

Bước đầu xác định bisphenol A và 4-nitrophenol trong bụi PM_{2.5} tại nội đô Hà Nội, Việt Nam

Dương Thị Hạnh^{1,2*}, Nguyễn Thị Phương Mai³, Nguyễn Tuấn Minh¹, Trịnh Minh Việt¹, Nguyễn Thị Phương Thảo¹

¹Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, phường Nghĩa Đô, Hà Nội, Việt Nam

²Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, phường Nghĩa Đô, Hà Nội, Việt Nam

³Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, phường Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

Ngày nhận bài 1/6/2025; ngày chuyển phản biện 5/6/2025; ngày nhận phản biện 21/6/2025; ngày chấp nhận đăng 23/6/2025

Tóm tắt:

Ô nhiễm bụi PM_{2.5} trong môi trường không khí đô thị tại Việt Nam là vấn đề đáng lo ngại do những tác động bất lợi đối với môi trường và sức khỏe con người. Sự gia tăng số lượng các dạng và loại chất ô nhiễm mới, khó phát hiện trong các thành phần môi trường đang trở thành mối đe dọa cho cộng đồng. Trong nghiên cứu này, các chất gây rối loạn nội tiết (bisphenol A - BPA và 4-nitrophenol - 4NP) bước đầu được phân tích trong bụi PM_{2.5} sử dụng thiết bị sắc ký khí khối phổ (GC/MS). Kết quả cho thấy, BPA và 4NP được phát hiện trong 96,4 và 100% mẫu bụi PM_{2.5} thu thập tại hai khu vực nội đô Hà Nội với nồng độ lần lượt dao động trong khoảng 0,22-3,92 ng/m³ (trung vị 0,72 ng/m³) và 0,94-7,34 ng/m³ (trung vị 3,09 ng/m³). Nồng độ (trung vị) của 4NP cao hơn 4,3 lần so với BPA, tuy nhiên không có sự biến thiên rõ rệt về nồng độ của BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} giữa ban ngày và ban đêm ở cả hai vị trí nghiên cứu. Nghiên cứu bước đầu cung cấp thông tin có giá trị về hiện trạng các chất gây rối loạn nội tiết trong bụi PM_{2.5}, là cơ sở giúp các nhà quản lý đề xuất giải pháp giảm thiểu sự phát tán và xử lý hiệu quả các chất ô nhiễm độc hại trong môi trường.

Từ khóa: bisphenol A, ô nhiễm không khí, PM_{2.5}, 4-nitrophenol.

Chỉ số phân loại: 1.4, 1.5, 2.7

Preliminary detection of bisphenol A and 4-nitrophenol in PM_{2.5} in urban areas of Hanoi, Vietnam

Thi Hanh Duong^{1,2*}, Thi Phuong Mai Nguyen³, Tuan Minh Nguyen¹, Minh Viet Trinh¹, Thi Phuong Thao Nguyen¹

¹Institute of Science and Technology for Energy and Environment, Vietnam Academy of Science and Technology, 18 Hoang Quoc Viet Street, Nghia Do Ward, Hanoi, Vietnam

²Graduate University of Science and Technology, Vietnam Academy of Science and Technology, 18 Hoang Quoc Viet Street, Nghia Do Ward, Hanoi, Vietnam

³University of Science, Vietnam National University - Hanoi, 334 Nguyen Trai Street, Thanh Xuan Ward, Hanoi, Vietnam

Received 1 June 2025; revised 21 June 2025; accepted 23 June 2025

Abstract:

PM_{2.5} pollution in urban air environments in Vietnam is a matter of concern due to its adverse impacts on the environment and human health. The increasing occurrence of new and difficult-to-detect pollutants in the environmental matrices is becoming a threat to the community. In this study, endocrine disruptors (bisphenol A - BPA and 4-nitrophenol - 4NP) were initially analysed in PM_{2.5} using a gas chromatography-mass spectrometry (GC/MS) instrument. The results showed that BPA and 4NP were detected in 96.4 and 100% of PM_{2.5} samples collected from two urban areas of Hanoi, respectively, with concentrations ranging from 0.22 to 3.92 ng/m³ (median: 0.72 ng/m³) and from 0.94 to 7.34 ng/m³ (median: 3.09 ng/m³). The median concentration of 4NP was 4.3 times higher than that of BPA; however, there was no significant variation in the concentrations of BPA and 4NP in PM_{2.5} between daytime and night-time at both studied locations. This preliminary study provides valuable information on the current status of endocrine disruptors in PM_{2.5}, which serves as a basis for environmental managers to propose solutions to minimise their release and improve the management of toxic pollutants.

Keywords: air pollution, bisphenol A, PM_{2.5}, 4-nitrophenol.

Classification numbers: 1.4, 1.5, 2.7

*Tác giả liên hệ: Email: dthanh.iet@gmail.com

1. Đặt vấn đề

Chất lượng không khí đóng vai trò quan trọng đối với con người và môi trường sống. Quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa diễn ra ngày càng mạnh mẽ những năm gần đây, bên cạnh các tác động tích cực đối với nền kinh tế, xã hội và chất lượng cuộc sống của người dân thì quá trình này đồng thời tác động tiêu cực tới môi trường, đặc biệt là môi trường không khí. Theo Tổ chức Y tế Thế giới, các chất ô nhiễm không khí trong nhà và ngoài trời được coi là nguyên nhân lớn nhất gây bệnh và tử vong trên thế giới hiện nay và bụi mịn là một nhân tố lớn tác động đến sức khỏe con người. Bụi siêu mịn (ultrafine particles - UFPs, có đường kính dưới 100 nm) không được loại bỏ bởi hệ thống hô hấp có thể thẩm thấu vào máu và tích tụ trong cơ thể [1]. Thêm vào đó, kích thước bụi mịn, bụi $PM_{2.5}$ nhỏ và diện tích bề mặt riêng lớn giúp chúng dễ dàng hấp phụ và tích lũy các chất độc hại, xâm nhập vào phế nang qua hệ hô hấp, gây hại nghiêm trọng cho sức khỏe con người [2]. Nhiều nghiên cứu về các chất ô nhiễm trong bụi không khí đã được thực hiện tại các khu vực khác nhau trên thế giới, chủ yếu tập trung vào các chất ô nhiễm không phân cực và tương đối bền như các hydrocacbon thơm đa vòng (PAHs), các hợp chất polyclo biphenyl (PCBs), các hóa chất bảo vệ thực vật cơ clo (OCPs), các chất làm chậm cháy (FRs)... Tuy nhiên, nghiên cứu gần đây về các nhóm hợp chất mới, đặc biệt là nhóm chất gây rối loạn nội tiết trong bụi không khí vẫn còn hạn chế.

