

**NGHIÊN CỨU MỨC ĐỘ Ô NHIỄM, ĐẶC TRƯNG TÍCH LŨY VÀ NGUỒN PHÁT THẢI
CÁC HYDROCARBON THƠM ĐA VÒNG TRONG MẪU BỤI LẮNG
TẠI KHU VỰC THÁO DỠ PHƯƠNG TIỆN GIAO THÔNG HẾT HẠN SỬ DỤNG
VÀ KHU VỰC ĐÔ THỊ Ở MIỀN BẮC VIỆT NAM**

Đến tòa soạn 30-12-2019

Hoàng Quốc Anh, Từ Bình Minh, Nguyễn Thị Ánh Hương

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

Nguyễn Trần Dũng

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

Shin Takahashi

Trung tâm Công nghệ Tiên tiến cho Môi trường (CATE), Đại học Ehime, Nhật Bản

SUMMARY

**CONTAMINATION STATUS, ACCUMULATION PROFILES,
AND EMISSION SOURCES OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS
IN SETTLED DUST FROM END-OF-LIFE VEHICLE PROCESSING
AND URBAN AREAS, NORTHERN VIETNAM**

Contamination status of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were examined in settled dust samples collected from working (ELV-W) and living (ELV-L) areas of end-of-life vehicle processing workshops and from urban houses (U-H) in northern Vietnam. Levels of 16 PAHs in the ELV-W samples ranged from 1200 to 3600 (median 3100) ng/g, which were significantly higher than those detected in the ELV-L samples (920; 600–1800 ng/g) and the U-H samples (930; 470–1300 ng/g). Ring-number profiles of PAHs were relatively similar between the three sample groups: 4-ring > 3-ring $\approx$ 5-ring > 6-ring > 2-ring. The most predominant compounds were chrysene, pyrene, fluoranthene, and phenanthrene. Proportions of high-molecular-weight PAHs (≥ 4 rings, $76 \pm 9\%$) were more abundant than those of low-molecular-weight compounds (≤ 3 rings, $24 \pm 9\%$), suggesting that PAHs were mainly derived from pyrogenic sources. However, several diagnostic ratios of PAHs have revealed specific petrogenic sources in working areas of the ELV workshops. Our results suggest that primitive ELV processing activities are potential sources of PAHs. The improvement of technology and waste management system in this ELV area is needed, for example, prohibition of ELV waste uncontrolled burning and appropriate treatment of used engine oils and fuels.

Keywords. PAHs, settled dust, end-of-life vehicle, urban, Vietnam.

1. GIỚI THIỆU

Phương tiện giao thông hết hạn sử dụng (end-of-life vehicle ELV) đã trở thành mối quan tâm toàn cầu khi ô tô ngày càng trở nên phổ biến. Số lượng ô tô trên toàn thế giới đã tăng với tốc độ cao hơn sự tăng dân số toàn cầu và đạt hơn

1 tỷ chiếc trong năm 2010 [1]. Do các phương tiện giao thông được chế tạo chủ yếu từ kim loại, nên chúng được tháo dỡ và tái chế như một nguồn tài nguyên thứ cấp có giá trị. Việc tái chế ELV đã được thực hiện ở quy mô công nghiệp từ nhiều thập kỷ trước đây tại các nước

phát triển [2]. Riêng ở Việt Nam, theo số liệu của Cục Đăng kiểm thì vào tháng 11/2019, có gần 4 triệu các phương tiện giao thông (ô tô, xe máy) lưu thông trên cả nước. Theo công văn số 757/ĐKVN-VAR, ngày 6/2/2018, tính đến hết năm 2017, trên toàn quốc có 24.264 xe ô tô hết niên hạn sử dụng. Quyết định số 16/2015/QĐ-TTg của Thủ tướng Chính phủ về Quy định về thu hồi và xử lý các sản phẩm thải bỏ, bao gồm cả phương tiện vận tải, đã được ban hành vào năm 2015. Quyết định này đề xuất rằng tất cả các loại ELV sẽ được xử lý từ ngày 1/1/2018. Tuy nhiên, một bộ phận ELV ở nước ta vẫn đang được thu thập, tháo dỡ và tái chế một cách tự phát ở một số làng nghề, gây ra những ảnh hưởng tiêu cực nhất định đến môi trường xung quanh, đặc biệt là các vấn đề liên quan đến chất ô nhiễm hữu cơ [3-5].

