

POLYBROM DIPHENYL ETE TRONG MẪU BỤI NHÀ TẠI KHU VỰC HÀ NỘI: PHÂN TÍCH VÀ ĐÁNH GIÁ

Đến tòa soạn 13-1-2020

Lê Trường Giang, Phạm Quốc Trung, Trịnh Thu Hà
Viện Hóa học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

SUMMARY

POLYBROMINATED DIPHENYL ETHERS IN HOUSE DUST FROM URBAN AREAS IN HANOI: ANALYSIS AND ASSESSMENT

Brominated flame retardants (BFRs) were examined in house dust from the urban areas of Ha Noi capital. The concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) were in the range of 33,46 - 4251,79 ng/g. The presence of BDE-203, as well as the BDE-196 to BDE-1977 and the nona-BDEs to deca-BDE ratios in the dust samples from the studied areas were probably indicative of environmental degradation of deca-BDE. The estimated daily intakes (EDIs) of average adult via house dust ranged from $2,0 \cdot 10^{-9}$ to $2,09 \cdot 10^{-7}$ for BDE-209 and from $8,0 \cdot 10^{-9}$ to $9,72 \cdot 10^{-7}$ mg.kg.b/w.day for Σ 10 PBDEs. Assessment of the risk of non-cancer diseases with neurobehavioral effects and of cancer with neurobehavioral effects in home was notably below threshold values (non-cancer: 1,00 and cancer: $1,00 \cdot 10^{-6}$). In conclusion, people had no harmful effects in the currently existing levels of indoor dust PBDEs in home.

Keyword: diphenylethers polybrominated (PBDEs), BDE-209, GC-MS.

1. MỞ ĐẦU

Chất chống cháy brom (BFRs) bao gồm polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polybrominated biphenyls (PBBs), hexabromocyclododecanes (HBCDs) và nhiều BFRs mới khác như decabromodiphenyl ethane (DBDPE), 1,2-bis-(2,4,6-tribromophenoxy) ethane (BTBPE), pentabromoethylbenzene (PBEB)[1, 2], este brominated phthalate đã được áp dụng rộng rãi trong các sản phẩm tiêu dùng khác nhau để giảm nguy cơ hỏa hoạn [3]. Trong số các BFRs được sử dụng phổ biến hiện nay, tetra- đến hepta-BDEs, deca-BDE, hexabromobiphenyl và HBCD được xem là chất hữu cơ khó phân hủy (POP) theo Công ước Stockholm bởi vì mức độ độc tính, tích lũy sinh học và khả năng phát tán rộng rãi [4, 5]

Một số nghiên cứu đã cho thấy hàm lượng PBDEs cao trong bụi nhà từ các khu vực khác nhau trên thế giới [6, 7] có lẽ là kết quả của sự phát thải PBDEs từ các sản phẩm gia dụng và hấp thụ bởi bụi nhà, mặc dù các cơ chế chuyển giao không rõ ràng. Một nghiên cứu gần đây được thực hiện bởi Huwe và cộng sự [8] đã chỉ ra rằng PBDEs trong bụi có hoạt tính sinh học, và chỉ ra mức độ phơi nhiễm PBDEs của con người thông qua bụi nhà. Trên thực tế, một số nghiên cứu đã chỉ ra sự xâm nhập của bụi nhà là con đường tiếp xúc chính của con người với PBDEs [9, 10], cụ thể mối liên hệ giữa nồng độ PBDEs trong bụi nhà và sữa mẹ của phụ nữ sống ở Boston theo quan sát của Wu và cộng sự [11]. Ở Vương quốc Anh, bụi nhà đã được tìm thấy là tác nhân chính gây phơi nhiễm cho con người đối với BDE-209, mặc

dù đóng góp nhỏ của nó cho các PBDE khác. Tại Việt Nam, PBDEs đã được phát hiện trong đất, trầm tích, môi trường không khí, thực vật và thậm chí trên cả cơ thể người. Các nghiên cứu gần đây cho thấy rằng, nguồn phát thải các PBDEs có thể từ việc xử lý và tái chế rác thải điện tử, rác thải đô thị. Ngoài ra, có ý kiến cho rằng nồng độ PBDEs trong môi trường có mối liên hệ chặt chẽ với mức độ đô thị hóa. Tuy nhiên, các nghiên cứu về sự có mặt của PBDEs trong bụi ở khu vực thành thị Việt Nam vẫn còn hạn chế.