Phthalate esters (PAEs) là nhóm chất có nguy cơ tác động gây phá vỡ nội tiết (như tác dụng kháng estrogen) [3] và tham gia vào các quá trình gây ung thư và gây đột biến [4]. Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) được đưa vào danh sách các chất ưu tiên trong lĩnh vực chính sách về nước do Ủy ban châu Âu công bố (Quyết định số 2455/2001/EC ngày 20 tháng 11 năm 2001). Nghiên cứu PAEs trong bụi không khí đã được thực hiện trên thế giới và tại Việt Nam, điển hình như báo cáo của J. Wang và cs (2018) [5] về sự hiện diện của PAEs trong 266 mẫu bụi $PM_{2.5}$ thu thập từ 19 cộng đồng ở Tây An, Trung Quốc trong thời kỳ ô nhiễm nặng. Kết quả cho thấy, PAEs được phát hiện với nồng độ cao nằm trong khoảng từ 271,7 đến 2134 ng/m³ (trung bình 952,6 ng/m³);

trong đó, DEHP được phát hiện với tần suất và nồng độ cao, đóng góp 42,2% trong tổng số PAEs được phát hiện. Một nghiên cứu khác về các thành phần hữu cơ trong 30 mẫu bụi mịn $PM_{2.5}$ thu thập tại khu vực đô thị của Bắc Kinh được thực hiện cho thấy, 101 hợp chất hóa học đã được phát hiện bao gồm nhóm chất thơm, chất béo không bão hòa, axit ferulic, PAHs và các chất hữu cơ vi ô nhiễm khác (hopan, corticosteroid) đã được phát hiện. Nồng độ của các nhóm chất này phụ thuộc vào nguồn ô nhiễm và điều kiện thời tiết trong đó nhóm chất thơm, PAHs và hopanes được quan sát ở nồng độ cao nhất vào mùa đông [6]. Nghiên cứu về các chất hữu cơ bền (polychlorinated dibenzo-p-dioxin/furan (PCDD/Fs), PCBs, PAEs, chất tạo dẻo bis(2-ethylhexyl) adipate (DEHA) và PAHs) từ khu vực tái chế chất thải điện tử không chính thức và khu vực khác tại các siêu đô thị của Ấn Độ cho thấy, nồng độ $\sum_{17}PCDD/Fs$, $\sum_{25}PCBs$, $\sum_7$ plasticizers và $\sum_{15}PAHs$ lần lượt trong khoảng 3,1-26 (14±7; trung bình±SD), 0,5-52 (9±12); 7,5-520 (63±107) và 6-33 ng/m³ (17±6) [7]. Khu vực tái chế rác thải điện tử (EW) đóng góp 45% tổng nồng độ PCB. PCDD/Fs, PCBs và plasticizers luôn cao nhất ở EW, trong khi PAH cao nhất ở khu vực công nghiệp, tiếp đến là EW. Rủi ro hít phải đối với thanh niên và người lớn ước tính cao nhất đối với dl-PCB và plasticizers tại EW ở Bangalore, tiếp đến là Chennai và New Delhi.

Hiện nay, nghiên cứu về hóa chất gây rối loạn nội tiết trong bụi không khí tại Việt Nam còn hạn chế, đặc biệt đối với BPA và 4NP - hai nhóm chất có tác động tiêu cực tới sức khỏe con người. BPA là một hóa chất công nghiệp, chủ yếu được sử dụng như chất hóa dẻo hoặc chất ổn định trong polyester, nhựa polycarbonate hoặc nhựa epoxy, được ứng dụng trong chế tạo các đồ dùng phục vụ nhu cầu sinh hoạt của con người như đồ chơi trẻ em, vật liệu bao gói thực phẩm hoặc giấy nhiệt [8, 9]. BPA có nguy cơ phơi nhiễm đối với sức khỏe con người qua đường không khí trong môi trường làm việc do bụi chứa BPA có khả năng tạo thành hỗn hợp dễ cháy nổ với không khí trong một số điều kiện nhất định [10]. Thêm vào đó, BPA đã được liệt kê là một trong các hóa chất gây rối loạn nội tiết do các tác động tương tự hormone và ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe như hệ sinh sản, hệ miễn dịch, hệ thần kinh nội tiết... [11, 12]. Con người

có thể bị phơi nhiễm với BPA qua nhiều con đường khác nhau, chủ yếu là nuốt phải qua thực phẩm hoặc nước uống, hít phải qua không khí, hoặc tiếp xúc qua da [8, 9, 13]. Bên cạnh đó, 4NP một hợp chất nitrat phenol đã được chứng minh gây ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người, làm mất cân bằng hệ sinh thái, tăng nguy cơ ung thư và cản trở sự phát triển của thực vật [14-16]. Các nitrat phenol (methyl-nitrophenol, nitrophenol, methyl-nitrocatechol và nitrocatechol) có thể gây ô nhiễm không khí trên toàn thế giới [13-15]. Chúng được sử dụng làm nguyên liệu trong công nghiệp để sản xuất nhựa phenol-formaldehyde, thuốc nhuộm, thuốc nổ và chất khử trùng [17, 18] và xâm nhập vào môi trường thông qua quá trình đốt sinh khối [19-21], đốt than, xăng và dầu diesel [18, 22, 23]. Ngoài ra, việc sử dụng thuốc trừ sâu và thuốc diệt cỏ trong nông nghiệp cũng là nguyên nhân đưa 4NP vào khí quyển [18, 24].

Nghiên cứu về sự hiện diện, phân bố và tác động đối với sức khỏe con người của BPA và 4NP - nhóm chất gây rối loạn nội tiết trong bụi $PM_{2.5}$ đã được thực hiện tại nhiều nơi trên thế giới [25-31], tuy nhiên, số liệu về BPA và 4NP trong bụi không khí, đặc biệt là bụi mịn $PM_{2.5}$ tại Việt Nam còn rất hạn chế. Một số lượng hạn chế nghiên cứu đã được thực hiện tại Hà Nội, điển hình như nghiên cứu của H.T. Duong và cs (2019) [32] đã phát hiện 118 hợp chất hữu cơ vi ô nhiễm trong bụi không khí (bụi tổng số) tại Hà Nội, trong đó nhóm chất gây rối loạn nội tiết (BPA, 4NP) và hợp chất chăm sóc sức khỏe (diethyltoluamide, caffeine) được phát hiện trong hơn 90% mẫu bụi phân tích. Trong một nghiên cứu khác của H.L. Quang và cs (2022) [33] cho thấy, tổng 288 hợp chất hữu cơ vi ô nhiễm được phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ thu thập tại Hà Nội (bao gồm 23 PAHs, 13 plastic, 104 hóa chất bảo vệ thực vật), trong số đó BPA được phát hiện trong 87% mẫu phân tích. Tuy nhiên, nghiên cứu chuyên sâu về sự hiện diện, xu hướng phân bố, cũng như tác động đối với sức khỏe con người của hai nhóm chất phá vỡ nội tiết (BPA và 4NP) trong bụi $PM_{2.5}$ chưa được thực hiện. Chính vì lý do đó, việc đánh giá hiện trạng ô nhiễm, thành phần, nguồn gốc và rủi ro tới sức khỏe của các chất gây rối loạn nội tiết BPA và 4NP trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực nội đô Hà Nội là cấp thiết.