Các hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs) là một trong những nhóm chất ô nhiễm hữu cơ phổ biến nhất và nhận được nhiều sự quan tâm nghiên cứu do chúng có khả năng tích lũy sinh học và độc tính cao [6-8]. Các nghiên cứu trước đây đã cho thấy nước rỉ từ các khu vực chôn lấp các bộ phận của ELV đã được tháo dỡ chứa kim loại nặng ở nồng độ cao và phát hiện được sự ô nhiễm đáng kể của PAHs và các chất hữu cơ dễ bay hơi (VOCs) trong khí thải thu thập ở cùng khu vực [9]. Tại nước ta, một số nghiên cứu gần đây thực hiện tại một khu tháo dỡ ELV ở Bắc Giang đã đo được nồng độ tương đối cao của PAHs và các dẫn xuất methyl của chúng (Me-PAHs) trong các mẫu bụi lắng và mẫu không khí được lấy tại các cơ sở tháo dỡ ELV, cho thấy hoạt động này là một nguồn phát thải tiềm năng đối với PAHs [4,5]. Tuy nhiên trong các nghiên cứu nói trên, hàm lượng PAHs được xác định bằng phương pháp phân tích nhanh và bán định lượng. Dựa trên những kết quả khảo sát bước đầu này, việc thực hiện các nghiên cứu chuyên sâu với phương pháp phân tích định lượng có độ chính xác cao và giới hạn phát hiện thấp là rất cần thiết để có được những số liệu đáng tin cậy về mức độ ô nhiễm PAHs trong môi trường tại khu vực tháo dỡ ELV.

Trong nghiên cứu này, chúng tôi tiến hành thu

thập mẫu bụi lắng tại các khu vực làm việc và khu vực sinh hoạt của một số cơ sở tháo dỡ ELV tại Bắc Giang, cùng với một số địa điểm so sánh tại Hà Nội nhằm đánh giá mức nồng độ và đặc trưng tích lũy của 16 chất PAHs. Kết quả thu được sẽ cung cấp những thông tin đánh giá sơ bộ với độ chính xác cao về tình trạng ô nhiễm và nguồn phát thải của PAHs tại các khu vực nghiên cứu.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Khảo sát và thu thập mẫu

Các mẫu bụi lắng được thu thập từ tháng 9/2015 đến tháng 9/2016 tại Bắc Giang và Hà Nội. Tại Bắc Giang, 06 cơ sở tháo dỡ ELV tại thôn Thuyền, xã Đình Trĩ, thành phố Bắc Giang đã được lựa chọn để nghiên cứu. Chúng tôi tiến hành lấy 12 mẫu, bao gồm 06 mẫu tại khu vực làm việc (ELV-W1 đến W6, nơi diễn ra các hoạt động thu gom, tháo dỡ và lưu trữ các bộ phận của ELV) và 06 mẫu tại khu vực sinh sống (ELV-L1 đến L6, thường nằm cạnh khu vực làm việc và không có sự ngăn cách rõ rệt). Để so sánh, 06 mẫu bụi trong nhà tại khu vực đô thị trung tâm tại Hà Nội đã được thu thập (U-H1 đến H6). Các mẫu bụi được lấy bằng phương pháp quét thủ công từ nền nhà, bụi bám trên thiết bị, đồ nội thất hay các đồ gia dụng khác. Các mẫu bụi sau khi lấy được gói trong phoi nhôm đã tráng rửa bằng dung môi, giữ kín trong túi PE ziplock và bảo quản trong tủ lạnh sâu ở -20°C đến khi phân tích. Trước khi phân tích, mẫu được sàng qua rây có kích thước $100\text{ }\mu\text{m}$ và trộn đều để đồng nhất.