Do tác động tiềm tàng của chúng đối với sức khỏe con người, đặc biệt là đối với những người trẻ tuổi, bụi nhà và phơi nhiễm là mối quan tâm cấp bách. Trong nghiên cứu này, các mẫu bụi trong nhà tại một số địa điểm khác nhau ở Hà Nội được tiến hành thu thập, phân tích nhằm đánh giá nồng độ và đặc trưng tích lũy của PBDEs bên cạnh đó nguy cơ phơi nhiễm PBDEs trong bụi nhà cũng được xem xét.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Hóa chất và thiết bị

Các dung môi: Methanol, acetone, hexane, dichloromethane đều thuộc loại tinh khiết dùng cho HPLC và GC/MS của Merck. NaCl, Na₂SO₄, H₂SO₄ với độ tinh khiết > 99,5% của Merck và nước deion với độ dẫn 18,2 MΩ/cm.

Dung dịch chất chuẩn gốc: Trong nghiên cứu này, chúng tôi tập trung vào các hợp chất polybrominated diphenyl ethers sau: BDE-28, BDE-47; BDE-99; BDE-100; BDE-153; BDE-154; BDE-196; BDE-197; BDE-203; BDE-209. Những chuẩn gốc trên được cung cấp bởi Sigma-Aldrich, các dung dịch chuẩn trung gian và chuẩn làm việc được pha trong dung môi n-hexane, hoặc nonane.

Thiết bị sử dụng cho phân tích định lượng các PBDEs là sắc ký khí ghép nối khối phổ GC/MS (QP-2100 Plus, Shimadzu, Japan).

2.2. Thu thập mẫu bụi

Mẫu bụi lắng trong nhà được lấy ở các vị trí: cánh quạt trần, quạt đứng, màng chắn bụi ở điều hòa, nóc tủ, bụi dưới gầm bàn, gầm sofa, gầm giường. Mẫu bụi được lấy bằng máy hút bụi. Các mẫu được loại bỏ các phân tử như

tóc, rác, ni lông, ... Sau đó được rây qua rây 250 μm/m và bảo quản bằng giấy nhôm, bọc ngoài bằng túi zip polyethylene.

2.3. Phân tích mẫu

Mẫu bụi (1 g) được thêm chất đồng hành (monoflo FBDE-15, -99, -183, -208, và ¹³C₁₂-BDE-209) và chiết siêu âm lặp lại hai lần với 10 mL dichloromethane mỗi lần. Các phần dịch chiết được gộp lại, cô quay và chuyển dung môi n-hexan. Dịch chiết được xử lý với acid sulfuric 98% và làm sạch trên cột thủy tinh chứa 3 g silica gel (đã được hoạt hóa 3 giờ ở 130°C) và 1 g natri sunfat khan. PBDEs được rửa giải từ cột silica gel bằng 80 mL hỗn hợp diclometan/hexan (5:95, v/v). Dịch rửa giải được cô đặc và thêm chất nội chuẩn FBDE-154 trước khi phân tích trên GC/MS.

Các hợp chất PBDEs được tách trên cột mao quản silica (DB-5ht, 15m x 0,25mm x 0,1mm, Agilent Technologies) với khí mang là Helium, nhiệt độ công bơm được đặt ở 260°C. Chương trình nhiệt độ sử dụng nhằm tách các PBDEs gồm các giai đoạn sau: nhiệt độ ban đầu của lò là 135°C và giữ trong vòng 2 phút, sau đó nhiệt độ lò được nâng lên 295°C với tốc độ gia nhiệt ở các giai đoạn lần lượt là 10°C/phút (135-215°C); 5°C/phút (215-275°C) và 20°C/phút (275-290°C), cuối cùng nhiệt độ lò được tăng đến 300°C với tốc độ gia nhiệt là 20°C/phút và giữ trong vòng 4 phút. Đầu dò khối phổ được vận hành ở chế độ mode ion hóa âm (ECNI) với nhiệt độ interface và ion source được thiết lập lần lượt ở 310 và 250°C, chế độ làm việc theo dõi ion (SIM). Sự lựa chọn các ion theo dõi đã được đề cập một phần ở Hites (2008), ở nghiên cứu này 12 ion được lựa chọn theo dõi bao gồm m/z = 79/81; 158.8/160.8 (Br⁻ và HBr₂⁻ cho tất cả các hợp chất); 4065.6/408.6 (C₆HBr₄O⁻ và C₆Br₅O⁻, cho hepta- đến decaBDEs), 426.5/428.5 (C₆FBr₄O, for FBDE-208) và 496.6/498.5 (¹³C₆Br₅O⁻, cho ¹³C₁₂-BDE-209).