2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp thu thập mẫu bụi $PM_{2.5}$

Mẫu bụi $PM_{2.5}$ (28 mẫu) được lấy tại Hà Nội (S1 và S2) ở độ cao khoảng 8 m tính từ mặt đất. Điểm S1 (toạ độ: 21.0220992, 105.8197142) là vị trí trên tầng 3 tòa nhà gần đường Đề La Thành (khu vực có mật độ dân số cao nhất Hà Nội với hơn 40.000 người/km² [34]) và điểm S2 (toạ độ: 21.031367, 105.825265) cạnh đường Kim Mã. Hai vị trí lựa chọn nằm ở trung tâm thành phố đặc trưng bởi mật độ dân cư và lưu lượng giao thông cao, với hoạt động chủ yếu là thương mại dịch vụ và dân sinh được quan sát thấy quanh khu vực lấy mẫu. 28 mẫu bụi $PM_{2.5}$ được thu thập vào màng lọc sợi thạch anh (Quartz fiber PALLFLEX 2500 QAT-UP 8×10inch, Pall Laboratory, Hoa Kỳ; đã được xử lý ở 450°C và ổn định trong bình hút ẩm tới khối lượng không đổi) liên tiếp trong 7 ngày đêm vào mùa khô (tháng 11 năm 2019) với thời gian thu mẫu khoảng 10 tiếng/mẫu (ban ngày: từ 8-9 giờ sáng đến 6-7 giờ chiều và ban đêm: từ 7-8 giờ tối đến 7-8 giờ sáng). Thiết bị lấy mẫu không khí thể tích lớn SIBATA HV700R (SIBATA Science Technology, Nhật Bản) được sử dụng với tốc độ 700 l/phút. Sau khi mẫu được thu thập, mẫu bụi được bọc trong giấy nhôm và được bảo quản tại nhiệt độ -20°C cho đến khi chiết tách và phân tích.

2.2. Phương pháp phân tích mẫu bụi $PM_{2.5}$

Phương pháp phân tích BPA và 4NP trong bụi $PM_{2.5}$ được thực hiện trên cơ sở tham khảo nghiên cứu do H.T. Duong và cs (2019) [32] công bố với một số thay đổi nhỏ, cụ thể như sau: cắt nhỏ màng lọc bụi tới kích thước khoảng 1-2 cm và đưa vào ống ly tâm màu xám thể tích 50 ml. Thêm 25 ml dung môi dichloromethane vào ống ly tâm và chiết siêu âm trong 15 phút. Mẫu sau đó được ly tâm trong 10 phút với tốc độ 2000 vòng/phút và dịch chiết được thu vào bình quả lê (thể tích 100 ml). Lặp lại quá trình chiết này thêm 2 lần nữa. Mẫu dịch chiết thu được qua 3 lần chiết tách được làm giàu bằng thiết bị cô quay chân không tới thể tích khoảng 1 ml (trường hợp dịch chiết có nước, thêm Na_2SO_4 để loại bỏ nước. Thêm 5 ml hexan vào dịch chiết và làm giàu dịch chiết tới 1 ml bằng thổi khí nitơ. Cuối cùng, 100 μ l nội chuẩn (BPA-d6 và 4NP-d4) được thêm vào dịch chiết trước khi phân tích trên thiết bị GC/MS (GC/MS-QP2010, Shimadzu,

Nhật Bản). Một μ l dịch chiết được bơm vào cột mao quản fused silica J&W DB-5ms (5% phenyl-95% methylsilicone; 30 m chiều dài cột $\times$ 0,25 mm đường kính trong $\times$ 0,25 μ m chiều dày lớp mao quản) để tách BPA và 4NP với tốc độ dòng tuyến tính không đổi 40 cm/giây. Khí helium tinh khiết (99,999%) được sử dụng làm khí mang. Dịch chiết được bơm tự động ở chế độ không chia dòng (splitless) vào cổng bơm mẫu ở nhiệt độ 250°C, nhiệt độ nguồn ion và nhiệt độ đường chuyển sang MS lần lượt được cài đặt ở 200 và 300°C. Nhiệt độ lò GC bắt đầu ở 40°C giữ trong 2 phút, sau đó được nâng lên 310°C (với tốc độ 8°C/phút) và duy trì ở nhiệt độ 310°C trong 2 phút. BPA và 4NP được định lượng trong mẫu bằng chế độ chọn lọc ion (SIM) dưới tác động ion hóa điện tử ở 70 eV.

Phân tích lặp lại được thực hiện đối với 4 mẫu thu thập vào ngày lấy mẫu thứ 4 tại S1 và S2 (mẫu ban ngày và mẫu ban đêm tại mỗi điểm). Độ lệch chuẩn tương đối (RSD) của BPA và 4NP trong các mẫu phân tích nhỏ hơn 15% cho thấy, phương pháp phân tích có độ lặp lại tốt và phù hợp cho phân tích định lượng chính xác BPA và 4NP trong bụi $PM_{2.5}$. Giới hạn phát hiện của phương pháp (MDL) đối với BPA và 4NP được ước tính dựa trên giới hạn phát hiện của thiết bị (IDL) với hệ số là 4 (thể hiện mối quan hệ giữa IDL và MDL) [35], thể tích bơm mẫu (1 μ l), thể tích mẫu (1 ml) và một nửa thể tích không khí thu thập (m^3) (do 1/2 màng lọc bụi được sử dụng để phân tích). Do đó, IDL của BPA và 4NP là 0,01 ng và thể tích không khí thu thập là 200 m^3 , MDL tương ứng của BPA và 4NP trong bụi là 0,2 ng/ m^3 .

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người

Khi tính toán rủi ro của các chất ô nhiễm trong bụi không khí đối với sức khỏe con người, thông thường ba con đường phơi nhiễm chính được nghiên cứu bao gồm hít thở, ăn uống và tiếp xúc qua da. Tuy nhiên, phơi nhiễm bụi mịn qua hô hấp là con đường phơi nhiễm chính đối với con người [36, 37]. Theo hướng dẫn của Cơ quan bảo vệ môi trường Hoa Kỳ, chỉ số rủi ro (HQ) được sử dụng để đánh giá phơi nhiễm thông qua con đường hít thở của BPA và 4NP đối với sức khỏe của hai nhóm đối tượng người lớn (từ 31 đến 51 tuổi) và trẻ em (từ 3 đến 6 tuổi) [38].

$$HQ = \frac{CDI}{RfDs} \quad (1)$$

$$CDI = \frac{D_{air} \times EF \times ED}{AT} \quad (2)$$

trong đó: CDI là lượng hấp thụ hằng ngày mãn tính (ng/kg/ngày); RfDs là liều lượng tham chiếu cho phơi nhiễm mãn tính (ng/kg/ngày) đối với một hợp chất. Giá trị RfDs đối với BPA và 4NP lần lượt là 50.000 và 8.000 ng/kg/ngày [39, 40]; D_{air} là liều lượng hấp thụ hằng ngày (ng/kg/ngày); EF là tần suất phơi nhiễm (ngày/năm, 365 ngày); ED là thời gian phơi nhiễm (năm) (giá trị 7,0 đối với trẻ em và 34,5 đối với người lớn). AT là tuổi thọ trung bình (70 năm, khoảng 25.550 ngày) [41].

