾT LUẬN	45
KIẾN NGHỊ	46
TÀI LIỆU THAM KHẢO.....	47

DANH MỤC BẢNG

Bảng 1.1. Nguồn gốc và ý nghĩa của các sterol trong trầm tích	8
Bảng 2.1. Thông số vận hành của thiết bị GC-MS	22
Bảng 3.1. Nồng độ trung bình, độ lệch chuẩn và tổng sterol của 05 hồ nội đô Hà Nội (ng/g-dwt).	24
Bảng 3.2. So sánh nồng độ Coprostanol (ng/g-dwt) trong trầm tích tại các nghiên cứu khu vực Việt Nam và thế giới	28
Bảng 3.3. Các tỷ lệ sterol trung bình tại 05 hồ nghiên cứu	33
Bảng 3.4. Ý nghĩa các giá trị tỷ số R4 trong các nghiên cứu quốc tế	35
Bảng 3.5. Tỷ lệ giữa các sterol được phát hiện trong trầm tích các hồ nghiên cứu ..	36
Phụ lục 1. Thông tin, vị trí lấy mẫu	53
Phụ lục 2. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Yên Sở (ng/g)	54
Phụ lục 3. Kết quả nồng độ sterol tại Hồ Tây (ng/g)	55
Phụ lục 4. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Thủ Lệ và hồ Văn Quán (ng/g)	56
Phụ lục 5. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Bảy Mẫu (ng/g)	56
Phụ lục 6. Tỷ lệ (%) các sterol trên tổng hàm lượng sterol	57

DANH MỤC HÌNH

Hình 1.1. Minh họa quá trình chuyển hóa cholesterol thành coprostanol	7
Hình 1.2 Minh họa nguồn gốc, cơ chế vận chuyển và tích lũy sterol trong trầm tích sông/ hồ.	9
Hình 2.1. Vị trí lấy mẫu tại 05 hồ nội đô Hà Nội.....	20
Hình 2.2. Quy trình xử lý mẫu trầm tích.....	21
Hình 3.1. Tổng nồng độ sterol (ng/g-dwt) tại các vị trí lấy mẫu	27
Hình 3.2. Biểu đồ hộp minh họa phân bố nồng độ sterol (ng/g-dwt)	29
Hình 3.3. Biểu đồ biểu diễn mối tương quan giữa nồng độ coprostanol (ng/g-dwt) với tỷ lệ coprostanol/cholesterol	37
Hình 3.4. Biểu đồ biểu diễn mối tương quan giữa nồng độ coprostanol và nồng độ epicoprostanol (ng/g-dwt)	41
Hình 3.5. Kết quả phân tích thành phần chính của sterol phát hiện trong 21 mẫu trầm tích hồ thể hiện theo các biến (a) và vị trí lấy mẫu (b).	43

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của đề tài

Trong những năm gần đây, cùng với sự phát triển mạnh mẽ của nền kinh tế đã gây ra những áp lực đáng kể lên môi trường tại Việt Nam, đặc biệt nghiêm trọng tại các đô thị lớn như Hà Nội, thành phố Hồ Chí Minh. Sự gia tăng dân số cùng với hệ thống thu gom và xử lý nước thải chưa hoàn thiện hoặc quá tải, điều này không chỉ gây ra thiệt hại cho cơ sở hạ tầng và giao thông mà còn tác động tiêu cực tới môi trường và sức khỏe cộng đồng [1]. Trong các năm gần đây, chất lượng các hồ nước Việt Nam nói chung và các hồ nội đô Hà Nội nói riêng có xu hướng suy giảm do nhiều nguyên nhân khác nhau. Đáng chú ý, một số khu vực còn tồn tại tình trạng xả thải trực tiếp vào môi trường chất thải từ các hoạt động sinh hoạt của con người qua hệ thống thoát nước đô thị, từ đó gây ô nhiễm nguồn nước và trầm tích tại các kênh, rạch, sông hồ trong thành phố. Bên cạnh đó, ô nhiễm từ dòng chảy bề mặt đô thị, xả thải trực tiếp nước thải sinh hoạt và công nghiệp được coi là một trong những nguyên nhân chính làm suy giảm chất lượng nước sông, hồ Hà Nội [2].

Trong số các phương pháp đánh giá ô nhiễm môi trường, sterol được xem là nhóm chỉ thị hóa học hiệu quả nhờ tính đặc hiệu cao đối với nguồn thải phân người và nước thải sinh hoạt, đồng thời có khả năng tích lũy bền vững trong trầm tích. Tuy nhiên, các nghiên cứu về sterol trong trầm tích hồ tại Việt Nam hiện còn hạn chế, đặc biệt đối với các hồ nội đô Hà Nội. Vì vậy, nghiên cứu này được thực hiện nhằm xác định nồng độ, phân bố và nguồn gốc của các hợp chất sterol trong trầm tích một số hồ nội đô Hà Nội, góp phần đánh giá hiện trạng ô nhiễm và bổ sung cơ sở khoa học phục vụ công tác quản lý, cải thiện chất lượng môi trường nước đô thị.

2. Mục đích nghiên cứu

- Mục tiêu chung: Ứng dụng các phương pháp phân tích hiện đại để phát hiện và định lượng các hợp chất nhóm sterol trong mẫu trầm tích hồ.
- Mục tiêu cụ thể: Xác định nồng độ, nguồn gốc của các hợp chất sterol từ đó sử dụng các tỷ số sterol đặc trưng để đánh giá mức độ ô nhiễm nước thải tại các hồ

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

- Đối tượng nghiên cứu: Các mẫu trầm tích thu thập được tại 05 hồ nội đô Hà Nội
- Phạm vi nghiên cứu: 05 hồ nội đô bao gồm hồ Tây, hồ Thủ Lệ, hồ Bảy Mẫu, hồ Yên Sở và hồ Văn Quán

4. Nội dung nghiên cứu

- Nội dung 1: Nghiên cứu tổng quan hiện trạng và nguồn gốc các hợp chất sterol trong trầm tích hồ.

- Nội dung 2: Nghiên cứu tổng quan về phương pháp chiết tách và phân tích các hợp chất sterol trong mẫu trầm tích sử dụng thiết bị GC-MS.
- Nội dung 3: Chuẩn hóa quy trình phân tích các hợp chất sterol trong mẫu trầm tích trên thiết bị GC-MS.
- Nội dung 4: Ứng dụng quy trình chiết tách đã được chuẩn hóa để phân tích các hợp chất sterol trong mẫu trầm tích thực tế thu thập tại các hồ nội đô Hà Nội.
- Nội dung 5: Xác định sự phân bố và nguồn gốc gây ô nhiễm của các sterol trong trầm tích hồ. Xử lý số liệu và đánh giá kết quả phân tích.

5. Ý nghĩa khoa học và ý nghĩa thực tiễn của đề tài

Nghiên cứu này có ý nghĩa quan trọng trong việc phát hiện và định lượng các hợp chất nhóm sterol trong trầm tích hồ nội đô từ đó giúp xác định nguồn gốc và đánh giá ô nhiễm nước mặt tại các hồ. Các hợp chất nhóm sterol đã được sử dụng như một chỉ thị đáng tin cậy nhằm đánh giá ô nhiễm nước thải sinh hoạt tại nhiều khu vực trên thế giới. Tại Việt Nam trong những năm gần đây các hồ nội đô Hà Nội đã và đang phải đối mặt với gia tăng ô nhiễm nước mặt từ nhiều nguồn thải khác nhau như nước thải sinh hoạt, nước thải công nghiệp/nông nghiệp, ... Việc tiến hành nghiên cứu đề tài: “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội” là bước đầu tiên phong cho sự bổ sung quan trọng cho hệ thống các công cụ xác định ô nhiễm tin cậy hiện có góp phần hỗ trợ trong việc quản lý môi trường hiệu quả và chính xác hơn. Vì vậy đề tài này có tính thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn rất cao, cung cấp dữ liệu quan trọng về ô nhiễm nước mặt tại các hồ nội đô Hà Nội cho các cơ quan quản lý nhà nước, tổ chức bảo vệ môi trường để có phương án, biện pháp giảm thiểu ô nhiễm. Đồng thời cung cấp dữ liệu ban đầu về đánh giá độ tin cậy của chỉ thị sterol trong việc đánh giá ô nhiễm.

6. Bố cục luận văn gồm 3 chương và kết luận

Chương 1: Tổng quan

Chương 2: Nội dung và phương pháp nghiên cứu

Chương này cung cấp các thông tin về phương pháp nghiên cứu và nội dung thực nghiệm trong luận án, trong đó các nội dung chính là:

- Phương pháp thống kê, điều tra thực địa
- Phương pháp lấy mẫu trầm tích
- Phương pháp phân tích
- Xác định giá trị sử dụng của phương pháp phân tích
- Phương pháp xử lý số liệu
- Phương pháp phân tích nguồn gốc của sterol trong trầm tích hồ

Chương 3: Kết quả và thảo luận

Chương này tập trung vào 3 nội dung kết quả chính:

- Kết quả phân tích các hợp chất sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội
- Kết quả đánh giá sự phân bố của các hợp chất sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội
- Kết quả xác định nguồn gốc của các hợp chất sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội
- Kết luận

Chúng tôi hy vọng rằng kết quả nghiên cứu của luận văn về mặt khoa học sẽ định hướng về nghiên cứu phân tích nồng độ các hợp chất sterol trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội, qua đó sẽ đóng góp những công cụ giúp cho việc đánh giá tác động môi trường của các nhà nghiên cứu và quản lý môi trường về mặt thực tiễn.

CHƯƠNG 1: TỔNG QUAN

1.1 Tổng quan về tình trạng ô nhiễm nước mặt tại các hồ nội đô Hà Nội

Hà Nội hiện có khoảng 120 ao hồ (bao gồm 17 hồ nội thành) với đặc điểm chủ yếu là quy mô nhỏ và nông. Mặc dù đóng vai trò thiết yếu trong điều hòa vi khí hậu và kiểm soát ngập lụt, phần lớn các hồ này đang trong tình trạng ô nhiễm nghiêm trọng, không đạt quy chuẩn QCVN 08:2023/BTNMT với các biểu hiện điển hình như phú dưỡng, ô nhiễm kim loại nặng, vi sinh và chất hữu cơ. Nguyên nhân cốt lõi là do hệ thống hạ tầng thoát nước xuống cấp, khiến một lượng lớn nước thải sinh hoạt, công nghiệp và dòng chảy bề mặt chưa qua xử lý bị xả trực tiếp vào môi trường. Tải lượng ô nhiễm này đã vượt quá khả năng tự làm sạch tự nhiên, gây suy thoái nặng nề cho cả chất lượng nước mặt và lớp trầm tích đáy [4].

Một nghiên cứu nhằm khảo sát chất lượng nước mặt tại Hà Nội gồm các điểm nghiên cứu: 5 sông (Hồng, Kim Ngưu, Lừ, Sét, Tô Lịch), 5 hồ (Hoàn Kiếm, Bảy Mẫu, Giảng Võ, Xã Đàn, Tây) do Hoang Quoc Anh và cộng sự thực hiện năm 2024 [5]. Nhóm tiến hành đánh giá chất lượng nước mặt dựa trên các thông số cơ bản: độ pH, độ dẫn điện, tổng chất rắn hòa tan, tổng chất rắn lơ lửng và 15 nguyên tố kim loại nặng. Kết quả cho thấy, các mẫu nước mặt trong nghiên cứu này bị ô nhiễm ở mức thấp đến trung bình theo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt QCVN 08:2023/BTNMT, ngoại trừ ba nguyên tố Mn, As và Hg có nồng độ vượt giới hạn cho phép trong một số mẫu. Một số mẫu nước hồ ghi nhận giá trị pH cao, cho thấy hiện tượng phú dưỡng và tảo sinh trưởng mạnh. Nồng độ kim loại nặng giữa nước sông và nước hồ không có sự khác biệt đáng kể [5].

Một nghiên cứu khác do Kikuchi cùng cộng sự tiến hành phân tích các thành phần kim loại nặng và sự phân bố của chúng trong trầm tích hồ đô thị tại Việt Nam năm 2020 [6]. Nghiên cứu tiến hành khảo sát 5 hồ đô thị tại Hà Nội gồm: Hồ Tây, Hồ Trúc Bạch, Hồ Thuyền Quang, Hồ Thanh Nhàn và Hồ Yên Sở với 7 nguyên tố kim loại được phân tích: As (Arsen), Cd (Cadimi), Cr (Crom), Cu (Đồng), Pb (Chì), Ni (Niken) và Zn (Kẽm). Kết quả cho thấy, Hồ Trúc Bạch có mức ô nhiễm cao nhất với các kim loại As, Cu, Pb và Zn. Hồ Yên Sở có nồng độ cao đối với Cr và Ni, phản ánh môi trường hồ bị ảnh hưởng từ các nguồn thải khu công nghiệp hoặc ven đô. Hồ Thuyền Quang có giá trị Cd cao nhất, vượt nhiều lần so với các điểm nghiên cứu khác.

Việc xả thải sinh hoạt liên tục đã khiến ô nhiễm hữu cơ trở thành xu thế phổ biến. Nhiều nghiên cứu trong giai đoạn gần đây chỉ ra rằng tình trạng phú dưỡng diễn ra phổ biến với nồng độ BOD₅, COD và tổng chất rắn lơ lửng vượt quá giới hạn cho phép tại nhiều thời điểm quan trắc [3], [7].. Bộ dữ liệu theo dõi 10 hồ nội đô Hà Nội

trong giai đoạn 03/2014-02/2015 ghi nhận COD dao động trong khoảng từ 2,0-344 mg/L; tổng chất rắn lơ lửng (TSS) trung bình nằm trong khoảng từ 11-61 mg/L; amoni (NH_4^+) dao động từ 0,01-20,74 mg/L. Đáng chú ý, giá trị NH_4^+ cực đại cao gấp gần 100 lần giới hạn cho phép của QCVN 08-MT:2015/BTNMT cột A2 (0,3 mg/L), kết quả này khẳng định mức độ ô nhiễm hữu cơ nghiêm trọng và phân hủy yếm khí mạnh tại các hồ [7]. Tương tự trong nghiên cứu do Hà cùng các cộng sự thực hiện năm 2021 ghi nhận phần lớn hồ nội đô Hà Nội ở trạng thái phú dưỡng (eutrophic) đến siêu phú dưỡng (hypereutrophic), điều này phản ánh sự tích lũy các chất hữu cơ kéo dài [7]. Kết quả khảo sát tại 20 hồ trong giai đoạn 02-06/2020 cho thấy TSS ở mức 23-64 mg/L; mật độ tảo 5.000-14.000 tế bào/mL; chlorophyll-a 10-40 $\mu\text{g/L}$; và chỉ số trạng thái dinh dưỡng (TSI) dao động 66,9-86,0, tương ứng với mức phú dưỡng đến siêu phú dưỡng. Cũng trong nghiên cứu này chỉ ra rằng khoảng 35% số hồ có chỉ tiêu vượt ngưỡng cho phép của quy chuẩn QCVN 08-MT:2015/BTNMT như COD, BOD_5 và amoni cho thấy tình trạng ô nhiễm các chất hữu cơ không còn mang tính cục bộ mà đã trở thành xu thế phổ biến trong hệ thống các hồ nội đô [7].

Ô nhiễm vi sinh cũng là nội dung cần được chú ý do liên quan trực tiếp đến rủi ro sức khỏe cộng đồng và các mục đích sử dụng nước. Bên cạnh các thông số đánh giá truyền thống kể trên, xu hướng nghiên cứu về các chất ô nhiễm mới nổi hiện đang phản ánh rõ hơn áp lực đô thị hóa hiện tại lên các hệ thủy vực vùng đô thị. Một nghiên cứu về kháng sinh trong nước hồ đô thị Hà Nội ghi nhận sulfamethoxazole (SMX) có thể đạt tới 1.619,35 ng/L, trong khi ciprofloxacin và ofloxacin lần lượt đạt cực đại 823,55 ng/L và 430,11 ng/L tại một số hồ tiếp nhận nước thải sinh hoạt và y tế [8]. Các hợp chất sulfonamide như SMX có xu hướng tồn tại lâu trong cột nước, trong khi fluoroquinolone có ái lực cao với vật chất lơ lửng và trầm tích, dẫn đến khả năng tích lũy trong trầm tích và sinh vật thủy sinh. Điều này làm gia tăng nguy cơ tích lũy sinh học và lan truyền gen kháng kháng sinh trong môi trường đô thị.

Những kết quả trên cho thấy việc đánh giá chất lượng nước chỉ dựa trên phân tích mẫu nước tại thời điểm lấy mẫu hay chỉ đánh giá dựa trên các chỉ tiêu truyền thống có thể chưa phản ánh đầy đủ lịch sử, mức độ tích lũy và khả năng tiềm ẩn ô nhiễm. Trong bối cảnh đó trầm tích đóng vai trò quan trọng như một kho lưu trữ lâu dài các hợp chất hữu cơ và vi ô nhiễm, có thể cung cấp thông tin tích hợp theo thời gian về nguồn thải và quá trình biến đổi môi trường.

Trầm tích hồ là nơi tích tụ lâu dài các chất hữu cơ, vô cơ và đặc biệt là các chất có tính khó phân hủy như sterol. Nghiên cứu của Islam và các cộng sự (2023) cũng chỉ ra rằng khả năng hấp phụ của trầm tích đối với các chất nhóm sterol cụ thể là coprostanol là tương đối cao, đặc biệt đối với nền trầm tích giàu chất hữu cơ [9].

Thí nghiệm hấp phụ của nhóm nghiên cứu cho thấy hệ số hấp phụ KD của trầm tích sông là 120,8L/kg trong khi hệ số hấp phụ của cát là 94,8L/kg và đất nông nghiệp là 193,7L/kg.

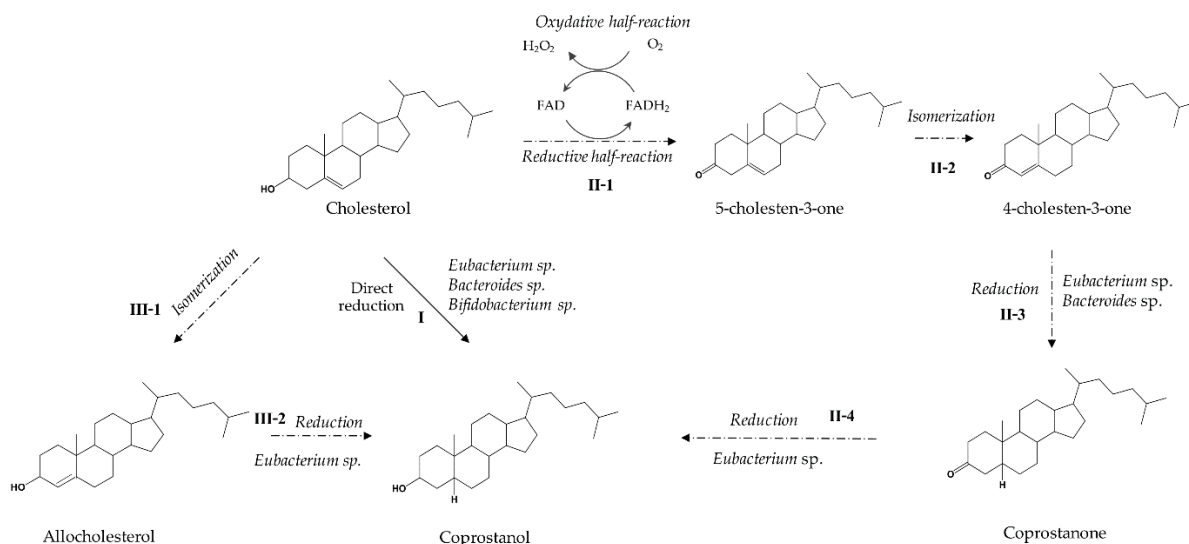
Nhìn chung, các nghiên cứu tại sông, hồ nội đô Hà Nội mới chỉ tập trung đánh giá mức độ ô nhiễm trong nước mặt cũng như trong trầm tích với các thông số cơ bản như pH, TSS, TDS, kim loại nặng, vi sinh, ... Mặt khác, các nghiên cứu mới chỉ tập trung đánh giá chất lượng nước mặt tại các hồ mà bỏ qua trầm tích, là nơi lưu giữ, tích lũy và phản ánh quá trình biến đổi môi trường diễn ra trong thời gian dài. Trong trầm tích có thể tích tụ các chất hữu cơ, kim loại nặng, vi sinh vật có hại, vi nhựa, ... Các chất ô nhiễm tích lũy trong trầm tích có khả năng là nguồn gây ô nhiễm tiềm ẩn khi phân tán vào nguồn nước ngầm. Đồng thời các sinh vật sinh sống ở tầng đáy như cá, trai, sò khi được khai thác làm thực phẩm cho con người có thể gây phơi nhiễm mãn tính, gia tăng nguy cơ về sức khỏe cho con người.

Các văn bản pháp lý và quy chuẩn hiện hành tại Việt Nam như QCVN 08:2023/BTNMT (nước mặt), QCVN 43:2015/BTNMT (trầm tích nước mặt và trầm tích biển), hay QCVN 07:2009/BTNMT (chất thải nguy hại) đều không đề cập đến nhóm chất sterol, dẫn đến khoảng trống trong giám sát và đánh giá nguy cơ từ ô nhiễm hữu cơ không truyền thống. Với các tác động tiêu cực của sterol mà các nghiên cứu trước đó đã nêu ra thì việc tiến hành các nghiên cứu về chúng là hoàn toàn cấp thiết, đặc biệt ở các điểm nóng về môi trường như Hà Nội.

1.2 Tổng quan về chỉ thị sterol

1.2.1 Chỉ thị hóa học sterol

Sterol là một nhóm hợp chất hữu cơ thuộc họ steroid, có cấu trúc đặc trưng gồm nhân steran, một bộ khung bốn vòng hydrocarbon (gọi là A, B, C, D) gắn với nhóm hydroxyl ở vị trí C₃ của vòng A. Công thức phân tử chung của sterol là C₂₇-C₂₉H₄₄₋₅₀O tùy loại sterol. Do cấu trúc này sterol có tính chất lưỡng cực nhẹ: phần vòng steroid kỵ nước còn nhóm hydroxyl phân cực nhẹ có thể tham gia liên kết hydro. Sterol thường được chia thành ba nhóm chính theo nguồn gốc sinh học: zoosterol từ động vật (điển hình là cholesterol), phytosterol từ thực vật (gồm β -sitosterol, stigmasterol, campesterol), mycosterol từ nấm (điển hình là ergosterol). Các sản phẩm chuyển hóa của sterol đặc biệt là coprostanol và cholestanol là kết quả của quá trình hydrogen hóa cholesterol bởi vi khuẩn yếm khí trong ruột động vật hoặc trong điều kiện yếm khí ngoài môi trường.



Hình 1.1. Minh họa quá trình chuyển hóa cholesterol thành coprostanol. I: con đường trực tiếp. II: con đường gián tiếp. Trong đó, II-1: Oxy hóa nhóm hydroxyl tại vị trí 3- β được xúc tác bởi enzyme cholesterol oxidase; II-2: Đồng phân hóa liên kết đôi $\Delta 5$ thành $\Delta 4$ nhờ cholesterol oxidase; II-3: Khử liên kết đôi $\Delta 4$ thành coprostanone bởi vi khuẩn *Eubacterium*/*Bacteroides* thực hiện; II-4: Phản ứng khử cuối cùng tạo thành coprostanol có sự tham gia của vi khuẩn *Eubacterium*. III-1: Đồng phân hóa cholesterol thành allocholesterol. III-2: Khử allocholesterol thành coprostanol [10]

Sterol có đặc tính bền vững trong điều kiện yếm khí, khó bị phân hủy sinh học, có khuynh hướng tích tụ vào các pha rắn như bùn, trầm tích hoặc vật liệu giàu chất hữu cơ nhờ tính kỵ nước. Tại vị trí liên kết đôi C_5-C_6 của coprostanol có cấu hình không bằng phẳng làm giảm khả năng hòa tan và hấp thu trong ruột động vật do đó khi thải ra môi trường chất này sẽ tích tụ lâu dài trong trầm tích. Thời gian tồn tại của coprostanol có thể lên tới 450 ngày mà không bị phân hủy rõ rệt trong điều kiện 15°C [10].

Sterol không chỉ được xem xét như những hợp chất hữu cơ thông thường mà còn được coi như những chỉ thị có khả năng lưu giữ thông tin về nguồn gốc vật chất hữu cơ. Mỗi quan tâm hàng đầu trong việc quản lý và kiểm soát hệ thống thoát nước đô thị là việc phân tách giữa tín hiệu nhân sinh và tín hiệu nội sinh. Cơ sở lý luận cốt lõi cho việc xác định nguồn gốc này nằm ở tính đặc hiệu cấu trúc lập thể hình thành qua các con đường chuyển hóa vi sinh kỵ khí. Sterol được phân loại theo nguồn gốc sinh học nên trong thực tế được ứng dụng trong các trường hợp: phân biệt các loại nguồn gây ô nhiễm, đánh giá hiệu quả xử lý nước thải, chỉ thị trong giám sát môi trường đô thị (bảng 1.1).

