

Hàm lượng, sự biến thiên và mối tương quan tới phương tiện giao thông cơ giới đường bộ của PAHs trong bụi mặt đường ở Hà Nội

Nguyễn Thúy Ngọc^{1,2*}, Trương Thị Kim^{1,2}, Phan Thị Lan Anh², Dương Hồng Anh^{1,2}, Phùng Thị Vĩ², Phạm Hùng Việt^{1,2}

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

²Phòng Thí Nghiệm Trọng điểm công nghệ phân tích phục vụ kiểm định chất lượng môi trường và an toàn thực phẩm, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, phường Thanh Xuân Trung, quận Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

Ngày nhận bài 14/6/2021; ngày chuyển phản biện 27/5/2021; ngày nhận phản biện 30/6/2021; ngày chấp nhận đăng 8/7/2021

Tóm tắt:

Trong bụi mặt đường tại Hà Nội (n=27), trung bình tổng hàm lượng 16 hợp chất hydrocacbon thơm đa vòng (PAHs) là 1.226 ng/g, nằm trong khoảng 532-2.276 ng/g. Tổng độ độc TEQ_{BaP} của 16 PAHs trung bình là 121,58 ng/g, dao động trong khoảng 35,36-322,22 ng/g. Trong 16 PAHs, các hợp chất chiếm tỷ lệ cao nhất lần lượt là Pyr (16,4%)>BbF (14,0%)>Fluth (14,0%)>BgHiP (12,3%)>Phe (7,9%), nhưng BaP đóng góp đến 52,6% nồng độ độc, tiếp đến là DahA (15,9%) và BkF (14,2%). Trong các mẫu bụi mặt đường ở Hà Nội, tỷ lệ các PAHs đặc trưng như: Fluth/Fluth+Pyr là $0,46 \pm 0,04$; 60% giá trị BaA/Chr trong khoảng 0,27-0,49 và IcdP/BgHiP $0,40 \pm 0,11$ cho thấy, các nhóm chất trong bụi có nguồn gốc chính từ các phương tiện cơ giới có động cơ sử dụng nhiên liệu. Hàm lượng PAHs trong bụi mặt đường phố của Hà Nội trong những năm vừa qua có chiều hướng giảm (khoảng 10%) mặc dù lượng xe cộ tham gia giao thông tăng. Điều này cho thấy, thành phố Hà Nội quản lý các phương tiện cơ giới và giao thông đường bộ có xu hướng tốt hơn, giảm lượng khí ô nhiễm phát thải ra môi trường như PAHs.

Từ khóa: bụi mặt đường, Hà Nội, PAHs.

Chỉ số phân loại: 2.4

1. Đặt vấn đề

Bụi mặt đường là hỗn hợp các hạt rắn thuộc nhiều nguồn khác nhau (như đất, cát...), từ các công trình xây dựng, do sự mài mòn mặt đường và phanh xe; sự lắng đọng không khí khô và ướt; mảnh vụn của thực vật và nhiều nguồn khác từ hoạt động công nghiệp, nông nghiệp. Bụi đường, đặc biệt là bụi đô thị, chứa nhiều chất ô nhiễm hữu cơ như PAHs, hydrocacbon dầu mỏ... được phát thải từ các phương tiện giao thông và thực tiễn hoạt động đường bộ [1]. PAHs là nhóm chất có chứa số vòng benzene liên hợp trong phân tử từ 2 vòng trở lên, được biết đến là nhóm chất ô nhiễm lâu dài, phát thải không chủ định, có khả năng gây ung thư... [2]. Tổ chức bảo vệ môi trường Mỹ (US EPA) đã liệt kê 16 nhóm chất PAHs phổ biến trong môi trường và thường được quan trắc theo dõi. Trong đó, Benzo[a]Pyrene (BaP) là một hợp chất hydrocacbon thơm điển hình có khả năng gây ung thư và được xếp vào nhóm 1 (có độ độc cao nhất trong các hợp chất trong PAHs), với hệ số độc tương đương (TEF) là 1. Trong cơ thể, dưới tác động của các enzyme, PAHs bị chuyển hóa thành các hợp chất PAHs-diol, rồi tạo thành hợp chất PAHs-diol epoxide. Chất này phản ứng với nhóm NH_2 của axit amin trong phân tử ADN và tạo nên ADN bị lỗi, từ đó gây ra các khối u và dẫn đến ung thư [3].