Liều lượng hấp thụ hằng ngày (D_{air}) của từng chất được tính toán theo công thức sau [38, 42]:

$$D_{air} = \frac{C_{air} \times F \times IR}{BW} \quad (3)$$

trong đó: C_{air} là nồng độ của BPA và 4NP (ng/ m^3); F là thời gian ở trong môi trường phơi nhiễm bụi với khoảng thời gian trong một năm ở nồng độ cao nhất và trung vị; IR là lượng khí hít thở (m^3 /ngày) (giá trị lần lượt đối với trẻ em và người lớn lần lượt là 10,1 và 16 m^3 /ngày) [43]; BW là trọng lượng cơ thể (kg) (trung bình đối với trẻ em và người lớn lần lượt là 15 và 60 kg) [44].

Chỉ số nguy hại (HI) là thước đo đánh giá rủi ro tích lũy của BPA và 4NP đến sức khỏe con người, được sử dụng để ước tính phơi nhiễm tích lũy theo công thức (4). Các chất được cho là không gây rủi ro nếu giá trị HI < 1 và ngược lại [45].

$$HI = \sum HQ_i \quad (4)$$

trong đó: HQ_i (Hệ số nguy hại của từng chất i) được tính theo công thức sau:

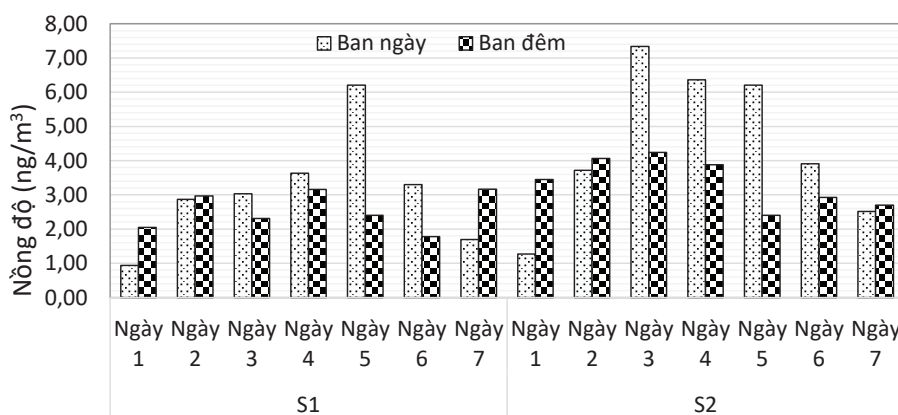
$$HQ_i = \frac{E_i}{RfD_i} \quad (5)$$

với: E_i (liều phơi nhiễm): lượng chất mà con người tiếp xúc (qua ăn uống, hít thở, tiếp xúc da...) tính theo mg/kg thể trọng/ngày; RfD_i (liều tham chiếu an toàn): ngưỡng liều được cơ quan quản lý (như USEPA, WHO) xác định mà dưới mức này việc phơi nhiễm lâu dài không gây ảnh hưởng sức khỏe.

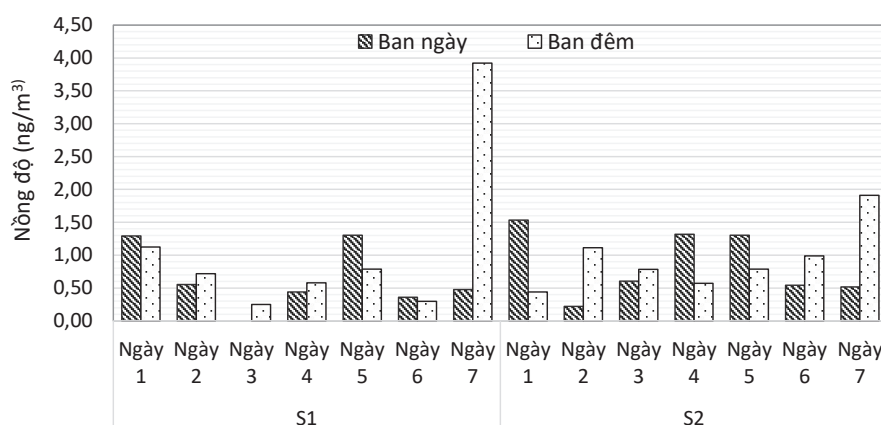
3. Kết quả và bàn luận

3.1. Kết quả phân tích bisphenol A và 4-nitrophenol trong bụi $PM_{2.5}$

BPA và 4NP được phát hiện lần lượt trong 96,4 (27/28) và 100% (28/28 mẫu) mẫu bụi $PM_{2.5}$ với tổng nồng độ dao động trong khoảng từ 2,08 đến 7,94 ng/m³ (trung vị 3,81 ng/m³). Kết quả này phù hợp với các nghiên cứu trước đây về mức độ phong phú của BPA và 4NP trong bụi không khí [46-50]. Nồng độ (trung vị) của 4NP trong $PM_{2.5}$ cao hơn 5,1 và 4,8 lần so với BPA ở S1 và S2 (hình 1, 2). Nồng độ trung bình của 4NP trong $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu này (3,37 ng/m³) cao hơn gần 1,2 lần so với 4NP phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ tại Nam Kinh, Trung Quốc (2,83 ng/m³) [48] và tại Bắc Kinh, Trung Quốc (2,90 ng/m³) [47]. Tuy nhiên, không có sự biến thiên rõ rệt về nồng độ của BPA và 4NP trong bụi $PM_{2.5}$ giữa ban ngày và ban đêm ở cả hai vị trí, mặc dù nồng độ 4NP vào ban ngày cao hơn ban đêm được quan sát thấy ở S1 và S2 ở ngày lấy mẫu thứ 3 đến thứ 6 của đợt lấy mẫu (hình 1).



Hình 1. Nồng độ của 4-nitrophenol vào ban ngày và ban đêm tại S1 và S2.



Hình 2. Nồng độ của bisphenol A vào ban ngày và ban đêm tại S1 và S2.