Bảng 1.1. Nguồn gốc và ý nghĩa của các sterol trong trầm tích

Sterol	Công thức phân tử	Nguồn gốc	Ý nghĩa chỉ thị
Cholesterol	$C_{27}H_{46}O$	Màng tế bào động vật, tảo và nước thải sinh hoạt.	Chỉ thị nguồn gốc hỗn hợp; tiền chất tạo Coprostanol.
Coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol)	$C_{27}H_{48}O$	Khử Cholesterol kỵ khí trong ruột người/động vật có vú.	Chỉ thị đặc hữu cho ô nhiễm phân người và nước thải thô
Epicoprostanol (5β -cholestan- 3α -ol)	$C_{27}H_{48}O$	Quá trình isomer do vi khuẩn kỵ khí Bùn thải từ quá trình xử lý sinh học nước thải sinh hoạt	Chỉ thị mức độ xử lý nước thải và tuổi của nguồn thải
Cholestanol (5α -cholestan- 3β -ol)	$C_{27}H_{48}O$	Khử Cholesterol tự nhiên ngoài môi trường kỵ khí.	Đối chứng với Coprostanol để xác định nguồn nhân sinh
Cholestane	$C_{27}H_{48}$	Chủ yếu bắt nguồn từ quá trình biến đổi địa hóa các phân tử sinh học, đặc biệt là cholesterol, trong môi trường trầm tích qua hàng triệu năm	Trầm tích lâu đời
Campesterol	$C_{28}H_{48}O$	Thực vật bậc cao ven hồ và một số loài tảo nước ngọt.	Chỉ thị sự đóng góp của thực vật hữu cơ tự nhiên.
Stigmasterol	$C_{29}H_{48}O$	Phổ biến ở thực vật bậc cao và sinh khối tảo lục.	Chỉ thị nguồn gốc thực vật nội sinh và mức độ phú dưỡng
β -Sitosterol	$C_{29}H_{50}O$	Thành phần chính trong màng tế bào thực vật trên cạn.	Chỉ thị vật chất hữu cơ từ lưu vực rửa trôi vào hồ
Ergosterol	$C_{28}H_{44}O$	Thành phần chính trong màng tế bào nấm và một số sinh vật nguyên sinh, đóng vai trò tương tự cholesterol ở động vật	Xác định sự phát triển của nấm trong trầm tích
Coprostanone	$C_{27}H_{46}O$	Sản phẩm oxy hóa coprostanol, là chất chuyển hóa trung gian của quá trình chuyển hóa cholesterol thành coprostanol	Kết hợp với coprostanol để xác định nguồn ô nhiễm phân người

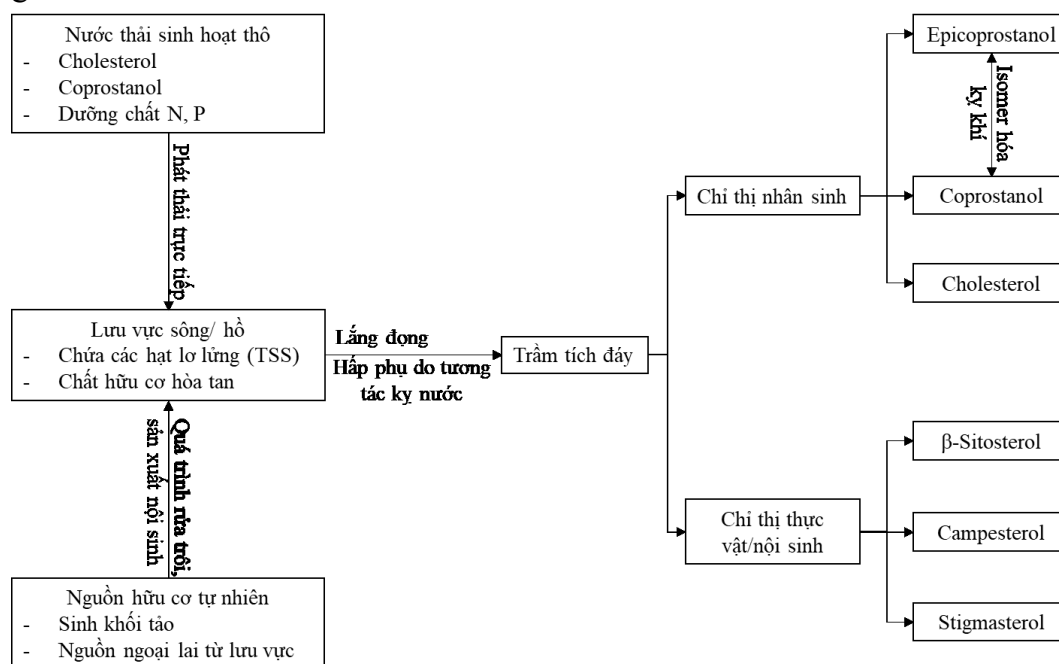
Cholesterol ($C_{27}H_{46}O$) – sterol động vật (zoosterol), tiền chất quan trọng nhất đồng thời là sterol phổ biến nhất trong tế bào động vật. Ngoài ra cholesterol cũng

được tổng hợp bởi một số loài tảo biển và tảo nước ngọt. Cholesterol được tìm thấy trong hầu hết các loại trầm tích và không đặc hiệu cho bất kỳ nguồn đơn lẻ nào.

Trong hệ tiêu hóa người và động vật có vú, cholesterol bị vi khuẩn kỵ khí đặc hữu như các loài thuộc chi *Bacteroides*, cholesterol trải qua quá trình hydro hóa chọn lọc để tạo thành các đồng phân bão hòa. Quá trình này ưu tiên cholesterol chuyển hóa thành coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) thông qua trung gian Δ^4 -cholestenone, với hiệu suất chuyển hóa có thể vượt 50% [11]. Coprostanol chiếm khoảng 60% tổng sterol trong phân người khỏe mạnh. Ngược lại, các quá trình khử cholesterol diễn ra ngoài môi trường tự nhiên (trầm tích kỵ khí thông thường hoặc quá trình phân hủy thực vật) thường ưu tiên tạo ra cấu hình bền nhiệt động hơn là 5α -cholestanol (Cholestanol), với vòng A và B ở vị trí trans.

Mặt khác, đồng phân epicoprostanol (3α -epimer) thường được hình thành qua quá trình isomer hóa trong điều kiện kỵ khí kéo dài hoặc trong quá trình xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học và có thể được sử dụng để đánh giá hiệu quả xử lý sinh học. Sự khác biệt về cấu hình đồng phân này là cơ sở quan trọng để phân biệt nguồn gốc phân người với quá trình biến đổi tự nhiên trong trầm tích.

β -sitosterol ($C_{29}H_{50}O$), stigmasterol ($C_{29}H_{48}O$), và campesterol ($C_{28}H_{48}O$) là ba phytosterol chính có nguồn gốc từ thực vật bậc cao, tảo phù du, và vi tảo. β -Sitosterol chiếm ưu thế trong thực vật trên cạn, trong khi campesterol và stigmasterol phân bố rộng hơn ở cả tảo và thực vật thủy sinh. Ergosterol ($C_{28}H_{44}O$) – sterol có nguồn gốc từ nấm đồng thời là chỉ thị đặc hiệu cho phép phát hiện hoạt động của nấm trong trầm tích.



Hình 1.2 Minh họa nguồn gốc, cơ chế vận chuyển và tích lũy sterol trong trầm tích sông/ hồ.

Việc lựa chọn trầm tích làm đối tượng nghiên cứu thay vì cột nước dựa trên cơ chế vận chuyển và đặc tính lý hóa đặc thù của sterol. Một ưu điểm quan trọng của sterol so với chỉ thị sinh học (Coliforms, E. Coli) là tính bền vững trong trầm tích. Hệ số phân bố octanol-nước (ký hiệu K_{ow} hoặc P) là tỷ lệ nồng độ của một chất hóa học giữa hai pha không trộn lẫn: n-octanol và nước khi đạt trạng thái cân bằng, dùng để đánh giá tính ưa mỡ (tan trong chất béo) so với tính ưa nước. Sự vận chuyển và tích lũy các hợp chất sterol trong trầm tích tại các hệ thống sông/ hồ bị ảnh hưởng bởi các đặc tính hóa lý đặc thù, trong đó tính kỵ nước đóng vai trò quyết định. Các sterol như coprostanol hay cholesterol với hệ số phân bố K_{ow} cao (từ 7 đến 9), các hợp chất sterol này có tính kỵ nước mạnh, dẫn đến xu hướng hấp phụ tức thời lên các hạt lơ lửng (TSS) cũng như các chất hữu cơ hòa tan ngay khi tiếp xúc với môi trường nước sông/ hồ [12]. Khi nước thải sinh hoạt hay chất thải có nguồn gốc phân người xâm nhập vào lưu vực sông/ hồ, thay vì tồn tại ở dạng hòa tan, các sterol này nhanh chóng bám chặt vào bề mặt các hạt vật chất lơ lửng. Quá trình này biến các hạt lơ lửng thành các vector vận chuyển chất hữu cơ. Dưới tác động của lực trọng trường và các điều kiện thủy văn tĩnh, quá trình lắng diễn ra đưa các hạt này xuống tầng đáy. Đây chính là cơ chế lý giải vì sao nồng độ sterol trong trầm tích thường cao hơn nhiều lần so với nồng độ sterol trong nước. Sự tích lũy này qua thời gian dài biến trầm tích hồ thành một kho lưu trữ ổn định, nơi các dấu vết ô nhiễm được bảo tồn khỏi các quá trình oxy hóa sinh học nhờ môi trường yếm khí đặc trưng của tầng đáy [12]. Điều này cho phép các nhà nghiên cứu hồi phục lại lịch sử ô nhiễm và đánh giá áp lực các nguồn thải đô thị tích lũy của khu vực nghiên cứu qua nhiều năm, thay vì chỉ phản ánh các biến động nhất thời theo mùa như quan trắc nước sông/ hồ truyền thống [13].

Trong điều kiện yếm khí rất phổ biến ở lớp trầm tích của các hồ đô thị phú dưỡng dẫn đến coprostanol và các sterol rất bền vững về mặt hóa học, tốc độ phân hủy chậm chủ yếu thông qua phản ứng isomer hóa kỵ khí, thời gian bán hủy được ước tính lên đến hàng trăm năm trong trầm tích kỵ khí. Do các sterol có cấu trúc khung carbon, đặc biệt là cấu hình lập thể 5β của coprostanol. Ngược lại các chỉ thị vi sinh như E. Coli lại có thời gian tồn tại hạn chế trong môi trường ngoài cơ thể, bị pha loãng nhanh chóng trong môi trường nước và kết quả phân tích phụ thuộc vào khả năng nuôi cấy dẫn đến tình trạng đánh giá chưa chính xác mức độ ô nhiễm thực tế khi vi khuẩn bước vào trạng thái sống nhưng không được nuôi cấy.

Quá trình lắng đọng vật chất đưa các sterol này xuống dưới tầng đáy, nơi chúng bị giữ trong môi trường trầm tích kỵ khí (minh họa hình 1.2). Trong điều kiện thiếu oxy và ít ánh sáng, sterol thể hiện độ bền sinh học cao. Coprostanol có thể được lưu giữ trong trầm tích hàng thập kỷ mà không bị biến đổi đáng kể về cấu trúc [12]. Đặc

tính này biến trầm tích hồ thành một nơi lưu giữ lịch sử xả thải đô thị. Nồng độ sterol tích lũy trong trầm tích phản ánh tải lượng ô nhiễm tích tụ theo thời gian, từ đó cho phép đánh giá áp lực từ các nguồn thải xuất phát từ các hoạt động của con người lên môi trường sông/hồ một cách chính xác hơn so với việc quan trắc nước hồ - vốn bị biến động mạnh theo mùa và theo thời điểm xả thải.

Tuy nhiên trên thực tế để xác định tình trạng ô nhiễm của sông/hồ có do nước thải sinh hoạt từ con người hay do nguồn ô nhiễm nào khác không chỉ dựa vào việc đánh giá đơn lẻ một nồng độ sterol mà còn sử dụng các tỷ lệ chuẩn đoán. Cách tiếp cận này giúp chuẩn hóa dữ liệu và loại bỏ các sai số do quá trình pha loãng trầm tích.

Tuy nhiên theo hiểu biết của tác giả các nghiên cứu đánh giá hiện trạng ô nhiễm của sterol trong trầm tích cũng như các tác động của chúng tại Việt Nam và trên thế giới còn hạn chế. Trong nghiên cứu của Islam cùng các cộng sự (2023) cho thấy coprostanol một sterol phổ biến được sử dụng làm chỉ thị ô nhiễm nguồn nước do phân động vật/phân người được phát hiện chủ yếu trong nước thải sinh hoạt chưa xử lý hoặc nước thải xử lý chưa triệt để. Nước thải sau khi được thải vào môi trường nước mặt, coprostanol có thể được hấp thụ vào nền địa chất, đặc biệt là trầm tích do chứa nhiều tạp chất chất hữu cơ. Coprostanol tồn tại lâu dài và có khả năng phân tán vào nguồn nước ngầm. Điều này gia tăng nguy cơ ô nhiễm nguồn nước ngầm – nước cung cấp cho hoạt động sinh hoạt của nhiều khu dân cư, đặc biệt tại các khu vực đô thị và ven đô sử dụng giếng khoan hoặc các bể chứa nước nông. Khi con người sử dụng nguồn nước bị ô nhiễm sterol sẽ làm gia tăng nguy cơ mắc các bệnh như: nhiễm khuẩn đường tiêu hóa, tiêu chảy, tả, thương hàn, viêm gan A, polio [9]. Đồng thời các sinh vật sinh sống ở tầng đáy như cá, trai, sò khi được khai thác làm thực phẩm cho con người có thể gây phơi nhiễm mãn tính, gia tăng nguy cơ tích tụ sinh học lâu dài và gây ra các tác động xấu cho sức khỏe như rối loạn nội tiết, độc tính gan, thận [14].

Với những nguy cơ tiềm ẩn mà các hợp chất sterol đã kể trên, việc nghiên cứu, đánh giá sự hiện diện, phân bố và xác định nguồn gốc của các hợp chất này là cấp thiết. Thêm vào đó qua tìm hiểu của tác giả hiện chưa có nghiên cứu nào được thực hiện tại Việt Nam liên quan đến ô nhiễm trầm tích do sterol tại các hệ thống sông, hồ.

1.3 Tình hình nghiên cứu sterol trên thế giới

Nhiều nghiên cứu về sterol đã được thực hiện tại các khu vực khác nhau trên thế giới và xác định rằng sterol là chỉ thị hóa học hiệu quả trong việc đánh giá mức độ ô nhiễm hữu cơ, đặc biệt là ô nhiễm từ phân người và động vật. Các nghiên cứu tại nhiều khu vực đã chỉ ra sự phân bố đa dạng của các hợp chất sterol trong môi

trường trầm tích hồ và sông, với nhiều chất có nồng độ cao tại các điểm xả nước thải sinh hoạt.

Cụ thể, một nghiên cứu về sự phân bố và nguồn gốc ô nhiễm của sterol trong trầm tích tại hồ chứa Guanting tại Bắc Kinh, Trung Quốc được công bố năm 2020 bởi Wen Xin và các cộng sự [15]. Hồ Guanting đóng vai trò quan trọng trong cung cấp nước sinh hoạt và sản xuất khu vực thành phố Bắc Kinh. Lưu vực hồ chịu ảnh hưởng đáng kể từ hoạt động công nghiệp, sinh hoạt và du lịch đặc biệt ở khu vực thượng nguồn và ven hồ. Nhóm nghiên cứu tiến hành phân tích trên 32 mẫu trầm tích bề mặt được thu thập vào tháng 08/2016 bằng thiết bị lấy mẫu Ekman từ các vị trí đại diện phân bố trên toàn hồ. Dựa vào phương pháp phân tích sắc ký khí khối phổ GC-MS kết hợp với phân tích thống kê PCA, HCA đã phát hiện 16 nhóm chất sterol trong các mẫu trầm tích có nguồn gốc từ động thực vật và nấm. Tổng nồng độ sterol (Σ sterol) dao động từ 1.015ng/g đến 16.000ng/g (trung bình 4.650 ng/g khối lượng vật chất khô), cho thấy sự biến động đáng kể giữa các vị trí lấy mẫu. Nồng độ cao sterol tập trung chủ yếu ở khu vực trung tâm và phía nam của hồ chứa, nơi có mật độ dân cư và hoạt động du lịch cao hơn. Điều này phản ánh rằng các hoạt động của con người có ảnh hưởng đến sự tích tụ sterol trong trầm tích. Mặt khác, trong các hợp chất được phát hiện, cholesterol chiếm tỷ lệ cao nhất ở hầu hết các điểm, với giá trị dao động từ 320ng/g đến 8.230ng/g, chiếm trung bình 34,7% tổng sterol. Các phytosterol như β -sitosterol, campesterol và stigmasterol cũng hiện diện phổ biến, với β -sitosterol đạt giá trị tối đa lên đến 4.120ng/g. Coprostanol – chất chỉ thị phân người được phát hiện ở hầu hết các mẫu khảo sát, với giá trị từ 13,9ng/g đến 1.760ng/g. Sự phân bố không đồng đều của sterol cho thấy ảnh hưởng không đồng nhất từ các nguồn thải xung quanh hồ. Các khu vực phía bắc và tây bắc có nồng độ thấp hơn, có thể do ít tác động hơn từ các hoạt động sinh hoạt và công nghiệp.

Yann Aminot (2019) đã tiến hành nghiên cứu các rủi ro môi trường do các chất ô nhiễm lâu đời và mới nổi tại các khu vực nuôi trồng thủy sản Châu Âu [14]. Nhóm nghiên cứu tiến hành lấy mẫu nước và trầm tích 9 địa điểm bao gồm các vùng nuôi cá, động vật thân mềm tại Pháp, Tây Ban Nha, Bồ Đào Nha, Ý, Hy Lạp, Na Uy và Scotland. Mỗi khu vực đại diện cho một kiểu hoạt động nuôi trồng đặc trưng, các mẫu sau khi lấy được tiến hành phân tích bằng phương pháp GC-MS và LC-MS/MS. Đáng chú ý ngoài PAHs chiếm ưu thế trong trầm tích với nồng độ cao ở khu vực đô thị hoặc có hoạt động công nghiệp ven biển, kết quả phân tích còn cho thấy coprostanol được phát hiện trong 22/25 mẫu trầm tích thu thập tại các khu vực nuôi trồng thủy sản với nồng độ dao động trong khoảng từ 5ng/g đến 1.480 ng/g khối lượng vật chất khô. Đối với khu vực gần cửa sông hoặc gần khu xả thải đô thị nồng

độ coprostanol cao hơn hẳn các điểm khảo sát khác, với giá trị trung bình dao động trong khoảng từ 100ng/g đến 300ng/g khối lượng vật chất khô, điều này cho thấy nước thải sinh hoạt gây tác động rõ rệt đến chất lượng môi trường. Bên cạnh đó để đánh giá mức độ ô nhiễm, nhóm nghiên cứu cũng đã sử dụng tỷ số coprostanol/cholesterol (C/Chol) - chỉ số sinh học phổ biến dùng để xác định nguồn gốc chất thải. Nếu tỷ số C/Chol > 0,2 chứng tỏ nguồn gốc chất ô nhiễm đến từ phân người. Trong bài nghiên cứu cho thấy kết quả tìm được một số mẫu có tỷ lệ C/Chol lên đến 0,3-0,4 đặc biệt các vùng nuôi trồng ở Địa Trung Hải (Pháp, Tây Ban Nha), cửa sông ở Bồ Đào Nha và các khu vực gần bờ biển có dân cư đông đúc.

Coprostanol là sản phẩm của quá trình chuyển hóa của cholesterol được hình thành chủ yếu trong người và động vật nhờ hoạt động của vi khuẩn kỵ khí. Mặc dù coprostanol được xem là chỉ thị đặc hiệu để đánh giá ô nhiễm phân người. Tuy nhiên có nghiên cứu chỉ ra rằng coprostanol có thể hình thành không do quá trình chuyển hóa trong cơ thể động vật, mà hình thành trực tiếp nhờ môi trường trầm tích hồ yếm khí và giàu vi sinh vật qua quá trình hydro hóa. Nghiên cứu lõi trầm tích tại cửa sông Tan-Shui (Đài Loan) cung cấp bằng chứng rõ ràng rằng: tỷ số stanol/sterol tăng dần theo chiều sâu của lõi trầm tích, đồng thời quá trình khử cholesterol thành cả 5 α -cholestanol và 5 β -coprostanol diễn ra liên tục trong môi trường trầm tích yếm khí kéo dài [16]. Các kết quả nghiên cứu cho thấy trong trầm tích có hàm lượng cholesterol cao và điều kiện oxy hóa – khử rất thấp, coprostanol có thể xuất hiện mà không liên quan đến đầu vào là nước thải sinh hoạt.

Để làm rõ hiện tượng này nhóm của Xin Chen và các cộng sự (2024) đã tiến hành nghiên cứu quá trình hydro hóa vi sinh của cholesterol thành coprostanol bởi vi khuẩn kỵ khí: bằng chứng từ trầm tích hồ tại Nam Cực - nơi hầu như không có hoạt động sinh sống và sản xuất của con người [17]. Kết quả cho thấy trong suốt quá trình ủ nồng độ coprostanol tăng dần, từ không phát hiện ở thời điểm 0 ngày lên đến 3,5 μ g/g sau 60 ngày. Đồng thời, nồng độ cholesterol giảm rõ rệt, cho thấy quá trình chuyển hóa diễn ra mạnh mẽ. Mặt khác, tỷ lệ coprostanol/cholesterol tăng từ 0 lên 0,62, vượt qua ngưỡng 0,5 – thường được dùng để xác định nguồn gốc phân động vật. Điều này cho thấy khả năng hình thành coprostanol trong điều kiện không có nguồn phân người hay động vật, mà còn có thể hình thành từ quá trình vi khuẩn trong trầm tích yếm khí. Qua phương pháp phân tích metagenome phát hiện các loài vi khuẩn thuộc chi *Clostridium*, *Bacteroides* và *Eubacterium* - đây là nhóm các vi khuẩn được cho là có khả năng tham gia vào quá trình hydrogen hóa sterol. Ngoài ra còn phát hiện một số gen mã hóa khớp với các enzym cần thiết cho quá trình chuyển hóa cholesterol thành coprostanol như 3 β -hydroxysteroid dehydrogenase và sterol

reductase. Phát hiện này có ý nghĩa đặc biệt quan trọng đối với việc sử dụng coprostanol làm chỉ thị ô nhiễm phân. Qua thử nghiệm chỉ ra rằng coprostanol có thể hình thành trong môi trường tự nhiên giàu vi khuẩn kỵ khí mà không có nguồn thải phân người hay phân động vật, vậy thì việc sử dụng độc lập coprostanol như một chỉ thị ô nhiễm phân có thể dẫn đến đánh giá sai lệch. Do đó bài nghiên cứu đưa đến kết luận cần kết hợp coprostanol với các chỉ số khác như epicoprostanol/coprostanol hoặc kết hợp chỉ thị phân tử (DNA nguồn phân) để đánh giá chính xác hơn. Phát hiện này cảnh báo rằng việc sử dụng nồng độ coprostanol như một chỉ thị để khẳng định trực tiếp cho ô nhiễm phân người cần được thực hiện thận trọng, đặc biệt tại các hồ đô thị nơi mật độ dân cư đông đúc, hội tụ nhiều nguồn thải khác nhau trong đó có các hồ nội đô Hà Nội. Tuy nhiên cần nhấn mạnh rằng nồng độ coprostanol hình thành trực tiếp trong trầm tích mà không bị ảnh hưởng từ nguồn thải sinh hoạt thường rất thấp.

Để giảm thiểu rủi ro diễn giải sai do nguồn coprostanol hình thành trực tiếp trong trầm tích do vi khuẩn yếm khí, một số nghiên cứu đã sử dụng các tỷ lệ chuẩn đoán giữa các sterol thay vì chỉ đánh giá đơn lẻ nồng độ coprostanol [18]. Logic của phương này như sau: nếu coprostanol cao do hình thành trực tiếp trong trầm tích thì tỷ số $\text{Cop}/(\text{Cop}+\text{Cholesterol})$ sẽ có giá trị dao động từ thấp đến trung bình (do cholesterol cũng được tạo ra đồng thời qua quá trình hydro hóa), tỷ số $\text{Epi-cop}/\text{Cop}$ sẽ không nhất quán với dấu hiệu ô nhiễm phân người, đồng thời tương quan giữa coprostanol với các sterol khác như epicoprostanol và coprostanone sẽ yếu. Ngược lại, nếu coprostanol cao do nguồn nước thải sinh hoạt dẫn đến nhiều tỷ số như $\text{Cop}/(\text{Cop}+\text{Cholesterol}) > 0,7$, $\text{Cop}/\text{Chol} > 0,2$, $\text{Epi-cop}/\text{Cop}$ thấp (thể hiện đặc trưng nước thải thô chưa qua xử lý hoặc xử lý chưa triệt để), và mối tương quan mạnh giữa coprostanol với epicoprostanol và coprostanone [18]. Khi nhiều tỷ số cùng dẫn đến một kết luận chung, bằng chứng trở nên thuyết phục hơn đáng kể so với bất kỳ chỉ thị đơn lẻ nào. Phương pháp đa tỷ số này là nền tảng phương pháp luận cho phân tích nguồn gốc sterol.

Nhìn chung các nghiên cứu về tình trạng ô nhiễm trầm tích do nhóm chất sterol đã được tiến hành trên toàn cầu. Các nghiên cứu về sterol chủ yếu tập trung coprostanol – hợp chất sử dụng làm chỉ thị ô nhiễm phân, thông tin về các hợp chất khác thuộc nhóm sterol vẫn còn hạn chế.

1.4 Tình hình nghiên cứu sterol trong trầm tích tại Việt Nam

Theo hiểu biết của tác giả, cho đến nay chưa có nghiên cứu nào chuyên sâu về ô nhiễm trầm tích do các chất nhóm sterol trong sông, hồ tại Việt Nam nói chung và Hà Nội – thành phố lớn thứ 2 cả nước với mật độ dân số cao nói riêng. Một số nghiên cứu riêng lẻ về phân tích chất hữu cơ vi lượng trong trầm tích sông Việt Nam đã được

thực hiện hay một số nghiên cứu sử dụng coprostanol làm chỉ thị để đánh giá mức độ ô nhiễm trên sông.

Trong nghiên cứu của Isobe và cộng sự (2002) về việc sử dụng sterol làm chỉ thị để xác định ô nhiễm nước thải ở vùng nhiệt đới: Tây Malaysia và đồng bằng sông Cửu Long (Việt Nam), nhóm tác giả đã tiến hành thu thập mẫu trầm tích tại các hệ thống sông thuộc khu vực Đồng bằng sông Cửu Long, bao gồm các đô thị như Cần Thơ và Long Xuyên, vào mùa khô năm 1999–2000 [19]. Các hợp chất sterol chính được phát hiện bao gồm coprostanol, cholestanol, cholesterol và epicoprostanol. Kết quả cho thấy nồng độ coprostanol trong trầm tích dao động từ $0,005\mu\text{g/g}$ đến $15,5\mu\text{g/g}$ (trung bình khoảng $3,3\mu\text{g/g}$). Đặc biệt, tỷ lệ coprostanol/tổng sterol vượt ngưỡng 2% tại nhiều điểm, chứng tỏ ô nhiễm phân người. Trong khi đó tỷ số coprostanol/cholestanol >1 tại một số mẫu càng chứng minh cho nhận định về nguồn gốc phân chủ yếu đến từ con người. Mối tương quan giữa nồng độ coprostanol và mật độ vi khuẩn *E. coli* đạt $R^2 = 0,86$, cho thấy chỉ thị hóa học này có độ tin cậy cao khi đánh giá ô nhiễm phân trong môi trường trầm tích tại các vùng nhiệt đới như Việt Nam.

Tương tự, Thomes và cộng sự (2019) đã mở rộng phạm vi khảo sát ô nhiễm phân người bằng cách sử dụng các chất chỉ thị ô nhiễm như sterol và alkylbenzen mạch thẳng tại nhiều quốc gia Đông Nam Á, bao gồm Việt Nam [20]. Các mẫu trầm tích được lấy tại những vùng đô thị ven sông ở Hà Nội, Hải Phòng, TP. Hồ Chí Minh và Cần Thơ, nơi có mật độ dân cư cao và hệ thống xử lý nước thải còn hạn chế. Kết quả cho thấy tất cả các mẫu trầm tích tại Việt Nam đều có tỷ lệ coprostanol/tổng sterol vượt 2%, với một số vị trí tại TP. Hồ Chí Minh và Hà Nội có tỷ lệ lên đến 8–12%, vượt xa ngưỡng cảnh báo về ô nhiễm phân người. Ngoài ra, tỷ lệ coprostanol/cholestanol > 1 tại nhiều điểm càng cho thấy đặc trưng rõ ràng của xả thải sinh hoạt chưa qua xử lý. So với các nước khác trong khu vực, Việt Nam được xếp vào nhóm có mức ô nhiễm phân cao nhất, phản ánh rõ nét thực trạng đô thị hóa nhanh chóng nhưng thiếu đồng bộ về hạ tầng vệ sinh môi trường.