PAHs là chất ô nhiễm không mong muốn được tìm thấy ở nhiều nơi trong môi trường do sự phát thải không chủ định từ tự nhiên và hoạt động của con người (chủ yếu từ đốt nhiên liệu hóa thạch, sinh khối, rác thải và sản xuất nhựa đường...). Nhiều nghiên cứu đã xác định PAHs trong bụi trên đường có nguồn gốc từ các phương tiện giao thông sử dụng nhiên liệu dầu mỏ, lớp của các phương tiện cơ

giới, lớp phủ trên mặt đường (nhựa asphalt) và dầu động cơ bị rò rỉ được tích lũy vào bụi đường [1]. Cùng với đó, nhiều nghiên cứu đánh giá hàm lượng PAHs trong bụi đường ở một số tỉnh, thành phố miền Bắc Việt Nam như: E.E. Mon và cs (2019) [4] tại Hà Nội, Quảng Ninh; L.H. Tuyen và cs (2014) [5] tại Hà Nội, Hưng Yên; H.Q. Anh và cs (2019) [6-8] tại Hà Nội, Thái Nguyên, Hải Phòng, Bắc Giang và Hà Nam đã được thực hiện. Các tác giả đã đưa ra một bức tranh khá đầy đủ về hàm lượng, thành phần, nguồn gốc cũng như những ảnh hưởng đến sức khỏe của người dân đối với nhóm hợp chất PAHs và alkyl-PAHs có trong bụi đường tại các khu vực đó.

Hà Nội là một thành phố phát triển và quá trình đô thị hóa diễn ra nhanh chóng trong những năm gần đây đã dẫn đến nhiều vấn đề về ô nhiễm môi trường. Chất lượng môi trường không khí luôn trong tình trạng vượt ngưỡng cho phép tại một số vị trí trong thành phố năm vừa qua [9]. Để đóng góp vào việc quản lý chất lượng môi trường của thành phố và cập nhật những số liệu về hàm lượng PAHs trong bụi đường những năm gần đây, nhóm tác giả đã tiếp tục thu thập mẫu bụi mặt đường của Hà Nội và có những đánh giá về hàm lượng, sự biến đổi và mối tương quan tới phương tiện giao thông của thành phố.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Hóa chất

Các dung dịch chuẩn được mua từ Hãng Ehrenstorfer, LGC (Đức) bao gồm: PAH Mix 63 nồng độ 1.000 mg/ml pha trong dung môi toluen gồm 16 PAHs theo US EPA: naphthalene

*Tác giả liên hệ: Email: ngthngoc@yahoo.com

Concentration, variation, and correlation with traffic vehicle volume of the pollutants - polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in Hanoi

Thuy Ngoc Nguyen^{1,2*}, Thi Kim Truong^{1,2},
Thi Lan Anh Phan², Hong Anh Duong^{1,2},
Thi Vi Phung², Hung Viet Pham^{1,2*}

¹University of Science, Vietnam National University - Hanoi (VNU),
334 Nguyen Trai Street, Thanh Xuan Trung Ward, Thanh Xuan District, Hanoi, Vietnam

²Key Laboratory of Analytical Technology for Environmental Quality and Food Safety
Control (KLATEFOS), University of Science, VNU, Hanoi,

334 Nguyen Trai Street, Thanh Xuan Trung Ward, Thanh Xuan District, Hanoi, Vietnam

Received 14 June 2021; revised 30 June 2021; accepted 8 July 2021

Abstract:

The average concentration of 16 PAHs in street dust in Hanoi (n=27) was 1,226 ng/g, ranging from 532 to 2,276 ng/g. The total toxic equivalent amount of 16 PAHs, in comparison with BaP, TEQ_{BaP} was 121.58 ng/g on average and varried in a range of 35.36 and 322.22 ng/g. Amongst 16 analysed PAHs, the most abundant compounds were Pyr (16.4%)>BbF (14.0%)~Fluth (14.0%)>BghiP (12.3%)>Phe (7.9%). However, BaP occupied up to 52.6% of the toxic equivalent amount, followed by DahA (15.9%) and BkF (14.2%). In Hanoi street dust, the ratios of some special PAHs such as Fluth/Fluth+Pyr (0.46±0.04); BaA/Chr in a range of 0.27-0.49 (occupied 60% of the dust sample amount), and IcdP/BghiP (0.40±0.11), showed that the main emission source of PAHs in Hanoi road dust was from traffic vehicles using gasoline. The PAHs concentrations in street dust in Hanoi tended to be reduced up to approximately 10% in the observation for a few recent years despite the increasing traffic vehicle volume of the city. That means the better traffic vehicles and road management in Hanoi, the lesser emission of toxic organic pollutants, especially PAHs, to the ambient air.

Keywords: Hanoi, PAHs, street dust.

Classification number: 2.4

(Nap), acenaphthylen (Acy), acenaphthen (Ace), fluoren (Flu), phenanthren (Phe), anthracen (Ant), fluoranthen (Fluth), pyren (Pyr), benzo[a]anthracen (BaA), chrysen (Chr), benzo[b]fluoranthen (BbF), benzo[k]fluoranthen (BkF), BaP, indeno[1,2,3-cd]pyren (IcdP), dibenz[a,h]anthracen (DahA), benzo[ghi]perylene (BghiP); hỗn hợp các chất đồng hành SR-PAH Mix 33 có nồng độ 2.000 mg/ml gồm: naphthalen-d8, acenaphthylen-d10, phenanthren-d10, chrysen-d12, perylene-d12 trong toluen để kiểm

soát sự mất mát của từng mẫu; dung dịch nội chuẩn (IS) pyrene-d10 có nồng độ 200 mg/ml trong isooctan. Các hóa chất khác như: dung môi diclometan (DCM), n-hexan, axeton và cyclohexan; muối NaCl, Na₂SO₄ khan và silicagel 60 chất lượng phân tích (PA) và sắc ký (GC) của Hãng Merck (Đức).