Xu hướng ngược lại được quan sát đối với BPA với mẫu thu thập vào ban ngày có nồng độ BPA thấp hơn so với ban đêm (ngày 2-4 và ngày thứ 7 của đợt lấy mẫu) ở cả 2 vị trí, đặc biệt BPA được quan sát ở nồng độ cao nhất (3,92 ng/m³) vào ngày thứ 7 của đợt lấy mẫu tại S1 (hình 2). Nguyên nhân về sự khác biệt này có thể do tác động tổ hợp của nhiều yếu tố như sự khác biệt về tính chất hóa lý của BPA và 4NP, sự thay đổi của điều kiện khí quyển hay hoạt động con người dẫn đến quá trình phát tán và tồn tại của chúng trong bụi không khí vào ban ngày và ban đêm khác nhau. Tuy nhiên, do số lượng mẫu bụi nghiên cứu chưa đủ lớn (14 mẫu ngày và đêm tại mỗi vị trí) với thời gian thu mẫu ngắn (7 ngày), trong phạm vi hẹp (2 vị trí khu vực đông dân cư Hà Nội), đồng thời là nghiên cứu tiền khảo sát về hiện trạng ô nhiễm các hợp chất gây rối loạn nội tiết trong bụi $PM_{2.5}$ tại Hà Nội. Do đó, kết quả nghiên cứu cần bổ sung để đánh giá hiện trạng ô nhiễm các nhóm chất này, cũng như xác định nguồn gốc của chúng trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực đô thị Hà Nội.

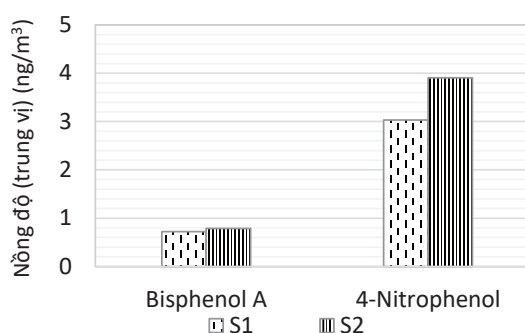
3.2. Sự phân bố của bisphenol A và 4-nitrophenol trong bụi $PM_{2.5}$

BPA là một hợp chất gây rối loạn nội tiết do khả năng phá vỡ cấu tạo nội tiết tố của các sinh vật sống, điển hình là các tác động xấu đối với hệ thống sinh sản ở động vật và con người [51, 52]. BPA được sản xuất và sử dụng với khối lượng lớn trong quá trình tổng hợp nhựa và các sản phẩm từ nhựa. Sự xâm nhập của BPA vào môi trường xuất phát từ các hoạt động của con người như quá trình đốt cháy các vật liệu chứa BPA, nhập khẩu và xuất khẩu các vật liệu có thể tái chế (đặc biệt là rác thải điện tử) và khí thải phát tán gần các cơ sở xử lý BPA..., trong đó, không khí và bụi là những nguồn phổ biến khiến sinh vật sống tiếp xúc và phơi nhiễm với BPA. Trong nghiên cứu này, nồng độ của BPA vào ban ngày và ban đêm tại hai vị trí không có sự biến động lớn (<1,53 ng/m³), ngoại trừ mẫu thu thập vào

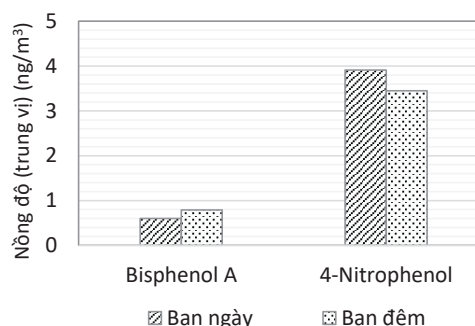
ban đêm của ngày cuối cùng trong chương trình lấy mẫu tại S1 và S2 có nồng độ cao đột biến (3,92 và 1,91 ng/m³). Nồng độ (trung vị) cao nhất của BPA tại S1 và S2 là tương đương (hình 3), tuy nhiên nồng độ (trung vị) cao nhất của chất này vào ban đêm (0,79 ng/m³) cao hơn một chút so với ban ngày (0,60 ng/m³) (hình 4). Nồng độ cao nhất của BPA tại nghiên cứu này (3,92 ng/m³) cao hơn 5,4 lần so với nồng độ BPA cao nhất phát hiện trong mẫu bụi PM_{2.5} thu thập tại thành phố Milan, miền Bắc nước Ý (0,73 ng/m³) [53]. Điều này có thể do khu vực thu mẫu bụi nằm bên ngoài khu vực nội thành của thành phố Milan và nguồn ô nhiễm chủ yếu đến từ hoạt động của con người gây ra (chủ yếu là giao thông và hệ thống sưởi trong mùa đông) [53], vì vậy những nguồn này không phải là nguồn ô nhiễm chính phát sinh BPA tại Milan, Ý. So sánh với Yufa (một địa điểm ngoại ô gần Bắc Kinh) và Quảng Châu, Trung Quốc (nơi bị ảnh hưởng bởi một số điểm tái chế rác thải điện tử từ khu vực lân cận như Thanh Viễn và Guiyu thuộc tỉnh Quảng Đông), nồng độ BPA cao nhất phát hiện tại nghiên cứu này lần lượt cao hơn 4,6 và 1,7 lần [54] so với nồng độ BPA cao nhất tại Yufa (0,86) và Quảng Châu (2,34 ng/m³), Trung Quốc.

Nitrophenol là chất gây ô nhiễm phổ biến trong khí quyển, có ở dạng khí và bụi, được hình thành thông qua các quá trình đốt cháy, phân hủy thuốc trừ sâu (ví dụ parathion) và sự hình thành thứ cấp của nitrophenol trong khí quyển [18, 50]. 2-NP và 4NP là các thành phần chính của nhóm nitrophenol trong khí quyển và được EPA đưa vào danh mục các chất ô nhiễm nguy hại ưu tiên [55]. Đặc biệt, 4NP có độc tính cao đối với con người [56]. Khác với BPA, 4NP có xu hướng cao hơn vào ban ngày so với ban đêm ở cả hai vị trí với nồng độ 4NP tại S1 dao động 0,94-6,21 ng/m³ (trung vị 3,03 ng/m³) vào ban ngày và từ 1,78-3,16 ng/m³ (trung vị 2,40 ng/m³) vào ban đêm. Tương tự đối với 4NP được phát hiện tại S2, nồng độ 4NP vào ban ngày và ban đêm lần lượt trong khoảng 1,27-7,34 ng/m³ (trung vị 3,91 ng/m³) và 2,40-4,24 ng/m³ (trung vị 3,45 ng/m³). Mẫu bụi PM_{2.5} thu thập vào ban ngày của ngày thu mẫu thứ 3 đến thứ 5 trong chương trình lấy mẫu tại S2 có nồng độ 4NP cao gấp 2 lần so với các ngày còn lại tại cùng vị trí, dao động trong khoảng 6,21-7,34 ng/m³. Tuy nhiên,