2.2. Phân tích PAHs trong mẫu bụi

Mẫu bụi (khoảng 0,2 g) được thêm chất đồng hành deuterium hóa (naphthalene-d8, acenaphthylene-d8, phenanthrene-d10, fluoranthene-d10, pyrene-d10, benzo[a]pyrene-d12 và benzo[ghi]perylene-d12; Cambridge Isotope Laboratories, Inc.) và chiết siêu âm lần lượt với 10 mL axeton (10 min) và 10 mL hỗn hợp axeton/hexan (1:1, v/v) (10 min) sử dụng đầu dò phát siêu âm VCX 130 (Sonic & Materials, Inc.). Dịch chiết được gộp lại, cô đặc và chuyển vào dung môi diclometan/hexan (1:9, v/v). Dịch chiết được làm sạch bằng kỹ thuật chiết phân tán pha rắn với 0,5 g natri

sunfat khan và 0,5 g silica gel (Silica gel 60, Merck, hoạt hóa ở 130 °C trong 3 h). Dịch chiết sau khi làm sạch được cô đặc dưới dòng khí nitrogen và thêm chất nội chuẩn chrysene-d12 (Cambridge Isotope Laboratories, Inc.) trước khi phân tích trên GC/MS. Các hóa chất và dung môi sử dụng trong nghiên cứu này đều ở mức tinh khiết cho phân tích dư lượng PCBs và được cung cấp bởi Wako Pure Chemical Industries, Ltd.

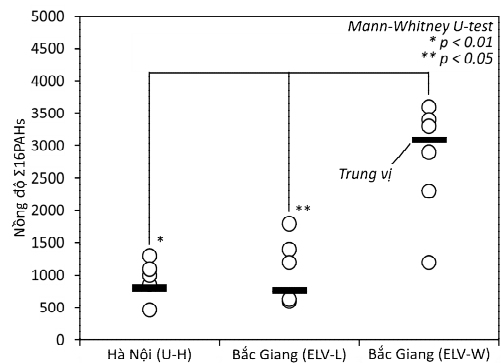
Các chất phân tích bao gồm: naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acy), acenaphthene (Ace), fluorene (Flu), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Flt), pyrene (Pyr), benz[a]anthracene (BaA), benzo[b]fluoranthene (BbF), benzo[k]fluoranthene (BkF), benzo[a]pyrene (BaP), dibenz[a,h]anthracene (DA), indeno[1,2,3-cd]pyrene (IP) và benzo[ghi]perylene (BP). Các PAHs được tách và định lượng trên hệ thống GCMS-QP2010 Ultra (Shimadzu) với cột mao quản silica DB-5MS 30 m × 0,25 mm × 0,25 µm; Agilent Technologies) và khí mang helium (1,15 mL/min). Nhiệt độ của cổng bơm mẫu là 300 °C. Chương trình nhiệt độ của lò cột được cài đặt như sau: giữ ở 110 °C trong 1 min, tăng đến 170 °C (20 °C/min), đến 220 °C (4 °C/min), đến 270 °C (3 °C/min) và tăng đến 310 °C (20 °C/min, giữ 10 min). Chế độ ion hóa và đập electron (EI) được áp dụng. Nhiệt độ interface và nguồn ion lần lượt là 310 và 230 °C. Dữ liệu phổ được quan sát và thu thập bởi chế độ quan sát chọn lọc ion (SIM). Độ chính xác của phương pháp phân tích được khẳng định trên kết quả phân tích mẫu thêm chuẩn và mẫu chuẩn (Standard Reference Material® 2585; NIST). Độ thu hồi của các chất chuẩn trong mẫu thêm chuẩn, của các chất phân tích trong mẫu chuẩn và của các chất đồng hành dao động trong khoảng 70 đến 120%. Độ lệch chuẩn tương đối của các thí nghiệm lặp lại ($n = 3$) đối với các chất phân tích trong mẫu chuẩn và mẫu thêm chuẩn nhỏ hơn 20%. Giới hạn phát hiện của các chất nằm trong khoảng 0,020 đến 0,40 ng/g.