Một nghiên cứu khác được tiến hành bởi Duong Thi Hanh và các cộng sự (2014) với mục đích tầm soát và phân tích 940 chất hữu cơ vi ô nhiễm trong trầm tích sông tại Việt Nam [21]. Nhóm nghiên cứu tiến hành thu thập 28 mẫu trầm tích bề mặt từ 4 con sông lớn của Việt Nam (Hà Nội, thành phố Hồ Chí Minh, Hải Phòng và Đà Nẵng). Kết quả cho thấy trong số 940 chất phân tích có hơn 170 hợp chất được phát hiện trong ít nhất một mẫu. Trong đó nhóm chất sterol phát hiện coprostanol, cholesterol, β -sitosterol có trong mẫu trầm tích. Cụ thể, coprostanol được tìm thấy trong hầu hết các mẫu trầm tích mặt thu thập, với nồng độ trung bình $42,6\mu\text{g/g}$, dao

động từ 0,39 μ g/g đến 669 μ g/g (khối lượng vật chất khô). Mẫu có nồng độ cao nhất thu được tại các kênh nội đô Hà Nội và thành phố Hồ Chí Minh phản ánh hiện trạng ô nhiễm môi trường nước mặt tại các kênh nội đô do nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý hoặc xử lý chưa triệt để. Cholesterol được tìm thấy ở hầu hết các mẫu và được dùng để tính toán chỉ thị ô nhiễm nước do phân động vật (thông qua tỷ lệ coprostanol/cholesterol). Nhiều địa điểm nghiên cứu có tỷ lệ coprostanol/cholesterol vượt 0,2 (ngưỡng chỉ thị ô nhiễm môi trường nước do phân động vật/phân người) như Hà Nội và thành phố Hồ Chí Minh, đặc biệt có vị trí nghiên cứu lên đến 0,6-0,7 cho thấy các ảnh hưởng nghiêm trọng từ nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý. Bên cạnh đó, β -sitosterol và stigmasterol được dùng để xác định nguồn gốc hữu cơ từ thực vật hoặc từ phân bón hữu cơ, đã được tìm thấy trong 70%-80% số mẫu trầm tích, đặc biệt ở các vùng nông nghiệp như đồng bằng sông Cửu Long hoặc khu vực nhiều thực vật thủy sinh.

Từ kết quả nghiên cứu trên cho thấy sự phong phú của các chất hữu cơ vi ô nhiễm hiện diện trong trầm tích nói chung cũng như sterol nói riêng trong trầm tích mặt từ các con sông/kênh tại các thành phố lớn trên toàn quốc. Mặc dù các nghiên cứu trước đây của Isobe và cộng sự (2002), Thomes và cộng sự (2019) hay Dương Thị Hạnh và cộng sự (2014) đã ghi nhận sự hiện diện của các hợp chất sterol chỉ thị ô nhiễm phân người tại Việt Nam, các nghiên cứu này chủ yếu được thực hiện trên hệ thống sông và kênh rạch. Trong khi đó, các hồ nội đô là thủy vực có đặc điểm thủy động lực khác biệt, tốc độ trao đổi nước thấp và điều kiện yếm khí phổ biến tại lớp trầm tích đáy, tạo điều kiện cho các hợp chất hữu cơ tích lũy trong thời gian dài. Do đó, sự phân bố, tích lũy và chuyển hóa của các hợp chất sterol trong môi trường hồ nội đô hiện vẫn chưa được nghiên cứu đầy đủ.

Bên cạnh đó, phần lớn các nghiên cứu trước đây chủ yếu tập trung đánh giá riêng lẻ coprostanol như một chỉ thị ô nhiễm phân người, trong khi việc kết hợp nhiều hợp chất sterol và các tỷ số chuẩn đoán để phân tích nguồn gốc ô nhiễm còn hạn chế. Vì vậy, nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá sự hiện diện và phân bố của các hợp chất sterol trong trầm tích một số hồ nội đô Hà Nội, đồng thời sử dụng các tỷ số chuẩn đoán giữa các sterol để phân biệt đóng góp từ nguồn nước thải sinh hoạt và nguồn hữu cơ tự nhiên trong môi trường hồ.

CHƯƠNG II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Đối tượng nghiên cứu

- Đối tượng nghiên cứu: Các mẫu trầm tích thu thập được tại 05 hồ nội đô Hà Nội
- Phạm vi nghiên cứu: 05 hồ nội đô bao gồm hồ Tây, hồ Thủ Lệ, hồ Bảy Mẫu, hồ Yên Sở và hồ Văn Quán

2.2 Nguyên vật liệu

2.2.1 Nguyên vật liệu, hóa chất

- Cholestane, coprostanol, epicoprostanol, cholesterol, cholestanol, ergosterol, campesterol, stigmasterol, β -sitosterol được cung cấp bởi Sigma Aldrich (Hoa Kỳ): Dùng để xây dựng đường chuẩn, định danh và định lượng các hợp chất sterol trong mẫu trầm tích.
- Các dung dịch gốc chứa sterol với nồng độ 100 mg/ L được pha trong *n*-hexane tinh khiết cho phân tích HPLC: Hòa tan và chiết tách các hợp chất sterol từ nền mẫu trầm tích; dùng trong các bước làm sạch và dẫn xuất hóa
- Dung dịch chuẩn làm việc được chuẩn bị từ dung dịch gốc và pha loãng bằng *n*-hexane trước khi phân tích: Chuyển đổi các nhóm hydroxyl (-OH) trong phân tử sterol thành các dẫn xuất Trimethylsilyl (TMS) bền nhiệt và dễ bay hơi, giúp pic sắc ký gọn và nhạy hơn khi phân tích trên GC-MS.
- Na₂SO₄ khan, dạng hạt ($\geq 99\%$), acetone, *n*-hexane và dichloromethane tinh khiết cho phân tích HPLC được cung cấp bởi Sigma Aldrich (Hoa Kỳ)

2.2.2 Thiết bị

Thiết bị lấy mẫu tại hiện trường

- Thiết bị lấy mẫu Birge-Ekman: Thu thập mẫu trầm tích bề mặt tại các hồ nghiên cứu mà không làm xáo trộn cấu trúc tầng mặt

Thiết bị phân tích

- Thiết bị phân tích GC-MS: Phân tách và định danh chính xác các hợp chất sterol dựa trên thời gian lưu và phổ khối lượng
- Thiết bị cô quay chân không (Rotavapor R-300, Buchi): Làm giàu mẫu bằng cách bay hơi dung môi ở nhiệt độ thấp, tránh làm phân hủy các hợp chất mục tiêu.
- Bể siêu âm (SUPER RK510): Hỗ trợ quá trình chiết tách tối đa các hợp chất sterol từ pha rắn (trầm tích) sang pha lỏng (dung môi)
- Thiết bị ly tâm (Hettich Rotina 420R, Đức): Hỗ trợ quá trình chiết tách tối đa các hợp chất sterol từ pha rắn (trầm tích) sang pha lỏng (dung môi)

- Cân phân tích (± 0.0001 mg): Xác định khối lượng mẫu khô và pha chế dung dịch chuẩn một cách chính xác.
- Cột silica gel (Sep-Pak VAC, 2 g/12mL; Waters, Hoa Kỳ)
- Cột than hoạt tính (ENVI-carb, 0,5 g/ 6 mL; Supelco, Hoa Kỳ)
- Cơ sở vật chất, thiết bị phụ trợ, hóa chất, dung môi, chất chuẩn phục vụ cho phân tích

2.3 Phương pháp phân tích

2.3.1 Phương pháp thống kê, điều tra thực địa

Các số liệu thống kê và điều tra thực địa là cơ sở để thiết kế chương trình lấy mẫu, phân tích, sự phân bố của nhóm chất sterol trong trầm tích hồ và đánh giá nguồn gốc của chúng. Đồng thời các số liệu thống kê và điều tra thực địa là cơ sở để nhận dạng nguồn thải của các nhóm chất sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội.

2.3.2 Phương pháp lấy mẫu trầm tích

Năm hồ nội đô Hà Nội được lựa chọn cho nghiên cứu bao gồm hồ Tây, hồ Thủ Lệ, hồ Bảy Mẫu, hồ Yên Sở và hồ Văn Quán (Hình 2.1). Các hồ này đều có đặc điểm là nhỏ (diện tích mặt nước dao động từ 0,4 đến hơn 500 ha), nông (độ sâu trung bình 2–3 m) và độ đục cao (độ lệch chuẩn trung bình $< 0,5$ m).

Hồ Tây nằm ở phía Tây Bắc Hà Nội (tọa độ $21^{\circ} 3'4.30''N, 105^{\circ}49'33.14''E$), là hồ tự nhiên lớn nhất của thành phố với chu vi khoảng 17 km và diện tích bề mặt 510 ha. Với vai trò là không gian quan trọng cho hoạt động văn hóa, du lịch và giải trí, được bao quanh bởi hệ thống vườn hoa, di tích tôn giáo, khách sạn, nhà hàng, khu dân cư và các khu vui chơi, Hồ Tây đồng thời phải tiếp nhận nước thải chưa qua xử lý từ hơn 30 công xả trực tiếp. Thực trạng này khiến ô nhiễm môi trường nước tại Hồ Tây trở thành một thách thức nghiêm trọng đối với chính quyền thành phố và các cơ quan quản lý môi trường địa phương.

Hồ Yên Sở (tọa độ $20^{\circ}58'14.97''N, 105^{\circ}51'22.71''E$), một hồ nhân tạo điển hình nằm ở cửa ngõ phía Nam của Hà Nội với diện tích mặt nước 137 ha. Hồ có vai trò quan trọng trong hệ thống thoát nước đô thị, đồng thời cũng là nơi tiếp nhận và lưu giữ nước thải chưa qua xử lý của thành phố. Một lượng lớn nước thải đô thị từ các sông Tô Lịch, Kim Ngưu và Sét đổ vào hồ Yên Sở. Theo báo cáo năm 2020 của Ủy ban nhân dân Thành phố Hà Nội năm 2020 lượng nước thải sinh hoạt của thành phố ước tính khoảng $1.000.000 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$ [22], và một phần nước thải sinh hoạt của thành phố được xử lý tại Nhà máy xử lý nước thải Yên Sở nằm cạnh hồ với công suất $200.000 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$ trước khi xả trực tiếp vào hồ Yên Sở.

Hồ Văn Quán nằm ở vị trí trung tâm khu đô thị Văn Quán, phía Tây Nam Hà Nội (tọa độ 20°58'33.21"N, 105°47'31.09"E), có chức năng chính là điều tiết nước mặt giảm ngập lụt, tạo cảnh quan và điều hòa khí hậu của khu vực. Tuy nhiên, chất lượng nước hồ suy giảm đáng kể, thể hiện qua hiện tượng phú dưỡng và sự phát sinh mùi hôi, chủ yếu do việc tiếp nhận trực tiếp nguồn nước thải.

Hồ Bảy Mẫu và Thủ Lệ là hai hồ nội đô có diện tích mặt nước nhỏ (21,3 ha và 6 ha), tương tự những hồ nội đô khác cũng chịu ảnh hưởng bởi dòng nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý. Đặc biệt hồ Thủ Lệ nằm trong khuôn viên của công viên Thủ Lệ (hay còn gọi là vườn thú Hà Nội), do đó môi trường hồ có thể chịu ảnh hưởng từ hoạt động vận hành công viên và vườn thú. Tổng số 21 mẫu trầm tích được thu thập tại 05 hồ vào mùa khô (tháng 1 năm 2026, hình 2.1) sử dụng thiết bị lấy mẫu Birge-Ekman. Mẫu trầm tích sau khi thu thập được bảo quản trong các hộp chứa mẫu bằng thép không gỉ (đã được làm sạch bằng nước cất và dung môi), sau đó được vận chuyển về phòng thí nghiệm trong thùng xốp được duy trì ở nhiệt độ 4°C. Mẫu sau đó được bảo quản ở nhiệt độ -20°C cho đến khi chiết tách và phân tích.

Thu thập 21 mẫu trầm tích tại 05 hồ nội đô Hà Nội sử dụng phương pháp lấy mẫu trầm tích (EPA-823-B-01-002) của U.S.EPA (2001). Sử dụng gầu lấy mẫu trầm tích mặt (grab sampler) có độ sâu từ 0–5cm đến phần có độ đục cao. Mẫu sau khi thu thập được chứa trong hộp thủy tinh, bảo quản lạnh ở 4°C và vận chuyển về phòng thí nghiệm trong vòng 24 giờ. Tại phòng thí nghiệm, mẫu được bảo quản ở nhiệt độ -20°C cho đến khi phân tích.

2.3.3 Phương pháp phân tích

Các nhóm chất sterol trong trầm tích được phân tích trên thiết bị GC-MS với chế độ chọn lọc ion.

Các hợp chất nhóm sterol trong trầm tích sẽ được chiết tách bằng phương pháp chiết siêu âm. Dicloromethane là một dung môi hiệu quả để chiết hỗn hợp các hóa chất có đặc tính hóa lý khác nhau trong chất thải rắn, nước và trầm tích. Do đó dicloromethane là dung môi được sử dụng để chiết tách các nhóm chất sterol trong trầm tích hồ để phân tích và định lượng trên thiết bị GC-MS.

2.3.4 Phương pháp xử lý số liệu

Sử dụng phần mềm chuyên dụng Microsoft Excel 2021 và IBM SPSS Statistics Ver. 20 (Minitab, Modde, Matlab)

2.3.5 Phương pháp phân tích nguồn gốc của sterol trong trầm tích hồ

Sử dụng tỷ lệ giữa các sterol phân (coprostanol) và sterol nền tự nhiên (cholesterol, sitosterol) để đánh giá nguồn gốc và mức độ ô nhiễm của chất thải động vật/con người.

Phân tích nguồn gốc sterol trong trầm tích hồ được thực hiện thông qua xác định nồng độ các hợp chất sterol đặc trưng, sau đó tính toán các tỷ số chẩn đoán như coprostanol/cholesterol, coprostanol/(coprostanol + cholesterol), và $5\beta/(5\beta + 5\alpha)$. Các giá trị này được so sánh với ngưỡng xác định để phân biệt nguồn gốc sterol từ phân người, phân động vật, hoặc nguồn tự nhiên. Ngoài ra, có thể kết hợp với các dữ liệu không gian, nguồn xả thải, và chỉ số vi sinh để tăng độ tin cậy của kết quả.

2.4 Thực nghiệm

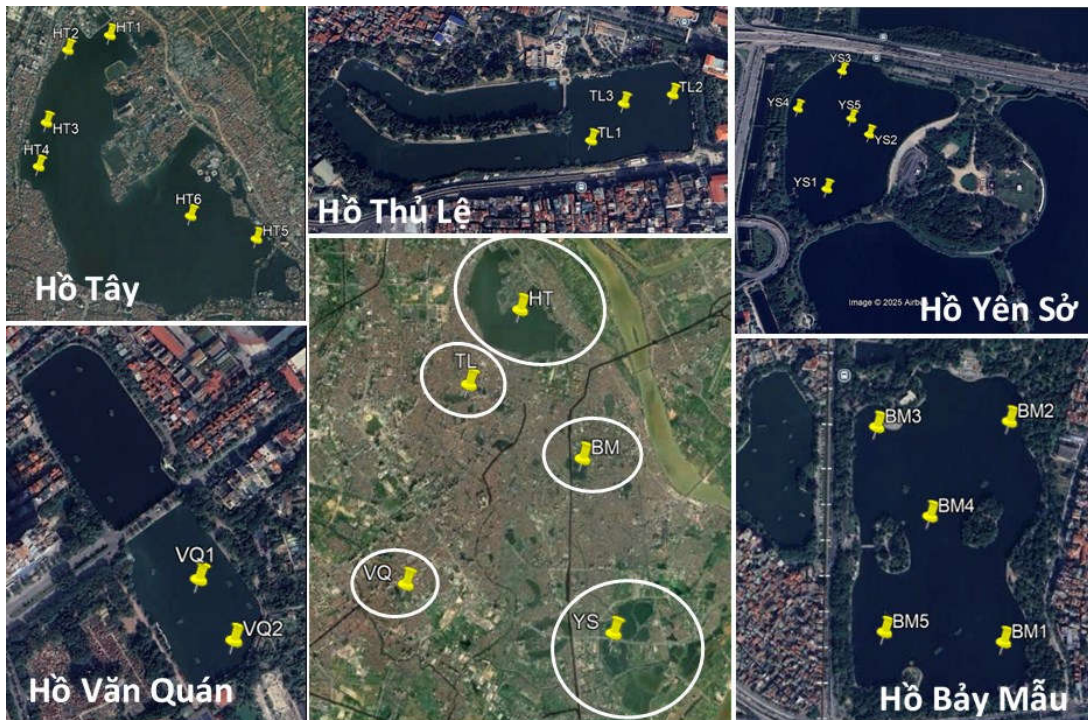
2.4.1 Thu thập và phân tích mẫu

Thu thập mẫu

Tổng số 21 mẫu trầm tích đã được thu thập tại 05 hồ nội đô trên địa bàn thành phố Hà Nội vào mùa khô (tháng 1 năm 2026). Số lượng mẫu cụ thể tại từng hồ như sau:

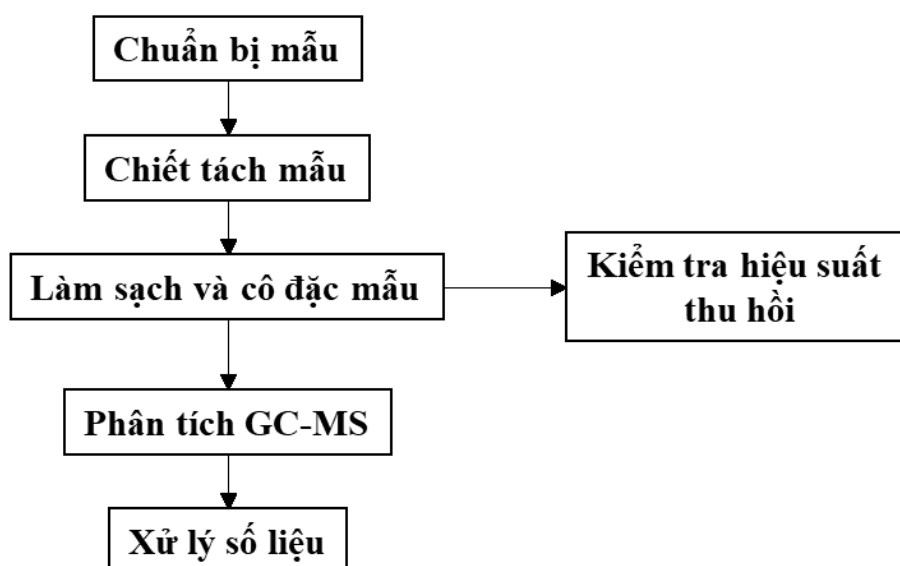
Địa điểm thu thập mẫu	Số lượng mẫu thu thập
Hồ Tây	6
Hồ Yên Sở	5
Hồ Bảy Mẫu	5
Hồ Thủ Lệ	3
Hồ Văn Quán	2

Vị trí lấy mẫu được thể hiện tại hình sau:



Hình 2.1. Vị trí lấy mẫu tại 05 hồ nội đô Hà Nội

Phân tích mẫu



Hình 2.2. Quy trình xử lý mẫu trầm tích

Trên cơ sở tham khảo phương pháp chiết tách do Kadokami và cộng sự (2012) [23] công bố cùng với một số thay đổi cho phù hợp tiến hành phân tích sterol trong trầm tích. Đối với phân tích sterol, đầu tiên 10 gam mẫu trầm tích ướt được trộn với natri sunfat khan đã nhằm loại bỏ nước còn tồn dư trong mẫu. Tiếp theo, mẫu được chiết bằng 20 mL hỗn hợp DCM và acetone theo tỷ lệ 1:1 bằng phương pháp siêu âm trong 15 phút. Sau mỗi lần chiết, mẫu được ly tâm ở tốc độ 2000 vòng/phút trong 10 phút để tách dịch chiết. Quá trình này được thực hiện tổng cộng 3 lần nhằm nâng cao hiệu suất thu hồi sterol.

Toàn bộ dịch chiết được cô quay chân không đến khoảng 10 mL, sau đó tiến hành chiết lỏng–lỏng với 30 mL DCM và lặp lại 3 lần để tăng khả năng thu hồi các hợp chất mục tiêu. Dịch chiết sau đó được làm khô bằng natri sunfat khan, thay dung môi sang hexane và cô đặc đến 1 mL. Mẫu tiếp tục được làm sạch trên cột silica gel Sep-Pak VAC và rửa giải bằng hỗn hợp 30% acetone–hexane. Các hợp chất màu và tạp chất còn lại được loại bỏ bằng cột than hoạt tính ENVI-carb.

Cuối cùng, dịch chiết được cô đặc về 1 mL và phân tích trên hệ thống GC-MS ở chế độ SIM để định danh và định lượng các hợp chất sterol trong mẫu trầm tích.

Bảng 2.1. Thông số vận hành của thiết bị GC-MS

Thông số	Điều kiện
Hệ thống GC-MS	Shimadzu GCMS TQ-8040
Cột sắc ký	Cột mao quản silica J&W DB-5 ms (5% phenyl–95% methylsilicone), chiều dài 30 m, đường kính trong 0,25 mm, chiều dày lớp phủ 0,25 μ m
Chương trình nhiệt độ lò cột	Giữ ở 40 °C trong 2 phút; tăng nhiệt với tốc độ 8°C/phút đến 310°C; giữ ở 310°C trong 2 phút
Nhiệt độ cổng bơm	250°C
Nhiệt độ đường truyền	300°C
Nhiệt độ nguồn ion	200°C
Chế độ tiêm mẫu	Không chia dòng (splitless), thời gian đóng purge 1 phút
Khí mang	Heli
Vận tốc tuyến tính	40 cm/s, chế độ lưu lượng không đổi
Phương pháp ion hóa	Ion hóa va chạm điện tử (EI)
Chế độ hiệu chuẩn	US EPA 625
Chế độ thu nhận dữ liệu	Quét toàn phổ (Scan)
Khoảng quét khối lượng	45 - 600 amu
Tốc độ quét	0,3 giây/lần quét

2.4.2 Kiểm soát chất lượng quá trình phân tích

Để kiểm soát chất lượng quá trình phân tích các dụng cụ sử dụng trong quá trình lấy mẫu hiện trường và dụng cụ thủy tinh sử dụng trong quá trình phân tích trong phòng thí nghiệm đều được rửa tuần tự hai lần bằng nước cất, acetone và *n*-hexane trước khi sử dụng.

Tất cả các dung môi được dùng trực tiếp từ chai gốc. Trước khi phân tích mẫu trên thiết bị, *n*-hexane được bơm nhiều lần vào hệ thống GC-MS cho đến khi thu được đường nền ổn định. Ngoài ra, *n*-hexane cũng được tiêm định kỳ sau mỗi 05 mẫu phân tích để kiểm tra khả năng nhiễm bẩn từ thiết bị.

Kiểm soát chất lượng của quy trình phân tích sterol trong trầm tích được thực hiện thông qua phân tích mẫu trắng, phân tích lặp và phân tích mẫu thêm chuẩn. Mỗi mẻ 5 mẫu trầm tích được phân tích kèm 01 mẫu trắng sử dụng cùng một quy trình phân tích đối với mẫu trầm tích thực tế.

Khi báo cáo kết quả, nồng độ sterol trong mẫu thực được hiệu chỉnh bằng cách trừ đi nồng độ sterol phát hiện trong mẫu trắng. Phân tích lặp được thực hiện trên ba mẫu trầm tích, bao gồm một mẫu tại Hồ Tây (HT6) và một mẫu tại hồ Yên Sở (YS3).

Kết quả cho thấy độ lệch chuẩn tương đối của sterol trong các mẫu lặp đều nhỏ hơn 15,8%, chứng tỏ phương pháp có độ lặp lại tốt và phù hợp cho mục đích phân tích định lượng sterol trong trầm tích. Giới hạn phát hiện đối với sterol được ước tính dựa trên tỷ lệ nồng độ (hay tỷ lệ giữa khối lượng khô của mẫu và thể tích dung dịch sau cô đặc) và giới hạn phát hiện của thiết bị. Giá trị phát hiện của sterol $\leq 2,0$ ng/g khối lượng khô.

2.4.3 Phương pháp xử lý số liệu và xác định nguồn gốc sterol

Xử lý số liệu được thực hiện bằng phần mềm Microsoft Excel (Microsoft Office 2021). Các sterol có nồng độ thấp hơn giới hạn phát hiện được quy ước bằng 0. Phân tích thành phần chính (PCA) được sử dụng nhằm xác định mối liên hệ giữa các sterol khác nhau trong mẫu trầm tích tại các khu vực nghiên cứu, đồng thời đánh giá sự tương đồng hoặc khác biệt về nguồn gốc của các sterol giữa các khu vực lấy mẫu. Các phép tính PCA được thực hiện bằng phần mềm IBM SPSS Statistics 25 (IBM, Hoa Kỳ). Trong quá trình xử lý, các mẫu được coi là các đối tượng (cases), trong khi nồng độ của các sterol được coi là biến số. Bảng dữ liệu PCA bao gồm các giá trị nồng độ sterol tại từng vị trí lấy mẫu.

Để nhận diện sự ô nhiễm sterol trong trầm tích tại các khu vực nghiên cứu có nguồn gốc từ phân người hoặc từ các nguồn thải khác, sử dụng tỷ lệ giữa các sterol khác nhau để đánh giá. Thực vật phù du và động vật phù du tạo ra cholesterol nhưng không tạo ra coprostanol, trong khi bùn thải chứa cả cholesterol và coprostanol [24]. Coprostanol là chỉ thị đặc trưng của con người, có mặt trong phân người với nồng độ cao hơn hơn 10 lần so với trong phân của gia súc và các loài động vật có xương sống khác [25]. Vì vậy, nồng độ coprostanol cao trong trầm tích được xem là chỉ dấu rõ ràng của sự ô nhiễm phân người, trong khi nồng độ thấp thường phản ánh nguồn gốc sinh học tự nhiên từ các loài động vật có xương sống khác. Để xác định nguồn gốc của các hợp chất sterol trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội, trong nghiên cứu này sử dụng phương pháp tính toán các chỉ số tỷ lệ giữa các cá thể sterol đặc trưng. Các tỷ lệ này giúp phân biệt giữa nguồn thải từ phân người (anthropogenic), động vật và các nguồn tự nhiên (biogenic).