2.2. Thu thập mẫu bụi mặt đường

Mẫu bụi được lấy trên các trục đường chính trong thành phố Hà Nội. Tại các vị trí thu mẫu, bụi đường được lấy bằng chổi quét với diện tích 1 m², cách lề đường 0,5 m. Mẫu bụi (27 mẫu) được thu thập trong tháng 8-9 năm 2019. Mẫu sau khi lấy được gói vào giấy nhôm sạch và mang về phòng thí nghiệm, sàng qua rây 0,5 mm để loại đất, đá và rác. Mẫu được lưu trong tủ lạnh sâu trước khi phân tích. Danh sách mẫu và bản đồ từng vị trí thu thập mẫu bụi được thể hiện ở bảng 1.

Bảng 1. Vị trí lấy mẫu bụi tại Hà Nội.

TT	Địa điểm	Ký hiệu	Vĩ độ	Kinh độ
1	Văn Miếu	HN-01	21.028429	105.836225
2	Đại học Quốc gia Hà Nội - Xuân Thủy, Cầu Giấy	HN-02	21.03668	105.785
3	Bưu điện Hà Đông	HN-03	20.973682	105.77876
4	Cầu Diễn	HN-04	21.041454	105.762
5	Đường Nguyễn Văn Cừ (Gia Lâm)	HN-05	21.053958	105.887596
6	Đền Quán Thánh	HN-06	21.043069	105.836172
7	Trường Đại học Thăng Long	HN-07	20.975331	105.815531
8	Hoàng Quốc Việt - Bưởi	HN-08	21.046692	105.806223
9	Ngã tư Mai Dịch	HN-09	21.035886	105.780655
10	Công ty Cổ phần bóng đèn phích nước Rạng Đông	HN-10	20.98906	105.808504
11	Trường Đại học Luật Hà Nội	HN-11	21.021831	105.809491
12	Quốc lộ 5	HN-12	21.017306	105.944082
13	Gầm cầu vượt quốc lộ 5 - quốc lộ 1	HN-13	21.024749	105.929278
14	Nút giao quốc lộ 5 - quốc lộ 1	HN-14	21.024299	105.92998
15	Công viên Hòa Bình	HN-15	21.062431	105.786318
16	Ngã tư Sở	HN-16	21.002306	105.819179
17	Bến xe Nước Ngầm	HN-17	20.965761	105.842307
18	Vòng xoay Lê Quang Đạo	HN-18	21.010591	105.772973
19	Cầu Văn Diễn	HN-19	20.951682	105.844
20	Ngã tư Keangnam	HN-20	21.017712	105.783182
21	Nam cầu Vĩnh Tuy	HN-21	20.99967	105.871117
22	Ngã tư Vọng	HN-22	20.99713	105.841365
23	Ngã tư Trâu Quỳ	HN-23	21.021181	105.937888
24	Cầu Giấy	HN-24	21.030604	105.800617
25	Nam cầu Chương Dương	HN-25	21.036961	105.853641
26	Đường Thanh Niên	HN-26	21.047727	105.837433
27	Cầu Thanh Trì	HN-27	20.981472	105.891255

2.3. Xử lý mẫu

Mẫu bụi được xử lý trước khi phân tích trên thiết bị sắc ký. Mẫu (1 g) được cho vào chai thủy tinh có nắp với dung tích 100 ml. 5 g muối Na₂SO₄ khan và 50 µl hỗn hợp chất đồng hành Mix 33 nồng độ 2 ppm được thêm vào lọ có chứa mẫu bụi. Mẫu được chiết với 40 ml DCM bằng máy lắc trong 1 giờ. Phần dịch chiết được phân tách với mẫu bằng máy ly tâm trong 5 phút ở tốc độ 1.500 vòng/phút. Phần dịch phía trên được gạn và lọc qua lớp muối Na₂SO₄ khan vào bình cầu 250 ml. Phần cặn bên dưới được chiết tiếp 2 lần với 40 ml DCM như trên. Dịch chiết của 3 lần được gộp

lại trong bình cầu 250 ml, thêm 20 ml dung môi n-hexan và cô về khoảng 2 ml bằng thiết bị cô quay chân không. Dịch chiết được làm sạch trên cột silica gel 1,5 g và PAHs được rửa giải bằng 15 ml hỗn hợp dung môi DCM:n-hexan với tỷ lệ 1/9 về thể tích. Dịch rửa giải cuối cùng được cô cạn xuống dưới 1 ml bằng khí nitơ, thêm chất nội chuẩn pyren-d10 và định mức 1 ml bằng dung môi n-hexan trước khi phân tích trên thiết bị GC.