xu hướng này không rõ ràng tại S1 với nồng độ 4NP cao nhất (6,21 ng/m³) được quan sát vào ban ngày ngày thứ 5 trong chương trình lấy mẫu. Nồng độ (trung vị) cao nhất của 4NP tại S2 cao hơn một chút so với S1 (hình 3), tuy nhiên nồng độ (trung vị) cao nhất của 4NP vào ban ngày (3,91 ng/m³) cao hơn so với ban đêm (3,45 ng/m³) (hình 4). Nồng độ cao nhất của 4NP tại nghiên cứu này (7,34 ng/m³) cao hơn 5,8 lần so với nồng độ 4NP phát hiện trong mẫu bụi tại Mainz, Đức (1,27 ng/m³) [57]. Sự khác biệt này có thể bắt nguồn từ đặc điểm địa lý và mật độ dân số tại Mainz, nơi có tổng số dân tương đối thấp (khoảng 200.000 người), nằm cách trung tâm thành phố khoảng 2 km và chủ yếu chịu ảnh hưởng bởi các khối không khí bao gồm không khí tầng biên lục địa từ cả khu vực đô thị và nông thôn. Tương tự, nồng độ cao nhất của 4NP ghi nhận trong nghiên cứu này thấp hơn 1,2 lần so với nồng độ 4NP được phát hiện trong các mẫu PM_{2.5} thu thập tại trạm giám sát chất lượng không khí Tsuen Wan (TW AQMS; 22.378°N, 114.118°E) - một địa điểm nền đô thị nằm trong khu phức hợp dân cư, thương mại và công nghiệp tại Hồng Kông, Trung Quốc (8,66 ng/m³) [14].



Hình 3. Nồng độ (trung vị) cao nhất của bisphenol A và 4-nitrophenol tại S1 và S2.



Hình 4. Nồng độ (trung vị) cao nhất của bisphenol A và 4-nitrophenol vào ban ngày và ban đêm.

3.3. Đánh giá rủi ro của bisphenol A và 4-nitrophenol trong PM_{2.5} đối với sức khỏe con người

Rủi ro của BPA và 4NP trong PM_{2.5} đối với sức khỏe con người thông qua con đường hít thở được đánh giá đối với hai nhóm đối tượng là trẻ em và người lớn. Liều lượng hấp thụ hằng ngày cao nhất của từng chất của BPA ở người lớn và trẻ em lần lượt là 1,05 và 2,64 ng/kg/ngày, trong khi đó DI_{air} của 4NP đối với người lớn và trẻ em lần lượt là 1,96 và 4,94 ng/kg/ngày. Liều lượng hấp thụ hàng ngày của 4NP cao hơn so với BPA được quan sát đối với hai đối tượng trẻ em và người lớn do nồng độ cao của 4NP trong bụi PM_{2.5}. Trung bình, trẻ em phơi nhiễm với hóa chất cao hơn khoảng 2,5 lần so với người lớn trên 1 kg trọng lượng cơ thể. Khi xem xét mức phơi nhiễm tối đa (ở nồng độ cao nhất), chỉ số rủi ro HQ của BPA đối với người lớn và trẻ em luôn thấp hơn $1,03 \times 10^{-5}$ và $5,3 \times 10^{-6}$; tương tự đối với 4NP giá trị HQ đối với người lớn và trẻ em lần lượt thấp hơn $1,21 \times 10^{-4}$ và $6,2 \times 10^{-5}$, do đó sự hiện diện của BPA và 4NP trong PM_{2.5} không gây rủi ro đối với sức khỏe cộng đồng tại khu vực nghiên cứu. Rủi ro của BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} đối với trẻ em nhỏ hơn so với người lớn do chúng có tỷ lệ hít phải trên trọng lượng cơ thể nhỏ. Chỉ số nguy hại HI (đánh giá rủi ro tích lũy của BPA và 4NP) ở nồng độ phơi nhiễm tối đa đối với trẻ em và người lớn thấp hơn $6,73 \times 10^{-5}$ và $1,31 \times 10^{-4}$ cho thấy, rủi ro tích lũy từ việc tiếp xúc với BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} được coi là chưa có tác động xấu nào đối với sức khỏe con người tại 2 vị trí nghiên cứu. Tuy nhiên, vì số lượng các chất gây rối loạn nội tiết được nghiên cứu còn hạn chế (2 chất) và còn nhiều các nhóm chất gây rối loạn nội tiết khác tồn tại trong bụi PM_{2.5} vì thế việc tiếp xúc lâu dài với các chất này có thể gây rủi ro đối với sức khỏe con người. Do đó, trong tương lai cần thực hiện nghiên cứu chuyên sâu, trên phạm vi rộng với số lượng lớn chất gây rối loạn nội tiết trong bụi PM_{2.5} tại Hà Nội nhằm đánh giá toàn diện tác động tổng hợp của các hóa chất gây rối loạn nội tiết đối với sức khỏe con người.

4. Kết luận

Kết quả nghiên cứu bước đầu xác định được hàm lượng, sự phân bố và rủi ro đối với sức khỏe của BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} tại Hà Nội. BPA và 4NP được

phát hiện trong tất cả các mẫu bụi nghiên cứu ngoại trừ 1 mẫu bụi thu thập vào ban đêm tại S1 có hàm lượng BPA nhỏ hơn giới hạn phát hiện của phương pháp. Nồng độ (trung vị) của 4NP trong PM_{2.5} cao hơn 4,3 lần so với BPA, tuy nhiên không có sự biến thiên rõ rệt về nồng độ của BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} giữa ban ngày và ban đêm ở cả hai vị trí. Chỉ số rủi ro tích lũy HI của BPA và 4NP ở nồng độ phơi nhiễm cao nhất đối với trẻ em và người lớn đều nhỏ hơn 1 cho thấy, việc tiếp xúc với BPA và 4NP trong bụi PM_{2.5} chưa gây tác động xấu đối với sức khỏe con người tại 2 địa điểm nghiên cứu. Tuy nhiên, cần thực hiện nghiên cứu chuyên sâu trong tương lai về hiện trạng ô nhiễm các chất gây rối loạn nội tiết trong bụi PM_{2.5} với sự gia tăng về số lượng chất nghiên cứu, trên phạm vi rộng - khu vực dân cư đô thị, nông nghiệp, công nghiệp, cùng thiết kế chương trình lấy mẫu theo không gian và thời gian nhằm đánh giá được tổng thể hiện trạng ô nhiễm, xác định nguồn gốc cũng như tác động tổng hợp của chúng đối với sức khỏe con người.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được thực hiện bởi sự hỗ trợ kinh phí của Quỹ Phát triển Khoa học và Công nghệ Quốc gia, Bộ Khoa học và Công nghệ, mã số đề tài 104.01-2023.05. Các tác giả xin chân thành cảm ơn.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] A. Robichaud (2020), "An overview of selected emerging outdoor airborne pollutants and air quality issues: The need to reduce uncertainty about environmental and human impacts", *Journal of the Air & Waste Management Association*, **70**(4), pp.341-378, DOI: 10.1080/10962247.2020.1723738.
- [2] M. Kampa, E. Castanas (2008), "Human health effects of air pollution", *Environmental Pollution*, **151**(2), pp.362-367, DOI: 10.1016/j.envpol.2007.06.012.
- [3] C. Sultan, P. Balaguer, B. Terouanne, et al. (2001), "Environmental xenoestrogens, antiandrogens and disorders of male sexual differentiation", *Molecular and Cellular Endocrinology*, **178**(1), pp.99-105, DOI: 10.1016/S0303-7207(01)00430-0.
- [4] R. Kavlock, B. Kim, C. Robert, et al. (2002), "NTP Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction: Phthalates expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of butyl benzyl phthalate", *Reproductive Toxicology*, **16**(5), pp.453-487.

