

NGHIÊN CỨU MỨC ĐỘ Ô NHIỄM VÀ ĐÁNH GIÁ RỦI RO ĐỐI VỚI SỨC KHỎE CON NGƯỜI CỦA CÁC PHTHALATE ESTERS TRONG BỤI KHÔNG KHÍ (PM_{2.5} VÀ SPM) TẠI MỘT SỐ KHU VỰC ĐÔ THỊ HÀ NỘI, VIỆT NAM

Đến tòa soạn 12-09-2024

Nguyễn Trần Đình¹, Dương Thị Hạnh^{1*}, Nguyễn Thị Phương Mai², Nguyễn Trần Điện³

¹ Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

² Trường Đại học Khoa học tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

³ Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

*E-mail: dthanh.iet@gmail.com

SUMMARY

STUDY ON THE OCCURRENCE AND HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT OF PHTHALATE ESTERS IN PARTICULATE AIR POLLUTION (PM_{2.5} AND SPM) IN HANOI URBAN AREAS, VIETNAM

This study focused on assessing the occurrence and human health risk of phthalate esters (PAEs) in particulate air pollution (PM_{2.5} and SPM) in two urban areas of Ha Noi (Dong Da and Ba Dinh District). A total of 56 air particulate matter samples (28 SPM samples and 28 PM_{2.5} samples) were collected and analyzed for 12 PAEs. Seven PAEs (DMP, DEP, DIBP, DnBP, BBP, DCHP, and DEHP) were detected with their total concentration in PM_{2.5} ranged from 89 ng mg⁻¹ to 315 ng mg⁻¹, while the total PAEs concentration in SPM ranged from 225 ng mg⁻¹ to 679 ng mg⁻¹, except for one SPM sample collected at night which had an exceptionally high PAEs concentration of 1876 ng mg⁻¹. Interestingly, DIBP, DnBP, BBP and DEHP were detected in 100% of PM_{2.5} and SPM samples, while DEHP – a highly carcinogenic PAE – was determined to be responsible for more than 35% of the total PAEs concentration in all samples. To assess the health risks of PAEs exposure for humans, daily intake doses via inhalation (DI_{air}) and hazard index (HI) were calculated and evaluated for adults and children living near the sampling sites. The results showed that the hazard index (HI) of PM_{2.5} in the two research areas was below safety threshold, ranging from 7,52.10⁻⁵ to 14,3.10⁻⁵ for adults and from 3,85.10⁻⁵ to 7,31.10⁻⁵ for children. SPM had similar results, ranging from 0,88.10⁻⁵ to 7,12.10⁻⁵ for adults and from 0,45.10⁻⁵ to 3,65.10⁻⁵. The study explored the PAEs pollution in Hanoi's air particulate matter while highlighting the necessity of air quality monitoring and management for the sake of the general public's health.

Keywords: PAEs, PM_{2.5}, SPM, Pollution Levels, Risk Assessment, Human Health, Urban Areas

1. MỞ ĐẦU

Các hạt bụi lơ lửng (SPM), đặc biệt bụi PM_{2.5} (có kích thước < 2,5 µm) là mối đe dọa đối với sức khỏe con người và là mối

quan tâm lớn trên toàn cầu tại các khu vực đô thị trong những năm gần đây [1]. PM_{2.5} có thể xâm nhập vào cơ thể con người, gây ra các tác động xấu đến sức

khỏe như bệnh hen suyễn, bệnh tim mạch, và hô hấp, và ung thư [2]. Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đã xây dựng các hướng dẫn để đánh giá rủi ro khi con người tiếp xúc với bụi $PM_{2.5}$ và Cơ quan Nghiên cứu Ung thư Quốc tế (IARC) đã tuyên bố rằng bụi $PM_{2.5}$ là nguyên nhân hàng đầu gây ung thư phổi do ô nhiễm không khí [3]. Cho đến nay, nhiều nghiên cứu trên thế giới đã được thực hiện, tập trung vào một số loại chất gây ô nhiễm trong bụi $PM_{2.5}$ bao gồm các hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs), các chất chống cháy organophosphate (OPFRs), các hợp chất polychlorinated biphenyl (PCBs) và các nhóm chất phthalate (PAEs) được hấp thụ trên bề mặt của bụi $PM_{2.5}$ [4]. Nhìn chung, nghiên cứu về tình trạng ô nhiễm của các hợp chất hữu cơ khó phân hủy và hợp chất hữu cơ bền trong không khí nói chung, cũng như bụi không khí nói riêng, đã được thực hiện trên toàn cầu. Tuy nhiên, thông tin về tình trạng ô nhiễm của các nhóm chất PAEs trong bụi không khí, đặc biệt bụi $PM_{2.5}$, và ảnh hưởng của chúng đối với sức khỏe con người tại Việt Nam vẫn còn hạn chế.

PAEs là một nhóm hợp chất hữu cơ tổng hợp, được sử dụng phổ biến như chất hóa dẻo và phụ gia trong quá trình sản xuất các sản phẩm nhựa, cũng như làm phụ gia trong mỹ phẩm, sản phẩm chăm sóc cá nhân, đồ chơi, thiết bị y tế và thuốc trừ sâu [5]. Do không liên kết hóa học với polymer, PAEs có thể dễ dàng được giải phóng vào môi trường thông qua quá trình sản xuất và sử dụng, cũng như sau khi loại bỏ các sản phẩm nhựa [6]. PAEs đã được phát hiện rộng rãi trong môi trường không khí [7], đất [8], các nguồn nước và trầm tích [9], bụi trong nhà, bụi ngoài trời [10], và thực phẩm [11]. Các PAEs như dimethyl phthalate (DMP), diethyl phthalate (DEP), di-n-butyl phthalate (DnBP), butyl benzyl phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) và di-

n-octyl phthalate (DnOP) đã được Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) liệt kê vào danh mục các chất gây ô nhiễm ưu tiên cần được kiểm soát. Trong số đó, DEHP và BBP là những chất có khả năng gây ung thư cao [12].