2.4. Phân tích

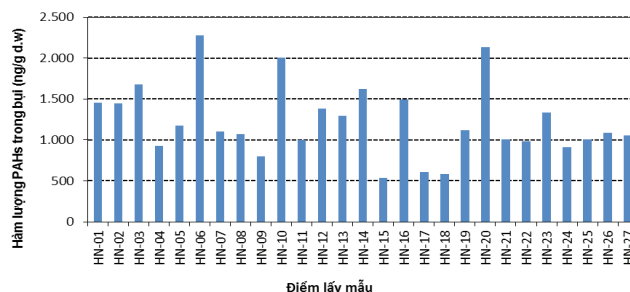
16 PAHs trong nghiên cứu này được định tính bởi thời gian lưu và mảnh phổ đặc trưng; định lượng bằng phương pháp nội chuẩn với pyrene-d10 trên thiết bị phân tích sắc ký khí khối phổ GC/MS 2010 (Shimadzu, Nhật Bản). Trong 16 PAHs, 5 chất đồng hành (SR) và 1 chất nội chuẩn (IS) được tách trên cột Rtx-5 (60 m x 0,25 mm x 0,25 μ m) của Hãng Restek (Mỹ). Điều kiện phân tích chi tiết các PAHs này tương tự như đã được trình bày trong nghiên cứu của N.T. Quynh và cs (2020) [10].

Kiểm soát và đảm bảo chất lượng (Quality Assurance/Quality Control: QA/QC): để kiểm soát chất lượng của quá trình phân tích, chất đồng hành luôn được thêm vào từng mẫu trước khi mẫu được chuẩn bị. Mẫu trắng, lặp và thu hồi (thêm chuẩn PAHs) luôn được thực hiện trong mỗi mẻ. Hiệu suất thu hồi đạt 54-106% đối với hỗn hợp chất đồng hành trong các mẫu thật và 70-124% với mẫu thu hồi. Đường chuẩn có hệ số tương quan $R^2 > 0,995$ trong khoảng nồng độ 1-200 ng/ml. Giới hạn phát hiện của thiết bị đối với các PAHs là 0,11-0,27 ng/ml. Giới hạn phát hiện của các PAHs trong mẫu bụi từ 0,11 đến 0,27 ng/g.

3. Kết quả và bàn luận

3.1. Hàm lượng PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội

Hàm lượng của 16 PAHs trong bụi mặt đường của Hà Nội thu thập năm 2019 nằm trong khoảng 532-2.276 ng/g, trung bình là 1.226 ng/g (hình 1). Hầu hết, các điểm lấy mẫu (27 điểm) tại các đường phố với mật độ giao thông cao. Kết quả phân tích ghi nhận, hàm lượng tổng PAHs > 2.000 ng/g có 3 điểm, 1.000-2.000 ng/g 17 điểm và < 1.000 ng/g có 7 điểm. Điểm có hàm lượng PAHs cao hơn hẳn các điểm khác là tại đường Thanh Niên trước đèn Quán Thánh (HN-06), ngã tư Keangnam (HN-20), phố Hạ Đình và trước cửa Công ty Cổ phần bóng đèn phích nước Rạng Đông (HN-10). Một số điểm có hàm lượng PAHs phân tích được trong bụi mặt đường thấp nhất là gần công viên, sân vận động như: đường Xuân Đình gần công viên Hòa Bình (HN-15), vòng xoay Lê Quang Đạo gần sân vận động Mỹ Đình. Ngoại trừ điểm lấy mẫu gần bến xe nước ngầm (HN-17), nhìn chung, hàm lượng tổng PAHs trong bụi chênh lệch khoảng 4 lần giữa điểm có hàm lượng thấp nhất và điểm có hàm lượng cao nhất. Sự phát sinh và có mặt PAHs trong bụi mặt đường có thể đến từ nhiều nguồn khác nhau, nhưng nhiều nhất là từ các phương tiện cơ giới tham gia giao thông (bao gồm khí thải và lốp bị mài mòn), bề mặt đường, cách quản lý đô thị (như quét dọn, hút bụi hay rửa đường...). Tuy nhiên, nhiều nghiên cứu đã khẳng định, nguồn phát thải chính PAHs vào bụi đường là qua sự đốt nhiên liệu của động cơ xăng và sự mài mòn của lốp xe [1, 4, 6].



Hình 1. Hàm lượng tổng 16 PAHs trong bụi mặt đường tại các vị trí lấy mẫu.

3.2. Đánh giá độ độc tương đương so với BaP

Độ độc của mỗi chất hóa học nói chung và PAHs nói riêng tùy thuộc vào cấu tạo hóa học của từng chất. Trong nhóm hợp chất thơm đa vòng thường xuyên được theo dõi, hợp chất được biết đến nhiều vì có độ độc cao và khả năng gây ung thư ở người, động vật là BaP. BaP được xếp vào loại chất có độ độc cao nhất với hệ số độc là 1. Để ước lượng mức nguy hiểm của nhóm chất độc đối với cộng đồng, người ta dựa vào nồng độ chất đó được nhân với hệ số độc tương ứng khi so sánh với chất độc nhất, ở đây là BaP. I.C.T. Nisbet và cs (1992) [11] đã đưa ra các TEF ứng với BaP và được thế giới chấp nhận đến nay để ước lượng độ độc của nhóm chất PAHs trong các đối tượng mẫu môi trường và thực phẩm khác nhau. Bảng 2 trình bày hàm lượng và độ độc tương đương so với BaP của 16 PAHs trong 27 mẫu bụi tại Hà Nội.