- [5] J. Wang, Z. Dong, X. Li, et al. (2018), "Intra-Urban levels, spatial variability, possible sources and health risks of PM_{2.5} bound phthalate esters in Xi'an", *Aerosol and Air Quality Research*, **18**(2), pp.485-496, DOI: 10.4209/aaqr.2017.09.0333.
- [6] Y. Wang (2023), "Seasonal characteristics of particle size distribution of organic markers in atmospheric particulate matters in Beijing", *Environmental Research*, **231**, DOI: 10.1016/j.envres.2023.116044.
- [7] P. Chakraborty, H. Gadhavi, B. Prithiviraj, et al. (2021), "Passive air sampling of PCDD/Fs, PCBs, PAEs, DEHA, and PAHs from informal electronic waste recycling and allied sectors in Indian megacities", *Environmental Science & Technology*, **55**(14), pp.9469-9478, DOI: 10.1021/acs.est.1c01460.
- [8] W.T. Tsai (2006), "Human health risk on environmental exposure to bisphenol-A: A review", *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, **24**(2), pp.225-255, DOI: 10.1080/10590500600936482.
- [9] W.T. Tsai (2013), "A review on environmental distributions and risk management of phenols pertaining to the endocrine disrupting chemicals in Taiwan", *Toxicological and Environmental Chemistry*, **95**(5), pp.723-736, DOI: 10.1080/02772248.2013.818150.
- [10] M. Celiński, M.J. Sankowska (2016), "Explosibility, flammability and the thermal decomposition of BPA, the main component of epoxy resin", *Journal of Loss Prevention in The Process Industries*, **44**, pp.125-131, DOI: 10.1016/j.jlp.2016.08.024.
- [11] Y. Ma, H. Liu, J. Wu, et al. (2019), "The adverse health effects of BPA and related toxicity mechanisms", *Environmental Research*, **176**, DOI: 10.1016/j.envres.2019.108575.
- [12] L. Escrivá, J. Zilliacus, E. Hessel, et al. (2021), "Assessment of the endocrine disrupting properties of BPAF: A case study applying the European regulatory criteria and guidance", *Environmental Health*, **20**(1), DOI: 10.1186/s12940-021-00731-0.
- [13] W.T. Tsai (2023), "Survey on the environmental risks of BPA and its relevant regulations in Taiwan: An environmental endocrine-disrupting chemical of increasing concern", *Toxics*, **11**(9), DOI: 10.3390/toxics11090722.
- [14] K.S. Chow, X.H. Huang, J.Z. Yu (2015), "Quantification of nitroaromatic compounds in atmospheric fine particulate matter in Hong Kong over 3 years: Field measurement evidence for secondary formation derived from biomass burning emissions", *Environmental Chemistry*, **13**(4), pp.665-673, DOI: 10.1071/EN15174.
- [15] Y. Liang, X. Wang, S. Dong, et al. (2020), "Size distributions of nitrated phenols in winter at a coastal site in north China and the impacts from primary sources and secondary formation", *Chemosphere*, **250**, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126256.
- [16] A.M. Booth, B. Murphy, I. Riipinen, et al. (2014), "Connecting bulk viscosity measurements to kinetic limitations on attaining equilibrium for a model aerosol composition", *Environ. Sci. Technol.*, **48**(16), pp.9298-9305, DOI: 10.1021/es501705c.
- [17] K. Nojima, K. Fukaya, S. Fukui, et al. (1975), "Studies on photochemistry of aromatic hydrocarbons II: The formation of nitrophenols and nitrobenzene by the photochemical reaction of benzene in the presence of nitrogen monoxide", *Chemosphere*, **4**(2), pp.77-82, DOI: 10.1016/0045-6535(75)90017-X.
- [18] M.A. Harrison, D. Vione, C. Arsene, et al. (2005), "Nitrated phenols in the atmosphere: A review", *Atmospheric Environment*, **39**(2), pp.231-248, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.09.044.
- [19] C. Mohr, P. Zotter, L. Xu, et al. (2013), "Contribution of nitrated phenols to wood burning brown carbon light absorption in Detling, United Kingdom during winter time", *Environment Science and Technology*, **47**(12), pp.6316-6324, DOI: 10.1021/es400683v.
- [20] S. Tomaz, G. Lammel, E. Perraudin, et al. (2016), "One-year study of polycyclic aromatic compounds at an urban site in Grenoble (France), Seasonal variations, gas/particle partitioning and cancer risk estimation", *Science of The Total Environment*, **565**, pp.1071-1083, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.137.
- [21] Y. Iinuma, O. Böge, R. Gräfe, et al. (2010), "Methyl-nitrocatechols: Atmospheric tracer compounds for biomass burning secondary organic aerosols", *Environment Science and Technology*, **44**(22), pp.8453-8459, DOI: 10.1021/es102938a.