Vào năm 2020, Hà Nội xếp thứ 6 trong danh sách các tỉnh, thành phố tại Việt Nam có nồng độ bụi $PM_{2.5}$ trung bình cao nhất, dao động từ 24,1 – 33,6 $\mu g/m^3$. Nồng độ bụi trong năm 2019 và 2020 đều vượt quy chuẩn quốc gia QCVN 05:2013/BTNMT [13], mặc dù năm 2020 giảm nhẹ 16% so với 2019 [14]. Mặc dù nhiều nghiên cứu về bụi $PM_{2.5}$ tại Việt Nam đã được thực hiện, nhưng phần lớn tập trung vào các nhóm chất điển hình như PAHs, kim loại nặng,... [15-20]. Các nghiên cứu về các hợp chất hữu cơ bền độc hại, các nhóm chất gây rối loạn nội tiết hoặc có khả năng gây đột biến gen vẫn chưa được đánh giá đầy đủ. Vì vậy, mục tiêu của nghiên cứu này là (i) nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nghiên cứu và (ii) đánh giá rủi ro sức khỏe từ các PAEs được phát hiện.

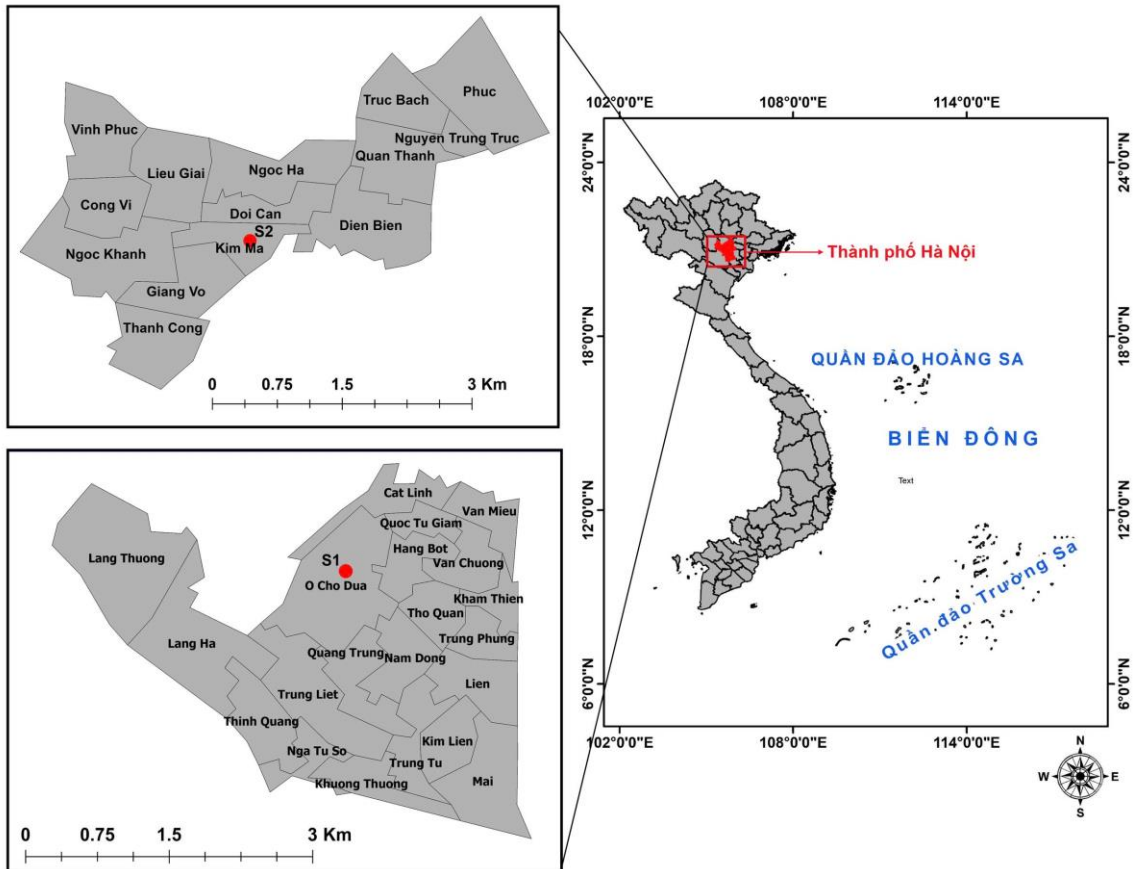
2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Thu thập mẫu

Tổng số 28 mẫu $PM_{2.5}$ và 28 mẫu SPM được thu thập tại hai khu vực đông dân cư của Hà Nội thuộc quận Đống Đa (vị trí S1, tọa độ: 21.0220992, 105.8197142) và quận Ba Đình (vị trí S2, tọa độ: 21.031367, 105.825265) (Hình 1). Mẫu bụi được lấy tại 1 điểm cố định tại mỗi khu vực trong 7 ngày liên tiếp (ban ngày và ban đêm), sử dụng thiết bị SIBATA HV700R (SIBATA Science Technology, Nhật Bản). Mẫu bụi được lấy trong khoảng thời gian 10 tiếng, từ 8 – 9 giờ sáng đến 6 – 7 giờ chiều (ban ngày) và từ 7 – 8 giờ tối đến 7 – 8 giờ sáng (ban đêm). Bụi $PM_{2.5}$ và SPM được thu vào màng lọc thạch anh (Quartz fiber

PALLFLEX 2500 QAT—UP 8×10 inch, Pall Laboratory, Hoa Kỳ) với tốc độ 700

L phút⁻¹.