CHƯƠNG III. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1 Kết quả tổng quan các sterol trong mẫu trầm tích các hồ nội đô Hà Nội

Trong số 10 sterol được phân tích, 09 hợp chất gồm cholestane, coprostanol, epicoprostanol, cholesterol, coprostanone, cholestanol, campesterol, stigmasterol và β -sitosterol được phát hiện trong 21 mẫu trầm tích tại 05 hồ nghiên cứu, trong khi ergosterol không được ghi nhận. Sự hiện diện của các sterol cho thấy sự tích lũy phổ biến của chất hữu cơ trong trầm tích hồ. Tuy nhiên, nồng độ và thành phần sterol có sự khác biệt đáng kể giữa các hồ do ảnh hưởng của đặc điểm địa lý và nguồn tiếp nhận nước thải. Giá trị trung bình và độ lệch chuẩn của các sterol được tổng hợp trong Bảng 3.1 nhằm đánh giá mức độ ô nhiễm và đặc điểm phân bố của chúng tại từng hồ nghiên cứu.

Bảng 3.1. Nồng độ trung bình, độ lệch chuẩn và tổng sterol của 05 hồ nội đô Hà Nội (ng/g-dwt).

Hợp chất (ng/g-dwt)	Hồ Yên Sở (n=5)	Hồ Tây (n=6)	Hồ Thủ Lệ (n=3)	Hồ Văn Quán (n=2)	Hồ Bảy Mẫu (n=5)
Cholestane	12,3 $\pm$ 14,54	28,4 $\pm$ 17,1	63,2 $\pm$ 12,8	113,2 $\pm$ 84,9	104,6 $\pm$ 64,7
Coprostanol	6.691,1 $\pm$ 3.547,3	2.459,8 $\pm$ 1.573,1	1.710 $\pm$ 222,2	5.464,8 $\pm$ 6.535,2	3.735,5 $\pm$ 2.631,5
Epicoprostanol	3.062,4 $\pm$ 2.753,5	976,1 $\pm$ 486,9	370,20 $\pm$ 61,51	1.967,99 $\pm$ 2.783,16	1.170,2 $\pm$ 1.073
Cholesterol	4.428,6 $\pm$ 5.185,9	1.922,23 $\pm$ 1.262,65	1.146,33 $\pm$ 1.162,4	1.295,08 $\pm$ 21,72	2.792,3 $\pm$ 1.687,1
Coprostanone	1.926,1 $\pm$ 1.560,3	504,1 $\pm$ 337,8	556,3 $\pm$ 24,7	1.934,8 $\pm$ 2.459,5	848,1 $\pm$ 653,2
Cholestanol	6.037,6 $\pm$ 4.434,8	2.652,3 $\pm$ 1.398,6	1.885,6 $\pm$ 1.350	3.889,5 $\pm$ 2.982,5	5.295,6 $\pm$ 2.020,9
Ergosterol	Không phát hiện	Không phát hiện	Không phát hiện	Không phát hiện	Không phát hiện
Campesterol	4.340,2 $\pm$ 1.900,1	1.761,22 $\pm$ 859,5	781,25 $\pm$ 473	Không phát hiện	1.858,4 $\pm$ 1.174
Stigmasterol	9.309 $\pm$ 4.820,2	4.581,7 $\pm$ 2.437,3	5.229,1 $\pm$ 4.936,3	4.430,23 $\pm$ 1.590,96	10.458,6 $\pm$ 3.658,7
beta-Sitosterol	5.230,1 $\pm$ 1.627,4	2.599,5 $\pm$ 893,9	2.419,7 $\pm$ 1.223,4	2.686,1 $\pm$ 771,8	3.778,8 $\pm$ 1.872,1
Σ Sterol	41.037,3 $\pm$ 23.286	17.485,37 $\pm$ 5.668,7	14.161,8 $\pm$ 9.211,4	21.781,6 $\pm$ 17.060	30.042,1 $\pm$ 12.641,4

Kết quả tại Bảng 3.1 cho thấy sự phân hóa mạnh mẽ của nồng độ các sterol giữa các khu vực nghiên cứu. Hồ Yên Sở ghi nhận mức tích tụ sterol cao nhất (Σ sterol = 41.037 $\pm$ 23.286 ng/g), cao gấp 3 lần so với số liệu thu được tại hồ Thủ Lệ (Σ sterol = 14.161,8 $\pm$ 9.211,4 ng/g). Điều này hoàn toàn phù hợp với vai trò hồ Yên Sở là nơi

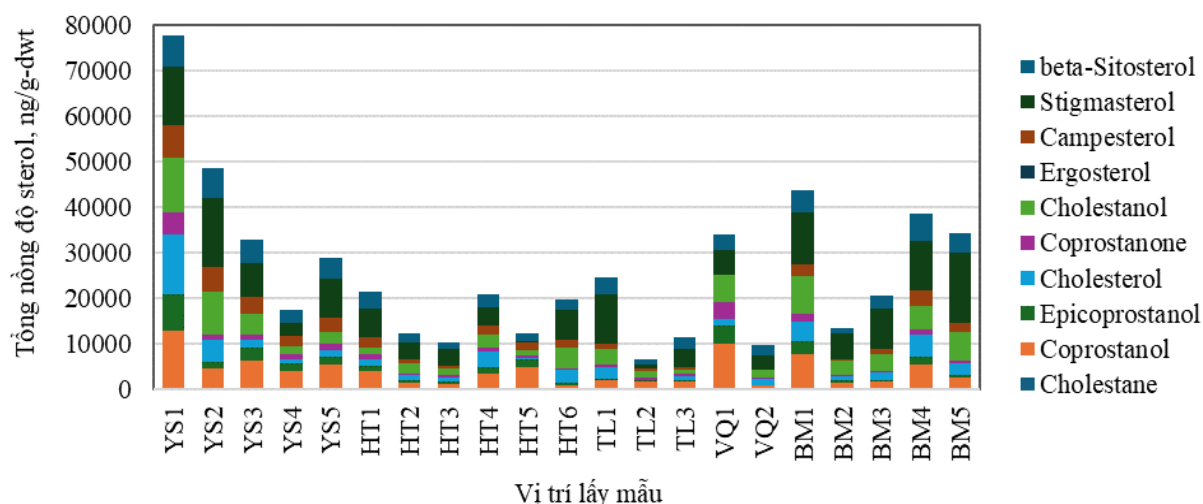
tiếp nhận cuối nguồn của hệ thống thoát nước lưu vực sông Kim Ngưu và sông Sét được nhắc đến trong nghiên cứu của Hoài cùng các cộng sự [26]. Ngược lại, số liệu thu được tại hồ Thủ Lệ duy trì ở mức thấp nhất trong 5 khu vực được khảo sát, qua đó có thể hình thành giả thiết lượng chất hữu cơ trong hồ thấp một phần nhờ hệ thống quản lý nước thải tương đối tách biệt trong vườn thú Thủ Lệ. Một điểm đáng chú ý khác trong bảng 3.1 là giá trị Độ lệch chuẩn tại các hồ nghiên cứu đều ở mức tương đối cao, đặc biệt tại hồ Văn Quán (17.060) và hồ Yên Sở (23.286). Sự biến động mạnh này cho thấy rằng quá trình tích lũy các sterol trong trầm tích bị chi phối bởi khoảng cách tới các nguồn xả thải trực tiếp hơn là quá trình khuếch tán đồng nhất trong lòng hồ. Điều này một lần nữa lý giải tại sao dù các hồ nghiên cứu có diện tích khác nhau, nhưng nồng độ tại các miệng cống xả thải (ví dụ điểm S1) luôn đạt ngưỡng cực đại, cho thấy áp lực từ hoạt động nạp vào liên tục nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý [3].

Mặt khác, sự chiếm ưu thế rõ rệt của sterol có nguồn gốc từ thực vật như Stigmasterol được tìm thấy trong mẫu trầm tích hồ Bảy Mẫu ($10.458,6 \pm 3.658,7$) so với các hồ nghiên cứu khác cũng là một điểm đáng chú ý. Thay vì chỉ phản ánh nguồn gốc từ phân, hàm lượng các chất hữu cơ tại đây còn thể hiện rằng còn có sự đóng góp đáng kể từ nguồn sinh khối thực vật thủy sinh và tảo phát triển mạnh trong điều kiện hồ nông, ít lưu thông [7].

Tổng nồng độ 09 sterol được phát hiện dao động từ 6.664 ng/g trọng lượng khô (ng/g-dwt) tại vị trí TL2 đến 77.630 ng/g-dwt tại vị trí YS1 (Hình 3.1). Khoảng biến thiên rộng của tổng các sterol cho thấy sự khác biệt đáng kể về mức độ tích lũy các chất hữu cơ giữa các hồ. Tại hồ Guanting (Bắc Kinh, Trung Quốc), tổng sterol dao động trong khoảng 1.230-45.300 ng/g-dwt [15] so sánh với giá trị cực đại đo được tại hồ nội đô Hà Nội là 77.630 ng/g-dwt của nghiên cứu này, mức cao nhất tại Hà Nội lớn hơn khoảng 1,7 lần. Mặt khác, Guanting là hồ chứa có diện tích lớn, có khả năng trao đổi lưu thông nước tương đối tốt, trong khi các hồ nội đô Hà Nội là hồ kín và bán kín với khả năng tự làm sạch hạn chế, điều này có thể góp phần làm gia tăng tích lũy sterol. Một nghiên cứu khác tại hệ thống cửa sông Sergipe, Brazil cho thấy tổng sterol dao động trong khoảng 2.540-38.600 ng/g [27]. Mặc dù có hoạt động sinh sống của con người xung quanh khu vực ven sông, nhưng do đặc điểm thủy văn có sự lưu thông và pha loãng liên tục nên có thể thấy rằng nồng độ sterol thấp hơn đáng kể so với hồ đô thị Hà Nội. Nghiên cứu tại Ring of Cenotes (Vành đai Cenote, Mexico) hệ karst ít chịu ảnh hưởng từ các hoạt động của con người, tổng sterol thường được ghi nhận ở mức dưới 10.000ng/g [28]. Số liệu này cho thấy sự hiện diện của con người đóng vai trò quan trọng trong việc làm gia tăng lượng sterol.

Trong đó 21 mẫu trầm tích thu thập được tại các hồ nội đô Hà Nội, coprostanol, cholestanol, stigmasterol và β -sitosterol là các hợp chất chiếm ưu thế trong trầm tích, với nồng độ dao động lần lượt trong khoảng từ 844 - 12835 ng/g-dwt (trung vị 3399 ng/g-dwt), 805 - 12073 ng/g-dwt (trung vị 3235 ng/g-dwt), 427 - 15540 ng/g-dwt (trung vị 6128 ng/g-dwt), và 1179 - 6984 ng/g-dwt (trung vị 2969 ng/g-dwt) (Hình 3.2). Tổng nồng độ của 4 hợp chất này đóng góp từ 58% (tại YS1) đến 85% (tại BM2) tổng $\Sigma 9$ sterol trong các mẫu trầm tích hồ. Sự phong phú của sterol trong trầm tích tại nghiên cứu này tương đồng với trầm tích tại cửa sông khu vực Đông Bắc Brazil, nơi ghi nhận sự hiện diện phong phú của stigmasterol, β -sitosterol và coprostanol, với tỷ lệ đóng góp lần lượt lên tới 69%, 65% và 26% tổng nồng độ sterol được phát hiện [29]. Tại hồ chứa Guanting (Trung Quốc), β -sitosterol và stigmasterol cũng được phát hiện với nồng độ cao trong trầm tích hồ với nồng độ lần lượt trong khoảng từ 790 ng/g đến 28.480 ng/g và từ 470 ng/g đến 10.580 ng/g [15]. So với Guanting, khoảng giá trị β -sitosterol tại Hà Nội thấp hơn giá trị cực đại nhưng tương đương về bậc độ lớn. β -sitosterol được phát hiện phổ biến trong trầm tích bề mặt tại hồ Church và hồ Clifton, Anh với nồng độ dao động từ 6.500 ng/g đến 16.100 ng/g [30]. β -sitosterol có nguồn gốc từ thực vật có mạch, cùng với cholesterol, stigmasterol và campesterol, là những sterol chính có thể bị khử bởi vi khuẩn đường ruột để hình thành 5β -stanol [25]. Stigmasterol và β -sitosterol có nguồn gốc chủ yếu từ thực vật bậc cao và thường hiện diện trong môi trường thủy sinh [25], [26], phản ánh sự đóng góp của chúng trong trầm tích bắt nguồn từ nguồn gốc trên cạn, trong khi đó campesterol chủ yếu có nguồn gốc từ thực vật phù du [15], [33].

Tuy nhiên, một nghiên cứu khác chỉ ra rằng β -sitosterol cũng được tìm thấy trong thành phần nước thải sinh hoạt, do chất này trong dầu thực vật là nguyên liệu dùng trong nấu ăn, vốn thường xuất hiện trong nước thải sinh hoạt [34]. Mặt khác tại Vành đai Cenote (Mexico) – nơi có hàng nghìn giếng trời tự nhiên và hang động, β -sitosterol là sterol chiếm ưu thế với nồng độ cao trong khoảng 1.500-8.200ng/g, trong khi coprostanol rất thấp trong khoảng 50-120ng/g, điều này cho thấy rằng hệ sinh thái tại đây ít chịu sự ảnh hưởng của nguồn thải từ các hoạt động sinh hoạt của con người [28]. Do đó, nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý thải vào các kênh, hồ tại Hà Nội có thể là một trong những nguyên nhân chính của sự hiện diện β -sitosterol ở nồng độ cao trong trầm tích hồ.



Hình 3.1. Tổng nồng độ sterol (ng/g-dwt) tại các vị trí lấy mẫu

Coprostanol là một sterol được hình thành trong đường tiêu hóa của người và các loài động vật có xương sống bậc cao thông qua quá trình hydro hóa cholesterol, chiếm khoảng 40–60% tổng hàm lượng sterol được bài tiết trong phân người, do đó coprostanol là một chỉ thị cho ô nhiễm phân người [35], [36]. Coprostanol phát hiện trong tất cả trầm tích hồ, với nồng độ dao động trong khoảng từ 844 ng/g-dwt (tại VQ2) đến 12.835 ng/g-dwt (YS1) (Hình 3.2), đóng góp từ 4% (HT6) đến 38% (HT5) tổng Σ_9 sterol phát hiện tại các hồ, phản ánh sự phân hóa mạnh mẽ về tải lượng hữu cơ giữa lưu vực các hồ nghiên cứu. Biểu đồ cho thấy sự phân hóa không gian rất rõ rệt thể hiện qua nồng độ tổng sterol tại các hồ như hồ Yên Sở, hồ Văn Quán cao hơn nhiều lần Hồ Tây hay hồ Bảy Mẫu. Sự xuất hiện của các điểm có nồng độ cao đột ngột như VQ1, YS1 chỉ ra rằng có sự hiện diện của các hòng xả thải trực tiếp hoặc các điểm đầu nổi thoát nước thải chưa qua xử lý. Điều này phù hợp với nghiên cứu về mô hình lan truyền chất ô nhiễm của Reeves và Patton (2005) [12], khi khoảng cách tới nguồn thải tỷ lệ nghịch với khả năng pha loãng, từ đó tạo ra các vùng tích lũy cục bộ các chất sterol trong trầm tích lòng hồ.

Một số nghiên cứu chỉ ra rằng nồng độ coprostanol cao hơn 500 ng/g là chỉ thị của ô nhiễm nước thải [18], theo giá trị này trầm tích tại các hồ được khảo sát đều chịu ảnh hưởng bởi nước thải. Tuy nhiên tại các hồ nội đô Hà Nội tại những vị trí có nồng độ coprostanol thấp nhất (844 ng/g-dwt) cũng có giá trị lớn hơn 500 ng/g, vị trí có nồng độ coprostanol cao nhất (12.835 ng/g-dwt) gấp hơn 20 lần ngưỡng ô nhiễm và đa số các vị trí nghiên cứu khác đều có giá trị lớn hơn nhiều lần ngưỡng ô nhiễm. Sự tích lũy sterol trong trầm tích gây tiềm ẩn rủi ro thứ cấp nghiêm trọng, việc xáo trộn tầng bùn đáy do thiên tai hoặc các hoạt động nạo vét không kiểm soát có thể góp phần tái giải phóng một lượng lớn sterol cùng các tác nhân gây bệnh đi kèm vào cột nước, gây nguy cơ phơi nhiễm trực tiếp cho cộng đồng dân cư xung quanh. Do đó,

biểu đồ 3.1 không chỉ mô tả thực trạng hóa học mà còn là cơ sở dữ liệu nền tảng để thiết lập các ưu tiên trong quản lý rủi ro và cải tạo hệ thống hồ nội đô Hà Nội.

So sánh với các nghiên cứu trên thế giới, nồng độ cao nhất của coprostanol tại nghiên cứu này (12.835 ng/g-dwt) lần lượt cao hơn 5,8 lần, 10,4 lần, 41,2 lần, 6,6 lần và 12 lần so với nồng độ coprostanol cao nhất được phát hiện trong trầm tích hồ Coneries, Anh (2200 ng/g) [30], trầm tích tại hồ chứa Guanting, Bắc Kinh, Trung Quốc (1.240 ng/g) [15], trầm tích cửa sông khu vực Đông Bắc Brazil (311.3 ng/g) [29], trầm tích sông ở Serbia (1939 ng/g) [37], trầm tích cửa sông Sergipe, Brazil (1.072 ng/g) [38]. Sự khác biệt này cho thấy mức độ xả nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý hoặc xử lý chưa triệt để tại khu vực Hà Nội cao hơn đáng kể so với các hệ thống sông, hồ chứa tại các khu vực nghiên cứu được đề cập trên. Ngoài yếu tố con người, điều kiện hồ kín hoặc bán kín, độ lắng đọng cao và quá trình phân hủy kỵ khí có thể làm gia tăng khả năng tích lũy coprostanol trong trầm tích. Trong một nghiên cứu cho thấy nhiệt độ cao có thể thúc đẩy hoạt động vi sinh vật và đồng thời làm tăng tốc độ chuyển hóa trong môi trường yếm khí [39]. Để làm rõ vị thế hiện trạng sterol trong trầm tích của hệ thống hồ nội đô Hà Nội trong bức tranh chung toàn cảnh về tích lũy sterol toàn cầu, nồng độ Coprostanol – một chỉ thị đặc trưng cho nước thải sinh hoạt được đối chiếu với kết quả từ các nghiên cứu tương đồng trong nước và quốc tế được tổng hợp tại bảng 3.2.

Bảng 3.2. So sánh nồng độ Coprostanol (ng/g-dwt) trong trầm tích tại các nghiên cứu khu vực Việt Nam và thế giới

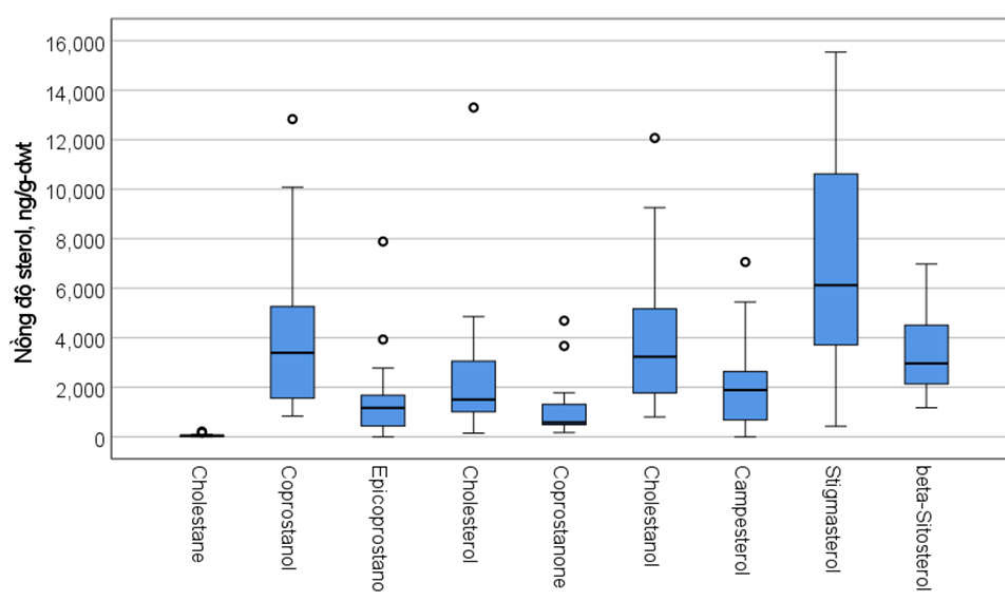
Khu vực nghiên cứu	Loại thủy vực	Khoảng nồng độ Coprostanol (ng/g)	Tài liệu tham khảo
Các hồ nội đô Hà Nội	Hồ đô thị (nhiệt đới)	844 – 12.835	-
Đông Bắc Brazil	Cửa sông (nhiệt đới)	20 – 1.830	[29]
Hồ Coneries, Anh	Hồ nông (ôn đới)	40 – 2.200	[30]
Đồng bằng sông Cửu Long	Kênh rạch nông thôn (nhiệt đới)	5 – 15.500	[19]
Hồ Guanting, Trung Quốc	Hồ chứa đô thị	800 – 1.240	[15]
Sông Serbia	Hệ thống sông nội địa	110 – 6.240	[37]

Từ dữ liệu trình bày tại bảng 3.2 cho thấy một sự tương đồng về mức độ ô nhiễm giữa các hồ nội đô Hà Nội và hồ đô thị tại Trung Quốc. Cụ thể, nồng độ

coprostanol tại Hà Nội có ngưỡng tối thiểu là 844ng/g gần như tương đồng với mức tối thiểu là 800ng/g tại hồ Guanting (Trung Quốc) [15] và đã rất gần với giá trị nồng độ cao nhất tại đây (1240ng/g) theo nghiên cứu của Wen Xin và các cộng sự. Điều này cho thấy các hồ nội đô Hà Nội đang chịu áp lực lớn từ nguồn nước thải sinh hoạt do mật độ dân cư cao và lưu vực hẹp.

So với các nghiên cứu tại vùng Đông Bắc Brazil [29] và hồ Coneries (Anh) [30], hàm lượng coprostanol trong trầm tích tại các hồ nội đô Hà Nội cao hơn từ 5 đến 10 lần. Sự khác biệt này không chỉ phản ánh rằng tồn tại một lượng khổng lồ các chất hữu cơ trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội mà còn cho thấy rõ đặc điểm tích lũy do đặc thù của các hệ thống hồ nước bán kín nội đô. Trong khi các khu vực cửa sông tại Brazil có cơ chế pha loãng và tự làm sạch nhờ thủy triều, các hồ tại Hà Nội lại đóng vai trò như những bể lắng tập trung, nơi tích lũy các sterol kỵ nước bám dính vào các hạt vật chất và lưu giữ lâu dài trong trầm tích.

Khoảng nồng độ coprostanol trong trầm tích thu được tại Hà Nội có mức cao nhất (12.835ng/g) gần tương đồng với khu vực Đồng Bằng Sông Cửu Long [19] và tiếp đến là hệ thống sông Serbia [37] (6.240ng/g). Tuy nhiên ở cả hai khu vực so sánh chỉ tồn tại một số điểm nóng có nồng độ coprostanol cao vọt do khoảng dao động tương đối lớn. Điều này cho thấy rằng tình trạng nồng độ các chất hữu cơ tăng cao đến từ nguồn thải sinh hoạt chưa qua xử lý gây ra những điểm nóng cục bộ. Từ đó phản ánh một điều sự hiện diện của con người và hệ thống thoát nước là nguyên nhân chính dẫn đến nồng độ coprostanol cao, trong khi hệ thống thủy văn và khí hậu nhiệt đới cũng là những yếu tố làm gia tăng sự tích lũy sterol trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội.



Hình 3.2. Biểu đồ hộp minh họa phân bố nồng độ sterol (ng/g-dwt)

Cholestanol hình thành dưới điều kiện bán oxy hóa hoặc yếm khí [16], [40], là sản phẩm khử cholesterol bởi vi khuẩn [41], được phát hiện trong trầm tích hồ dao động trong khoảng từ 805 ng/g-dwt (TL3) đến 12073 ng/g-dwt (YS1). Mức ô nhiễm cao nhất của cholestanol trong trầm tích tại nghiên cứu này lần lượt cao hơn 6 lần, 10 lần, 4,8 lần so với cholestanol cao nhất được phát hiện trong trầm tích hồ chứa Guanting, Bắc Kinh, Trung Quốc (2000 ng/g) [15], trong trầm tích tại Serbia (1172 ng/g) [37], và tại cửa sông Itajaí-Açu, miền Nam Brazil (2510 ng/g) [24]. Cholesterol là sterol phổ biến trong cơ thể của động vật có vú bậc cao, được chuyển hóa trong đường ruột thành 5 β -stanol thông qua quá trình hydro hóa sinh học liên kết đôi Δ^5 để tạo thành các đồng phân lập thể 5 β (H). Tương tự, cholesterol cũng được chuyển hóa trong đường ruột của động vật có vú bậc cao thành coprostanol thông qua nhiều chất trung gian, nhờ quá trình oxy hóa nhóm OH tại vị trí C-3 [42]. Vì vậy, cholesterol được dự đoán ở nồng độ cao trong các mẫu chịu tác động của ô nhiễm nước thải [37]. Nồng độ cao nhất (13.303 ng/g) của cholesterol trong trầm tích tại nghiên cứu này cao hơn 1,6 lần so với cholesterol trong trầm tích hồ Coneries, Anh (8.500 ng/g) và trầm tích tại hồ chứa Guanting, Bắc Kinh, Trung Quốc (8.410 ng/g) [15], [30]. Tuy nhiên, mức độ ô nhiễm cao nhất của cholesterol tại nghiên cứu này lần lượt cao hơn 2 lần, 5 lần, 8,6 lần và 55 lần so với mức ô nhiễm cholesterol trong trầm tích Vịnh Coliumo, Chile (6732 ng/g) [43], trầm tích bờ biển Mokpo, Hàn Quốc (2.700 ng/g) [44], trầm tích sông ở Serbia (1.543 ng/g) [37], và trầm tích ở cửa sông Sergipe, Brazil (240 ng/g) [38].

Epicoprostanol có thể được tìm thấy trong phân người với nồng độ thấp và cũng có thể được hình thành trong quá trình xử lý nước thải kỵ khí [34], [45], vì vậy epicoprostanol thường được sử dụng như một chỉ thị cho mức độ xử lý nước thải [46]. Trong khi đó, campesterol được sử dụng như chỉ thị của vật chất hữu cơ có nguồn gốc lục địa, do chúng hiện diện trong thực vật bậc cao [31], [33]. Campesterol cũng đã được phát hiện trong nước thải sau xử lý, có nguồn gốc sinh học từ vi khuẩn và vi sinh vật trong quá trình xử lý nước thải hiếu khí/kỵ khí [47], [48]. Từ Hình 3.2 cho thấy nồng độ của campesterol (1894 ng/g) trong trầm tích hồ tại nghiên cứu này cao hơn 8,6 lần so với nồng độ campesterol trong trầm tích hồ chứa Guanting, Bắc Kinh, Trung Quốc (220 ng/g). Ngược lại, nồng độ epicoprostanol (1174 ng/g) thấp hơn 1.3 lần so với epicoprostanol trong trầm tích hồ chứa Guanting, Bắc Kinh, Trung Quốc (1490 ng/g) [15].