Bảng 2. Hàm lượng PAHs và độ độc tương đương với BaP (TEQ_{BaP}) trong bụi mặt đường Hà Nội.

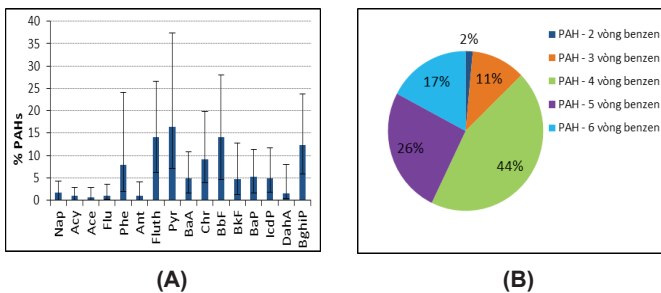
TT	Hợp chất	Hàm lượng trung bình (ng/g) (n=27)	TEF	TEQ _{BaP} (ng/g) (n=27)		
				Trung bình	Min	Max
1	Nap	19,7	0,001	0,02	0,00	0,05
2	Acy	12,0	0,001	0,01	0,00	0,03
3	Ace	8,2	0,001	0,01	0,00	0,03
4	Flu	12,8	0,001	0,01	0,00	0,04
5	Phe	96,9	0,001	0,10	0,02	0,29
6	Ant	12,2	0,01	0,12	0,01	0,49
7	Fluth	172,2	0,001	0,17	0,08	0,32
8	Pyr	201,5	0,001	0,20	0,09	0,46
9	BaA	59,8	0,1	5,98	1,89	13,31
10	Chr	111,5	0,01	1,11	0,49	2,43
11	BbF	172,8	0,1	17,28	5,55	34,37
12	BkF	57,3	0,1	5,73	1,44	15,71
13	BaP	64,0	1	64,00	19,40	139,72
14	IcdP	60,2	0,1	6,02	2,17	14,23
15	DahA	19,3	1	19,30	3,50	97,84
16	BghiP	151,4	0,01	1,51	0,72	2,90
Tổng		1.231,8		121,58	35,36	322,22

Nhìn chung, tổng độ độc TEQ_{BaP} của 16 PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội trung bình là 121,58 ng/g, dao động trong khoảng 35,36-322,22 ng/g. Trong tổng độ độc của 16 chất, BaP đóng góp đến 52,6% nồng độ độc, tiếp đến là DahA 15,9% và BbF 14,2%. Trong các kết quả nghiên cứu trước đây, trung bình

tổng TEQ_{BaP} trong bụi mặt đường ở Hà Nội của Mon và cs (2019) [4] (thu thập mẫu năm 2012, n=6) là 162 ng/g; L.H. Tuyen và cs (2016) [12] (thu thập mẫu năm 2011, n=24) là 117 ng/g (6,5-546 ng/g); H.Q. Anh và cs (2019a) [6] (thu thập mẫu năm 2016, n=10) trong khoảng 81 đến 850 ng/g, với sự đóng góp chủ yếu của BaP và DahA. So sánh TEQ_{BaP} trong bụi đường của một số nước và vùng lãnh thổ trong khu vực như Đài Loan (173 ng/g), Myanmar (42 và 43 ng/g ứng với Yangon và Pathein), Kumamoto, Nhật Bản (31 ng/g) [4], Hà Nam, Trung Quốc (1.100 ng/g) [13], Bắc Kinh, Trung Quốc (90-1.330 ng/g) [14], mức TEQ_{BaP} trong bụi mặt đường ở Hà Nội trong nghiên cứu này cao hơn của Myanmar, Nhật Bản, thấp hơn Đài Loan, Trung Quốc, và thấp hơn mức an toàn do Tổ chức môi trường Canada đưa ra đối với chất lượng đất TEQ_{BaP} là 600 ng/g [6, 14].

3.3. Sự phân bố các PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội

16 PAHs trong 27 mẫu bụi mặt đường tại Hà Nội đã được phân tích và đánh giá tỷ lệ phần trăm từng đơn chất và theo số vòng thơm trong phân tử. Kết quả được biểu diễn trong hình 2. Trong 16 PAHs, các chất chiếm thành phần cao nhất là Pyr (16,4%) > Fluth (14,0%) ~ BbF (14,0%) > BghiP (12,3%) > Phe (7,9%). Các PAHs còn lại đều chiếm tỷ lệ trung bình rất nhỏ cỡ 1% (Nap, Acy, Ace, Flu, Ant và DahA) và 5% (BaA, BkF, BaP và IcdP). Tỷ lệ của các PAHs hơi khác so với các nghiên cứu trước đó của L.H. Tuyen và cs (2014, 2016) [5, 12], H.Q. Anh và cs (2019a) [6], nhưng chiếm thành phần chính vẫn là Pyr, Fluth, BbF, BghiP và Phe. Tính theo số vòng benzen trong phân tử, nhóm PAHs có 4 vòng chiếm tỷ lệ lớn nhất (44%), tiếp đến là nhóm PAHs có 5 vòng (26%) và 6 vòng (17%) và thấp hơn cả là nhóm có 3 và 2 vòng thơm.