Hình 1: Khu vực nghiên cứu

2.2. Phương pháp phân tích PAEs

Trước khi thu mẫu, màng lọc được xử lý ở 450°C và được ổn định trong bình hút ẩm tới khối lượng không đổi. Trước và sau khi thu thập mẫu màng lọc được cân để xác định khối lượng bụi. Sau khi kết thúc thu mẫu, màng lọc bụi được cắt nhỏ và đưa vào ống ly tâm. PAEs trong PM_{2.5} và SPM được chiết bằng phương pháp siêu âm với dung môi dichloromethane (EPA 8270D) [21]. Quá trình chiết gồm 3 lần siêu âm 15 phút và ly tâm 10 phút ở 2000 vòng phút⁻¹, sau đó dịch chiết được làm giàu bằng cô quay chân không đến 1 mL. Na₂SO₄ được thêm vào để loại bỏ nước, tiếp theo bổ sung 5 mL hexan rồi tiến hành thổi khí ni-tơ để giảm thể tích còn 1 mL. Cuối cùng, 100 µL nội chuẩn

được thêm vào và phân tích bằng GC/MS (GC/MS-QP2010, Shimadzu, Nhật Bản) tích hợp hệ thống phát hiện và định lượng tự động (AIQS).

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro đến sức khỏe và phơi nhiễm hằng ngày

Thông thường, ba con đường phơi nhiễm chính của bụi đối với sức khỏe con người bao gồm: ăn uống, tiếp xúc với da, và hô hấp. Tuy nhiên, nhiều nghiên cứu đã chứng minh rằng phơi nhiễm bụi qua đường hô hấp là con đường phơi nhiễm chính các chất ô nhiễm đối với người lớn và trẻ em [22, 23]. Do đó, trong nghiên cứu này chỉ xem xét sự phơi nhiễm của các PAEs được phát hiện trong bụi PM_{2.5} và SPM thông qua con đường hô hấp.

Để tính toán lượng tiêu thụ hàng ngày thông qua con đường hô hấp (DI_{air} – $ng\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$) của các PAEs được phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM, công thức (1) được sử dụng [22]:

$$DI_{air} = \frac{C_{air} \times F \times IR}{BW} \quad (1)$$

trong đó: C_{air} là nồng độ các PAEs ($ng\ m^{-3}$), F là thời gian ở trong môi trường phơi nhiễm bụi (ngày), IR là lượng khí hô hấp ($m^3\ ngày^{-1}$) và BW là trọng lượng cơ thể (kg). Hai nhóm tuổi sử dụng cho nghiên cứu đánh giá rủi ro là người lớn (từ 31 - 51 tuổi) và trẻ em (từ 3 - 6 tuổi), trong khoảng thời gian 1 ngày (F) ở giá trị nồng độ các PAEs cao nhất, thấp nhất và trung vị. Lượng khí hô hấp trung bình đối với người lớn là $16,0\ m^3\ ngày^{-1}$ và đối với trẻ em là $10,1\ m^3\ ngày^{-1}$ [24]. Trọng lượng cơ thể trung bình của người lớn và trẻ em Việt Nam lần lượt là 60 kg và 15 kg [25].

Nhằm đánh giá phơi nhiễm của các PAEs đối với sức khỏe con người qua con đường hô hấp theo hướng dẫn của Cơ quan bảo vệ môi trường Hoa Kỳ, chỉ số rủi ro (HQ) được đánh giá cho hai nhóm đối tượng người lớn và trẻ em [26]. HQ là tỷ lệ giữa lượng hấp thụ hàng ngày mãn tính (CDI) qua đường ăn uống và liều lượng tham chiếu cho phơi nhiễm mãn tính (RfDs) được thể hiện trong công thức (2) và (3):

$$HQ = \frac{CDI}{RfDs} \quad (2)$$

$$CDI = \frac{DI_{air} \times EF \times ED}{AT} \quad (3)$$

Trong đó CDI là lượng hấp thụ hàng ngày mãn tính ($ng\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$); RfDs là liều lượng tham chiếu cho phơi nhiễm mãn tính ($ng\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$) đối với một hợp chất cụ thể (giá trị RfDs đối với DEP, BBP, DEHP lần lượt là $800\ \mu g\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$, $200\ \mu g\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$, $20\ \mu g\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$ [27]); DI_{air} là liều hấp thụ hàng ngày ($ng\ kg^{-1}\ ngày^{-1}$); EF là tần suất phơi nhiễm (giá trị

trung bình được lựa chọn là 365 ngày năm⁻¹); ED là thời gian phơi nhiễm (năm). ED được đặt ở 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) [28]. Các nhóm chất PAEs được cho là gây rủi ro cao đối với sức khỏe con người nếu giá trị HQ > 1 và ngược lại. Chỉ số nguy hại (HI) là thước đo đánh giá rủi ro tích lũy của các các PAEs đến sức khỏe con người. HI được sử dụng để ước tính phơi nhiễm tích lũy theo công thức (4):

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

Các PAEs được cho là không gây rủi ro đối với sức khỏe con người nếu giá trị HI < 1 và ngược lại [29].