Biểu đồ hộp (hình 3.2) phản ánh khoảng biến thiên nồng độ của 9 sterol trong 21 mẫu trầm tích thu được từ 5 hồ nội đô Hà Nội. Quan sát tổng thể biểu đồ cho thấy bốn hợp chất chủ yếu chiếm ưu thế rõ rệt cả về nồng độ lẫn biên độ dao động :

stigmasterol (427–15.540 ng/g-dwt, trung vị 6.128 ng/g-dwt), coprostanol (844–12.835 ng/g-dwt, trung vị 3.399 ng/g-dwt), cholestanol (805–12.073 ng/g-dwt, trung vị 3.235 ng/g-dwt) và β -sitosterol (1.179–6.984 ng/g-dwt, trung vị 2.969 ng/g-dwt). Bốn hợp chất này cùng nhau đóng góp khoảng 58-85% Σ sterol tại hầu hết các vị trí lấy mẫu, từ đó cho thấy sự chi phối đồng thời của cả nguồn nước thải sinh hoạt (coprostanol, cholestanol) và nguồn hữu cơ từ thực vật (stigmasterol, β -sitosterol) trong trầm tích hồ nội đô Hà Nội. Đặc biệt, hộp phân vị của coprostanol thể hiện khoảng liên tứ phân vị rộng và có giá trị ngoại lai phía trên cao, phản ánh sự phân bố lệch phải – tức phần lớn các mẫu trầm tích có nồng độ ở mức trung bình (khoảng 1.500–5.300 ng/g-dwt), nhưng một số vị trí như YS1 (12.835 ng/g-dwt) và HT5 (10.086 ng/g-dwt) có nồng độ vượt trội gấp 3–4 lần trung vị.

Cholestanol là sản phẩm khử cholesterol trong điều kiện yếm khí có phân bố tương tự như coprostanol với khoảng dao động từ 805-12.073 ng/g-dwt. Sự tương đồng về hình dạng hộp giữa hai sterol được thể hiện trên biểu đồ cho thấy mối liên hệ nguồn gốc chung: cả hai đều có tiền chất là cholesterol và cùng được hình thành hoặc tích lũy trong môi trường giàu chất hữu cơ, trong điều kiện yếm khí tại đáy hồ. Ngược lại, stigmasterol có trung vị cao nhất (6.128 ng/g-dwt) và khoảng dao động rất lớn từ 427-15.540 ng/g-dwt, thể hiện nguồn đóng góp chất hữu cơ từ thực vật không đồng nhất giữa các hồ nghiên cứu, do còn phụ thuộc vào mật độ thảm thực vật ven hồ, lượng lá rụng và hoạt động sinh học nội tại. Trong khi đó, β -sitosterol có phân bố đồng đều hơn, cho thấy nguồn thực vật bậc cao tương đối phát triển ổn định giữa các hồ.

Cholesterol dao động trong khoảng 153–13.303 ng/g-dwt với biên độ rất rộng. Giá trị cực đại (13.303 ng/g-dwt tại YS1) cũng trùng khớp với vị trí lấy mẫu trầm tích có nồng độ coprostanol cao nhất, điều này phù hợp với nhận định vai trò của cholesterol vừa là sterol nền sinh học vừa là tiền chất chính của coprostanol trong nước thải sinh hoạt.

Các sterol khác gồm epicoprostanol (0–7.890 ng/g-dwt), campesterol (0–7.064 ng/g-dwt) và coprostanone (177–4.693 ng/g-dwt) có nồng độ và biên độ thấp hơn đáng kể, thể hiện qua các hộp nằm gần trục hoành. Riêng ergosterol (chỉ thị nấm) không được phát hiện trong tất cả 21 mẫu (<LOD), cho thấy đóng góp từ nguồn nấm vào tổng sterol trầm tích là không đáng kể trong đợt lấy mẫu tháng 01/2026. Bên cạnh đó, cholestane có nồng độ rất thấp (0–215 ng/g-dwt), có thể do chất này là sản phẩm ít phổ biến của quá trình biến đổi địa chất.

Nhìn chung, biểu đồ hộp Hình 3.2 cho thấy ba nhóm sterol phân tách rõ ràng theo mức nồng độ: (i) nhóm ưu thế gồm stigmasterol, coprostanol, cholestanol, β -

sitosterol (trung vị > 2.900 ng/g-dwt); (ii) nhóm trung gian gồm cholesterol, epicoprostanol, campesterol, coprostanone (trung vị $\sim 300\text{--}3.000$ ng/g-dwt tùy hợp chất); và (iii) nhóm vi lượng gồm cholestane và ergosterol. Sự hiện diện đồng thời ở nồng độ cao của coprostanol (chỉ thị phân) và stigmasterol/ β -sitosterol (chỉ thị thực vật) khẳng định rằng trầm tích hồ đô thị Hà Nội tiếp nhận đồng thời cả nguồn nước thải sinh hoạt và nguồn hữu cơ tự nhiên từ thảm thực vật, tạo nên bức tranh ô nhiễm đa nguồn đặc trưng của hồ đô thị nhiệt đới.

3.2 Kết quả phân tích nguồn gốc của sterol

Sterol trong trầm tích môi trường nước thường được sử dụng như các chỉ thị nhằm xác định nguồn gốc vật chất hữu cơ và đánh giá mức độ ô nhiễm do hoạt động của con người. Trong đó, coprostanol là một hợp chất đặc trưng được hình thành chủ yếu trong hệ tiêu hóa của người và động vật có xương sống bậc cao thông qua quá trình khử cholesterol bởi vi khuẩn đường ruột. Do đó, coprostanol được xem là chỉ thị đáng tin cậy cho sự hiện diện của ô nhiễm phân trong môi trường nước và trầm tích [25], [35], [36]. Nhiều nghiên cứu cho thấy coprostanol có thể chiếm khoảng 40–60% tổng lượng sterol được bài tiết trong phân người, do đó sự xuất hiện của hợp chất này với nồng độ cao trong trầm tích thường phản ánh sự xâm nhập của nước thải sinh hoạt chưa được xử lý hoặc xử lý chưa triệt để [18].

Các thông số sterol trong trầm tích không chỉ cung cấp thông tin về sự hiện diện của chất hữu cơ mà còn cho phép xác định nguồn gốc của chúng thông qua các tỷ số chẩn đoán giữa các sterol. Tỷ lệ giữa các sterol khác nhau được sử dụng để xác định sự ô nhiễm sterol tại các khu vực nghiên cứu có nguồn gốc từ phân người hoặc từ các nguồn thải khác được trình bày trong bảng 3.5. González-Oreja và Saiz-Salinas (1998) báo cáo rằng nồng độ coprostanol > 500 ng/g cho thấy trầm tích bị ô nhiễm bởi nước thải [49] và tỷ lệ Cop/ Choles $> 0,2$ phản ánh sự hiện diện của ô nhiễm phân người, trong khi nước thải thô chưa qua xử lý thường có tỷ lệ này xấp xỉ 10 [30]. Trong nghiên cứu môi trường, một số tỷ lệ sterol được xem là chỉ thị quan trọng trong việc đánh giá nguồn gốc ô nhiễm do nước thải sinh hoạt bao gồm: coprostanol/ cholesterol; coprostanol/ (coprostanol + cholestanol); epicoprostanol/ coprostanol.

Tỉ số R1 (tỷ lệ Coprostanol/(Coprostanol + 5α -Cholestanol)) là chỉ số tin cậy nhất để phân biệt nguồn gốc phân người (5β) với quá trình khử cholesterol tự nhiên trong môi trường (5α). Theo Grimalt và cộng sự (1990), giá trị $R1 > 0,7$ thể hiện ô nhiễm nước thải sinh hoạt nghiêm trọng, trong khi $R1 < 0,3$ cho thấy môi trường không bị ảnh hưởng bởi nước thải sinh hoạt [18].

Bảng 3.3. Các tỷ lệ sterol trung bình tại 05 hồ nghiên cứu

Hồ nghiên cứu	R1 (Cop/(Cop + Cholesterol))	R2 (Cop / Cholesterol)	R3 (Epi/Cop)	R4 (Phy/Cop)
Hồ Yên Sở	0,526	1,51	0,46	0,23
Hồ Tây	0,481	1,28	0,4	0,35
Hồ Thủ Lệ	0,47	1,49	0,22	0,55
Hồ Văn Quán	0,584	4,22	0,36	0,15
Hồ Bảy Mẫu	0,414	1,34	0,31	0,85

Bảng 3.3 thể hiện kết quả tính toán các chỉ số tỷ lệ dựa trên giá trị trung bình nồng độ từng hồ nghiên cứu cho phép đánh giá bản chất nguồn thải một cách tổng thể cho từng khu vực. Giá trị R1 tại 5 hồ nội đô dao động từ 0,414 đến 0,584. Mặc dù chưa chạm ngưỡng tuyệt đối 0,7 (thường thấy ở các nguồn thải đậm đặc), nhưng tất cả các hồ đều có chỉ số tỷ lệ vượt xa ngưỡng 0,3. Kết quả này khi kết hợp với chỉ số R2 luôn lớn hơn 1, đặc biệt tại hồ Văn Quán đạt 4,22 khẳng định cho sự hiện diện của lượng lớn nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý trong hồ. Tỷ số R1 cao hơn tại hồ Văn Quán và hồ Yên Sở cho thấy các hồ này tiếp nhận nước thải sinh hoạt liên tục và trực tiếp hơn, trong khi tại hồ Bảy Mẫu có thể các quá trình sinh học tự nhiên và sự phân hủy hữu cơ nội sinh đã làm giảm nhẹ tỷ số này.

Tỷ số R2 được dùng để hỗ trợ xác định nguồn thải từ phân người. Giá trị R2 >1 thường chỉ thị nguồn nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý chiếm ưu thế trong khi giá trị thấp hơn thể hiện có sự đóng góp từ các sinh vật thủy sinh. Tại hồ nghiên cứu, tỷ lệ R2 hầu hết đều lớn hơn 1 (ngoại trừ một số điểm cá biệt tại Hồ Tây). Đáng chú ý tại hồ Văn Quán, tỷ số R2 đạt giá trị 4,22 – cao nhất trong 5 khu vực nghiên cứu. Điều này cho thấy sự tích tụ cholesterol từ nguồn tự nhiên (tảo, thực vật thủy sinh) tại đây là không đáng kể so lượng coprostanol nạp vào từ hệ thống cống thải dân cư xung quanh. Ngược lại tại Hồ Tây và hồ Bảy Mẫu, tỷ số R2 thấp hơn (1,28 và 1,34) phản ánh sự phát triển của thực vật thủy sinh, điều này phù hợp với kết quả được ghi nhận trong các nghiên cứu trước đó với tình trạng phú dưỡng và mật độ tảo cao [7].

Tỷ số R3 là một chỉ số quan trọng để đánh giá công nghệ xử lý môi trường được áp dụng ở khu vực. Epicoprostanol được hình thành trong quá trình xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học hoặc trong môi trường trầm tích yếm khí lâu dài. Cơ chế hình thành epicoprostanol trong môi trường nước và trầm tích khác biệt hoàn toàn so với các đồng phân sterol khác. Theo nghiên cứu của Mudge và Seguel (1999) [50],

trong khi coprostanol được hình thành chủ yếu trong ruột người thì epicoprostanol là sản phẩm của quá trình đồng phân hóa (isomer hóa) nhóm hydroxyl tại vị trí C-3 dưới tác động của vi sinh vật kỵ khí trong điều kiện lưu giữ bùn kéo dài. Trong các hệ thống xử lý môi trường, epicoprostanol là chỉ thị tiêu biểu của quá trình xử lý bùn hoạt tính. Tại các nhà máy xử lý nước thải tập trung (WWTPs), quần thể vi sinh vật ổn định và thời gian lưu bùn đủ dài sẽ thúc đẩy việc chuyển hóa coprostanol thành epicoprostanol, điều này làm tăng giá trị tỷ số R3 lên mức $> 0,8$. Ngược lại, tại các khu vực tiếp nhận nước thải thô chưa qua xử lý sinh học, tỷ số này thường rất thấp ($< 0,2$).

Bảng 3.3 cho thấy giá trị R3 tại các hồ nội đô Hà Nội dao động trong khoảng từ 0,22 đến 0,46, hoàn toàn nằm dưới ngưỡng 0,8. Kết quả này là một minh chứng thực nghiệm quan trọng cho thấy lượng sterol tích lũy trong trầm tích hồ không phải là sản phẩm của nước thải đã qua xử lý đạt chuẩn. Thay vào đó, số liệu này minh chứng cho sự tồn tại của các nguồn thải trực tiếp, nước thải sinh hoạt xả trực tiếp ra hệ thống các hồ hoặc sự rò rỉ từ hệ thống thoát nước cũ. Mặc dù các hồ dân đều có bề tự hoại, nhưng quá trình phân hủy bên trong bề tự hoại không đủ để tạo ra lượng epicoprostanol như các quá trình xử lý bùn hoạt tính hiện đại. Bên cạnh đó, sự khác biệt tại hồ Yên Sở ($R3=0,46$) so với các hồ nội đô khác có thể được lý giải bởi thời gian lưu giữ trầm tích. Do hồ Yên Sở là hồ cuối nguồn, trầm tích có thời gian lưu dài hơn, tạo điều kiện cho quá trình biến đổi vi sinh vật yếm khí chuyển hóa một phần coprostanol thành epicoprostanol ngay trong lòng hồ. Tuy nhiên về tổng thể chỉ số này phản ánh một lỗ hổng lớn trong hạ tầng xử lý nước thải đô thị, tương tự như kết quả thu được trong một nghiên cứu tại Malaysia [13] và Brazil [29].

Bên cạnh các chỉ số tập trung vào sterol có nguồn gốc từ người, chỉ số R4 (Phytosterol/Coprostanol) được đưa vào phân tích nhằm đánh giá tỷ trọng tương đối giữa nguồn thực vật thủy sinh và nguồn ô nhiễm phân/nước thải sinh hoạt trong trầm tích. Nguyên lý cơ bản dựa trên tính đặc hiệu nguồn gốc của các sterol: Stigmasterol và β -Sitosterol là các hợp chất đặc trưng cho thực vật bậc cao và một số loại tảo lục, trong khi coprostanol là sản phẩm chuyển hóa cholesterol bởi vi khuẩn kỵ khí trong đường ruột người và động vật có vú [11].

$$R4 = \frac{\text{Stigmasterol} + \beta\text{-Sitosterol}}{\text{Coprostanol}}$$

Trong khi các chỉ số R1, R2, R3 tập trung bóc tách các khía cạnh của nước thải sinh hoạt, thì R4 đóng vai trò là một thước đo cân bằng phản ánh sự tương tác giữa áp lực nước thải sinh hoạt và sinh khối tự nhiên của hệ sinh thái hồ. Tỷ số này được sử dụng trong nhiều nghiên cứu quốc tế, thể hiện trong bảng 3.4.

Bảng 3.4. Ý nghĩa các giá trị tỷ số R_4 trong các nghiên cứu quốc tế

Giá trị R_4	Ý nghĩa	Tài liệu tham khảo
$R_4 < 0,3$	Coprostanol chiếm ưu thế vượt trội, trầm tích chịu ô nhiễm phân/ nước thải sinh hoạt trầm trọng, nguồn sterol thực vật không đáng kể	[18], [37]
$0,3 \leq R_4 \leq 1,0$	Vùng trung gian, cả hai nguồn thực vật và nước thải đều đóng góp, trong đó giá trị càng gần 0,3 thì ô nhiễm từ nước thải sinh hoạt/phân người càng nghiêm trọng, càng gần 1 thì vai trò thực vật gia tăng	[12], [51]
$R_4 > 1,0$	Phytosterol chiếm ưu thế, trầm tích chủ yếu tích lũy các sterol có nguồn gốc thực vật bậc cao và tảo, cho thấy ô nhiễm do nước thải sinh hoạt yếu hoặc bị pha loãng bởi nguồn thực vật	[30], [52]

Toàn bộ 05 hồ nghiên cứu đều có tỷ số $R_4 < 1,0$ (Bảng 3.3), coprostanol chiếm ưu thế hơn phytosterol ở tất cả các hồ, khẳng định nước thải sinh hoạt là nguồn chi phối chính trong trầm tích tại các khu vực nghiên cứu. Tuy nhiên mức độ chi phối khác nhau rõ rệt giữa các hồ, phản ánh đặc trưng nguồn thải và sinh thái của từng hồ. Tỷ lệ R_4 tại hồ Văn Quán (0,15) và hồ Yên Sở (0,23) có giá trị thấp nhất, coprostanol gấp 4-7 lần phytosterol. Kết quả này phù hợp với hồ Yên Sở - vai trò là nơi tiếp nhận toàn bộ nước thải từ hệ thống thoát nước phía Nam Hà Nội thông qua nhà máy xử lý nước thải Yên Sở. Đối với hồ Văn Quán có giá trị R_4 thấp nhất trong 5 khu vực nghiên cứu, có diện tích nhỏ và nằm trong khu đô thị mật độ cao, đồng thời tiếp nhận nước thải sinh hoạt trực tiếp chưa qua xử lý với khả năng pha loãng thấp, dẫn đến tỷ trọng coprostanol cao.

Hồ Tây ($R_4 = 0,35$) mặc dù có hơn 30 cống xả nước thải trực tiếp và nồng độ coprostanol cao (tới 12.835ng/g tại một số điểm), giá trị R_4 cao hơn so với hồ Yên Sở và hồ Văn Quán. Điều này có thể lý giải bởi diện tích hồ lớn (~510 ha) và hệ sinh thái thủy sinh phong phú cung cấp lượng phytosterol đáng kể, tuy nhiên tại đây nguồn nước thải sinh hoạt vẫn chi phối đáng kể. Hồ Thủ Lệ với giá trị $R_4 = 0,55$ thuộc vùng trung gian, phản ánh sự đồng đóng góp của cả nước thải sinh hoạt và nguồn hữu cơ thực vật, Hồ Thủ Lệ nằm trong khu vực vườn bách thú với thảm thực vật xung quanh tương đối dày, có thể đóng góp nguồn phytosterol đáng kể qua rụng lá và rửa trôi bề mặt [12], [52]. Hồ Bảy Mẫu với giá trị $R_4 = 0,85$ tiệm cận 1,0 - cao nhất trong các khu vực nghiên cứu, cho thấy đóng góp thực vật gần ngang bằng nước thải. Hồ Bảy

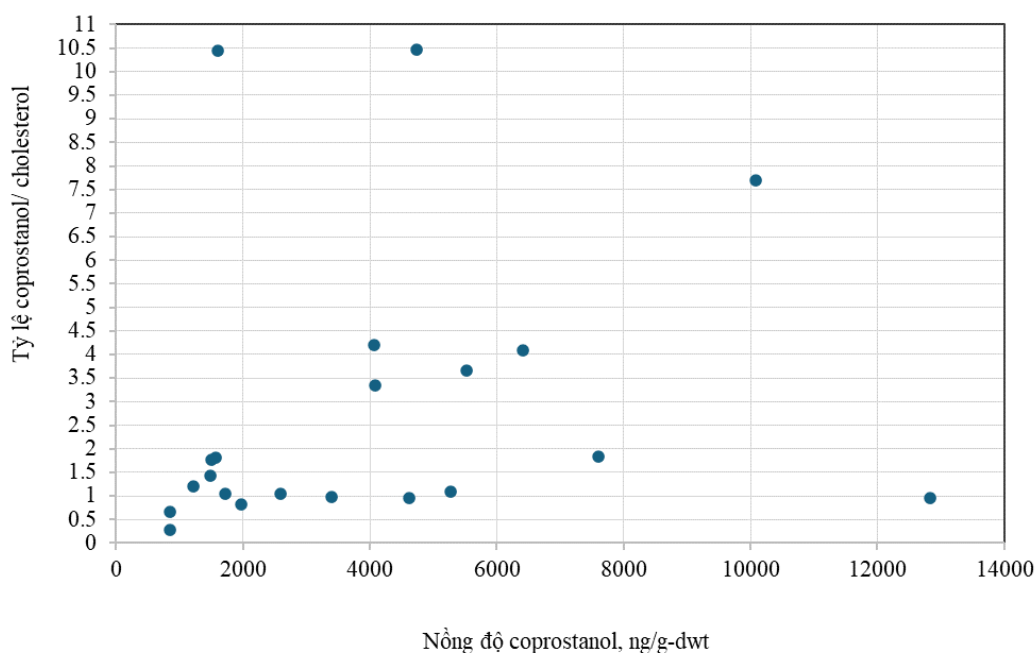
Mẫu nằm trong khu vực công viên Thống Nhất, được bao bọc bởi thảm thực vật phong phú gồm cây xanh lớn và thảm cỏ, là nguồn cung cấp phytosterol liên tục thông qua rụng lá, rửa trôi bề mặt. Đồng thời, hồ Bảy Mẫu có thể tiếp nhận nước thải trực tiếp ít hơn so với hồ Yên Sở hay hồ Văn Quán, dẫn đến cân bằng giữa 2 nguồn nước thải và thực vật. Tuy nhiên giá trị R4 tại hồ Bảy Mẫu vẫn nhỏ hơn 1,0, nghĩa là coprostanol vẫn chiếm ưu thế và hồ vẫn chịu ảnh hưởng từ nước thải sinh hoạt.

Cũng trong nghiên cứu này, coprostanol được phát hiện ở nồng độ cao (844 - 12835 ng/g-dwt) trong 100% mẫu trầm tích (hình 3.1) với tỷ lệ đóng góp lên đến 38,1 % (HT5, bảng 3.3) tổng Σ_9 sterol phát hiện trong trầm tích hồ, cho thấy các hồ nghiên cứu có sự ảnh hưởng từ nguồn nước thải sinh hoạt chứa thành phần phân người. Nồng độ coprostanol đặc biệt cao (> 3400 ng/g-dwt) được tìm thấy trong 11 mẫu trầm tích, tập trung tại hồ Yên Sở (5/5 mẫu), hồ Tây (3/6 mẫu), hồ Bảy Mẫu (2/5 mẫu) và hồ Văn Quán (1/2 mẫu). Nguyên nhân có thể do hồ Yên Sở là nơi tiếp nhận và lưu giữ lượng lớn nước thải (chủ yếu là nước thải sinh hoạt) chưa qua xử lý của thành phố Hà Nội, đồng thời hồ Tây cũng là khu vực tiếp nhận nước thải sinh hoạt từ hơn 30 cống xả trực tiếp vào hồ.

Bảng 3.5. Tỷ lệ giữa các sterol được phát hiện trong trầm tích các hồ nghiên cứu

STT	Tên mẫu	Tỷ lệ			
		1	2	3	4
1	YS1	16,5	1,0	0,5	0,6
2	YS2	9,5	1,0	0,3	0,3
3	YS3	19,6	4,1	0,6	0,4
4	YS4	23,3	4,2	0,7	0,4
5	YS5	19,1	3,7	0,7	0,3
6	HT1	19,1	3,4	0,7	0,3
7	HT2	12,0	1,4	0,4	0,4
8	HT3	11,7	1,2	0,4	0,4
9	HT4	16,2	1,0	0,5	0,4
10	HT5	38,1	10,5	0,8	0,4
11	HT6	4,3	0,3	0,2	0,5
12	TL1	8,0	0,8	0,4	0,2
13	TL2	24,0	10,4	0,5	0,2
14	TL3	13,8	1,8	0,7	0,2
15	VQ1	29,8	7,7	0,6	0,4
16	VQ2	8,7	0,7	0,3	0
17	BM1	17,5	1,8	0,5	0,4
18	BM2	11,1	1,8	0,3	0,2
19	BM3	8,4	1,1	0,3	0,2
20	BM4	13,7	1,1	0,5	0,3
21	BM5	7,6	1,1	0,3	0,2

1. Coprostanol/tổng sterol, %; 2. Coprostanol/Cholesterol; 3. Coprostanol/ (Coprostanol + Cholesterol); 4. Epicoprostanol/ Coprostanol



Hình 3.3. Biểu đồ biểu diễn mối tương quan giữa nồng độ coprostanol (ng/g-dwt) với tỷ lệ coprostanol/cholesterol

Để xác định rõ hơn nguồn thải vào môi trường hồ liên quan đến phân người, tỷ lệ Cop/Choles và tỷ lệ Cop/ (Cop + Choles) được sử dụng. Kết quả cho thấy tỷ lệ Cop/Choles ở 20/21 mẫu trầm tích đều vượt quá 0,7 (ngoại trừ mẫu tại HT6 có tỷ lệ là 0,3), đặc biệt tỷ lệ này >10 (bảng 3.5, hình 3.3) được quan sát đối với mẫu trầm tích thu thập tại HT5 và TL2, cho thấy trầm tích hồ bị ô nhiễm nghiêm trọng bởi nước thải và có khả năng chịu tác động trực tiếp từ nước đen (nước thải chứa phân người) chưa qua xử lý. Tại vị trí HT6 có tỷ lệ Cop/Choles là 0,3 gợi ra giả thiết rằng có thể vị trí này nằm xa công xả nhất trong Hồ Tây, hoặc nằm trong điều kiện trầm tích cục bộ khác biệt. Thêm vào đó, tỷ lệ Cop/ (Cop + Choles) $\geq 0,7$ được phát hiện tại YS4, YS5, HT1, HT5 và TL3, trong khi tỷ lệ < 0,3 được quan sát tại HT6 cho thấy 95% trầm tích các hồ nghiên cứu chịu tác động của nước thải chưa qua xử lý chứa thành phần là phân người. Nghiên cứu tại hồ Church và Clifton ở Anh cho thấy nồng độ coprostanol trong trầm tích dao động từ 150 ng/g đến 2200 ng/g, với tỷ số coprostanol/cholesterol dao động trong khoảng 0,2–0,8 tại các khu vực gần nguồn xả thải đô thị, phản ánh sự ảnh hưởng của nước thải sinh hoạt trong trầm tích hồ [30]. Trong khi đó, tại hồ chứa Guanting (Bắc Kinh, Trung Quốc), nơi chịu ảnh hưởng của sự phát triển đô thị nhanh chóng trong những thập kỷ gần đây, nồng độ coprostanol trong trầm tích dao động từ 45 ng/g đến 1240 ng/g, với tỷ số coprostanol/cholesterol phổ biến trong khoảng 0,1–0,6, cho thấy sự xâm nhập đáng kể của nước thải sinh hoạt

từ khu vực dân cư xung quanh hồ [15]. Mặt khác, nghiên cứu tại hệ sinh thái cửa sông ở Đông Bắc Brazil – nơi có mức độ đô thị hóa thấp với mật độ dân thưa, ghi nhận nồng độ coprostanol trong trầm tích chỉ khoảng 12,3–311,3 ng/g, với tỷ số coprostanol/cholesterol chủ yếu $< 0,2$, cho thấy trầm tích tại đây không hoặc ít chịu ảnh hưởng của nước thải sinh hoạt từ con người [29]. Sự tương đồng và khác biệt rõ rệt giữa các khu vực nghiên cứu này cho thấy mối liên quan chặt chẽ giữa sự xuất hiện của nước thải sinh hoạt từ con người và sự gia tăng tích lũy các chất sterol trong trầm tích hồ/sông.