3. KẾT QUẢ VÀ BÀN LUẬN

3.1. Hàm lượng PAHs trong mẫu bụi

Nồng độ tổng của 16 PAHs ($\Sigma 16\text{PAHs}$) đo

được trong mẫu bụi tại khu vực làm việc của các cơ sở tháo dỡ ELV có giá trị cao nhất (trung vị 3100, khoảng 1200–3600 ng/g) và cao hơn đáng kể so với các mẫu bụi trong nhà ở cùng khu ELV (920; 600–1800 ng/g) và khu vực đô thị ở Hà Nội (930; 470–1300 ng/g). Sự khác biệt giữa hàm lượng $\Sigma 16\text{PAHs}$ trong mẫu ELV-W so với các mẫu còn lại là có ý nghĩa thống kê (Mann-Whitney U-test, $p < 0,05$) (Hình 1). Dữ liệu về sự ô nhiễm PAHs trong mẫu bụi lắng tại nơi làm việc và nhà ở tại Việt Nam còn tương đối hạn chế. Kết quả phân tích hàm lượng PAHs trong các mẫu bụi của nghiên cứu này cho thấy sự phân bố rộng rãi với mức nồng độ tương đối cao của chúng trong mẫu bụi tại Việt Nam. Một nghiên cứu trước đây đã báo cáo nồng độ PAHs trong mẫu bụi trên mặt đường tại Hà Nội nằm trong khoảng 530 đến 4700 ng/g (trung bình 1900 ng/g) [10], nhìn chung cao hơn mẫu bụi trong nhà tại khu vực đô thị này. Nồng độ cao của PAHs trong mẫu bụi ELV-W (cao hơn đáng kể so với các mẫu ELV-L) cho thấy hoạt động tháo dỡ và tái chế ELV có thể phát thải một lượng đáng kể PAHs ra môi trường xung quanh trong một phạm vi gần.



Hình 1: Nồng độ 16 PAHs (trung vị và khoảng, ng/g) trong mẫu bụi lắng tại khu vực tháo dỡ ELV ở Bắc Giang và khu vực đô thị ở Hà Nội

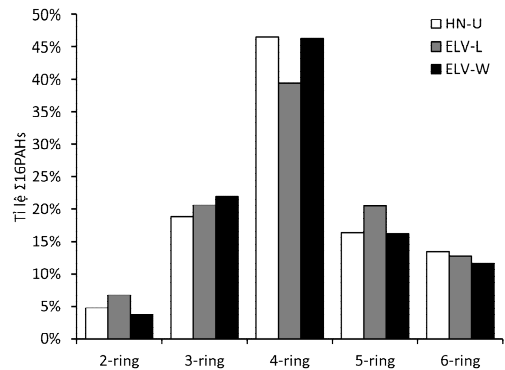
Nồng độ PAHs đo được trong mẫu bụi của nghiên cứu này thấp hơn đáng kể so với giá trị báo cáo trong các mẫu bụi trên nền nhà tại khu vực thuộc phạm vi 30 m so với đường giao thông chính có nhiều phương tiện giao thông chạy bằng dầu diesel tại Nantou, Đài Loan

(trung vị 107.400; khoảng 16.000–580.000 ng/g) [11] hay bụi trong nhà tại khu vực Qingyang, tây bắc Trung Quốc với việc sử dụng than đá để đun nấu và sưởi ấm (trung vị 21.000; khoảng 8450–121.000 ng/g) [12]. Nồng độ PAHs trong các mẫu bụi tại Việt Nam nhìn chung ở mức tương đương so với một số nước đang phát triển khác như Thổ Nhĩ Kỳ [13], Nepal [14], Kuwait và Saudi Arabia [15]. Tuy nhiên, theo hiểu biết của chúng tôi, số lượng các nghiên cứu về sự phát thải PAHs từ hoạt động tháo dỡ ELV tại Việt Nam cũng như trên thế giới còn rất hạn chế. Một nghiên cứu khác trên mẫu bụi và đất tại các xưởng sửa chữa ô tô tại Jeddah, Saudi Arabia cũng phát hiện được nồng độ cao của PAHs (trung vị 11.760; khoảng 7620–30.800 ng/g) [16]. Như vậy, bên cạnh các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy như polyclo biphenyl (PCBs), polybrom diphenyl ete (PBDEs) và các chất tương tự dioxin, nghiên cứu đánh giá mức độ phát thải là nguy cơ ô nhiễm của các PAHs liên quan đến ELV là rất cần thiết và có ý nghĩa thiết thực cho việc cải tiến quy trình công nghệ, quản lý chất thải và bảo vệ sức khỏe con người tại các khu vực tháo dỡ, tái chế và sửa chữa phương tiện giao thông.