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả phân tích paes trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM

Bảy trong số 12 PAEs (Σ_7 PAEs) trong bụi $PM_{2.5}$ được phân tích tại S1 dao động từ $181\ ng\ mg^{-1}$ đến $306\ ng\ mg^{-1}$, ban ngày từ $181\ ng\ mg^{-1}$ đến $266\ ng\ mg^{-1}$ và ban đêm từ $192\ ng\ mg^{-1}$ đến $306\ ng\ mg^{-1}$. Tại S2, Σ_7 PAEs dao động từ $89\ ng\ mg^{-1}$ đến $315\ ng\ mg^{-1}$, thấp hơn so với S1, với ban ngày từ $89\ ng\ mg^{-1}$ đến $315\ ng\ mg^{-1}$ và ban đêm từ $117\ ng\ mg^{-1}$ đến $277\ ng\ mg^{-1}$ (Hình 2). Kết quả phân tích cho thấy có sự khác biệt lớn về Σ_7 PAEs trong bụi SPM so với $PM_{2.5}$ tại hai khu vực. Tại S1, tổng nồng độ PAEs trong SPM dao động từ $225\ ng\ mg^{-1}$ đến $678\ ng\ mg^{-1}$, ngoại trừ một mẫu ban đêm có hàm lượng PAEs đột biến đạt $1876\ ng\ mg^{-1}$. Ban ngày, Σ_7 PAEs từ $225\ ng\ mg^{-1}$ đến $678\ ng\ mg^{-1}$, ban đêm từ $275\ ng\ mg^{-1}$ đến $624\ ng\ mg^{-1}$. Tại S2, Σ_7 PAEs trong SPM dao động từ $266\ ng\ mg^{-1}$ đến $679\ ng\ mg^{-1}$, ban ngày từ $266\ ng\ mg^{-1}$ đến $628\ ng\ mg^{-1}$, ban đêm từ $275\ ng\ mg^{-1}$ đến $679\ ng\ mg^{-1}$ (Hình 2). Nhìn chung, Σ_7 PAEs trong SPM đều tương đương nhau, và không có sự thay đổi đáng kể giữa ban ngày và ban đêm ngoại trừ một

mẫu thu thập tại S1 có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng mg⁻¹. Nguyên nhân của hàm lượng PAEs cao đột biến này có thể do sự phát thải của chúng xuất phát từ nguồn điểm. Tương tự, nồng độ PAEs trong PM_{2.5} tại S1 và S2 không có sự thay đổi đáng kể giữa ban ngày và ban đêm. Tuy nhiên, riêng tại khu vực S1 thì nồng độ PAEs trong PM_{2.5} có xu hướng tăng cao hơn vào ban đêm.

Tổng nồng độ PAEs cao nhất trong bụi SPM cao hơn 2 lần so với Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} (Hình 2). Tổng nồng độ trung bình của PAEs trong SPM và PM_{2.5} tại 2 vị trí (ngoại trừ một mẫu thu thập tại S1 có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng mg⁻¹) vào ban đêm và ban ngày không có sự khác biệt lớn. Tuy nhiên, Σ_7 PAEs trung bình trong SPM vào ban đêm (391 ng mg⁻¹) cao hơn so với ban ngày (375 ng mg⁻¹) và xu hướng tương tự cũng được quan sát đối với PM_{2.5} (225 ng mg⁻¹ đối với ban ngày và 229 ng mg⁻¹ đối với ban đêm). Nguyên nhân có thể do sự thay đổi của điều kiện khí quyển và hoạt động con người. Vào ban đêm, nhiệt độ thấp làm giảm sự phân hủy và phát tán PAEs từ các nguồn khác nhau vào không khí, trong khi đó nhiệt độ cao hơn vào ban ngày có thể phân hủy một số PAEs có khối lượng phân tử thấp [30]. Do đây là nghiên cứu khảo sát tiền đề về hiện trạng ô nhiễm PAEs trong bụi PM_{2.5} tại khu vực đô thị Hà Nội với số lượng mẫu thu thập chưa đủ lớn, trong phạm vi hẹp (2 vị trí) và thời gian thu mẫu ngắn (7 ngày), vì vậy số liệu nghiên cứu chưa đủ để đánh giá hiện trạng ô nhiễm cũng như nguồn gốc của PAEs trong bụi PM_{2.5} tại khu vực nội đô Hà Nội. Tổng nồng độ cao nhất của DnBP và DEHP trong bụi PM_{2.5} tại nghiên cứu này (192 ng mg⁻¹) thấp hơn so với Σ_2 DnBP, DEHP cao nhất tại trung tâm thành phố Mexico (253,6 ng mg⁻¹) [31]. Xu hướng ngược lại được quan sát đối với SPM khi Σ_3 DiBP, DiBP, DEHP cao nhất tại nghiên cứu này (295 ng mg⁻¹)

cao hơn so với Σ_3 DiBP, DnBP, DEHP cao nhất tại trung tâm thành phố Mexico (175,8 ng mg⁻¹) [31].