Độ thu hồi của các chất đồng hành dao động trong khoảng 70 đến 97%. Giới hạn phát hiện phương pháp (MDL) của BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -196, -197 là 10 ng/ml, BDE-

183 là 16 ng/ml, BDE-206, BDE-207 là 25 ng/ml, và BDE-209 có giá trị 250 ng/ml.

2.4. Phân tích thống kê và đánh giá mức độ rủi ro

Phân tích thống kê được thực hiện bằng phần mềm Microsoft Excel (Microsoft Office, 2010) và Minitab 16® Statistical Software (Minitab Inc.). Nồng độ của các hợp chất không được phát hiện được coi là không. Phân tích cụm phân lớp HCA được sử dụng nhằm so sánh mức độ PBDEs ở các vùng khác nhau. Trong nghiên cứu này, các chỉ số như hàm lượng PDBEs hấp thu vào cơ thể hàng ngày DI, nguy cơ mắc các bệnh lý (không ung thư) HQs và nguy cơ ung thư Rs được tính toán và đánh giá. Chỉ số DI được xác định theo đề xuất từ Basis và cộng sự [12].

$$DI_{\text{bụi}} (\text{ng kg b/w/ngày}) = (C \times IEF \times IR \times AB) / (BW) \quad (1)$$

Trong đó: C là nồng độ Σ 10 PBDEs trong bụi ở các địa điểm nghiên cứu; EF là tỉ lệ phần trăm thời gian ở tại nhà; IR và AB là tốc độ trung bình hít bụi và khả năng hấp thụ PBDEs trong cơ thể người. BW là trọng lượng trung bình của cơ thể. Chỉ số IEF trong nghiên cứu này khoảng 0,667 tương ứng với thời gian ở trong nhà là 16 giờ. Theo như công bố của “Child-specific Exposure Factors Handbook” (US EPA, 2008), người trưởng thành đưa vào cơ thể khoảng 30mg/g bụi nhà. Tốc độ hấp thụ khoảng 0,508 cho tri đến nona-BDEs và khoảng 0,139 đối với BDE-209 (Yu et al., 2013) [13]. BW là 70kg và 56 kg tương ứng cho cho đàn ông phụ nữ trưởng thành. Nguy cơ mắc các bệnh về thần kinh và ung thư do hấp thụ bụi nhà vào trong cơ thể cũng được đánh giá trong nghiên cứu này như sau:

$$CID = (DI \times EF \times ED) / (AT \times 365) \quad (2)$$

$$HQ = CID / RfD \quad (3)$$

$$R = CID \times SF \quad (4)$$

Mức độ rủi ro đến con người được tính toán thông qua phương trình theo đề xuất của Lim và cộng sự (2014) [14]. Ở đây EF là tần suất tiếp xúc mỗi năm (ngày/năm) và được xác định khoảng 220 ngày/năm trong nghiên cứu này, ED là thời gian tiếp xúc (năm) được tính toán giá định khoảng 40 năm, và AT là giá trị trung

bình của tuổi thọ (76,43 và 82,82 năm tương ứng lần lượt với nam và nữ). Liều tham chiếu cho tiếp xúc mãn tính bằng miệng (RfDs) của BDE-47, -99, -153, và -209 là 0,0001; 0,0001; 0,0002 và 0,0007 mg/kg/ngày được cung cấp bởi hệ thống thông tin rủi ro tích hợp (IRIS) US EPA. Hệ số yếu tố ung thư cho miệng BDE-209 là 0,0007 trên mg/kg/ngày (US EPA, 2008).