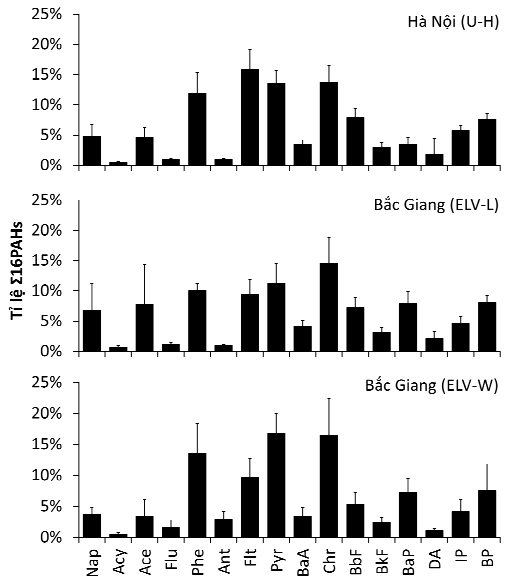
3.2. Đặc trưng tích lũy của PAHs trong mẫu bụi

Các PAHs thường được phân loại theo số lượng vòng trong phân tử: 2 vòng (Nap), 3 vòng (Acy, Ace, Flu, Phe, Ant), 4 vòng (Flt, Pyr, BaA, Chr), 5 vòng (BbF, BkF, BaP, DA) và 6 vòng (IP, BP). Trong đó các chất có 2 đến 3 vòng trong phân tử được gọi là PAHs phân tử khối thấp (LMW PAHs) và các chất còn lại (≥ 4 vòng) được gọi là PAHs phân tử khối cao (HMW PAHs). Tỷ lệ trung bình của các HMW PAHs và LMW PAHs trong các mẫu bụi của nghiên cứu này lần lượt là $76 \pm 9\%$ và $24 \pm 9\%$. Tỷ lệ trung bình của PAHs theo số lượng vòng trong phân tử được trình bày trong Hình 2. Theo đó, tỷ lệ của nồng độ tổng các chất có 4 vòng là cao nhất (trung bình 44%), tiếp theo là 3 vòng (20%), 5 vòng (18%), 6 vòng (13%) và 2 vòng (5%). Đặc trưng tích lũy này nhìn chung phù hợp với các nghiên cứu trước đây

trên mẫu bụi trong nhà [14,16].



Hình 2: Đặc trưng tích lũy của PAHs theo số vòng thơm trong mẫu bụi lắng tại khu vực tháo dỡ ELV ở Bắc Giang và khu vực đô thị ở Hà Nội



Hình 3: Đặc trưng tích lũy của 16 PAHs trong mẫu bụi lắng tại khu vực tháo dỡ ELV ở Bắc Giang và khu vực đô thị ở Hà Nội

Đặc trưng tích lũy của 16 PAHs trong các mẫu bụi của nghiên cứu này được trình bày trong Hình 3. Các chất chiếm tỷ lệ cao nhất là Chr (trung bình 15%), Pyr (14%), Flt (12%) và Phe (12%). Các chất PAHs có 3 đến 4 vòng trong phân tử này cũng được phát hiện với tỷ lệ cao so với các PAHs khác bởi nhiều nghiên cứu trước đây trên mẫu bụi [11-16]. Tuy nhiên, tỷ lệ của một số chất có sự khác biệt giữa các khu

vực nghiên cứu. Tỷ lệ của Ace trong mẫu ELV-L (trung bình 8%) cao hơn so với mẫu ELV-W (3%) và U-H (5%). Tỷ lệ của Pyr trong mẫu ELV-W (17%) cao hơn so với các mẫu còn lại, trong khi mẫu U-H lại được đặc trưng bởi Flt (16%). Tỷ lệ của BaP, một chất PAHs có 5 vòng thơm và là chất gây ung thư cho người, trong các mẫu ở khu ELV (trung bình 8%), cao hơn gấp đôi so với mẫu ở khu đô thị (4%). Đáng chú ý là nồng độ của BaP trong các mẫu ELV-W (trung vị 210; khoảng 48–340 ng/g) và ELV-L (61; 43–150 ng/g) cũng cao hơn đáng kể so với các mẫu U-H (30; 15–59 ng/g).