Hình 2. Tỷ lệ phần trăm từng PAHs (A) và theo số vòng thơm (B) trong mẫu bụi.

Nhiều nghiên cứu dựa vào tỷ lệ các PAHs đặc trưng để đưa ra nguồn gốc PAHs có mặt trong mẫu. Một trong những tỷ lệ PAHs thường dùng để xác định nguồn thải PAHs từ các nhiên liệu đốt là Fluth/Fluth+Pyr [4, 6]. Tỷ lệ này >0,5 cho thấy nguồn phát thải từ động cơ diesel, tỷ lệ <0,5 cho thấy nguồn phát thải từ động cơ có sử dụng xăng. Tỷ lệ Fluth/Fluth+Pyr trung bình trong các mẫu bụi đường của Hà Nội là 0,46±0,04. Số mẫu bụi có tỷ lệ Fluth/Fluth+Pyr từ 0,4-0,5 là 21 mẫu, trong khi 6 mẫu có giá trị >0,5 đến 0,55. Kết quả này tương tự như nghiên cứu về bụi đường Hà Nội năm 2012 và 2016 của E.E. Mon và cs (2019) [4] (0,47±0,03), H.Q. Anh và cs (2019a) [6] (0,46). Chứng tỏ, PAHs trong bụi đường của Hà Nội có nguồn gốc không thay đổi từ các phương tiện cơ giới có sử dụng xăng là chủ yếu. Ngoài ra, trong nghiên cứu của T.T. Hien và H.V. An (2013) [15] sử dụng 2 tỷ

số BaA/Chr và IcdP/BghiP để xác định nguồn phát thải PAHs từ động cơ sử dụng xăng hoặc diesel. 60% giá trị BaA/Chr trong các mẫu bụi đường tại Hà Nội trong khoảng 0,27-0,49 biểu thị cho sự phát thải từ động cơ sử dụng xăng và 20% giá trị BaA/Chr trong khoảng 0,49-0,66 đặc trưng cho sự phát thải từ động cơ diesel. Tỷ số IcdP/BghiP trong các mẫu là 0,4±0,1 cho thấy, các PAHs sinh ra từ động cơ sử dụng nhiên liệu là xăng. Như vậy, kết quả nghiên cứu khẳng định thêm nguồn gốc PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội có nguồn gốc từ các phương tiện giao thông sử dụng xăng là chính, tiếp đến là động cơ diesel và các yếu tố khác như sự mài mòn lốp xe, bề mặt đường.

3.4. Sự biến thiên PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội

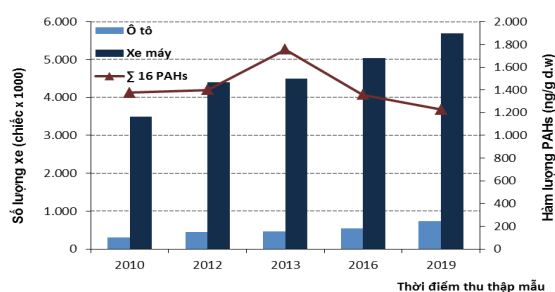
Hàm lượng PAHs trong bụi mặt đường ở Hà Nội của một số năm gần đây được thể hiện ở bảng 3. Nhìn chung, hàm lượng PAHs trong bụi năm 2019 của nghiên cứu thấp hơn so với các năm từ 2011 đến 2016. Tổng PAHs (gồm cả anky-PAHs) cao nhất trong nghiên cứu của L.H. Tuyen và cs (2016) [12] (thu thập mẫu năm 2012-2013) là 1.900 ng/g (giá trị trung bình của 23 PAHs, dao động trong khoảng 530-4.700 ng/g) và 1.756 ng/g (trung bình của 16 PAHs). Năm thu thập mẫu bụi 2011, 2012 và 2016 của các tác giả L.H. Tuyen và cs (2014) [5], E.E. Mon và cs (2019) [4], H.Q. Anh và cs (2019b) [7] cho thấy, khoảng nồng độ PAHs trong bụi mặt đường dao động khác nhau, nhưng dường như tương tự nhau với giá trị tổng nồng độ 16 PAHs là 1.356-1.400 ng/g. PAHs trong bụi mặt đường năm 2019 của nghiên cứu này thấp hơn hàm lượng trung bình 16 PAHs năm 2012 (1.226 so với 1.400 ng/g bụi).

Bảng 3. Hàm lượng PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội từ năm 2011 đến 2019.

