

Đánh giá sơ bộ sự phát thải pentaclobenzen từ một số lò đốt rác thải sinh hoạt và lò đốt công nghiệp ở khu vực phía Bắc Việt Nam

Nguyễn Thị Huệ^{1,*}, Céline Leynarie², Nguyễn Hoàng Tùng¹

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

²Đại học Toulouse III

Nhận ngày 20 tháng 7 năm 2016

Chỉnh sửa ngày 15 tháng 8 năm 2016; Chấp nhận đăng ngày 01 tháng 9 năm 2016

Tóm tắt: Pentachlorobenzene (PeCB) được hình thành chủ yếu từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn. Trong bài báo này, nồng độ PeCB trong tro và xỉ thải của một số lò đốt rác thải sinh hoạt và lò đốt của các hoạt động công nghiệp tại bốn tỉnh thuộc phía Bắc Việt Nam (Hải Dương, Hà Nội, Bắc Ninh và Thái Nguyên) đã được khảo sát sơ bộ. Nồng độ trong các lò đốt trong khoảng 1,3 - 32,5 ng g⁻¹ đối với tro thải và 1,6 - 39,0 ng g⁻¹ đối với xỉ thải. Hệ số phát thải của mẫu tro thải trong khoảng 0,08 - 124 µg/tấn và xỉ thải thải từ 0,1 - 156 µg/tấn. Hệ số phát thải trung bình của tro thải (54,6 µg/tấn) lớn hơn hệ số phát thải trung bình của xỉ thải (29,4 µg/tấn). Ngoài ra, các lò đốt rác thải có hệ số phát thải PeCB lớn hơn các lò đốt công nghiệp trung bình khoảng 40 lần đối với tro thải và khoảng 50 lần đối với xỉ thải.

Từ khoá: Pentaclobenzen, tro thải, xỉ thải, hệ số phát thải, Bắc Việt Nam.

1. Giới thiệu

Các hợp chất ô nhiễm hữu cơ bền vững phát sinh không chủ định (U-POPs - Unintentional Persistent Organic Pollutants) với các đặc điểm về độ độc cao, bền vững và tích lũy sinh học thông qua chuỗi thức ăn là rất nguy hiểm cho sức khỏe con người và môi trường. Khi U-POPs phát thải vào môi trường, chúng sẽ được phân bố ở mức độ toàn cầu bởi “hiệu ứng cào cào” (grasshopper effect) và “hiệu ứng cất phân đoạn” (fractionation) trong quá trình “vận chuyển không khí tầm xa” (long-range atmospheric transport) [1, 2]. Giảm mức độ

phơi nhiễm U-POPs đến mức độ thấp nhất vào môi trường là một mục tiêu quan trọng cho bảo vệ môi trường cũng như đối với sự phát triển bền vững. U-POPs rất khó để phá hủy bằng các tác nhân hóa, sinh và quang học dưới điều kiện môi trường vì sự ổn định và bền vững cao của chúng [3], vì vậy kiểm soát và quy định sự phát thải của U-POPs từ các nguồn là một trong những phương pháp hiệu quả nhất để bảo vệ môi trường cũng như con người [4-6]. Với mục tiêu trên, những kỹ thuật tốt nhất hiện có (BAT) và xúc tiến kinh nghiệm môi trường tốt nhất (BEP) đã được ứng dụng để đánh giá hàm lượng U-POPs từ các nguồn phát thải và phát triển khả năng kiểm kê U-POPs. Và kết quả là, rất nhiều nguồn gây ra sự phát thải U-POPs đã

* Tác giả liên hệ. ĐT: 84-37916512
Email: nthue2003@gmail.com

được nhận diện và định lượng [7] cũng như nhiều thông số ảnh hưởng đến sự hình thành U-POPs đã được khảo sát trong nhiều nghiên cứu [8-11].