3.3. Đánh giá sơ bộ về nguồn phát thải PAHs

Nhìn chung, tỷ lệ cao của các HMW PAHs so với LMW PAHs trong các mẫu bụi đã góp phần phản ánh nguồn gốc của chúng có liên quan đến quá trình nhiệt độ cao hơn là sự phát thải trực tiếp của các sản phẩm dầu mỏ. Tỷ lệ cao của các chất như Phe, Flt và Pyr trong các mẫu phản ánh sự phát thải từ các hoạt động đốt đối với nhiều loại nguyên vật liệu như than, gỗ, dầu, xăng và rác thải [17]. Kết quả phân tích thành phần chính (principal component analysis PCA) đối với tập số liệu cho thấy các PAHs được phân thành 3 nhóm, cơ bản theo sự tương đồng về phân tử khối: (Nap, Acy, Ace, Flu, Phe, Ant), (Flt, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP) và (IP, BP). Kết quả phân tích tương quan cũng chỉ ra mối liên hệ có ý nghĩa đối với các nhóm chất tương tự như PCA. Đặc biệt một số cặp chất có hệ số tương quan cao như: BaA-BaP ($R = 0,931$; $p < 0,001$), BaA-BkF ($R = 0,943$; $p < 0,001$), BbF-BkF ($R = 0,955$; $p < 0,001$) và IP-BP ($R = 0,981$; $p < 0,001$). Như vậy, mối liên hệ giữa các PAHs trong các mẫu bụi của nghiên cứu này phản ánh chúng có cùng nguồn gốc cũng như tính chất tương tự nhau nên cùng tồn tại và phân bố trong môi trường với những xu hướng gần giống nhau.

Nhằm đưa ra những thông tin cụ thể hơn về sự khác biệt về nguồn gốc của PAHs trong các mẫu bụi lấy tại khu vực ELV và Hà Nội, phương pháp phân tích nhóm (hierarchical cluster analysis HCA). Kết quả phân tích HCA cho thấy, các mẫu tại Hà Nội và một số mẫu tại ELV-L (bao gồm U-H1, H2, H3, H5, H6 và

ELV-L2, L3) có đặc trưng tích lũy PAHs tương tự nhau. Trong khi đó, các mẫu còn lại ở ELV-W và ELV-L lại được phân bố vào 1 số nhóm khác nhau, ví dụ như (ELV-W1, W2, L6), (ELV-L1, L4, L5), (ELV-W3, W4, W6). Thực tế này cho thấy mặc dù tại cùng khu vực tháo dỡ ELV nhưng đặc trưng tích lũy của PAHs cũng không hoàn toàn thống nhất, do những khác biệt nhất định về quy trình công nghệ và cách quản lý, thải bỏ chất thải tại các cơ sở này. Bên cạnh đặc điểm chung là quá trình tháo dỡ ELV được thực hiện chủ yếu bằng ngọn lửa đèn xì (cũng có thể là một nguồn nhiệt độ cao dẫn đến sự hình thành PAHs) thì tại một số cơ sở ELV, các chất thải không có giá trị sử dụng hoặc tái chế (như nhựa, đệm mút, lốp xe cũ) được tập trung vào một khu vực ở cạnh khu tháo dỡ rồi tưới dầu thải để đốt. Hoạt động này là một trong những nguồn phát thải PAHs đáng kể, dẫn đến nồng độ PAHs tương đối cao trong mẫu bụi tại các cơ sở nói trên (ELV-W4, W5, W6).