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

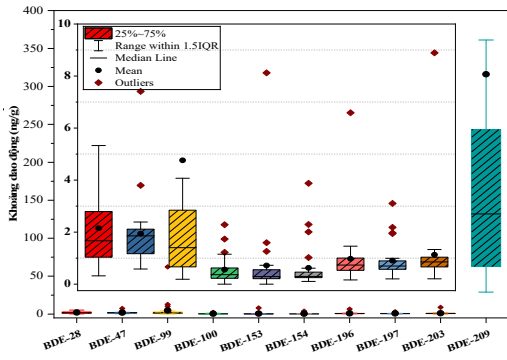
3.1. Nồng độ PBDEs

Hình 1 đã tóm tắt và thống kê hàm lượng PBDEs trong mẫu bụi thu thập từ các địa điểm nghiên cứu. Có thể thấy rằng, các polybrominated diphenyl ethers được phát hiện ở tất cả các mẫu bụi, với khoảng nồng độ dao động từ 33,46 – 4251,79 ng/g. Hình 1 cho thấy khoảng dao động hàm lượng của các loại BDE trong mẫu bụi được nghiên cứu có sự khác biệt rõ ràng. Cụ thể các loại BDE -100, 153, 154, 196, 197 và 203 dao động trong khoảng < 10 ng/g. Đặc biệt đáng chú ý trong các loại BDE theo dõi, hàm lượng BDE-209 chiếm phần trăm lớn nhất, cụ thể % hàm lượng BDE-209 trong Σ 10 PBDEs dao động từ 83,55 - 94,54 % (hình 2). Nguyên nhân có thể là do hỗn hợp deca-BDE (BDE-209) là một trong những chất chống cháy được sử dụng và thương mại hóa nhiều nhất trên toàn thế giới (Birnbbaum và Staskal, 2004).

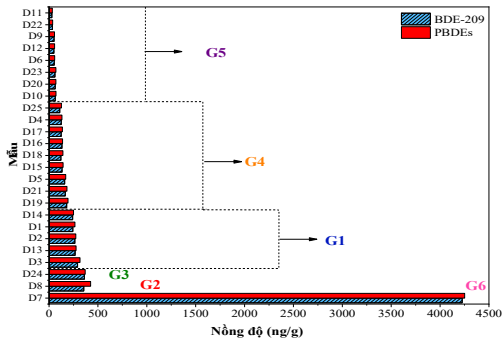
Bên cạnh việc thống kê khoảng dao động của các loại PBDEs trong mẫu bụi nhà, trong nghiên cứu này thuật toán phân tích cụm phân lớp (HCA) cũng được sử dụng nhằm đánh giá sự khác nhau của hàm lượng tổng và từng dạng BDE có trong các khu vực nghiên cứu. Kết quả phân tích đa biến được thể hiện ở hình 2 và hình 3. Có thể thấy rằng 25 vị trí lấy mẫu được chia thành 6 nhóm trong đó hàm lượng Σ 10 PBDEs được sắp xếp theo chiều tăng dần lần lượt là G5 < G4 < G1 < G3 < G2 < G6. Sự khác biệt này phản ánh mức độ ô nhiễm của PBDEs trong môi trường có liên quan đến quá trình đô thị hóa ở Hà Nội.

Hàm lượng Σ 10 PBDE trong các mẫu bụi nhà của nghiên cứu này tại 5 nhóm (G1-G5) thấp hơn so với những mẫu bụi ở khu vực châu Âu

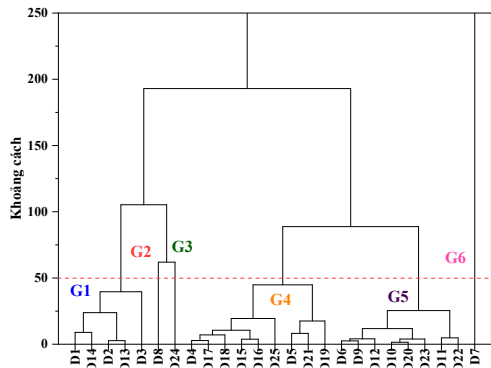
(dao động từ 16,2 - 1636 ng/g) đã được quan sát bởi các nhóm nghiên cứu của Karlsson; Regueiro và Harrad [15, 16],[17]. Các giá trị PBDE của nghiên cứu hiện tại cũng cao hơn so với các báo cáo ở một số khu vực châu Á khác cụ thể là Kuwait và Singapore với khoảng nồng độ trung bình tương ứng lần lượt là 150 và 2900 ng/g [18],[19].