3.2. Sự phân bố của PAEs trong PM_{2.5} và SPM

Bảy trong số 12 PAEs phân tích được phát hiện trong mẫu bụi SPM và PM_{2.5}. Trên thế giới di-iso-butyl phthalate (DiBP), di-n-butyl phthalate (DnBP), butyl benzyl phthalate (BBP) và bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) được sử dụng nhiều nhất trong hoạt động công nghiệp và chúng được phát hiện trong 100% mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập tại nghiên cứu này. Dimethyl phthalate (DMP) được phát hiện trong 54/56 mẫu, trong khi đó diethyl phthalate (DEP) và dicyclohexyl phthalate (DCHP) được phát hiện lần lượt trong 21/56 và 1/56 mẫu phân tích. Tổng nồng độ DiBP, DnBP, BBP, DEHP trong PM_{2.5} và SPM chiếm trên 98% tổng PAEs được phát hiện trong 55/56 mẫu phân tích, trong đó DEHP chiếm trên 35% Σ_7 PAEs (Hình 3). DiBP và DEHP là hai nhóm chất chiếm ưu thế trong bụi PM_{2.5}, đóng góp trên 67% Σ_7 PAEs được phát hiện; trong khi đó DnBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi SPM, đóng góp trên 87% Σ_7 PAEs được phát hiện.

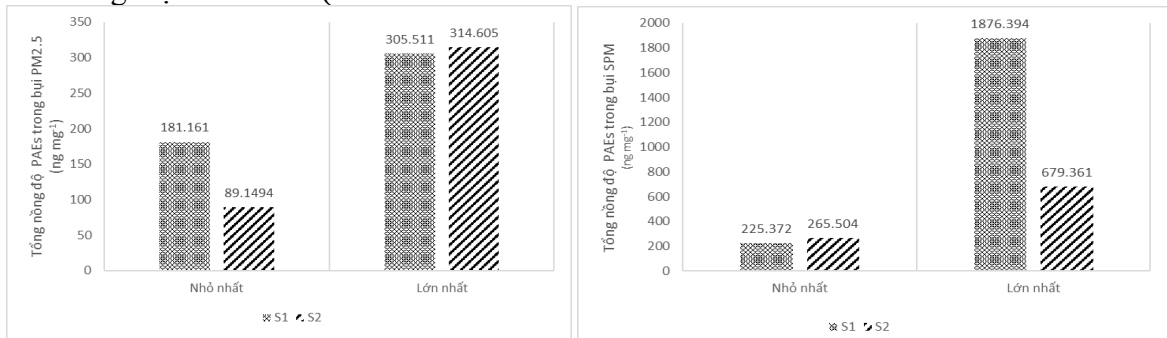
Các PAEs như DMP, DEP, DnBP, BBP, DEHP và di-n-octyl phthalate (DnOP) đã được Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) liệt kê vào danh mục các chất gây ô nhiễm ưu tiên cần được kiểm soát. Trong số đó, DEHP và BBP là những chất có khả năng gây ung thư cao [12]. Đặc biệt, DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi PM_{2.5} và SPM với nồng độ cao nhất (chiếm trên 35% Σ_7 PAEs).

Di-iso-butyl phthalate là chất hóa dẻo chuyên dụng thường được sử dụng kết hợp với các phthalate có trọng lượng phân tử cao khác như một chất hỗ trợ tạo gel [32]. Tại S1, nồng độ DiBP trung vị

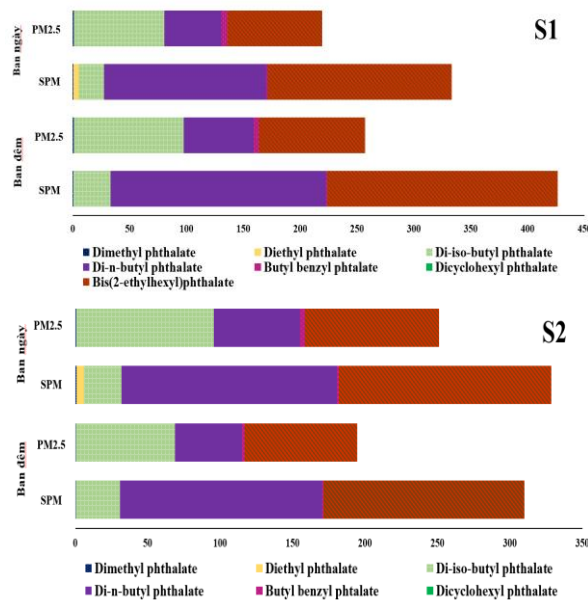
chiếm 35,9% và 8,75% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM. Xu hướng tương tự cũng được quan sát tại S2, với nồng độ trung vị DIBP chiếm 36% và 9,41% trong $PM_{2.5}$ và SPM. Di-n-butyl phthalate được sử dụng trong nhựa epoxy, cellulose ether, các công thức kết dính đặc biệt và các mặt hàng chăm sóc cá nhân [33]. Tại S1, nồng độ DnBP trung vị chiếm 24,1% và 42,7% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM. Xu hướng tương tự cũng được quan sát tại S2, với nồng độ DnBP trung vị chiếm 22,6% và 43,3% trong $PM_{2.5}$ và SPM.