Mối tương quan giữa nồng độ coprostanol và tỷ lệ Cop/Choles thể hiện trên hình 3.3 cho thấy một đặc điểm quan trọng: ở các điểm có nồng độ coprostanol cao (> 3.400 ng/g-dwt) thì đồng thời tỷ lệ Cop/Choles vượt xa ngưỡng 0,7, trong khi đó ở những điểm có nồng độ thấp hơn (VQ2 – 844ng/g-dwt, HT6 – 849,1ng/g-dwt), thì tỷ lệ này vẫn nằm trên ngưỡng 0,3. Điều này khẳng định rằng tín hiệu nguồn thải từ phân người không phải chỉ là hiệu ứng pha loãng mà ngay cả tại những vị trí có nồng độ thấp nhất vẫn tồn tại dấu hiệu rõ ràng của nước thải sinh hoạt.

Đáng chú ý, tại hai điểm HT5 và TL2 có tỷ lệ Cop/Choles > 10 , giá trị đặc trưng cho nước đen – nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý chứa tỷ lệ cao thành phần phân người [30]. Kết hợp với giá trị thu được tại vị trí HT5 nằm gần cống xả trực tiếp tại Hồ Tây và TL2 nằm trong khu vực hồ Thủ Lệ với diện tích nhỏ (10ha), khép kín và sức chứa thấp, kết quả này gợi ra giả thiết rằng khả năng pha loãng tự nhiên của hồ đóng vai trò quan trọng trong mức độ ô nhiễm. Hồ Tây với diện tích 510ha có khả năng pha loãng tốt hơn, do đó hầu hết các điểm lấy mẫu tại Hồ Tây có tỷ lệ Cop/Choles trong khoảng 0,7 – 4,2 thấp hơn đáng kể so với giá trị thu được tại TL2. Trường hợp này cũng phù hợp với nghiên cứu tại hồ Coneries (Anh), nơi có tỷ lệ Cop/Choles trong khoảng 0,2-0,8 tại khu vực gần cống xả đô thị [30].

Ngoài ra, biểu đồ hình 3.3 cho thấy xu hướng phi tuyến cụ thể ở vùng nồng độ coprostanol thấp (< 2.000 ng/g), tỷ lệ Cop/Choles có biến thiên lớn (0,3-3,5) điều này phản ánh sự đóng góp đáng kể của cholesterol từ các nguồn thực vật thủy sinh (tảo, sinh vật thủy sinh). Ngược lại, ở vùng nồng độ coprostanol cao (> 5.000 ng/g), coprostanol chiếm ưu thế tuyệt đối và tỷ lệ Cop/Choles tăng mạnh cho thấy nước thải sinh hoạt chưa xử lý trở thành nguồn duy nhất đóng góp cholesterol trong trầm tích tại các điểm nóng ô nhiễm.

Đối với tỷ lệ Cop/ (Cop + Choles), nghiên cứu tại cảng Kaohsiung và cửa sông Tan-Shui (Đài Loan) ghi nhận tỷ số coprostanol/(coprostanol + cholestanol) trong trầm tích dao động từ 0,1-0,86, trong đó các giá trị cao nhất thường được phát hiện tại các khu vực gần hệ thống xả thải đô thị, nơi tiếp nhận lượng lớn nước thải sinh

hoạt từ khu vực dân cư đông đúc [16]. Tương tự, tại sông Danube và các sông đô thị ở Serbia phát hiện nồng độ coprostanol trong trầm tích có thể đạt tới 1939 ng/g, với tỷ số coprostanol/(coprostanol + cholestanol) phổ biến trong khoảng 0,4–0,8, cho thấy nước thải sinh hoạt từ các thành phố lớn ảnh hưởng tới lưu vực sông [37]. Ngược lại, các nghiên cứu tại các hệ sinh thái ít chịu tác động của con người thường ghi nhận giá trị thấp hơn đáng kể. Điển hình nghiên cứu tại cửa sông Itajaí-Açu (Brazil) cho thấy tỷ số coprostanol/(coprostanol + cholestanol) thường nhỏ hơn 0,3 tại các khu vực xa khu dân cư, phản ánh sự chi phối của nguồn vật chất hữu cơ tự nhiên từ thực vật và sinh vật thủy sinh.

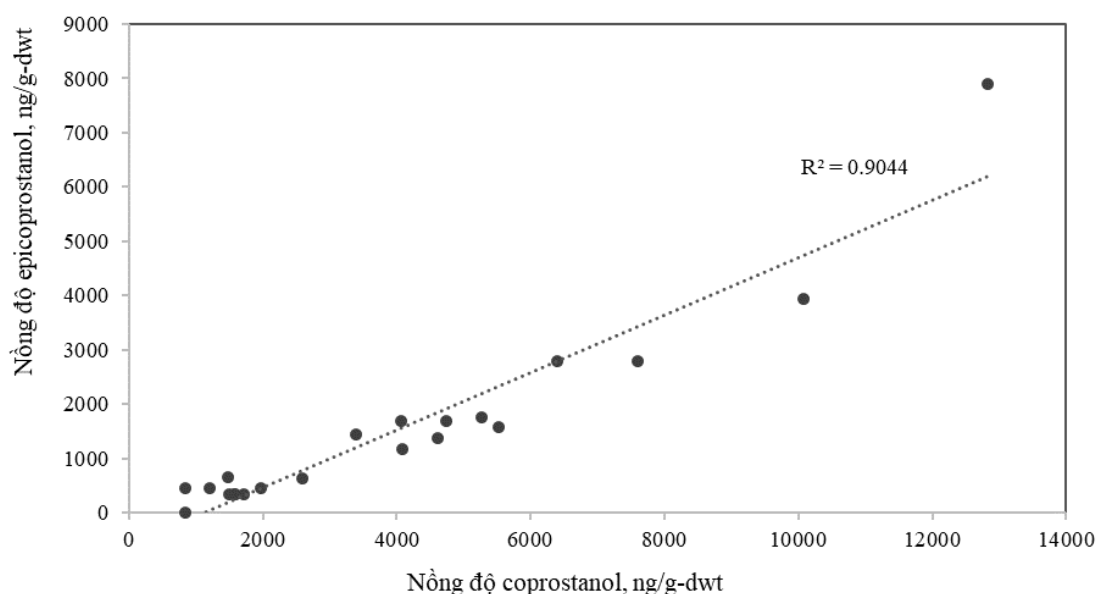
Epicoprostanol không xuất hiện tự nhiên trong trầm tích, mà có thể được tìm thấy trong phân người với nồng độ thấp hoặc được hình thành trong quá trình xử lý nước thải kỵ khí [34], [50]. Do đó tỷ lệ giữa epicoprostanol và coprostanol (Epi-cop/Cop) đã được sử dụng để đánh giá mức độ xử lý chất thải vào trầm tích các hồ nghiên cứu. Kết quả cho thấy không mẫu trầm tích nào có tỷ lệ Epi-cop/Cop > 0,8 chứng tỏ nguồn thải vào trầm tích hồ không được xử lý hay nói cách khác môi trường hồ bị ảnh hưởng bởi nước thải chưa qua xử lý. Ngoài ra, mối tương quan giữa epicoprostanol và coprostanol trong trầm tích hồ với hệ số tương quan tuyến tính cao ($R^2 = 0,9044$, hình 3.4), cho thấy epicoprostanol và coprostanol có cùng nguồn gốc và trầm tích tại các hồ nghiên cứu bị ô nhiễm từ nước thải chưa qua xử lý. Tương tự với kết quả thu được tại các hồ nội đô Hà Nội, một nghiên cứu tại hệ thống nước ven biển châu Âu cho thấy tỷ số epicoprostanol/coprostanol có thể đạt 0,8–1,2 tại các khu vực tiếp nhận nước thải sau xử lý sinh học từ các nhà máy xử lý nước thải đô thị [46].

Mặt khác, kết quả phân tích hồi quy tuyến tính giữa nồng độ coprostanol và epicoprostanol (hình 3.4) cho hệ số $R^2 = 0,9044$. Con số này không chỉ đơn thuần chỉ ra mối liên hệ thuận chiều về mặt định lượng mà còn khẳng định sự ổn định về động học của quá trình chuyển hóa sterol trong môi trường trầm tích hồ nội đô. Về mặt cơ chế, coprostanol là sản phẩm của quá trình hydro hóa cholesterol bởi vi sinh vật kỵ khí trong đường tiêu hóa, trong khi epicoprostanol là đồng phân lập thể tại vị trí C-3 của coprostanol, thường hình thành qua quá trình isomer hóa hoặc xuất hiện với nồng độ thấp trong phân người nhưng gia tăng đáng kể sau các công đoạn xử lý bùn kỵ khí trong các nhà máy xử lý nước thải tập trung [52]. Mối tương quan mạnh giữa coprostanol và epicoprostanol tại tất cả 21 điểm lấy mẫu cho thấy chúng đến từ cùng một nguồn – nước thải sinh hoạt chứ không phải từ quá trình hình thành coprostanol tự nhiên trong trầm tích, vốn sẽ không hình thành mối tương quan chặt chẽ với epicoprostanol. Điều đáng chú ý là tỷ lệ Epicoprostanol/Coprostanol tại tất cả 21 mẫu đều có giá trị < 0,8 (bảng 3.5), chứng minh rằng nguồn thải chủ yếu là nước thải chưa

qua xử lý hoặc xử lý chưa triệt để. Kết quả này gợi ra giả thiết rằng thực trạng tại các hệ thống thoát nước nội đô Hà Nội vẫn tồn tại hiện trạng nước thải sinh hoạt xả trực tiếp vào hồ mà không qua xử lý. Ngay cả hồ Yên Sở - nơi tiếp nhận nước từ nhà máy xử lý nước nhưng tỷ lệ Epi-cop/Cop vẫn thấp cho thấy lượng nước thải thô chiếm phần lớn hoặc hiệu suất xử lý của nhà máy không đủ để thay đổi thay đổi lượng sterol trong trầm tích. So sánh với nghiên cứu tại hệ thống ven biển châu Âu [30] tỷ lệ Epi-cop/Cop dao động trong khoảng 0,8-1,2 tại khu vực tiếp nhận nước thải sinh hoạt sau xử lý sinh học cùng với kết quả thu được tại các hồ nội đô Hà Nội cho thấy sự tương phản rõ rệt. Trong khi nước thải đô thị tại châu Âu sau khi đã qua các bước xử lý đã tạo ra lượng lớn epicoprostanol chiếm ưu thế, trong khi mẫu trầm tích tại hồ nội đô Hà Nội lại có nồng độ coprostanol cao – dấu hiệu của nước thải sinh hoạt chưa xử lý.

Việc nồng độ epicoprostanol luôn duy trì ở một tỷ lệ cố định so với coprostanol, mặc dù có sự khác biệt lớn về vị trí địa lý, diện tích giữa các hồ nghiên cứu, từ các hồ chịu áp lực lớn từ nước thải sinh hoạt như hồ Văn Quán đến các hồ cảnh quan như hồ Thủ Lệ đã loại bỏ giả thuyết về các nguồn thải ngoại lại không liên quan. Điều này một lần nữa củng cố luận điểm rằng hệ thống hồ nội đô Hà Nội đang chịu áp lực từ lượng lớn nước thải sinh hoạt có tính chất tương đồng về công nghệ xử lý (hoặc chưa qua xử lý), nơi các quá trình hóa sinh trong trầm tích diễn ra dưới điều kiện lý – hóa tương tự nhau trên toàn mạng lưới hồ nội đô Hà Nội [12]. Đáng chú ý, hệ số góc của đường hồi quy phản ánh một hiệu suất chuyển hóa isomer cực thấp nhưng tương đối ổn định. Theo mô hình của Mudge và Seguel (1999) [46], sự tồn tại song song của hai hợp chất này với nồng độ tích lũy cao trong trầm tích là bằng chứng cho thấy các hồ nội đô Hà Nội đang đóng vai trò như bể phản ứng kỵ khí tự nhiên. Tại đây, sterol không chỉ lắng đọng mà còn trải qua quá trình biến đổi chậm trong điều kiện yếm khí của tầng bùn đáy, tại đây thời gian lưu dài cho phép các phản ứng isomer hóa diễn ra một cách đồng nhất [51].

Sự kết hợp giữa hệ số R^2 và các giá trị tỷ lệ $R3$ thấp như đã phân tích ở phần trước tạo nên một minh chứng vững chắc: chứng minh độ tin cậy của số liệu phân tích nồng độ, vừa khẳng định tình trạng chung của hạ tầng thoát nước thành phố là sự thiếu hụt các công đoạn xử lý sinh học hiếu khí tập trung hoặc chưa qua xử lý. Biểu đồ tương quan này vì thế không chỉ là một công cụ thống kê mà còn cho thấy một thực trạng quản lý chất thải đô thị còn nhiều bất cập.



Hình 3.4. Biểu đồ biểu diễn mối tương quan giữa nồng độ coprostanol và nồng độ epicoprostanol (ng/g-dwt)

3.3 Kết quả phân tích thành phần chính

Phân tích thành phần chính (PCA) được sử dụng nhằm đánh giá mối quan hệ giữa các sterol được phát hiện trong trầm tích hồ, đồng thời làm rõ sự tương đồng và khác biệt giữa các điểm lấy mẫu (hình 3.5). Kết quả PCA dựa trên nồng độ của 9 sterol phát hiện cho thấy 3 thành phần chính giải thích tổng cộng 91,8 % phương sai (hình 3.5a), điều này cho thấy mô hình PCA phản ánh rất tốt đặc trưng của khu vực nghiên cứu. Trong đó, thành phần chính 1 (PC1, 66,2%) thể hiện mối tương quan rõ rệt giữa các hợp chất coprostanol, epicoprostanol, cholesterol, coprostanone, cholestanol, campesterol, β -sitosterol với giá trị tải cao ($> 0,86$ %). Sự hội tụ của một nhóm lớn các sterol gồm coprostanol, epicoprostanol, cholesterol, coprostanone và cholestanol với giá trị tải rất cao ($> 0,86$) trên trục PC1 khẳng định đây là trục đại diện cho tác động từ nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý đến hồ nội đô Hà Nội. Đáng chú ý, sự hiện diện của campesterol và β -sitosterol cũng thuộc nhóm có giá trị tải cao trên PC1. Điều này minh chứng cho hiện tượng phú dưỡng hóa: tải lượng dinh dưỡng dư thừa từ nước thải không chỉ mang theo sterol có nguồn gốc từ động vật mà còn kích thích sự phát triển bùng nổ của thực vật phù du và tảo, do trong nước thải sinh hoạt đồng thời chứa các chất dinh dưỡng như Nitơ, Photpho dẫn đến sự gia tăng đồng thời nồng độ của nhóm phytosterol.

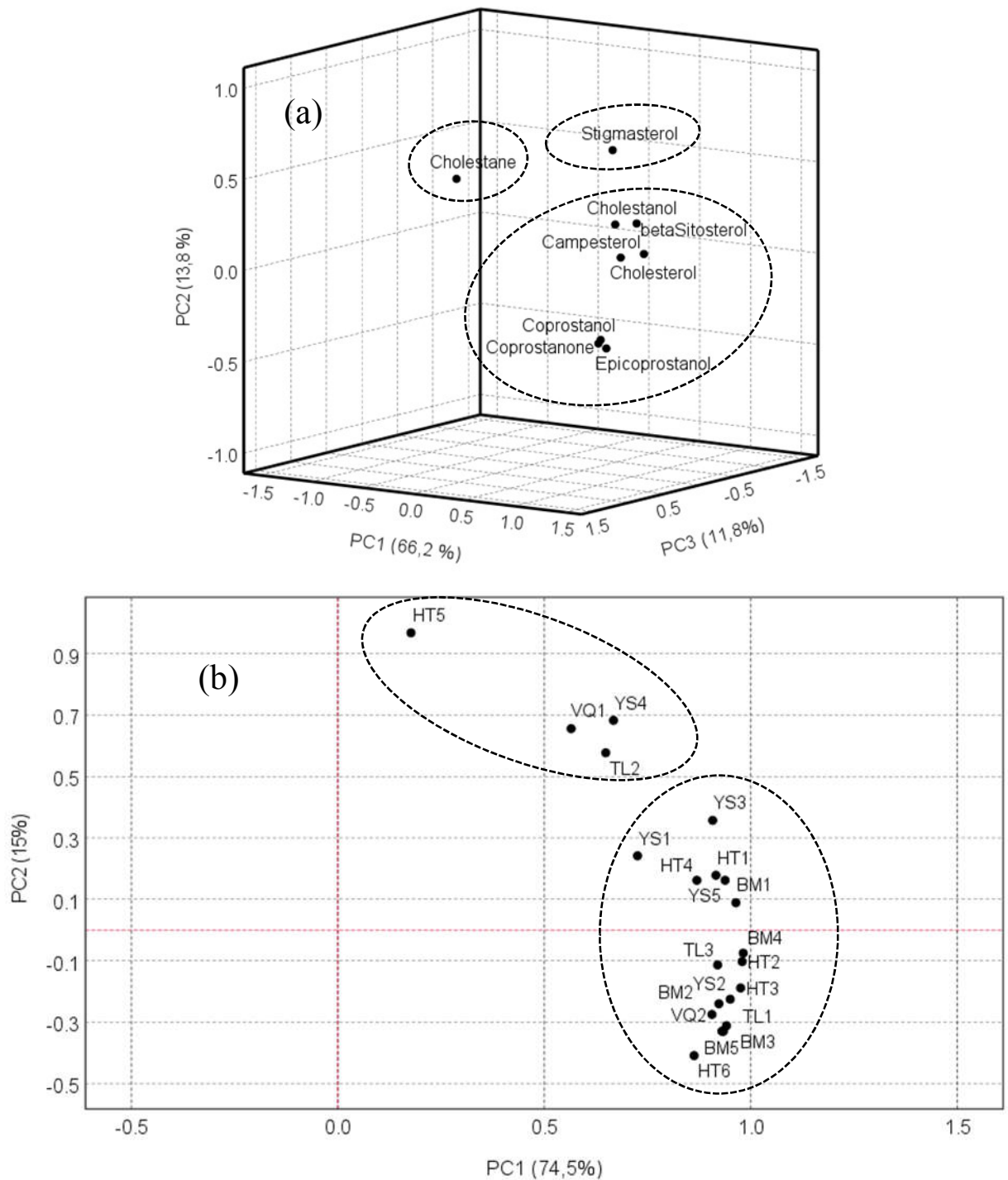
Thành phần chính 2 (PC 2) có giá trị tải $> 0,64$ % đối với stigmasterol và giải thích 13,8 % tổng phương sai. Thành phần chính 3 (PC 3) cho thấy giá trị tải cao ($> 0,81$ %) đối với cholestane và giải thích 11,8 % tổng phương sai. PC1 chủ yếu bao gồm các sterol đặc trưng cho chất thải có nguồn gốc từ nước thải sinh hoạt chưa qua

xử lý và chất thải động vật (coprostanol, cholesterol, coprostanone, cholestanol, epicoprostanol), cùng với các sterol có nguồn gốc sinh học (campesterol và β -sitosterol). Do campesterol và β -sitosterol là những sterol chính được tìm thấy trong thực vật có mạch và tảo nước ngọt, đặc biệt campesterol chủ yếu có nguồn gốc từ thực vật phù du [33], [53], điều này cho thấy bên cạnh sự ô nhiễm môi trường hồ bởi nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý (đã được khẳng định bởi tỷ lệ Cop/Choles, Cop/(Cop + Choles) và nồng độ cao của coprostanol), trầm tích hồ nội đô Hà Nội còn bị ô nhiễm bởi các vật chất hữu cơ có nguồn gốc tự nhiên, đặc biệt là từ thực vật và tảo nước ngọt. Sự hiện diện đồng thời của hai nhóm nguồn này phản ánh tác động kết hợp giữa các yếu tố nhân sinh và các quá trình sinh học nội tại trong các hồ.

PC2 đặc trưng bởi stigmasterol có nồng độ cao (> 2717 ng/g, ngoại trừ tại HT5 và TL2) trong tất cả các mẫu trầm tích, chiếm từ 15 - 45 % tổng nồng độ sterol phát hiện trong trầm tích hồ (ngoại trừ tại HT5, 3,4% và TL2, 14%). Stigmasterol có nguồn gốc từ thực vật bậc cao và thường hiện diện trong môi trường thủy sinh, vì vậy sự hiện diện của stigmasterol trong trầm tích hồ có thể liên quan đến sự phân hủy của tảo và thực vật thủy sinh trong quá trình sinh trưởng của chúng trong hồ. PC3 (11,8%) đặc trưng bởi cholestane có nồng độ thấp (0 - 215 ng/g) trong tất cả các mẫu trầm tích thu thập, đại diện cho nguồn các chất hữu cơ đã trải qua quá trình biến đổi địa chất lâu dài hoặc các thành phần dầu mỏ/ nhiên liệu hóa thạch từ dòng chảy bề mặt đô thị. Sự tách biệt của PC3 cho thấy nguồn này đóng góp một tỷ lệ nhỏ nhưng hoàn toàn độc lập với nước thải sinh hoạt.

Kết quả PCA (hình 3.5b) cho thấy hai thành phần chính giải thích tổng cộng 89,5 % phương sai, trong đó thành phần chính PC1 có giá trị tải cao ($> 0,87\%$ ngoại trừ điểm YS1, 0,73 %), giải thích 74,5 % tổng phương sai, thể hiện mối tương quan cao đối với tất cả các vị trí thu mẫu (ngoại trừ các điểm HT5, VQ1, YS4, TL2). Trầm tích thuộc nhóm này có tính chất tương đồng về mức độ ô nhiễm và nguồn thải và có khả năng chịu tác động kết hợp bởi nước thải chưa qua xử lý và nguồn ô nhiễm có nguồn gốc thực vật. Tuy nhiên, giả thuyết này cần được nghiên cứu và kiểm chứng thêm trong tương lai. PC2 giải thích 15% tổng phương sai, bao gồm các điểm HT5, VQ1, YS4, TL2 (Nhóm 1). Trầm tích tại những điểm này chịu tác động lớn từ nước thải và chất thải có nguồn gốc từ phân người, được khẳng định bởi tỷ lệ coprostanol/(coprostanol + cholestanol) và coprostanol/cholesterol đặc biệt cao, lần lượt trên 4,2 và 0,8. Các mẫu này phân bố tách biệt hẳn về phía dương của trục PC2 và có giá trị tải PC1 biến động. Sự dịch chuyển của các mẫu này lên phía trên trục PCA cho thấy tại các vị trí gần nguồn thải, ảnh hưởng từ nước thải và chất thải có nguồn gốc từ phân người gần như tuyệt đối tới mức che lấp hoặc làm thay đổi hoàn toàn cấu trúc sinh

học tự nhiên của hồ nghiên cứu. Đặc biệt tại HT5 và VQ1, vị trí trên biểu đồ PCA phản ánh rõ nhất áp lực mạnh mẽ từ nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý.



Hình 3.5. Kết quả phân tích thành phần chính của sterol phát hiện trong 21 mẫu trầm tích hồ thể hiện theo các biến (a) và vị trí lấy mẫu (b). (a) Các biến: cholestane, coprostanol, epicoprostanol, cholesterol, coprostanone, cholestanol, campesterol, stigmasterol, β -sitosterol; (b) Các vị trí lấy mẫu.

Nhóm các vị trí YS1, YS3, HT1, HT4, BM1 (Nhóm 2) phân bố tập trung ở vùng giữa, thể hiện sự giao thoa giữa nước thải sinh hoạt/chất thải có nguồn gốc từ

phân người và quá trình phát triển sinh học của các thực vật thủy sinh. Trường hợp tại hồ Yên Sở (YS1, YS3) là điển hình, mặc dù tiếp nhận nước thải sau xử lý từ nhà máy xử lý nước Yên Sở nhưng vị trí trên biểu đồ PCA cho thấy hồ vẫn chịu áp lực từ các nguồn thải hữu cơ rất lớn, nơi quá trình biến đổi kỵ khí diễn ra mạnh mẽ tạo ra nồng độ tổng sterol cao nhất (77.630 ng/g-dwt).

Đối với nhóm các vị trí HT6, BM3, BM5, VQ2, TL1 (Nhóm 3) phân bố chủ yếu ở phía âm của trục PC2, gần trục PC1. HT6 và các mẫu trầm tích tại hồ Bảy Mẫu thể hiện đặc trưng của các hồ có hệ sinh thái tương đối ổn định. Bằng chứng là tại các hồ này phytosterol đóng góp tỷ trọng cao hơn, cho thấy khả năng pha loãng và vai trò của thảm thực vật ven hồ trong việc cân bằng lại các dấu hiệu ô nhiễm từ nước thải sinh hoạt hoặc chất thải có nguồn gốc từ phân người.

Việc các sterol có nguồn gốc từ người chiếm ưu thế tuyệt đối trên PC1 (giải thích tới 74,5% phương sai trong biểu đồ) là bằng chứng khoa học không thể phủ nhận về tình trạng ô nhiễm trầm tích do nước thải sinh hoạt trong toàn hệ thống hồ nội đô Hà Nội. Sự hội tụ của 5 hợp chất chỉ thị nước thải/chất thải có nguồn gốc phân người trên PC1 cho thấy công nghệ xử lý nước thải hoặc sự thiếu hụt xử lý và bản chất dòng thải sinh hoạt là tương đồng giữa các hồ nghiên cứu, bất kể có sự khác biệt về diện tích mặt nước, vị trí địa lý hay thủy văn của từng hồ.

Dựa trên PCA, các khu vực nghiên cứu Nhóm 1 và Nhóm 2 đóng vai trò là những bể lắng kỵ khí khổng lồ, trong điều kiện biến đổi khí hậu hoặc nạo vét đáy hồ không kiểm soát, các sterol cùng với các tác nhân gây bệnh đi kèm có nguy cơ giải phóng vào môi trường nước, gây nguy hiểm cho hệ sinh thái hồ và gián tiếp ảnh hưởng tới sức khỏe cộng đồng khi sử dụng nguồn thực phẩm thủy sinh từ hồ. Hay sự thay đổi các thông số hóa lý như pH hoặc thế oxy hóa khử (E_h) tại tầng đáy có thể phá vỡ sự liên kết giữa các sterol và hạt vật chất, gây ra hiện tượng ô nhiễm thứ cấp nghiêm trọng, ảnh hưởng trực tiếp đến chất lượng nước và đa dạng sinh học của toàn hệ thống hồ đô thị [12].