Thời điểm thu thập mẫu	Số mẫu	Số PAHs	Hàm lượng PAHs trong mẫu bụi (ng/g)				Tài liệu tham khảo
			Trung bình (ng/g)	Trung vị (ng/g)	Khoảng (ng/g)	Tổng 16 PAHs	
Tháng 1/2011	24	25	1.500		127-5.542	1.376	[5]
Năm 2012	6	16	1.400		max 3.300	1.400	[4]
Năm 2012-2013	16	23	1.900		530-4.700	1.756	[5]
Tháng 8-9/2016	18	19	1.500		830-5.000	1.356	[7]
Tháng 8-9/2016	18	34	1.800		1.100-5.500		[7]
Tháng 9/2019	27	16	1.226	1.103	532-2.276	1.226	Nghiên cứu này

3.5. Mối tương quan giữa PAHs và lượng xe cơ giới tại Hà Nội

PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội theo nghiên cứu này và các nghiên cứu trước là do sự phát thải của các phương tiện giao thông sử dụng xăng là chủ yếu. Cũng giống như các thành phố lớn của cả nước, thủ đô Hà Nội có tốc độ phát triển nhanh, nhưng cơ sở hạ tầng không phát triển theo kịp. Sự ùn tắc giao thông không chỉ vào những giờ cao điểm mà có thể xảy ra bất cứ lúc nào do mật độ giao thông lớn, đường phố chật hẹp... Xe máy luôn là phương tiện chính của người dân Hà Nội [16]. Theo số liệu tổng kết [17-20] (hình 3), ước lượng năm 20219 số xe máy đạt 5,7 triệu, tăng hơn 1,6 lần so với năm 2010. Xe ô tô là phương tiện chiếm ưu thế số 2 sau xe máy tại thành phố Hà Nội. Số xe ô tô tính đến quý 1 năm 2019 đăng ký hoạt động trên địa bàn Hà Nội là 739.000 (tăng 2,4 lần so với năm 2010).



Hình 3. Mối tương quan giữa lượng xe ô tô, xe máy và hàm lượng PAHs trong bụi mặt đường ở Hà Nội.

Sự gia tăng các phương tiện cơ giới có sử dụng nguyên liệu dầu mỏ có thể làm phát sinh thêm các chất ô nhiễm vào môi trường không khí, trong đó có PAHs. Kết quả nghiên cứu hiện nay và những năm trước về PAHs trong bụi đường có chiều hướng giảm (hình 3), mặc dù các phương tiện giao thông ở thành phố vẫn tăng. Hàm lượng trung bình tổng 16 PAHs trong bụi các năm 2010, 2012 và 2016 tương tự nhau, cỡ 1.400 ng/g và giảm khoảng 10% trong năm 2019 (1.226 ng/g). Sự giảm này có thể do cách quản lý các phương tiện cơ giới có chiều hướng tốt hơn trong thành phố như xe máy cũ, xe ba gác ít xuất hiện trên đường phố, xe tải không được vào thành phố tại các giờ cao điểm... Ngoài ra, các hãng xe cũng đưa ra nhiều kỹ thuật mới giúp giảm khả năng phát khí thải như: xe có chức năng tắt máy khi tạm dừng, động cơ đốt nhiên liệu tốt hơn và các bộ lọc khí thải có xúc tác để hấp thụ triệt để khí thải hơn...

4. Kết luận

Bụi mặt đường là một trong những đối tượng môi trường thông qua đó đánh giá chất lượng môi trường không khí đô thị. PAHs trong bụi mặt đường là chất ô nhiễm phát thải từ động cơ của phương tiện giao thông có sử dụng xăng là chủ yếu và chiếm thành phần chính là các PAHs với số vòng benzen trong phân tử là từ 4 đến 6 vòng. Độ độc tương đương với BaP của 16 PAHs trong bụi mặt đường tại Hà Nội trong nghiên cứu này ở mức trung bình so với các nước trong khu vực và thấp hơn tiêu chuẩn (TEQ_{BaP} 600 ng/g) của Tổ chức môi trường Canada đưa ra đối với chất lượng đất. PAHs trong bụi mặt đường của thành phố Hà Nội có chiều hướng giảm so với các năm trước đây, mặc dù lượng xe cơ giới tham gia giao thông tăng. Điều này chứng tỏ, sự quản lý giao thông đường bộ trong nội đô Hà Nội có chiều hướng tốt hơn, giảm lượng khí ô nhiễm phát thải ra môi trường như PAHs.

LỜI CẢM ƠN

Nhóm tác giả xin chân thành cảm ơn sự hỗ trợ kinh phí từ Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội cho các nhóm nghiên cứu mạnh, nhóm nghiên cứu tiềm năng cấp Đại học Quốc gia Hà Nội năm 2019 và 2020.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] H.M. Hwang, M.J. Fiala, T.L. Wade, et al. (2018), "Review of pollutants in urban road dust: Part II. Organic contaminants from vehicles and road management", *Int. J. Urban Sci.*, **23**(4), pp.445-463, DOI: 10.1080/12265934.2018.1538811.
- [2] M. Saha, D. Maharana, R. Kurumisawa, et al. (2017), "Seasonal trends of atmospheric PAHs in five Asian megacities and source detection using suitable biomarkers", *Aerosol. Air Qual. Res.*, **17**(9), pp.2247-2262, DOI: 10.4209/aaqr.2017.05.0163.