Hình 1. Phân bố hàm lượng của các BDE tại các địa điểm lấy mẫu tại Hà Nội.



Hình 2. Hàm lượng Σ 10 PBDEs và BDE-209 ở trong các mẫu bụi nhà.



Hình 3. Mức độ tương đồng về hàm lượng và thành phần các PBDE ở các vị trí lấy mẫu.

3.2. Đánh giá mức độ rủi ro của PBDEs có trong bụi nhà

Trong nghiên cứu này mức độ phơi nhiễm với PBDEs có trong bụi của cư dân tại khu vực lấy mẫu đã được đánh giá thông qua các chỉ số DI, HQs và Rs. Kết quả tính toán mô phỏng được thể hiện ở bảng 1.

Có thể nhận thấy các giá trị DI ở 6 nhóm khu vực đều thấp hơn 1 mg.kg.b/w/ngày (là mức thấp nhất có ảnh hưởng xấu (LOAEL) được đề xuất bởi Darnerud (2001)) [20]. Một điều cần lưu ý đó là giá trị DI trong nghiên cứu này được ước lượng bảo toàn bởi vì khả năng tiếp cận sinh học của PBDEs được sử dụng làm thước đo tốc độ hấp thụ trong đường ruột. So sánh với các giá trị DI các nghiên cứu trước đây khoảng 530 và 426 pg.kg b/w.ngày tương ứng lần lượt trong công bố của Zhu *et al.* (2015) [21] và Li *et al.* (2015)[14]) thì giá trị DI trong nghiên cứu này thấp hơn nhiều bởi vì tốc độ hấp thụ được giả định là khả năng tiếp cận sinh học PBDE thay vì xem như bằng 1 ở các công bố trước.

Giá trị đánh giá mức độ rủi ro gây nên các bệnh lý (không phải ung thư) khi tiếp xúc với PBDEs có ở bụi nhà (HQ) của BDE- 47, -99, -153 và -209 nằm trong khoảng $4,09.10^{-8}$ - $7,57.10^{-5}$ và $4,72.10^{-8}$ - $8,73.10^{-5}$ tương ứng với nam và nữ. Các giá trị HQ này đều nhỏ hơn 1, điều này chỉ ra rằng việc tiếp xúc với bụi chứa BDE không phải là nguyên nhân gây ra các bệnh lý đối với các cư dân tại địa điểm lấy mẫu [22]. Giống như nghiên cứu hiện tại, các nghiên cứu trước đây đã báo cáo giá trị HQ thấp hơn nhiều so với ngưỡng 1,00 (Li *et al.*, 2015; Zhu *et al.*, 2015). Zhu và cộng sự. (2015) đề xuất rằng các giá trị HQ thấp này (có độ lớn dưới giá trị tới hạn ít nhất 100 lần) là một dấu hiệu phơi nhiễm an toàn và chấp nhận được với bụi trong nhà PBDEs thông qua đường hô hấp và tiêu hóa.

Theo như đề xuất của IRIS EPA Hoa Kỳ, BDE- 209 là loại PBDEs duy nhất có mối liên quan đến nguy cơ ung thư ở người với các tác động về hệ thần kinh. Trong nghiên cứu của chúng tôi, chỉ số nguy cơ ung thư Rs cho cư dân khi tiếp xúc với BDE-209 thông qua

đường hô hấp và tiêu hóa là $< 1,0.10^{-6}$ [23]. Do đó, việc phơi nhiễm của người dân tại các khu vực thu nhận mẫu được coi là ở mức không có

khả năng gây ung thư với các ảnh hưởng về hệ thần kinh.