KẾT LUẬN

Nghiên cứu đã tiến hành phân tích, đánh giá sự phân bố và xác định nguồn gốc của các hợp chất sterol trong 21 mẫu trầm tích thu thập từ 05 hồ nội đô Hà Nội gồm Hồ Yên Sở, Hồ Tây, Hồ Văn Quán, Hồ Thủ Lệ và Hồ Bảy Mẫu. Kết quả nghiên cứu đã phát hiện 09 hợp chất sterol trong các mẫu trầm tích gồm cholestane, cholesterol, coprostanol, epicoprostanol, coprostanone, cholestanol, campesterol, stigmasterol và β -sitosterol; trong khi ergosterol không được phát hiện. Tổng nồng độ sterol tại các hồ nghiên cứu dao động trong khoảng 6.664 – 77.630 ng/g-dwt, phản ánh sự khác biệt về điều kiện môi trường và mức độ tác động của các nguồn thải tại từng hồ. Trong đó, coprostanol, cholestanol, stigmasterol và β -sitosterol là các hợp chất chiếm ưu thế, đóng góp 58 – 85% tổng nồng độ sterol. Đặc biệt, coprostanol xuất hiện trong 100% các mẫu nghiên cứu với nồng độ dao động trong khoảng 844 – 12.835 ng/g-dwt. Giá trị này vượt ngưỡng đánh giá ô nhiễm phân người được đề xuất trong nhiều nghiên cứu quốc tế, cho thấy các hồ nội đô Hà Nội đang chịu tác động đáng kể từ nguồn nước thải sinh hoạt và chất thải có nguồn gốc phân người.

Mặt khác, kết quả đánh giá các tỷ số chẩn đoán sterol như Coprostanol/Cholesterol, Coprostanol/(Coprostanol + Cholestanol) và Epicoprostanol/Coprostanol cho thấy phần lớn các vị trí nghiên cứu mang đặc trưng của nguồn ô nhiễm từ nước thải sinh hoạt. Đồng thời, giá trị của các tỷ số này cũng phản ánh tình trạng nước thải chưa được xử lý hoặc xử lý chưa triệt để trước khi xả vào hệ thống hồ đô thị.

Đồng thời, sự hiện diện với hàm lượng cao của campesterol, stigmasterol và β -sitosterol cũng phản ánh sự đóng góp của nguồn hữu cơ tự nhiên từ thực vật và tảo nước ngọt. Nhìn chung, nghiên cứu đã chứng minh tính hữu ích của chỉ thị sterol trong việc truy vết nguồn gốc ô nhiễm hữu cơ và đánh giá tác động của nước thải sinh hoạt đối với môi trường hồ đô thị. Kết quả thu được góp phần bổ sung cơ sở dữ liệu về các chất chỉ thị hóa học trong trầm tích tại Việt Nam, đồng thời cung cấp cơ sở khoa học phục vụ công tác quản lý, giám sát và cải thiện chất lượng môi trường các hồ nội đô Hà Nội.

KIẾN NGHỊ

Từ những kết quả và đánh giá trên, nghiên cứu đề xuất một số kiến nghị nhằm nâng cao hiệu quả quản lý, cải tạo môi trường hồ nội đô Hà Nội:

Công tác quản lý và quan trắc môi trường: Cần xem xét đưa nhóm chất sterol (đặc biệt là coprostanol) vào danh mục các chỉ tiêu đánh giá, quan trắc định kỳ chất lượng nước và trầm tích tại Việt Nam. Đây là công cụ chỉ thị hóa học hiệu quả để định danh, truy vết chính xác nguồn ô nhiễm phân và nước thải.

Nâng cấp hạ tầng đô thị: Cần đẩy nhanh việc rà soát, đầu tư hoàn thiện mạng lưới thu gom và các trạm xử lý nước thải sinh hoạt tập trung. Phải có biện pháp ngăn chặn triệt để tình trạng xả thải nước thải thô trực tiếp qua các miệng cống ven hồ

Kiểm soát rủi ro ô nhiễm thứ cấp: Trong các hoạt động cải tạo, nạo vét đáy hồ, cần có quy trình kiểm soát chặt chẽ để tránh làm xáo trộn mạnh tầng bùn đáy. Việc xáo trộn này có thể phá vỡ liên kết của các sterol, gây giải phóng ngược các chất ô nhiễm và mầm bệnh đi kèm vào cột nước.

Hướng nghiên cứu tiếp theo: Tiếp tục tiến hành các nghiên cứu chuyên sâu để kiểm chứng và làm rõ hơn cơ chế đóng góp, tích tụ của các nguồn ô nhiễm hữu cơ tự nhiên (thảm thực vật, tảo) vào trầm tích hồ. Ngoài ra, tiến hành mở rộng không gian và thời gian lấy mẫu để đánh giá sự biến động của sterol theo mùa nhằm đánh giá tổng thể về rủi ro sinh thái trong môi trường hồ nội đô.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] P. V. Quan, H. Furumai, F. Kurisu, I. Kasuga, C. T. Ha, and L. V. Chieu, “Water Pollution Characterization by Pathogenic Indicators in Water Runoff in the Downtown of Hanoi, Vietnam,” *J. Water Environ. Technol.*, vol. 8, no. 3, pp. 259–268, 2010, doi: 10.2965/jwet.2010.259.
- [2] N. D. Dap, V. I. Telichenko, and M. Y. Slesarev, “Sources and causes of surface water pollution in Hanoi (Vietnam),” *Vestn. MGSU*, no. 10, pp. 1234–1242, Oct. 2018, doi: 10.22227/1997-0935.2018.10.1234-1242.
- [3] B. Nguyen *et al.*, “Preliminary investigations of organic pollution in water environment of some urban lakes in Hanoi city, Vietnam,” *J. Vietnam. Environ.*, vol. 8, pp. 107–113, Nov. 2016, doi: 10.13141/jve.vol8.no2.pp107-113.
- [4] Hà Ứng Thị Thúy, Hùng P. T., and Bách L. T., “Đánh giá hiện trạng ô nhiễm và đề xuất giải pháp cải thiện chất lượng nước hồ đô thị tại Hà Nội,” *Tạp Chí Khoa Học Công Nghệ Xây Dựng TCKHCN XD - ĐHXDHN*, vol. 15, no. 4V, pp. 87–97, Sep. 2021, doi: 10.31814/stce.huce(nuce)2021-15(4V)-09.
- [5] A. Q. Hoang *et al.*, “Contamination status of surface water from urban rivers and lakes in Hanoi, Vietnam: Pollution parameters and concentrations of selected elements,” *VNUHCM J. Sci. Technol. Dev.*, vol. 27, no. 4, pp. 3662–3671, Dec. 2024, doi: 10.32508/stdj.v27i4.4387.
- [6] T. Kikuchi, H. T. Hai, and S. Tanaka, “Characterization of Heavy Metal Contamination from their Spatial Distributions in Sediment of an Urban Lake of Hanoi, Vietnam,” *J. Water Environ. Technol.*, vol. 8, no. 2, pp. 111–123, 2010, doi: 10.2965/jwet.2010.111.
- [7] N. T. T. Ha, D. T. Dzung, H. T. T. Hang, T. Q. Huy, and N. N. Tu, “Water Quality Assessment and Eutrophic Classification of Hanoi Lakes Using Different Indices,” *Vietnam J. Agric. Sci.*, vol. 4, no. 4, pp. 1229–1240, Dec. 2021, doi: 10.31817/vjas.2021.4.4.03.
- [8] Y. T. Thanh Pham, N. Quang Trung, P. H. Thanh Nhat, and T. Ngoc Minh, “Occurrence and Environmental Risk Assessment of Antibiotic Contamination in Urban Lakes of Hanoi, Vietnam,” *Int. J. Appl. Sci. Res.*, vol. 08, no. 05, pp. 67–74, 2025, doi: 10.56293/IJASR.2025.6708.
- [9] M. S. Islam, K. Nakagawa, Z.-Q. Yu, Y. Takao, and R. Berndtsson, “Coprostanol adsorption behavior in agricultural soil, riverbed sediment, and sand,” *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 11, no. 3, p. 110029, Jun. 2023, doi: 10.1016/j.jece.2023.110029.

- [10] A. Kriaa *et al.*, “Microbial Reduction of Cholesterol to Coprostanol: An Old Concept and New Insights,” *Catalysts*, vol. 9, no. 2, p. 167, Feb. 2019, doi: 10.3390/catal9020167.
- [11] E. Bayer *et al.*, “Investigation of Xanthine Oxidase,” *Eur. J. Biochem.*, vol. 22, no. 4, pp. 580–584, 1971, doi: 10.1111/j.1432-1033.1971.tb01580.x.
- [12] A. D. Reeves and D. Patton, “Faecal sterols as indicators of sewage contamination in estuarine sediments of the Tay Estuary, Scotland: an extended baseline survey,” *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, vol. 9, no. 1/2, pp. 81–94, Jun. 2005, doi: 10.5194/hess-9-81-2005.
- [13] S. Li and J. Wei, “Evaluation of the influence of homopolymerization on the removal of water-insoluble organics by grafted polypropylene fibers,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 64, no. 6, pp. 1172–1176, Jun. 2012, doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.03.021.
- [14] Y. Aminot *et al.*, “Environmental risks associated with contaminants of legacy and emerging concern at European aquaculture areas,” *Environ. Pollut.*, vol. 252, pp. 1301–1310, Sep. 2019, doi: 10.1016/j.envpol.2019.05.133.
- [15] X. Wen, Y. Bai, S. Zhang, A. Ding, L. Zheng, and J. Li, “Distributions and Sources of Sedimentary Sterols as well as Their Indications of Sewage Contamination in the Guanting Reservoir, Beijing,” *J. Chem.*, vol. 2020, pp. 1–11, Mar. 2020, doi: 10.1155/2020/3050687.
- [16] W.-L. Jeng and B.-C. Han, “Sedimentary coprostanol in Kaohsiung Harbour and the Tan-Shui Estuary, Taiwan,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 28, no. 8, pp. 494–499, Aug. 1994, doi: 10.1016/0025-326X(94)90523-1.
- [17] X. Chen *et al.*, “Microbial hydrogenation of cholesterol to coprostanol by anaerobic bacteria: evidence from Antarctic lacustrine sediment,” *Biogeochemistry*, vol. 167, no. 9, pp. 1107–1122, Jul. 2024, doi: 10.1007/s10533-024-01121-7.
- [18] J. O. Grimalt, P. Fernandez, J. M. Bayona, and J. Albaiges, “Assessment of fecal sterols and ketones as indicators of urban sewage inputs to coastal waters,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 24, no. 3, pp. 357–363, Mar. 1990, doi: 10.1021/es00073a011.
- [19] K. O. Isobe, M. Tarao, M. P. Zakaria, N. H. Chiem, L. Y. Minh, and H. Takada, “Quantitative application of fecal sterols using gas chromatography-mass spectrometry to investigate fecal pollution in tropical waters: western Malaysia and Mekong Delta, Vietnam,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36, no. 21, pp. 4497–4507, Nov. 2002, doi: 10.1021/es020556h.

- [20] M. W. Thomes, V. Vaezzadeh, M. P. Zakaria, and C. W. Bong, “Use of sterols and linear alkylbenzenes as molecular markers of sewage pollution in Southeast Asia,” *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, vol. 26, no. 31, pp. 31555–31580, Nov. 2019, doi: 10.1007/s11356-019-05936-y.
- [21] H. T. Duong, K. Kadokami, S. Pan, N. Matsuura, and T. Q. Nguyen, “Screening and analysis of 940 organic micro-pollutants in river sediments in Vietnam using an automated identification and quantification database system for GC–MS,” *Chemosphere*, vol. 107, pp. 462–472, Jul. 2014, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.064.
- [22] Khuất T. H., Đỗ T. D., and Ngô T. M., “Đánh giá công nghệ xử lý nước thải sinh hoạt tại trạm xử lý nước thải Đồng Cống, thị xã Sơn Tây, TP. Hà Nội,” *Tạp Chí Môi Trường*, no. Chuyên đề Tiếng Việt IV, 2021, Accessed: Jan. 12, 2026. [Online]. Available: <https://tapchimoitruong.vn/chuyen-muc-3/danh-gia-cong-nghe-xu-ly-nuoc-thai-sinh-hoat-tai-tram-xu-ly-nuoc-thai-dong-cong-thi-xa-son-tay-tp-ha-noi-26219>
- [23] K. Kadokami, S. Pan, D. T. Hanh, X. Li, and T. Miyazaki, “Development of a Comprehensive Analytical Method for Semi-Volatile Organic Compounds in Sediments by Using an Automated Identification and Quantification System with a GC-MS Database,” *Anal. Sci.*, vol. 28, no. 12, pp. 1183–1189, Dec. 2012, doi: 10.2116/analsci.28.1183.
- [24] M. Frena, G. A. Bataglione, A. E. Tonietto, M. N. Eberlin, M. R. Alexandre, and L. A. S. Madureira, “Assessment of anthropogenic contamination with sterol markers in surface sediments of a tropical estuary (Itajaí-Açu, Brazil),” *Sci. Total Environ.*, vol. 544, pp. 432–438, Feb. 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.137.
- [25] Leeming, R., Ball A., Ashbolt N., and Nichols P., “Using faecal sterols from humans and animals to distinguish faecal pollution in receiving waters,” *Water Res.*, vol. 30, no. 12, pp. 2893–2900, Dec. 1996, doi: 10.1016/S0043-1354(96)00011-5.
- [26] P. M. Hoai *et al.*, “Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam,” *Environ. Pollut.*, vol. 158, no. 3, pp. 913–920, Mar. 2010, doi: 10.1016/j.envpol.2009.09.018.
- [27] A. T. Hassan, M. Qurban, K. Manikandan, B. Tawabini, C. Basheer, and K. Periyadan, “Assessment of the organotin pollution in the coastal sediments of

- the Western Arabian Gulf, Saudi Arabia,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 139, pp. 174–180, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.041.
- [28] Steven G. B., Shelly E., Pentti P., and Garry A. N., “Methods for estimating uncertainty in PMF solutions: Examples with ambient air and water quality data and guidance on reporting PMF results,” *Sci. Total Environ.*, vol. 518–519, pp. 626–635, Jun. 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.022.
- [29] M. Frena *et al.*, “Distribution and sources of sterol biomarkers in sediments collected from a tropical estuary in Northeast Brazil,” *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, vol. 23, no. 22, pp. 23291–23299, Nov. 2016, doi: 10.1007/s11356-016-7744-4.
- [30] C. H. Vane *et al.*, “Sedimentary records of sewage pollution using faecal markers in contrasting peri-urban shallow lakes,” *Sci. Total Environ.*, vol. 409, no. 2, pp. 345–356, Dec. 2010, doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.09.033.
- [31] J. K. Volkman, “Sterols and other triterpenoids: source specificity and evolution of biosynthetic pathways,” *Org. Geochem.*, vol. 36, no. 2, pp. 139–159, Feb. 2005, doi: 10.1016/j.orggeochem.2004.06.013.
- [32] Morgane D., Flor A. C., Nadia L. V. T., Cristian A. K. M., and Santiago C. V., “Sources and distribution of organic matter along the Ring of Cenotes, Yucatan, Mexico: Sterol markers and statistical approaches,” *Sci. Total Environ.*, vol. 511, pp. 223–229, Apr. 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.12.053.
- [33] J. K. Volkman, G. Eglinton, and E. D. S. Corner, “Sterols and fatty acids of the marine diatom *biddulphia sinensis*,” *Phytochemistry*, vol. 19, no. 8, pp. 1809–1813, 1980, doi: 10.1016/S0031-9422(00)83818-2.
- [34] S. Froehner, R. F. Martins, and M. R. Errera, “Assessment of fecal sterols in Barigui River sediments in Curitiba, Brazil,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 157, no. 1–4, pp. 591–600, Oct. 2009, doi: 10.1007/s10661-008-0559-0.
- [35] R. Leeming, N. Bate, R. Hewlett, and P. D. Nichols, “Discriminating faecal pollution: A case study of stormwater entering Port Phillip Bay, Australia,” *Water Sci. Technol.*, vol. 38, no. 10, pp. 15–22, Jan. 1998, doi: 10.1016/S0273-1223(98)00728-8.
- [36] D. Sullivan, P. Brooks, N. Tindale, S. Chapman, and W. Ahmed, “Faecal sterols analysis for the identification of human faecal pollution in a non-sewered catchment,” *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.*, vol. 61, no. 5, pp. 1355–1361, 2010, doi: 10.2166/wst.2010.227.

- [37] I. Matić Bujagić, S. Grujić, Z. Jauković, and M. Laušević, “Sterol ratios as a tool for sewage pollution assessment of river sediments in Serbia,” *Environ. Pollut.*, vol. 213, pp. 76–83, Jun. 2016, doi: 10.1016/j.envpol.2015.12.036.
- [38] M. Frena, A. P. S. Santos, M. R. R. Souza, S. S. Carvalho, L. A. S. Madureira, and M. R. Alexandre, “Sterol biomarkers and fecal coliforms in a tropical estuary: Seasonal distribution and sources,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 139, pp. 111–116, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.007.
- [39] K. O. Isobe, M. Tarao, N. H. Chiem, L. Y. Minh, and H. Takada, “Effect of Environmental Factors on the Relationship between Concentrations of Coprostanol and Fecal Indicator Bacteria in Tropical (Mekong Delta) and Temperate (Tokyo) Freshwaters,” *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 70, no. 2, pp. 814–821, Feb. 2004, doi: 10.1128/AEM.70.2.814-821.2004.
- [40] C. D. C. Martins, G. Fillmann, and R. C. Montone, “Natural and anthropogenic sterols inputs in surface sediments of Patos Lagoon, Brazil,” *J. Braz. Chem. Soc.*, vol. 18, no. 1, pp. 106–115, 2007, doi: 10.1590/S0103-50532007000100012.
- [41] M. P. Araujo, T. L. F. da Costa, and R. da S. Carreira, “Sterols as indicators of sewage accumulation in sediments of a tropical estuarine-lagoon system (Mundaú - Manguaba, AL),” *Quím. Nova*, vol. 34, pp. 64–70, 2011, doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000100013>.
- [42] I. D. Bull, M. J. Lockheart, M. M. Elhmmali, D. J. Roberts, and R. P. Evershed, “The origin of faeces by means of biomarker detection,” *Environ. Int.*, vol. 27, no. 8, pp. 647–654, Mar. 2002, doi: 10.1016/S0160-4120(01)00124-6.
- [43] L. Saavedra, R. A. Quiñones, and J. Becerra, “Distribution and sources of phytosterols in coastal and river sediments of south-central Chile,” *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, vol. 42, no. 1, pp. 61–84, 2014, doi: 10.3856/vol42-issue1-fulltext-5.
- [44] C. Minkyu, M. Hyo-Bang, K. Sung-Kyung, C. Su Kyung, C. Hee-Gu, and Y. Jun, “Sources and Distributions of Organic Wastewater Compounds on the Mokpo Coast of Korea,” *J. Fish. Sci. Technol.*, pp. 205–214, 2007.
- [45] D. V. McCalley, M. Cooke, and G. Nickless, “Effect of sewage treatment on faecal sterols,” *Water Res.*, vol. 15, no. 8, pp. 1019–1025, Jan. 1981, doi: 10.1016/0043-1354(81)90211-6.
- [46] S. M. Mudge, M. J. A. F. Bebianno, J. A. East, and L. A. Barreira, “Sterols in the Ria Formosa lagoon, Portugal,” *Water Res.*, vol. 33, no. 4, pp. 1038–1048, Mar. 1999, doi: 10.1016/S0043-1354(98)00283-8.

- [47] Elke S. R., Wei Y. H., Wenxu Z., and Anas G., “Sterols indicate water quality and wastewater treatment efficiency,” *Water Res.*, vol. 108, pp. 401–411, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.watres.2016.11.029.
- [48] Marc P. F., Michael G. I., and Ian B., “An assessment of estrogenic organic contaminants in Canadian wastewaters,” *Sci. Total Environ.*, vol. 373, no. 1, pp. 250–269, Feb. 2007, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.018>.
- [49] J. A. González-Oreja and J. I. Saiz-Salinas, “Short-term spatio-temporal changes in urban pollution by means of faecal sterols analysis,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 36, no. 11, pp. 868–875, Nov. 1998, doi: 10.1016/S0025-326X(98)00037-X.
- [50] S. M. Mudge and C. G. Seguel, “Organic Contamination of San Vicente Bay, Chile,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 38, no. 11, pp. 1011–1021, Nov. 1999, doi: 10.1016/S0025-326X(99)00132-0.
- [51] S. M. Mudge and M. J. Bebianno, “Sewage contamination following an accidental spillage in the Ria Formosa, Portugal,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 34, no. 3, pp. 163–170, Mar. 1997, doi: 10.1016/S0025-326X(96)00082-3.
- [52] J. K. Volkman, “Lipid Markers for Marine Organic Matter,” in *Marine Organic Matter: Biomarkers, Isotopes and DNA*, J. K. Volkman, Ed., Berlin, Heidelberg: Springer, 2006, pp. 27–70. doi: 10.1007/698_2_002.
- [53] C. C. Martins, B. H. Seyffert, J. A. F. Braun, and G. Fillmann, “Input of organic matter in a large south american tropical estuary (Paranaguá Estuarine System, Brazil) indicated by sedimentary sterols and multivariate statistical approach,” *J. Braz. Chem. Soc.*, vol. 22, no. 8, pp. 1585–1594, Aug. 2011, doi: 10.1590/S0103-50532011000800023.

Phụ lục 1. Thông tin, vị trí lấy mẫu

Thứ tự mẫu	Vị trí	Tên mẫu	Tọa độ
1	Hồ Yên Sở 01	Bùn lỏng	20.9616747 105.8512692
2	Hồ Yên Sở 02	Bùn lỏng	20.9630116 105.8520725
3	Hồ Yên Sở 03	Bùn lỏng	20.9646262 105.8513034
4	Hồ Yên Sở 04	Bùn lỏng	20.9635614 105.8504146
5	Hồ Yên Sở 05	Bùn lỏng	20.9634027 105.8516591
6	Hồ Tây 01	Bùn lỏng gần công viên nước Hồ Tây	21.0718196 105.8190569
7	Hồ Tây 02	Bùn lỏng	21.0698596 105.8137424
8	Hồ Tây 03	Bùn lỏng	21.0613270 105.8107544
9	Hồ Tây 04	Bùn lỏng	21.0567414 105.8105637
10	Hồ Tây 05	Bùn lỏng	21.0489287 105.8371937
11	Hồ Tây 06	Bùn lỏng	21.05190031 105.8286102
12	Hồ Thủ Lệ 01	Bùn lỏng	21.0300324 105.8089845
13	Hồ Thủ Lệ 02	Bùn lỏng	21.0308145

			105.8102629
14	Hồ Thủ Lệ 03	Bùn lỏng	21.0306270
			105.8094952
15	Hồ Văn Quán 01	Bùn và cát, sỏi	20.9760617
			105.7919559
16	Hồ Văn Quán 02 Đất	Bùn đặc tại cửa xả ra hồ Văn Yên	20.9752912
			105.7924621
17	Hồ Bảy Mẫu 01	Bùn lỏng	21.0090871
			105.8446763
18	Hồ Bảy Mẫu 02	Bùn lỏng	21.0130652
			105.8447964
19	Hồ Bảy Mẫu 03	Bùn lỏng	21.0130599
			105.8422067
20	Hồ Bảy Mẫu 04	Bùn lỏng	21.0113394
			105.8432306
21	Hồ Bảy Mẫu 05	Bùn lỏng	21.0092856
			105.8423170

Phụ lục 2. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Yên Sở (ng/g)

KQ nồng độ: ng/g		Hồ Yên Sở 01	Hồ Yên Sở 02	Hồ Yên Sở 03	Hồ Yên Sở 04	Hồ Yên Sở 05
STT	Tên chất	S1	S2	S3	S4	S5
		YS1	YS2	YS3	YS4	YS5
1	Cholestane	10	16	0	0	35
2	Coprostanol	12835	4621	6404	4073	5523
3	Epicooprostanol	7890	1365	2781	1689	1586

4	Cholesterol	13303	4796	1565	970	1509
5	Coprostanone	4693	1330	1406	887	1315
6	Cholestanol	12073	9264	4309	1783	2760
7	Ergosterol	0	0	0	0	0
8	Campesterol	7064	5449	3700	2365	3123
9	Stigmasterol	12780	15086	7465	2717	8496
10	beta-Sitosterol	6984	6594	5093	2967	4512
	Tổng	77632	48521	32723	17450	28860

Phụ lục 3. Kết quả nồng độ sterol tại Hồ Tây (ng/g)

KQ nồng độ: ng/g		Hồ Tây 01	Hồ Tây 02	Hồ Tây 03	Hồ Tây 04	Hồ Tây 05	Hồ Tây 06
STT	Tên chất	S6	S7	S8	S9	S10	S11
1	Cholestane	10	0	37	36	46	41
2	Coprostanol	4088	1485	1212	3399	4737	850
3	Epicoprostanol	1174	659	446	1449	1678	443
4	Cholesterol	1220	1041	1013	3449	453	3063
5	Coprostanone	1121	194	505	744	494	177
6	Cholestanol	1653	2325	1528	2889	1129	4461
7	Ergosterol	0	0	0	0	0	0
8	Campesterol	2192	830	542	1990	1769	1895
9	Stigmasterol	6128	3716	3495	4047	427	6497

10	beta-Sitosterol	3772	2102	1619	2969	1692	2351
	Tổng	21358	12352	10398	20974	12425	19777

Phụ lục 4. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Thủ Lệ và hồ Văn Quán (ng/g)

KQ nồng độ: ng/g		Hồ Thủ Lệ 01	Hồ Thủ Lệ 02	Hồ Thủ Lệ 03	Hồ Văn Quán 01	Hồ Văn Quán 02
STT	Tên chất	S12	S13	S14	S15	S16
1	Cholestane	48	69	72	53	173
2	Coprostanol	1966	1598	1567	10086	844
3	Epicoprostanol	441	333	337	3936	0
4	Cholesterol	2425	153	861	1310	1280
5	Coprostanone	585	542	542	3674	196
6	Cholesterol	3399	1453	805	5998	1781
7	Ergosterol	0	0	0	0	0
8	Campesterol	1296	366	681	0	0
9	Stigmasterol	10622	934	4132	5555	3305
10	beta-Sitosterol	3662	1216	2381	3232	2140
	Tổng	24444	6664	11377	33845	9718

Phụ lục 5. Kết quả nồng độ sterol tại hồ Bảy Mẫu (ng/g)

KQ nồng độ: ng/g		Hồ Bảy Mẫu 01	Hồ Bảy Mẫu 02	Hồ Bảy Mẫu 03	Hồ Bảy Mẫu 4	Hồ Bảy Mẫu 05
STT	Tên chất	S17	S18	S19	S20	21
		BM1	BM2	BM3	BM1	BM2

1	Cholestane	215	111	59	74	65
2	Coprostanol	7605	1494	1723	5266	2590
3	Epicoprostanol	2783	346	334	1754	635
4	Cholesterol	4155	846	1633	4863	2465
5	Coprostanone	1783	307	337	1275	539
6	Cholestanol	8181	3235	3622	5172	6268
7	Ergosterol	0	0	0	0	0
8	Campesterol	2641	391	1057	3309	1894
9	Stigmasterol	11506	5534	8947	10766	15540
10	beta-Sitosterol	4674	1179	2751	6059	4231
	Tổng	43541	13443	20462	38538	34226

Phụ lục 6. Tỷ lệ (%) các sterol trên tổng hàm lượng sterol

	Cholestane	Coprostanol	Epicoprostanol	Cholesterol	Coprostanone	Cholestanol	Campesterol	Stigmasterol	beta-Sitosterol
YS1	0,013	16,53	10,16	17,14	6,046	15,55	9,099	16,46	8,997
YS2	0,033	9,525	2,814	9,883	2,74	19,09	11,23	31,09	13,59
YS3	0	19,57	8,5	4,783	4,297	13,17	11,31	22,81	15,56
YS4	0	23,34	9,679	5,559	5,082	10,22	13,55	15,57	17
YS5	0,122	19,14	5,497	5,229	4,555	9,564	10,82	29,44	15,64
HT1	0,048	19,14	5,498	5,712	5,246	7,739	10,26	28,69	17,66
HT2	0	12,02	5,331	8,426	1,572	18,82	6,717	30,09	17,02

HT3	0,351	11,66	4,288	9,746	4,854	14,7	5,212	33,62	15,57
HT4	0,173	16,21	6,909	16,45	3,547	13,78	9,49	19,3	14,16
HT5	0,374	38,13	13,5	3,642	3,976	9,087	14,24	3,437	13,62
HT6	0,208	4,296	2,238	15,49	0,895	22,56	9,583	32,85	11,89
TL1	0,198	8,043	1,805	9,92	2,393	13,9	5,303	43,45	14,98
TL2	1,036	23,97	4,991	2,296	8,14	21,81	5,494	14,01	18,25
TL3	0,633	13,77	2,96	7,57	4,76	7,073	5,99	36,32	20,93
VQ1	0,157	29,8	11,63	3,872	10,86	17,72	0	16,41	9,549
VQ2	1,783	8,682	0	13,17	2,013	18,32	0	34,01	22,02
BM1	0,493	17,47	6,391	9,543	4,095	18,79	6,065	26,43	10,73
BM2	0,824	11,11	2,575	6,292	2,281	24,06	2,91	41,17	8,772
BM3	0,29	8,422	1,63	7,98	1,645	17,7	5,166	43,72	13,44
BM4	0,191	13,66	4,55	12,62	3,309	13,42	8,587	27,94	15,72
BM5	0,189	7,567	1,856	7,201	1,575	18,31	5,533	45,4	12,36

Số 350 - QĐ/HVKHCN

Hà Nội, ngày 27 tháng 5 năm 2026

QUYẾT ĐỊNH
Về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ

-
- Căn cứ Quyết định số 175-QĐ/VHLKHCNVN ngày 28 / 4 /2026 của Chủ tịch Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam về việc ban hành Quy chế Tổ chức và hoạt động của Học viện Khoa học và Công nghệ;
 - Căn cứ Thông tư số 23/2021/TT-BGDĐT ngày 30/8/2021 của Bộ Giáo dục và Đào tạo về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 1966/QĐ-HVKHCN ngày 28/12/2021 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 724/QĐ-HVKHCN ngày 28/06/2024 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận học viên cao học trúng tuyển đợt 1 năm 2024;
 - Căn cứ Quyết định số 960/QĐ-HVKHCN ngày 02/10/2024 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận đề tài và người hướng dẫn luận văn thạc sĩ;
 - Xét đề nghị của Trưởng khoa Công nghệ môi trường và Năng lượng, Trưởng phòng Đào tạo.