Hai nhóm chất có nguy cơ gây ung thư cao BBP và DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM thu thập tại Hà Nội, trong đó DEHP được tìm thấy với nồng độ cao nhất (chiếm trên 35%

Σ_7 PAEs). DEHP và BBP được sử dụng rộng rãi trong đời sống như làm chất hóa dẻo trong ngành công nghiệp polyme, sàn PVC, tường nhựa, sơn, lớp phủ, chất kết dính, bao bì đóng gói, chất dẻo nhựa và có mặt hầu hết trong các sản phẩm nội thất, mỹ phẩm và các sản phẩm chăm sóc cá nhân [34]. Nồng độ DEHP (trung vị) chiếm 37,5% và 46,9% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S1. Xu hướng tương tự cũng được quan sát tại S2, với đóng góp của DEHP trong Σ_7 PAEs là 39,8% ($PM_{2.5}$) và 45,3% (SPM). Mặc dù BBP được phát hiện trong 100% mẫu bụi thu thập, tuy nhiên chỉ duy trì ở mức nồng độ thấp (chiếm 2,19% và 0,32% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S1 và 1,32% và 0,35% trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S2).



Hình 2: Tổng nồng độ PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM



Hình 3: Nồng độ (trung vị) các PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại 2 vị trí

Bảng 1: Chỉ số nguy hại (HQ) và chỉ số rủi ro (HI) đối với sức khỏe con người của 3 nhóm PAEs

STT	Tên PAEs	RfD	C _{air} (ng m ⁻³)	DI _{air} (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				CDI (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				HQ				
				PM _{2,5}		SPM		PM _{2,5}		SPM		PM _{2,5}		SPM		
				NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	
1	Diethyl phthalate (DEP)	800 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Lớn nhất	1,65	4,17	0,10	0,25	0,81	0,42	0,05	0,03	0,10E-05	0,05E-05	0,006 E-05	0,003E-05	
			Trung vị	0	0	0,06	0,15	0	0	0,03	0,02	0	0	0,004E-05	0,002E-05	
2	Butyl benzyl phthalate (BBP)	200 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0,07	0,17	0,01	0,01	0,03	0,02	0,003	0,001	0,016E-05	0,01E-05	0,0014 E-05	0,001E-05	
			Lớn nhất	0,60	1,51	0,02	0,05	0,29	0,15	0,01	0,005	0,15E-05	0,08E-05	0,005E-05	0,003E-05	
			Trung vị	0,23	0,59	0,01	0,03	0,12	0,06	0,01	0,003	0,06E-05	0,03E-05	0,003E-05	0,002E-05	
3	Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)	20 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	3,05	7,69	0,35	0,90	1,50	0,77	0,17	0,09	7,50E-05	3,84E-05	0,87E-05	0,45E-05	
			Lớn nhất	5,69	14,4	2,89	7,29	2,80	1,44	1,42	0,73	14,0E-05	7,18E-05	7,11E-05	3,64E-05	
			Trung vị	4,89	12,3	2,02	5,09	2,41	1,23	0,99	0,51	12,0E-05	6,17E-05	4,97E-05	2,55E-05	
HI			Nhỏ nhất									7,52E-05	3,85E-05	0,88E-05	0,45E-05	
			Lớn nhất										14,3E-05	7,31E-05	7,12E-05	3,65E-05
			Trung vị										12,1E-05	6,20E-05	4,98E-05	2,55E-05

3.3. Đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người và phơi nhiễm hàng ngày

Đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người của PAEs dựa trên mức độ phơi nhiễm hàng ngày đối người lớn (NL) và trẻ em (TE). Giá trị RfDs được xác định cho hai PAEs có nguy cơ cao gây ung thư (DEHP, BBP) và DEP (được US EPA liệt kê vào danh mục chất ưu tiên cần được kiểm soát), do đó trong phạm vi nghiên cứu này mức độ phơi nhiễm và rủi ro sức khỏe con người đối với DEHP, BBP và DEP được đánh giá (Bảng 1). Nhìn chung, kết quả đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người cho thấy, con người phơi nhiễm PAEs trong bụi PM_{2.5} cao hơn 2 lần so với SPM. Giá trị DI_{air} cao nhất được quan sát đối với hợp chất có tiềm năng gây ung thư cao DEHP trong bụi PM_{2.5} là 5,69 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (người lớn) và 14,4 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (trẻ em), trong khi đó đối với SPM, giá trị DI_{air} cao nhất đối với người lớn và trẻ em lần lượt là 2,89 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ và 7,29 ng kg⁻¹ ngày⁻¹.

Chỉ số nguy hại HQ cao nhất của DEP, BBP và DEHP trong PM_{2.5} đối với người lớn lần lượt là 0,10E-05, 0,15E-05, 14,0E-05 ; trong khi đó đối với SPM giá trị HQ lần lượt là 0,006E-05, 0,005E-05, 7,11E-05 (Bảng 1). Giá trị HQ tương đối thấp đối với trẻ em do tỷ lệ hít vào/trọng lượng cơ thể nhỏ hơn [22]. Chỉ số rủi ro HI cao

nhất của 3PAEs trong PM_{2.5} đối với người lớn và trẻ em là 14,3E-05 và 7,31E-05; và chỉ số HI cao nhất đối với người lớn và trẻ em trong SPM lần lượt là 7,12E-05 và 3,65E-05. Các giá trị HI nhỏ hơn 1 cho thấy chưa có tác động xấu nào đối với sức khỏe con người khi tiếp xúc với DEP, BBP và DEHP trong bụi PM_{2.5} và SPM trong bụi không khí [29].