Tỷ lệ của một số chất PAHs chỉ thị cũng được tính toán để cung cấp những thông tin chi tiết hơn về nguồn phát thải của chúng tại khu vực nghiên cứu. Tỷ lệ của Flt/(Flt + Pyr) và BaA/(BaA + Chr) trong các mẫu U-H và ELV-L nhìn chung cao hơn 0,40 và 0,20, tương ứng, cho thấy nguồn gốc chủ yếu liên quan đến hoạt động thiêu đốt [18,19]. Trong khi đó tại các khu vực ELV-W, tỷ lệ Flt/(Flt + Pyr) (trung bình 0,37; khoảng 0,24–0,49) và BaA/(BaA + Chr) (0,18; 0,075–0,32) cho thấy sự ô nhiễm có liên quan trực tiếp đến các sản phẩm dầu mỏ. Một thực tế có thể dễ dàng quan sát được tại các cơ sở ELV là sự thiếu chặt chẽ trong các hoạt động tháo dỡ và quản lý đối với dầu thải và nhiên liệu đã qua sử dụng, dẫn đến tình trạng tràn dầu và rò rỉ chất thải lỏng tại khu vực làm việc. Qua đó, có thể sơ bộ khẳng định PAHs tại khu vực ELV-W được sinh ra không chỉ bởi các hoạt động thiêu đốt và quá trình nhiệt độ cao, mà còn có nguồn gốc đặc thù từ các sản phẩm dầu mỏ. Tỷ lệ của BaP/BP trong các mẫu U-H đều thấp hơn giá trị 1,0 (trung bình 0,47; khoảng 0,27–0,69) và thấp hơn đáng kể so với các mẫu tại khu vực ELV (1,1; 0,40–

1,7), cho thấy sự ảnh hưởng của PAHs từ hoạt động giao thông, cụ thể là khí thải từ động cơ ô tô và bụi trên mặt đường [11,16], đến môi trường bụi ở trong nhà tại các đô thị lớn như Hà Nội, nơi có mật độ giao thông cao và tình trạng ô nhiễm bụi đang ở mức báo động như hiện nay.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này cung cấp những đánh giá sơ bộ về mức độ ô nhiễm và đặc trưng tích lũy của PAHs trong mẫu bụi lắng tại nơi làm việc và sinh hoạt của các cơ sở tháo dỡ phương tiện giao thông hết hạn sử dụng (ELV), cũng như bụi trong nhà tại khu vực đô thị ở miền Bắc nước ta. Kết quả phân tích cho thấy hoạt động tái chế và tháo dỡ ELV có khả năng hình thành và phát tán PAHs ra môi trường xung quanh thông qua các quá trình nhiệt (ví dụ như tháo dỡ ELV bằng ngọn lửa đèn xì hay thiêu đốt không kiểm soát các chất thải) cũng như sự rò rỉ của các sản phẩm dầu mỡ (ví dụ như dầu động cơ, nhiên liệu đã qua sử dụng và chất bôi trơn). Trong khi đó, tại khu vực đô thị, nguồn phát thải từ hoạt động giao thông đã đóng góp một tỉ lệ đáng kể vào sự có mặt của PAHs trong bụi trong nhà. Nhiều PAHs có phân tử khối cao, điển hình là benzo[a]pyrene, đã được phân loại là chất gây ung thư hoặc chất có khả năng gây ung thư ở người, trong khi bụi lắng được cho là một trong những nguồn phơi nhiễm không thể bỏ qua đối với nhiều nhóm chất hữu cơ độc hại. Các nghiên cứu tiếp theo về ước tính sự phơi nhiễm và rủi ro sức khỏe, đặc biệt là rủi ro mắc các bệnh ung thư có liên quan đến PAHs trong bụi lắng ở Việt Nam là cần thiết và nên được thực hiện trong thời gian tới.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển Khoa học và Công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) thông qua đề tài mã số: 104.04-2017.310.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. S. Sakai, H. Yoshida, J. Hiratsuka, C. Vandecasteele, R. Kohlmeyer, V.S. Rotter, F. Passarini, A. Santini, M. Peeler, J. Li, G.J. Oh, N.K. Chi, L. Bastian, S. Moore, N. Kajiwara,

H. Takigami, T. Itai, S. Takahashi, S. Tanabe, K. Tomoda, T. Hirakawa, Y. Hirai, M. Asari, J. Yano, *An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems*, Journal of Material Cycles and Waste Management, **16**, 1-20 (2014).

2. I. Vermeulen, J.V. Caneghem, C. Block, J. Baeyens, C. Vandecasteele, *Automotive shredder residue (ASR): Reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals's valorisation*, Journal of Hazardous Materials, **190**, 8-27 (2011).

3. S. Takahashi, N.M. Tue, C. Takayanagi, L.H. Tuyen, G. Suzuki, H. Matsukami, P.H. Viet, T. Kunisue, S. Tanabe, *PCBs, PBDEs and dioxin-related compounds in floor dust from an end-of-life vehicle recycling site in northern Vietnam: contamination levels and implications for human exposure*, Journal of Material Cycles and Waste Management, **19**, 1333-1341 (2017).