Bảng 1. Đánh giá mô phỏng về nguy cơ sức khỏe của PBDEs đối với cư dân tại khu vực lấy mẫu

	Nhóm					
	G1	G2	G3	G4	G5	G6
Lượng đưa vào cơ thể hàng ngày (DI)						
Nam (mg.kg.b/w.ngày)						
BDE-209	$1,0.10^{-8}$	$1,4.10^{-8}$	$1,4.10^{-8}$	$5,5.10^{-9}$	$2,0.10^{-9}$	$1,67.10^{-7}$
Σ 10 PBDEs	$4,0.10^{-8}$	$6,1.10^{-8}$	$5,3.10^{-8}$	$2,2.10^{-8}$	$8,0.10^{-9}$	$9,31.10^{-7}$
Nữ (mg.kg.b/w.ngày)						
BDE-209	$1,3.10^{-8}$	$1,7.10^{-8}$	$1,8.10^{-8}$	$6,9.10^{-9}$	$2,50.10^{-9}$	$2,09.10^{-7}$
Σ 10 PBDEs	$5,0.10^{-8}$	$7,7.10^{-8}$	$6,7.10^{-8}$	$2,7.10^{-8}$	$1,0.10^{-8}$	$9,72.10^{-7}$
Nguy cơ mất các bệnh không ung thư (HQs)						
Nam						
BDE-47	$6,68.10^{-7}$	$6,45.10^{-7}$	$8,12.10^{-7}$	$1,15.10^{-6}$	$7,56.10^{-7}$	$9,59.10^{-7}$
BDE-99	$2,64.10^{-6}$	$2,85.10^{-5}$	$3,04.10^{-7}$	$8,39.10^{-7}$	$3,97.10^{-7}$	$1,70.10^{-6}$
BDE-153	$1,04.10^{-7}$	$9,79.10^{-8}$	$6,2.10^{-8}$	$3,27.10^{-7}$	$5,36.10^{-8}$	$4,09.10^{-8}$
BDE-209	$4,67.10^{-6}$	$6,37.10^{-6}$	$6,47.10^{-6}$	$2,49.10^{-6}$	$9,0.10^{-7}$	$7,57.10^{-5}$
Nữ						
BDE-47	$7,70.10^{-7}$	$7,44.10^{-7}$	$9,37.10^{-7}$	$1,33.10^{-6}$	$8,73.10^{-7}$	$1,11.10^{-6}$
BDE-99	$3,04.10^{-6}$	$3,29.10^{-5}$	$3,51.10^{-7}$	$9,68.10^{-7}$	$4,58.10^{-7}$	$1,97.10^{-6}$
BDE-153	$1,21.10^{-7}$	$1,13.10^{-7}$	$7,15.10^{-8}$	$3,77.10^{-7}$	$6,18.10^{-8}$	$4,72.10^{-8}$
BDE-209	$5,39.10^{-6}$	$7,34.10^{-6}$	$7,46.10^{-6}$	$2,87.10^{-6}$	$1,04.10^{-6}$	$8,73.10^{-5}$
Nguy cơ ung thư (Rs) BDE-209						
Nam	$2,29.10^{-12}$	$3,12.10^{-12}$	$3,17.10^{-12}$	$1,22.10^{-12}$	$4,41.10^{-13}$	$3,71.10^{-11}$
Nữ	$2,64.10^{-12}$	$3,60.10^{-12}$	$3,66.10^{-12}$	$1,41.10^{-12}$	$5,09.10^{-13}$	$4,28.10^{-11}$