GIÁM ĐỐC HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ

QUYẾT ĐỊNH

Điều 1. Thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ cho học viên Trương Thị Minh Hằng với đề tài: **“Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”**.

Ngành: Kỹ thuật môi trường;

Mã số: 8 52 03 20

Danh sách thành viên Hội đồng đánh giá luận văn kèm theo Quyết định này.

Điều 2. Hội đồng có trách nhiệm đánh giá luận văn thạc sĩ theo đúng quy chế hiện hành của Bộ Giáo dục và Đào tạo, Học viện Khoa học và Công nghệ.

Quyết định này có hiệu lực trong thời hạn tối đa 60 ngày làm việc kể từ ngày ký và phải đảm bảo thời hạn đào tạo theo quy định của Học viện. Hội đồng tự giải thể sau khi hoàn thành nhiệm vụ.

Điều 3. Trưởng phòng Tổ chức – Hành chính, Trưởng phòng Đào tạo, Trưởng phòng Kế toán, Trưởng khoa Công nghệ môi trường và Năng lượng, các thành viên có tên trong danh sách Hội đồng và học viên cao học có tên tại Điều 1 chịu trách nhiệm thi hành Quyết định này. *gk*

Nơi nhận:

- Như Điều 3;
- Lưu hồ sơ học viên;
- Lưu: VT, ĐT, HK.(14).



GIÁM ĐỐC

Hoàng Anh Sơn
PGS.TS. Hoàng Anh Sơn

DANH SÁCH HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ

(Kèm theo Quyết định số 350 - QĐ/HVKHCN ngày 27/ 5 /2026
của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ)



Cho luận văn của học viên: Trương Thị Minh Hằng

Tên đề tài: “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc
của Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”.

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

Người hướng dẫn : TS. Dương Thị Hạnh, Viện Khoa học công nghệ Năng lượng
và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,

TT	Họ và tên, học hàm, học vị	Chuyên ngành	Cơ quan công tác	Trách nhiệm trong Hội đồng
1.	GS.TS. Trịnh Văn Tuyên	Công nghệ hóa học và môi trường	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Chủ tịch
2.	PGS.TS. Trần Mạnh Trí	Hóa môi trường	Trường ĐH Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội	Phản biện 1
3.	TS. Vũ Đức Nam	Hóa phân tích	Trung tâm Đổi mới sáng tạo công nghệ cao, Viện Hàn lâm KHCNVN	Phản biện 2
4.	TS. Đinh Thị Thu Hằng	Hóa sinh học	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên- Thư ký
5.	PGS.TS. Trần Thị Ngọc Dung	Kỹ thuật môi trường	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên

Hội đồng gồm 05 thành viên./.

BIÊN BẢN HỌP HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ

Thực hiện Quyết định số: 350 -QĐ/HVKHCN ngày 27/ 5 /2026 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ của học viên Trương Thị Minh Hằng

Tên đề tài: “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”.

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

Hôm nay, ngày 12 /06 /2026 Hội đồng đã họp tại Phòng 1710 nhà A28, Học viện Khoa học và công nghệ vào lúc 9h00, Hội đồng gồm 05 thành viên:

TT	Họ và tên	Chức danh
1.	GS.TS. Trịnh Văn Tuyên	Chủ tịch Hội đồng
2.	TS. Đinh Thị Thu Hằng	Thư ký Hội đồng
3.	PGS.TS. Trần Mạnh Trí	Phản biện 1
4.	TS. Vũ Đức Nam	Phản biện 2
5.	PGS.TS. Trần Thị Ngọc Dung	Ủy viên Hội đồng

Thành viên vắng mặt: .O... (Phản biện hoặc ủy viên, đã có bản nhận xét đồng ý cho phép học viên được bảo vệ trước Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ)

NỘI DUNG LÀM VIỆC

- Đại diện cơ sở đào tạo đọc quyết định thành lập Hội đồng đánh giá luận văn
- Chủ tịch Hội đồng, điều khiển phiên họp
- Thư ký HĐ, đọc lí lịch khoa học và bảng điểm của học viên
- Học viên trình bày luận văn trước Hội đồng
- Phản biện 1, đọc bản nhận xét luận văn, đặt câu hỏi

PGS.TS. Trần Mạnh Trí: ... Cần... cập nhật... các... nghiên cứu... mới... gần đây... trích... dẫn... nghiên cứu... 1, 3, ... cần... nhắc... thay... thế... bởi... đồ... Việt Nam... 8.1.4... mục... nghiên cứu... lưu... cơ sở... bằng... lập... lượng... chất... trong... số... liệu... ... cấp... ... hệ... ... chuẩn... ... phân... viết... ... kiểm... đo, chuẩn... quy... chuẩn... phân... 3.2, 3.4... cần... chỉ... nh... lại...

6. Phản biện 2, đọc bản nhận xét luận văn, đặt câu hỏi

- TS. Vũ Đức Nam: ... Các hình ảnh, quá trình phân tích của chúng ta... lưu ý các số sau khi thao tác... kết luận của bạn gọn
Câu hỏi: ... Tại sao Sterol trong hạt lại yếu? ... cao hơn so với
4 hạt còn lại, ... nguyên gốc? ...
... Nếu lấy trong bình thủy, có nguyên gốc ở nước thái? ...
... 2.1 mẫu có đặc trưng trong tổng hợp hay không? ...

7. Các thành viên HĐ và những người tham dự nêu câu hỏi

- PGS.TS. Trần Thị Ngọc Dung: ... Về trung tâm vi độ của Bảng 3.1
liên quan mẫu... các thao tác... thích lý do, có đủ để
đặt... đúng không... ... bản luận văn... ... những các yếu tố
để... thành phần sterol ...
Câu hỏi: ... chất... có... trong nước... có... ... như thế nào
để... ... lưu... Sterol trong... phân tích? ...
GS.TS. Trần Văn Tuyên: ... Dark... nước... hóa chất... thiết bị... dụng cụ
của... ... Câu hỏi: ... số liệu... dao động... rất... ... hàng
8. Học viên trả lời ... bản từ hàng ngàn thí nghiệm... ... thí nghiệm, ...
... mẫu... ... trung... ... tại sao lại khác nhau như vậy? ...

- TS. Đinh Thị Thu Hằng: ... Lưu ý phần phương pháp cần chi tiết,
trích dẫn người... ... kết quả của bản luận văn... ...

9. Hội đồng họp kín và cho điểm

- Hội đồng bầu ban kiểm phiếu gồm 3 thành viên:

Trưởng ban: PGS. TS. Trần Thị Ngọc Dung

Ủy viên: TS. Vũ Đức Nam

Ủy viên: TS. Đinh Thị Thu Hằng

- Kết quả kiểm phiếu như sau:

Số phiếu phát ra: 05

Số phiếu thu về: 05

Tổng số điểm: 44

Điểm trung bình: 8,8

Điểm thưởng công trình công bố: 0

Tổng điểm đánh giá luận văn và thưởng công trình công bố:

- Kết luận của Hội đồng:

+ Luận văn *Đạt* (đạt/không đạt yêu cầu)

+ Luận văn không trùng lặp về nội dung và tên đề tài với các công bố trước đó

10. Chủ tịch Hội đồng, công bố kết quả, yêu cầu học viên chỉnh sửa luận văn với các nội dung sau:

*Đề tài... đáp ứng... yêu cầu... của... luận văn... Thạc sĩ... về...
... nội dung... chỉnh sửa... theo...
... đề nghị... chỉnh sửa... và... theo... các góp ý... của...
... thành viên Hội đồng...*

Buổi họp đã kết thúc vào 11 giờ 30 phút ngày 12/ 6/ 2026

Hà Nội, ngày 12 tháng 6 năm 2026

THƯ KÝ HỘI ĐỒNG

CHỦ TỊCH HỘI ĐỒNG

Đinh Thị Thu Hằng
Đinh Thị Thu Hằng

Nguyễn Thị Trung
Nguyễn Thị Trung

XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO
KT. GIÁM ĐỐC
PHÓ GIÁM ĐỐC



Nguyễn Thị Trung
Nguyễn Thị Trung



BẢN NHẬN XÉT PHẢN BIỆN LUẬN VĂN THẠC SĨ

Họ và tên người phản biện: **Trần Mạnh Trí**

Học hàm, học vị: PGS.TS.

Chuyên ngành: Hóa môi trường

Cơ quan công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Họ và tên học viên: **Trương Thị Minh Hằng**

Tên đề tài: “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”

Ngành: Kỹ thuật môi trường Mã số: 8 52 03 20

NỘI DUNG NHẬN XÉT

1. Tính cấp thiết, tính thời sự, ý nghĩa khoa học, thực tiễn và tính cấp thiết của đề tài luận văn:

Ô nhiễm môi trường tại các thành phố lớn đang phát triển đang là vấn nạn quan tâm của nhiều quốc gia trong đó có Việt Nam. Điều đáng quan ngại hơn bởi nhiều nhóm hợp chất gây ô nhiễm liên tục được, sản xuất, sử dụng và phát tán vào môi trường. Trong nhiều năm qua, những nhóm chất hữu cơ khó phân hủy (persistent organic pollutants: POPs) đã được quan tâm và nghiên cứu trên diện rộng. Các tiêu chuẩn/quy chuẩn về các nhóm POPs của nhiều tổ chức, quốc gia đã ban hành tương đối đồng bộ. Trong khi đó, nhiều nhóm chất ô nhiễm hữu cơ mới phát tán trong môi trường chưa được nghiên cứu và quản lý hiệu quả. Trong số đó là nhóm chất sterol, bao gồm cholesterol và các dạng chuyển hóa, chưa được phân tích, khảo sát cung cấp thông tin về ô nhiễm trong các môi trường khác nhau. Đặc biệt tại Việt Nam, những nghiên cứu phân tích chuyên sâu và sự hiểu biết về mức độ phân bố của nhóm chất sterol còn nhiều hạn chế. Các tiêu chuẩn, quy chuẩn về nhóm chất này chưa đồng bộ. Các phương pháp phân tích chính xác các chất sterol trong mẫu môi trường dựa trên các thiết bị hiện đại chưa được phát triển thỏa đáng. Do đó, những nghiên cứu về các sterol trong môi trường, trong đó có trầm tích là cần thiết và có ý nghĩa khoa học thực tiễn. Vì vậy, việc lựa chọn đề tài nghiên cứu “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội” của học viên cao học Trương Thị Minh Hằng có tính thời sự và rất đáng được quan tâm.

2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình khoa học, luận văn đã công bố trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo:

Theo hiểu biết chủ quan của người phản biện, tên đề tài và nội dung nghiên cứu được trình bày trong luận văn thạc sĩ của học viên cao học Trương Thị Minh Hằng không trùng lặp với các công trình khoa học, luận văn, luận án nào đã công bố trước đó. Luận văn đã trích dẫn 53 tài liệu tham khảo cập nhật đến năm 2026.

3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung nghiên cứu cũng như với chuyên ngành và mã số đào tạo

Tên đề tài phù hợp với nội dung nghiên cứu được trình bày trong luận văn. Nội dung và phương pháp nghiên cứu của luận văn phù hợp với ngành kỹ thuật môi trường, mã số: 8 52 03 20.

4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp nghiên cứu đã sử dụng để hoàn thành luận văn

Nghiên cứu đã sử dụng nhiều phương pháp hiện đại như phương pháp thống kê, thực địa, thu thập mẫu, xử lý số liệu... Đặc biệt, các kết quả thí nghiệm được thu được dựa trên thiết bị hiện đại như sắc ký khí ghép nối khối phổ (GC-MS) có độ chính xác cao, vì vậy các số liệu kết quả thu được và báo cáo trong luận văn là đáng tin cậy.

5. Kết quả nghiên cứu của luận văn

1) Nghiên cứu đã phân tích thành phần của 9 hợp chất nhóm sterol trong 21 mẫu trầm tích thu tại 5 hồ trong khu vực nội đô Hà Nội bằng thiết bị phân tích sắc ký khí ghép nối khối phổ (GC-MS).

2) Nghiên cứu đã đánh giá mức độ tích lũy và sự ô nhiễm các hóa chất tại các hồ trong khu vực nội đô Hà Nội dựa vào nồng độ các chất chỉ thị nhóm sterol đo được trong các mẫu trầm tích.

3) Nghiên cứu đã bước đầu đánh giá nguồn gốc phát tán các chất nhóm sterol vào trong môi trường trầm tích hồ dựa vào phương pháp phân tích mối tương quan của các cặp chất và phương pháp thành phần chính (PCA).

6. Những hạn chế, thiết sót của luận văn về nội dung và hình thức:

** Về mặt nội dung:*

+ Tác giả cần trích dẫn nguồn các hình vẽ (ví dụ Hình 1.3), cân nhắc thay thế bản đồ Việt Nam trong Hình 1.4.

+ Nguyên liệu, hóa chất, mục 2.2.1 và mục 4.2.1 trùng lặp nhiều thông tin.

+ Hình 3.1 chỉ nên vẽ biểu đồ 9 chất, không vẽ nồng độ chất đồng hành (coprostanone).

+ Tác giả cần cung cấp điều kiện sắc ký khí ghép nối khối phổ để phân tích các chất sterol (có thể thêm vào sau mục 2.3.3). Cân nhắc cung cấp một sắc ký đồ phân tích tích hỗn hợp chuẩn các chất vào trong bài viết và một số sắc ký đồ phân tích mẫu thực vào phần phụ lục.

+ Tác giả cần cung cấp các thông số đặc trưng của phương pháp như độ thu hồi, độ lặp lại, giới hạn phát hiện của phương pháp...nếu không phải trình bày rõ quy trình phân tích được thực hiện theo tiêu chuẩn/quy chuẩn nào.

+ Phần kết luận cần phải viết cô đọng, rõ ràng hơn và gắn kết với mục tiêu đề ra ban đầu của luận văn.

** Về mặt hình thức:*

+ Bản luận văn vẫn còn một số lỗi chính tả, soạn thảo văn bản và in ấn.

+ Tác giả cần thống nhất cách viết tên các hóa chất, cách dùng các thuật ngữ khoa học, chẳng hạn như sử dụng các thuật ngữ, tên hóa chất theo tiếng Anh hay tiếng Việt.

+ Bổ sung một số ký hiệu viết tắt vào danh mục bảng viết tắt.

+ Căn chỉnh các bảng, hình vẽ, công thức hóa học để bài viết đẹp hơn: Bảng 3.2, Bảng 3.4.

7. Khả năng công bố kết quả của luận văn

Các kết quả nghiên cứu của luận văn chưa được công bố thì tác giả có thể biên tập thành bài báo gửi đăng trên một tạp chí chuyên ngành quốc gia hoặc quốc tế.

8. Kết luận chung

Nội dung trình bày của luận văn của học viên Trương Thị Minh Hằng phù hợp của một luận văn thạc sĩ, ngành kỹ thuật môi trường, mã số: 8 52 03 20. Tôi đề nghị Hội đồng chấm luận văn thạc sĩ thông qua bản luận văn này với yêu cầu tác giả phải chỉnh sửa luận văn đầy đủ theo các góp ý của người phản biện và các thành viên khác trong Hội đồng. Học viên Trương Thị Minh Hằng xứng đáng nhận học vị thạc sĩ khoa học.

Hà Nội, ngày 12 tháng 6 năm 2026

Người nhận xét



PGS.TS. Trần Mạnh Trí

7. Nếu tác giả chưa viết bài báo khoa học thì nội dung của luận văn có thể được viết thành các bài báo để gửi đăng trên tạp chí khoa học, sách chuyên ngành hoặc tuyển tập công trình hội nghị khoa học cấp quốc gia, quốc tế hay không?

Kết quả nghiên cứu có thể được đăng trên tạp chí chuyên ngành hoặc tuyển tập công trình hội nghị khoa học cấp quốc gia, quốc tế hay không?

8. Kết luận chung (khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận văn Thạc sĩ; luận văn có thể đưa ra bảo vệ để nhận học vị Thạc sĩ được hay không?):

Nội dung luận văn đáp ứng các yêu cầu đối với một luận văn Thạc sĩ; luận văn có thể đưa ra bảo vệ để nhận học vị Thạc sĩ được hay không?

Hà Nội, ngày tháng năm 2026

Người phản biện

(Ký, ghi rõ họ tên)



Vi? Bi? h?n

Lưu ý:

- Nhận xét được làm thành 02 bản, có chữ ký của người nhận xét và gửi về phòng Đào tạo 02 ngày trước buổi bảo vệ.
- Địa chỉ liên hệ: CV. Nguyễn Hoàng Khoa, phòng Đào tạo, Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, số 18 Hoàng Quốc Việt, Nghĩa Đô, Hà Nội. ĐT: 0965581977

Số 350 - QĐ/HVKHCN

Hà Nội, ngày 27 tháng 5 năm 2026

QUYẾT ĐỊNH
Về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ

-
- Căn cứ Quyết định số 175-QĐ/VHLKHCNVN ngày 28 / 4 /2026 của Chủ tịch Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam về việc ban hành Quy chế Tổ chức và hoạt động của Học viện Khoa học và Công nghệ;
 - Căn cứ Thông tư số 23/2021/TT-BGDĐT ngày 30/8/2021 của Bộ Giáo dục và Đào tạo về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 1966/QĐ-HVKHCN ngày 28/12/2021 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 724/QĐ-HVKHCN ngày 28/06/2024 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận học viên cao học trúng tuyển đợt 1 năm 2024;
 - Căn cứ Quyết định số 960/QĐ-HVKHCN ngày 02/10/2024 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận đề tài và người hướng dẫn luận văn thạc sĩ;
 - Xét đề nghị của Trưởng khoa Công nghệ môi trường và Năng lượng, Trưởng phòng Đào tạo.

GIÁM ĐỐC HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ

QUYẾT ĐỊNH

Điều 1. Thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ cho học viên Trương Thị Minh Hằng với đề tài: **“Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”**.

Ngành: Kỹ thuật môi trường;

Mã số: 8 52 03 20

Danh sách thành viên Hội đồng đánh giá luận văn kèm theo Quyết định này.

Điều 2. Hội đồng có trách nhiệm đánh giá luận văn thạc sĩ theo đúng quy chế hiện hành của Bộ Giáo dục và Đào tạo, Học viện Khoa học và Công nghệ.

Quyết định này có hiệu lực trong thời hạn tối đa 60 ngày làm việc kể từ ngày ký và phải đảm bảo thời hạn đào tạo theo quy định của Học viện. Hội đồng tự giải thể sau khi hoàn thành nhiệm vụ.

Điều 3. Trưởng phòng Tổ chức – Hành chính, Trưởng phòng Đào tạo, Trưởng phòng Kế toán, Trưởng khoa Công nghệ môi trường và Năng lượng, các thành viên có tên trong danh sách Hội đồng và học viên cao học có tên tại Điều 1 chịu trách nhiệm thi hành Quyết định này. *Chữ*

Nơi nhận:

- Như Điều 3;
- Lưu hồ sơ học viên;
- Lưu: VT, ĐT, HK.(14).



GIÁM ĐỐC

PGS.TS. Hoàng Anh Sơn

DANH SÁCH HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ



(Kèm theo Quyết định số 350 - QĐ/HVKHCN ngày 27/ 5 /2026
của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ)

Cho luận văn của học viên: Trương Thị Minh Hằng

Tên đề tài: “Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc
của Sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội”.

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

Người hướng dẫn : TS. Dương Thị Hạnh, Viện Khoa học công nghệ Năng lượng
và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,

TT	Họ và tên, học hàm, học vị	Chuyên ngành	Cơ quan công tác	Trách nhiệm trong Hội đồng
1.	GS.TS. Trịnh Văn Tuyên	Công nghệ hóa học và môi trường	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Chủ tịch
2.	PGS.TS. Trần Mạnh Trí	Hóa môi trường	Trường ĐH Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội	Phản biện 1
3.	TS. Vũ Đức Nam	Hóa phân tích	Trung tâm Đổi mới sáng tạo công nghệ cao, Viện Hàn lâm KHCNVN	Phản biện 2
4.	TS. Đinh Thị Thu Hằng	Hóa sinh học	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên- Thư ký
5.	PGS.TS. Trần Thị Ngọc Dung	Kỹ thuật môi trường	Học viện KH và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên

Hội đồng gồm 05 thành viên./.

Hà Nội, ngày 26 tháng 06 năm 2026

**BẢN GIẢI TRÌNH CHỈNH SỬA LUẬN VĂN
THEO KẾT LUẬN CỦA HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ**

Họ tên học viên: Trương Thị Minh Hằng

Lớp: ENT2024A

Tên đề tài luận văn: Nghiên cứu đánh giá hiện trạng, phân bố và xác định nguồn gốc của sterol trong trầm tích tại một số hồ nội đô Hà Nội

Chuyên ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

Người hướng dẫn khoa học: TS. Dương Thị Hạnh

Ngày bảo vệ luận văn: 12/06/2026

Căn cứ biên bản họp hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ, học viên đã chỉnh sửa luận văn như sau:

STT	Nội dung đề nghị bổ sung, chỉnh sửa	Nội dung đã bổ sung, chỉnh sửa
1	Rút gọn phần mở đầu	Báo cáo đã rút gọn phần mở đầu
2	Trích dẫn nguồn hình 1.3, thay thế bản đồ hình 1.4	Báo cáo đã loại bỏ hình 1.3 và hình 1.4
3	Chỉnh sửa phần trùng lặp, chưa thống nhất ở mục nguyên liệu, hóa chất	Báo cáo đã loại bỏ phần 2.4.1 trùng lặp Chỉnh sửa nội dung trùng lặp ở phần 2.2.1 Nguyên vật liệu, hóa chất
4	Bổ sung tiêu chuẩn/quy chuẩn phân tích, điều kiện đo	Báo cáo đã bổ sung quy trình phân tích, thông số vận hành thiết bị
5	Kết luận: viết lại ngắn gọn, tập trung các kết quả chính.	Kết luận đã được viết ngắn gọn và tập trung vào kết quả chính có trong nghiên cứu.
6	Tách riêng kết luận và kiến nghị	Báo cáo đã tách riêng kết luận và kiến nghị
7	Căn chỉnh lại các bảng 3.2, 3.4	Báo cáo đã chỉnh sửa các bảng 3.2, 3.4



STT	Nội dung đề nghị bổ sung, chỉnh sửa	Nội dung đã bổ sung, chỉnh sửa
8	Rút gọn tên hình ở phần danh mục hình	Báo cáo đã rút gọn tên hình ở phần danh mục
9	Lỗi font chữ, số thập phân, chính tả	Báo cáo đã được chỉnh sửa về lỗi font chữ và chính tả. Làm tròn số thập phân ở phần kết quả

Hà Nội, ngày 26 tháng 06 năm 2026

CHỦ TỊCH HỘI ĐỒNG

GIẢNG VIÊN HƯỚNG DẪN

HỌC VIÊN





GS.TS. Trịnh Văn Tuyên

TS. Dương Thị Hạnh

Trương Thị Minh Hằng

XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO



KI. GIÁM ĐỐC
PHÓ GIÁM ĐỐC

Nguyễn Thị Trung