Do thiếu dữ liệu về độc tính của bốn trong số bảy PAEs được phát hiện do đó đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người chỉ được thực hiện cho 3 PAEs. Tuy nhiên, vẫn tồn tại tác động tiềm ẩn đối với sức khỏe con người của các chất hóa học độc hại khác trong bụi không khí và việc tiếp xúc lâu dài với bụi không khí có thể gây rủi ro đối với sức khỏe con người. Do đó, cần thực hiện các nghiên cứu tổng quát và trên phạm vi rộng về sự hiện diện, con đường phơi nhiễm và rủi ro đối với sức khỏe con người của các PAEs, đặc biệt là các nhóm chất có khả năng gây ung thư như DEHP và BBP trong bụi PM_{2.5} tại khu vực nội đô Hà Nội.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu ban đầu đã phác họa hiện trạng ô nhiễm, phân bố và rủi ro sức khỏe tiềm ẩn của các PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM tại hai khu vực đông dân cư của Hà Nội (quận Đống Đa và quận Ba Đình). Trong số 7 PAEs được phát hiện, DIBP,

DnBP, BBP và DEHP có mặt trong 100% mẫu bụi. Đặc biệt, DiBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi PM_{2.5} (trên 67% tổng PAEs), còn DnBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi SPM (trên 87% tổng PAEs). DEHP, một chất có nguy cơ gây ung thư cao, xuất hiện trong tất cả các mẫu với nồng độ cao nhất, chiếm trên 35% tổng PAEs trong cả PM_{2.5} và SPM. Mặc dù chỉ số rủi ro (HI) cho thấy các PAEs phát hiện chưa gây tác động xấu đến sức khỏe ngay lập tức, phơi nhiễm lâu dài với bụi không khí vẫn có nguy cơ cao. Tuy nhiên, đây là nghiên cứu khảo sát tiền đề về hiện trạng ô nhiễm PAEs trong bụi PM_{2.5} tại khu vực đô thị Hà Nội với số lượng mẫu thu thập chưa đủ lớn, trong phạm vi hẹp (2 vị trí) và thời gian thu mẫu ngắn (7 ngày), vì vậy số liệu nghiên cứu chưa đủ để đánh giá hiện trạng ô nhiễm cũng như nguồn gốc của PAEs trong bụi PM_{2.5} tại khu vực nội đô Hà Nội. Do đó, cần tiến hành các nghiên cứu sâu hơn về mức độ ô nhiễm, nguồn gốc và tác động sức khỏe của PAEs, đặc biệt là các chất có nguy cơ gây ung thư trong bụi PM_{2.5} tại Hà Nội.

LỜI CẢM ƠN: Nghiên cứu này được thực hiện dưới sự hỗ trợ của đề tài do Quỹ phát triển khoa học và công nghệ quốc gia – Bộ KH-CN tài trợ với tên đề tài: “Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm, xác định nguồn thải và tác động đến sức khỏe con người của các chất ô nhiễm mới nổi trong bụi PM_{2.5} tại khu vực đô thị của Việt Nam”, mã số đề tài 104.01-2023.05.

Cam kết: Nhóm tác giả xin cam đoan đây là công trình nghiên cứu của chúng tôi và chưa gửi đăng nội dung này ở bất kỳ tạp chí nào khác.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Q. Zhou *et al* (2022). Toxicity and endocrine-disrupting potential of PM_{2.5}: Association with particulate polycyclic aromatic hydrocarbons, phthalate esters, and heavy metals, *Environ. Pollut.*, **292**, 118349.
- [2] Y. Tian *et al* (2017). Fine particulate air pollution and hospital visits for asthma in Beijing, China, *Environ. Pollut.*, **230**, 227–233.
- [3] Andrea A. Martoni (2018). Air Pollution and Cancer | SpringerLink
Available:
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-62731-1_24 (Accessed: Jul. 01, 2024).
- [4] J. Chang *et al* (2019). Pollution characteristics of ambient PM_{2.5}–bound benzo[a]pyrene and its cancer risks in Beijing,” *Sci. Total Environ.* **654**, 735–741.
- [5] P. A. Clausen, Z. Liu, Y. Xu, V. Kofoed-Sørensen, and J. C. Little, (2010). Influence of air flow rate on emission of DEHP from vinyl flooring in the emission cell FLEC: Measurements and CFD simulation, *Atmos. Environ.*, **44**, 2760–2766.
- [6] Z. Bu, Y. Zhang, D. Mmereki, W. Yu, and B. Li , (2016). Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children’s exposure and risk assessment, *Atmos. Environ.*, **127**, 34–45.
- [7] J. Ma *et al* (2014). Phthalate diesters in Airborne PM_{2.5} and PM₁₀ in a suburban area of Shanghai: Seasonal distribution and risk assessment, *Sci. Total Environ.*, **497–498**, 467–474.
- [8] L. Wang *et al* (2018). Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi’an, Northwest China, *Chemosphere*, **191**, 467–476.
- [9] L. Zhang *et al* (2012) Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in the surface water of the Yangtze River Delta, China, *J. Environ. Sci.*, **24**, 335–342.