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này thực hiện đánh giá hàm lượng PBDEs trong mẫu bụi nhà tại một khu vực nội thành Hà Nội. Các khu vực lấy mẫu được chia làm 6 nhóm thông qua thuật toán HCA với mức nồng độ của PBDEs có sự khác biệt nhau rõ ràng, trong đó hàm lượng Σ 10 PBDEs tăng dần theo thứ tự là $G5 < G4 < G1 < G3 < G2 < G6$. Bên cạnh đó mức độ ảnh hưởng của PBDEs có trong bụi đến sức khỏe con người cũng được xem xét và đánh giá một cách tương đối. Kết quả cho thấy với khoảng nồng độ trong các mẫu nghiên cứu thì không có nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe của các cư dân tại khu vực nghiên cứu.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam theo đề tài mã số “TĐPCCC.02/18-20”.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Abbasi G. (2016) *Product screening for sources of halogenated flame retardants in Canadian house and office dust*. Sci Total Environ, 545-546, p. 299-307.
2. Allen J. G. (2016) *PBDE flame retardants, thyroid disease, and menopausal status in U.S. women*. Environ Health, 15(1): p. 60.
3. Anh H. Q. (2018) *PBDEs and novel brominated flame retardants in road dust from northern Vietnam: Levels, congener profiles, emission sources and implications for human exposure*. Chemosphere, 2018. 197, p. 389-398.
4. United Nations Environment Programme (UNEP)
5. United Nations Environment Programme (UNEP) (2017) U.P.C.S. Accessed 2 October 2017.
6. Harrad I. C., Abdallah M. A. E., Boon R. (2008) *Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars*,

- homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure. *Environ Int*, 34, p. 1170–5.
7. Wilford B. H., Harner T., Zhu J. (2005) *Polybrominated diphenyl ethers in indoor dust in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure*. *Environ Sci Technol*. 39, p. 7027–35.
 8. Huwe J. K., Diliberto J. J., Richardson V., Stapleton H. M. (2008) *Comparative absorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats*. *Environ Sci Technol* 2008. 42, p. 2694–700.
 9. Jones-Otazo H. A., Diamond M. L. (2005) *Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs*. *Environ Sci Technol*, 39, p. 5121–30.
 10. Stapleton H. M., Offenber J. H. (2005) *Polybrominated diphenyl ethers in house dust and clothes dryer lint*. *Environ Sci Technol*. 39, p.925–31.
 11. Wu N., Paepke O., Tickner J., Hale R. (2007) *Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations*. *Environ Sci Technol*. 41, p. 1584–9.
 12. Besis A., Katsoyiannis A., Botsaropoulou E. (2014) *Concentrations of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Central Air-conditioner Filter Dust and Relevance of Non-dietary Exposure in Occupational Indoor Environments in Greece*. *Environ Pollut*, 188, p. 64–70.
 13. Yu Y., Yang D., Wang X., Huang N. (2013) *Factors Influencing the Bioaccessibility of Polybrominated Diphenyl Ethers in Size-specific Dust from Air Conditioner Filters*. *Chemosphere*. 93, p. 2603–2611.
 14. Li Y. (2015) *Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in PM_{2.5}, PM₁₀, TSP and gas phase in office environment in Shanghai, China: occurrence and human exposure*. *PLoS One*. 10(3), p. 119-144.
 15. Karlsson, M. (2007) *Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust*. *Environ Int*. 33(1), p. 62-9.
 16. Regueiro J. (2007) *Factorial-design optimization of gas chromatographic analysis of tetrabrominated to decabrominated diphenyl ethers. Application to domestic dust*. *Anal Bioanal Chem*. 388(5-6), p. 1095-107.
 17. Harrad S., Abdallah M. A. E., Boon R. (2008) *Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure*. *Environ Int*. 34.
 18. Gevao B., Al-Omair A., Ali L. (2006) *House dust as a source of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in Kuwait*. *Chemosphere*, 64, p. 603–8.
 19. Tan J., Loganath A., Chong Y. S. (2007), Obbard JP, *Polybrominated diphenyl ethers in house dust in Singapore*. *Chemosphere* (66), p. 985–92.
 20. Darnerud P. O., Eriksen G. S. (2001) *Polybrominated Diphenylethers: Occurrence, Dietary Exposure, and Toxicology*. *Environ Health Perspect*. 109, 49–68.
 21. Li Y. (2015) *Characterizing distribution, sources, and potential health risk of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in office environment*. *Environ Pollut*. 198, p. 25-31.
 22. Lyche J. L. (2015) *Human health risk associated with brominated flame-retardants (BFRs)*. *Environ Int*. 74, p. 170-80.
 23. Chou H. M. (2017) *Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers in Air-Conditioner Filter Dust Used to Assess Health Risks in Clinic and Electronic Plant Employees*. *Aerosol and Air Quality Research*. 16(1), p. 184-194.