- [3] H. Yu (2002), "Environmental carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons: Photochemistry and phototoxicity", *Environ. Sci. Heal.*, **20**(2), pp.149-183, DOI: 10.1081/GNC-120016203.
- [4] E.E. Mon, N. Phay, T. Agusa, et al. (2019), "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust collected from Myanmar, Japan, Taiwan, and Vietnam", *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **78**(1), pp.34-45, DOI: 10.1007/s00244-019-00693-y.
- [5] L.H. Tuyen, N.M. Tue, G. Suzuki, et al. (2014), "Aryl hydrocarbon receptor mediated activities in road dust from a metropolitan area, Hanoi, Vietnam: Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and human risk assessment", *Sci. Total Environ.*, **491-492**, pp.246-254, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.086.
- [6] H.Q. Anh, S. Takahashi, D.T. Thao, et al. (2019), "Analysis and evaluation of contamination status of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in settled house and road dust samples from Hanoi", *VNU J. Sci. Nat. Sci. Technol.*, **35**(4), pp.63-71, DOI: 10.25073/2588-1140/vnunst.4943 (in Vietnamese).
- [7] H.Q. Anh, T.B. Minh, T.M. Tran, et al. (2019), "Road dust contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons and their methylated derivatives in northern Vietnam: Concentrations, profiles, emission sources, and risk assessment", *Environ. Pollut.*, **254B**, DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113073.
- [8] H.Q. Anh, T.M. Tran, N.T.T. Thuy, et al. (2019), "Screening analysis of organic micro-pollutants in road dusts from some areas in northern Vietnam: A preliminary investigation on contamination status, potential sources, human exposure, and ecological risk", *Chemosphere*, **224**, pp.428-436, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.177.
- [9] IQAir (2019), *World Air Quality Report 2019 - PM Rating 2.5 for Cities and Regions*, 35pp.
- [10] N.T. Quynh, N.T. Ngoc, T.T. Kim, et al. (2020), "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in some roasted and instant coffee products in Vietnam: Content and risk assessment for human health", *Vietnam Journal of Science and Technology - MOST*, **62**(3), pp.6-12 (in Vietnamese).
- [11] I.C.T. Nisbet, P.K. Lagoy (1992), "Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)", *Regul. Toxicol. and Pharmacol.*, **16**(3), pp.290-300, DOI: 10.1016/0273-2300(92)90009-X.
- [12] L.H. Tuyen, N.M. Tue, S. Takahashi, et al. (2016), "Methylated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from Vietnam and India: Occurrence, distribution and *in vitro* toxicity evaluation", *Environ. Pollut.*, **194**, pp.272-280, DOI: 10.1016/j.envpol.2014.07.029.
- [13] Z. Cao, L. Zhao, Y. Shi, et al. (2017), "PAH contamination in road dust from a moderate city in north China: the significant role of traffic emission", *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **23**(5), pp.1072-1085, DOI: 10.1080/10807039.2017.1300768.
- [14] Y. Li, N. Song, Y. Yu, et al. (2016), "Characteristics of PAHs in street dust of Beijing and the annual wash-off load using an improved load calculation method", *Sci. Total Environ.*, **581-582**, pp.328-336, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.133.
- [15] T.T. Hien, H.V. An (2013), "Distribution by size and origin of PAHs in air dust in Ho Chi Minh City", *Science & Technology Development*, **16**(M3), pp.30-43 (in Vietnamese).
- [16] A. Hansen (2017), "Hanoi on wheels: Emerging automobility in the land of the motorbike", *Mobilities*, **12**(5), pp.628-645, DOI: 10.1080/17450101.2016.1156425.
- [17] Portal of The Ministry of Transportation (2010) "Hanoi: Prioritize public transportation, limit the use of personal vehicles", <http://www.mt.gov.vn/phunu/tin-tuc/9578/ha-noi--uu-tien-van-tai-cong-cong-han-che-su-dung-phuong-tien-ca-nhan.aspx>, accessed 10 April 2021 (in Vietnamese).
- [18] VnExpress (2015), "How does transportation in Hanoi develop?", <https://vnexpress.net/phuong-tien-giao-thong-o-ha-noi-phat-trien-nhuthe-nao-3322639.html>, accessed 12 April 2021 (in Vietnamese).
- [19] Kinh tế do thi (2016) <http://kinhtedothi.vn/ha-noi-o-to-con-chiem-143-luong-phuong-tien-hung-chiem-toi-4218-dien-tich-giao-thong-274197.html>, accessed 12 April 2021 (in Vietnamese).
- [20] Traffic Newspaper (2019), "Hanoi not only bans motorbikes but also restricts cars", <https://www.baogiaothong.vn/ha-noi-khong-chi-cam-xe-may-ma-hanche-ca-o-to-d416590.html>, accessed 11 April 2021 (in Vietnamese).