4. H.Q. Anh, K. Tomioka, N.M. Tue, G. Suzuki, T.B. Minh, P.H. Viet, S. Takahashi, *Comprehensive analysis of 942 organic micro-pollutants in settled dusts from northern Vietnam: pollution status and implications for human exposure*, Journal of Material Cycles and Waste Management, **21**, 57-66 (2019).

5. H.Q. Anh, K. Tomioka, N.M. Tue, L.H. Tuyen, N.K. Chi, T.B. Minh, P.H. Viet, S. Takahashi, *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**, 354-364.

6. K.H. Kim, S.A. Jahan, E. Kabir, R.J.C. Brown, *A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects*, Environment International, **60**, 71-80 (2013).

7. V. Bansal, K. Kim, *Review of PAH contamination in food products and their health hazards*, Environment International, **84**, 26-38 (2015).

8. N.D. Dat, M.B. Chang, *Review on*

characteristics of PAHs in atmosphere, anthropogenic sources and control technologies, Science of the Total Environment, **609**, 682-693 (2017).

9. R. Cossu, T. Lai, *Automotive shredder residue (ASR) management: An overview*, Waste Management, **45**, 143-151 (2015).

10. L.H. Tuyen, N.M. Tue, S. Takahashi, G. Suzuki, P.H. Viet, A. Subramanian, K.A. Bulbule, P. Parthasarathy, A. Ramanathan, S. Tanabe, *Methylated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from Vietnam and India: occurrence, distribution and in vitro toxicity evaluation*, Environmental Pollution, **194**, 272-280 (2014).

11. C.Y. Kuo, H.C. Chen, F.C. Cheng, L.R. Huang, P.S. Chien, J.Y. Wang, *Polycyclic aromatic hydrocarbons in household dust near diesel transport routes*, Environmental Geochemistry and Health, **34**, 77-87 (2012).

12. W. Wang, F.Y. Wu, J.S. Zheng, M.H. Wong, *Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair*, Journal of Hazardous Materials, **263**, 627-637 (2013).

13. M.Y. Civan, U.M. Kara, *Risk assessment of PBDEs and PAHs in house dust in Kocaeli, Turkey: levels and sources*, Environmental Science and Pollution Research, **23**, 23369-23384 (2016).

14. I.C. Yadav, N.L. Devi, J. Li, G. Zhang, *Polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust and surface soil in major urban regions of Nepal: implication on source apportionment and toxicological effect*, Science of the Total Environment, **616-617**, 223-235 (2018).

15. N. Ali, I.M.I. Ismail, M. Khoder, M. Shamy, M. Alghamdi, M. Costa, L.N. Ali, W. Wang, S.A.M.A.S. Eqani, *Polycyclic aromatic*

hydrocarbons (PAHs) in indoor dust samples from cities of Jeddah and Kuwait: levels, sources and non-dietary human exposure, Science of the Total Environment, **573**, 1607-1614 (2016).

16. N. Ali, I.M.I. Ismail, M. Khoder, M. Shamy, M. Alghami, A.A. Khalaf, M. Costa, *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the settled dust of automobile workshops, health and carcinogenic risk evaluation*, Science of the Total Environment, **601-602**, 478-484 (2017).

17. M. Howsam, K.C. Jones, *Source of PAHs in the environment*, The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3 Part I, Springer-Verlag, 137-174 (1998).

18. M.B. Yunker, R.W. Macdonald, R. Vingarzan, R.H. Mitchell, D. Goyette, S. Sylvestre, *PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition*, Organic Geochemistry, **33**, 489-515 (2002).

19. M. Saha, A. Togo, K. Mizukawa, M. Murakami, H. Takada, M.P. Zakaria, N.H. Chiem, B.C. Tuyen, M. Prudente, R. Boonyatumanond, S.K. Sarkar, B. Bhattacharya, P. Mishra, T.S. Tana, *Sources of sedimentary PAHs in tropical Asian waters: differentiation between pyrogenic and petrogenic sources by alkyl homolog abundance*, Marine Pollution Bulletin, **58**, 189-200 (2009).