- [22] L. Yan, Y. Bai, R. Zhao, et al. (2015), "Correlation between coal structure and release of the two organic compounds during pyrolysis", *Fuel*, **145**, pp.12-17, DOI: 10.1016/j.fuel.2014.12.056.
- [23] J. Tremp, P. Mattrel, S. Fingler, et al. (1993), "Phenols and nitrophenols as tropospheric pollutants: Emissions from automobile exhausts and phase transfer in the atmosphere", *Water, Air, and Soil Pollution*, **68**, pp.113-123, DOI: 10.1007/BF00479396.
- [24] Y. Desyaterik, Y. Sun, X. Shen, et al. (2013), "Speciation of 'brown' carbon in cloud water impacted by agricultural biomass burning in eastern China", *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **118**(13), pp.7389-7399, DOI: 10.1002/jgrd.50561.
- [25] F. Long, Y. Ren, Y. Ji, et al. (2025), "The characteristics of phthalate acid esters and BPA in PM_{2.5} of a petrochemical city: Concentrations, compositions, and health risk assessment in Dongying", *Environmental Pollution*, **367**, DOI: 10.1016/j.envpol.2024.125568.
- [26] W.J. Deng, N. Li, R. Wu, et al. (2018), "Phosphorus flame retardants and BPA in indoor dust and PM_{2.5} in kindergartens and primary schools in Hong Kong", *Environmental Pollution*, **235**, pp.365-371, DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.093.
- [27] J.S. Piñero, N.N. Quiza, J.M. Pineiro, et al. (2022), "Multi-class organic pollutants in atmospheric particulate matter (PM_{2.5}) from a Southwestern Europe industrial area: Levels, sources and human health risk", *Atmospheric Chemistry and Physics*, **214**, DOI: 10.1016/j.envres.2022.114195.
- [28] Y. Ren, Z. Wu, F. Bi, et al. (2025), "Significant contributions of biomass burning to PM_{2.5}-bound aromatic compounds: Insights from field observations and quantum chemical calculations", *Atmospheric Chemistry and Physics*, **2025**, pp.1-33, DOI: 10.5194/acp-25-6975-2025.
- [29] R. Zhang, S. Li, X. Fu, et al. (2022), "Emissions and light absorption of PM_{2.5}-bound nitrated aromatic compounds from on-road vehicle fleets", *Environmental Pollution*, **312**, DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120070.
- [30] J. Qi, J.J.F. Wu (2023), "Nitrated phenols and PM_{2.5} reduction of high-sodium coal combustion by diatomite addition in a typical residential stove", *Fire*, **6**(3), DOI: 10.3390/fire6030089.
- [31] S. Huang, Z. Shen, G. Bai, et al. (2025), "Photochemical aging of PM_{2.5} nitroaromatic compounds from solid fuel combustion enhanced light absorption and oxidation potential", *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **130**(11), DOI: 10.1029/2025JD043471.
- [32] H.T. Duong, K. Kadokami, H.T. Trinh, et al. (2019), "Target screening analysis of 970 semi-volatile organic compounds adsorbed on atmospheric particulate matter in Hanoi, Vietnam", *Chemosphere*, **219**, pp.784-795, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.096.
- [33] H.L. Quang, T.P.T. Phuong, M.B. Quang, et al. (2022), "Comprehensive analysis of organic micropollutants in fine particulate matter in Hanoi metropolitan area, Vietnam", *Atmosphere*, **13**(12), DOI: 10.3390/atmos13122088.
- [34] K. An (2024), "Which district has the highest population density in Hanoi?", *Lao Dong Newspaper*, <https://laodong.vn/ban-doc/quan-nao-co-mat-do-dan-so-dong-nhat-ha-noi-1352054.lido>, accessed 19 August 2024 (in Vietnamese).
- [35] Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (2023), *1030.C. Method Detection Level*, 130pp.
- [36] V. Yusa, C. Coscollà, M. Millet (2014), "New screening approach for risk assessment of pesticides in ambient air", *Atmospheric Environment*, **96**, pp.322-330.
- [37] X. Wang, A. Banks, C. He, et al. (2019), "Polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and legacy and current pesticides in indoor environment in Australia - occurrence, sources and exposure risks", *Science of The Total Environment*, **693**, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133588.
- [38] United States Environmental Protection Agency (1997), *Exposure Factors Handbook (Final Report)*, No. EPA/600/P-95/002F.
- [39] D. Vughs, K.A. Baken, A. Kolkman, et al. (2018), "Application of effect-directed analysis to identify mutagenic nitrogenous disinfection by-products of advanced oxidation drinking water treatment", *Environmental Science and Pollution Research*, **25**(5), pp.3951-3964, DOI: 10.1007/s11356-016-7252-6.
- [40] Integrated Risk Information System (1988), *BPA (CASRN 80-05-7)*, U.S. Environmental Protection Agency.
- [41] Y. Guo, K. Kannan (2011), "Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States", *Environmental Science & Technology*, **45**(8), pp.3788-3794.

- [42] World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (1999), *Principles for The Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals*, 120pp.
- [43] United States Environmental Protection Agency (2011), *Exposure Factors Handbook*, 2011 edition (final), Washington, 414pp.
- [44] H.Q. Anh, K. Tomioka, N.M. Tue, et al. (2019), "A preliminary investigation of 942 organic micro-pollutants in the atmosphere in waste processing and urban areas, northern Vietnam: Levels, potential sources, and risk assessment", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **167**, pp.354-364, DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.026.
- [45] R. Yu, Q. Liu, J. Liu, et al. (2016), "Concentrations of organophosphorus pesticides in fresh vegetables and related human health risk assessment in Changchun, Northeast China", *Food Control*, **60**, pp.353-360, DOI: 10.1016/j.foodcont.2015.08.013.
- [46] J.S. Piñero, J.M. Piñero, C.M. Pérez, et al. (2021), "Development and validation of a multi-pollutant method for the analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons, synthetic musk compounds and plasticizers in atmospheric particulate matter (PM_{2.5})", *Talanta Open*, **4**, DOI: 10.1016/j.talo.2021.100057.
- [47] Y. Ren, J. Wei, G. Wang, et al. (2022), "Evolution of aerosol chemistry in Beijing under strong influence of anthropogenic pollutants: Composition, sources, and secondary formation of fine particulate nitrated aromatic compounds", *Environmental Research*, **204**, DOI: 10.1016/j.envres.2021.111982.
- [48] W. Li, S. Guo, Z. Xu, et al. (2023), "Compositions and sources of organic aerosol in PM_{2.5} in Nanjing in China", *Atmosphere*, **14**(6), DOI: 10.3390/atmos14060971.
- [49] C. Gu, S. Cui, X. Ge, et al. (2022), "Chemical composition, sources and optical properties of nitrated aromatic compounds in fine particulate matter during winter foggy days in Nanjing, China", *Environmental Research*, **212**, DOI: 10.1016/j.envres.2022.113255.
- [50] M. Li, X. Wang, C. Lu, et al. (2020), "Nitrated phenols and the phenolic precursors in the atmosphere in urban Jinan, China", *Science of The Total Environment*, **714**, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136760.
- [51] T. Vasiljevic, T. Harner (2021), "BPA and its analogues in outdoor and indoor air: properties, sources and global levels", *Science of the Total Environment*, **789**, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148013.
- [52] N.S. Graziani, H. Carreras, E. Wannaz (2019), "Atmospheric levels of BPA associated with particulate matter in an urban environment", *Heliyon*, **5**(4), DOI: 10.1016/j.heliyon.2019.e01419.
- [53] G. Sangiorgi, L. Ferrero, B.S. Ferrini, et al. (2013), "Indoor airborne particle sources and semi-volatile partitioning effect of outdoor fine PM in offices", *Atmospheric Environment*, **65**, pp.205-214, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.10.050.
- [54] P. Fu, K. Kawamura (2010), "Ubiquity of BPA in the atmosphere", *Environmental Pollution*, **158**(10), pp.3138-3143, DOI: 10.1016/j.envpol.2010.06.040.
- [55] United States Environmental Protection Agency (2013), *The Original List Of Hazardous Air Pollutants*, U.S. Environmental Protection Agency.
- [56] K.S.R. Schafer, M. Spitzer, S. Kegley, et al. (2004), *Chemical Trespass: Pesticides in Our Bodies and Corporate Accountability*, 157pp.
- [57] Z. Kitanovski, P. Shahpoury, C. Samara, et al. (2020), "Composition and mass size distribution of nitrated and oxygenated aromatic compounds in ambient particulate matter from southern and central Europe - implications for the origin", *Atmospheric Chemistry and Physics*, **20**(4), pp.2471-2487, DOI: 10.5194/acp-20-2471-2020.