- [10] Lijun Wang, Wenjuan Zhang, Wendong Tao, Li Wang, Xingmin Shi, and Xinwei Lu, (2016). Investigating into composition, distribution, sources and health risk of phthalic acid esters in street dust of Xi'an City, Northwest China | *Environmental Geochemistry and Health*. Available: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-016-9856-7> (Accessed: Jul. 01, 2024).
- [11] Emma L. Bradley, Richard A. Burden, Irene Leon, David N. Mortimer, Dennis R. Speck, and Laurence Castle, (2013). Determination of phthalate diesters in foods: Food Additives & Contaminants: Part A: **30** Available: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19440049.2013.781683> (Accessed: Jul. 01, 2024).
- [12] F. Alatrisme-Mondragon, R. Iranpour, and B. K. Ahring, (2003). Toxicity of di-(2-ethylhexyl) phthalate on the anaerobic digestion of wastewater sludge, *Water Res.*, **37**, 1260–1269.
- [13] Bộ Tài Nguyên và Môi trường (2013). Quy chuẩn quốc gia QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng không khí xung quanh. Available: <https://thuvienphapluat.vn/TCVN/Tai-nguyen-Moi-truong/QCVN-05-2013-BTNMT-chat-luong-khong-khi-xung-quanh-907921.aspx> (Accessed: Jul. 15, 2024).
- [14] VNU-UET, Live&Learn, and USAID (Cơ quan phát triển Quốc tế Hoa Kỳ). Báo cáo Hiện trạng bụi PM2.5 tại Việt Nam giai đoạn 2019-2020, Chung tay vì Không khí sạch. Available: <https://khisachtroixanh.com/tai-lieu/nghien-cuu-hien-trang-bui-pm2-5-o-viet-nam-giai-doan-2019-2020-su-dung-du-lieu-da-nguon/> (Accessed: Jul. 01, 2024).
- [15] L. Bui and P. Hoang, (2022). Evaluation of the annual economic costs associated with PM2.5-based health damage—a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam, *Air Qual. Atmosphere Health*, **16**, 1–21.
- [16] U. Makkonen *et al* (2023). Chemical composition and potential sources of PM2.5 in Hanoi, *Atmos. Environ.*, **299**, 119650.
- [17] D. L. Bui, A. L. Hoang, Q. K. Ngo, and X. T. Nghiem, (2023). Chemical characterization, source apportionment, and health risk assessment nexus of PM2.5-bound major heavy metals in Bien Hoa city, southern Vietnam,” *Atmospheric Environ. X*, **17**, 100209.
- [18] Q. T. Vuong, V. T. Bac, P. Q. Thang, M.-K. Park, and S.-D. Choi, (2023). Trace element characterization and source identification of particulate matter of different sizes in Hanoi, Vietnam, *Urban Clim.*, **48**, 101408.
- [19] Huong Le - Quang. Atmosphere | Free Full-Text | Comprehensive Analysis of Organic Micropollutants in Fine Particulate Matter in Hanoi Metropolitan Area, Vietnam. Available: <https://www.mdpi.com/2073-4433/13/12/2088>
- [20] Huyen Truong. Characteristics of Chemical Components in Fine Particles (PM2.5) and Ultrafine Particles (PM0.1) in Hanoi, Vietnam: a Case Study in Two Seasons with Different Humidity | Request PDF. Available: https://www.researchgate.net/publication/351080716_Characteristics_of_Chemical_Components_in_Fine_Particles_PM25_and_Ultrafine_Particles_PM01_in_Hanoi_Vietnam_a_Case_Study_in_Two_Seasons_with_Different_Humidity
- [21] NEMI (1998). METHOD 8270D: SEMIVOLATILE ORGANIC COMPOUNDS BY GAS CHROMATOGRAPHY/MASS SPECTROMETRY (GC/MS).
- [22] Vicent Yusà (2014). New screening approach for risk assessment of pesticides in ambient air - ScienceDirect. Available:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231014005779>

- [23] X. Wang *et al* (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and legacy and current pesticides in indoor environment in Australia - occurrence, sources and exposure risks, *Sci. Total Environ.*, **693**, 133588.
- [24] W. D. US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT (2011). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report).” Available: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>
- [25] H. Q. Anh *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, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **167**, 354–364.
- [26] W. D. US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. Exposure Factors Handbook (1997, Final Report). Available: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=12464>
- [27] U.S. EPA (2007). Phthalates, TEACH Chemical Summary Toxicity and Exposure Assessment for Children’s Health.
- [28] H. T. Duong *et al* (2023). Occurrence, potential sources, and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in atmospheric particulate matter in Hanoi, Vietnam, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **30**, 34814–34826.
- [29] WHO. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Available: <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9241572108>
- [30] Z.-M. Zhang, H.-H. Zhang, Y.-W. Zou, and G.-P. Yang, (2018). Distribution and ecotoxicological state of phthalate esters in the sea-surface microlayer, seawater and sediment of the Bohai Sea and the Yellow Sea, *Environ. Pollut. Barking Essex 1987*, **240**, 235–247.
- [31] R. O. Quintana-Belmares *et al* (2018). Phthalate esters on urban airborne particles: Levels in PM10 and PM2.5 from Mexico City and theoretical assessment of lung exposure, *Environ. Res.*, **161**, 439–445.
- [32] NICNAS (2008). Existing Chemical Hazard Assessment Report (DIBP).
- [33] M. M. Abdel daiem, J. Rivera-Utrilla, R. Ocampo-Pérez, J. D. Méndez-Díaz, and M. Sánchez-Polo, (2012). Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies – A review, *J. Environ. Manage.*, **109**, 164–178.
- [34] C. Bi *et al* (2018). Phthalates and organophosphates in settled dust and HVAC filter dust of U.S. low-income homes: Association with season, building characteristics, and childhood asthma, *Environ. Int.*, **121**, 916–930.