Việt Nam là một quốc gia đang trong quá trình công nghiệp hóa do đó đã và đang hình thành rất nhiều nguồn có nguy cơ phát thải U-POPs cao. Vì vậy trong bài báo này, loại hợp chất U-POPs có nguy cơ phát thải từ các hoạt động công nghiệp sẽ được nghiên cứu để đánh giá hàm lượng là Pentaclobenzen (PeCB). Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng PeCB được hình thành chủ yếu trong các quá trình nhiệt [12, 13], vì vậy, PeCB được phát thải chủ yếu vào trong môi trường thông qua chất thải của lò đốt công nghiệp (tro thải, xỉ thải và bụi) và quá trình đốt chất thải đô thị. Ngoài ra PeCB cũng được hình thành thông qua dòng thải trong quá trình sản xuất bột giấy, sản xuất bột sắt và thép, phụ gia dầu mỡ và bùn hoạt tính của thiết bị xử lý nước thải. Theo thống kê, trên thế giới có 3 nguồn chính phát thải PeCB vào môi trường là: quá trình đốt cháy sinh khối ($45.000 \text{ kg năm}^{-1}$), chất thải rắn ($31.600 \text{ kg năm}^{-1}$) và than ($11.000 \text{ kg năm}^{-1}$) [12]. Hàm lượng phát thải PeCB trong quá trình đốt cháy phụ thuộc rất nhiều vào các điều kiện đốt cháy và sự có mặt hay không của các vật liệu xúc tác. Ví dụ, tổng hàm lượng các hợp chất clobenzen (có chứa PeCB) trong lớp hóa lỏng của các lò đốt thải rắn cao hơn 20 lần trong sự tích tụ kim loại trong cát [14]. Theo đánh giá thường niên của Bộ tài nguyên môi trường và sức khỏe Canada, sự phát thải PeCB có nguồn gốc từ các lò đốt rác thải trên thế giới vào khoảng 24 - 70 kg [15-17]. Ở Việt Nam, hầu hết các lò đốt có nhiệt độ tối đa trong khoảng từ 600°C đến 1.200°C và có hệ thống thu khí. Tuy nhiên, PeCB vẫn được chứa trong các sản phẩm thải như tro và xỉ thải sau quá trình đốt, điều này có thể được giải thích từ nguyên nhân là do sự hình thành không chủ đích từ quá trình đốt cháy. Khối lượng trung bình của chất thải được đốt trong mỗi lò khoảng $1.500 \text{ kg giờ}^{-1}$, và khối lượng trung bình của tro và xỉ thải khoảng $2.000 \text{ kg ngày}^{-1}$ và $3.000 \text{ kg ngày}^{-1}$ [18].

Với tốc độ phát triển công nghiệp như hiện nay ở Việt Nam, nguy cơ phát thải PeCB với nồng độ cao vào môi trường từ quá trình đốt cháy của các lò đốt công nghiệp là có thể xảy ra. Tuy nhiên, hiện nay chưa có nhiều nghiên cứu nào đánh giá về sự phát thải này của PeCB. Do đó, bài báo này bước đầu nghiên cứu sự phát thải của PeCB trong quá trình đốt cháy của một số lò đốt trong khu vực phía Bắc Việt Nam.

2. Thực nghiệm

2.1. Thu thập mẫu

Trong nghiên cứu này các mẫu tro thải và xỉ thải được thu thập trong thời gian từ 2014 đến 2016 tại năm lò đốt rác thải sinh hoạt ở các tỉnh Bắc Ninh (công ty Môi trường xanh Hùng Hưng (BN)), Hải Dương (công ty Môi trường xanh cơ sở 1 (HD1), cơ sở 2 (HD2), công ty cổ phần Seraphine (HD3)), Hà Nội (lò đốt rác thải sinh hoạt Nam Sơn (HN)) và ba lò đốt công nghiệp tại Thái Nguyên bao gồm: lò luyện kim sắt (Công ty cổ phần hợp kim sắt Trung Việt (TN1)), lò luyện kẽm (nhà máy luyện kẽm (TN2)), lò đốt xỉ măng (công ty cổ phần xi măng Quan Triều (TN3)). Tro thải được thu thập từ túi lọc bụi của các lò đốt. Xỉ thải được thu thập từ đáy của lò đốt. Khối lượng mẫu tro và xỉ thải thu thập từ mỗi lò đốt là 100-200 g.

2.2. Hóa chất

Chất chuẩn Pentaclobenzen (AccuStandard, Mỹ) nồng độ $50 \mu\text{g/ml}$ được bảo quản ở nhiệt độ $\leq 5^\circ\text{C}$ và tránh ánh sáng. Các dung môi tinh khiết dùng cho phân tích của hãng Merck, Đức: n-hexan, diclometan, axeton. Các hóa chất làm sạch mẫu: silica gel (Merck, Đức) có kích thước hạt $70\div 230 \text{ mesh}$ ($63\text{-}200 \mu\text{m}$), kích thước lỗ rỗng 60 \AA , diện tích bề mặt $500 \text{ m}^2/\text{g}$. Than hoạt tính (Merck, Đức), bột đồng (Merck, Đức).

2.3. Quy trình phân tích

10 g mẫu tro thải hoặc xỉ thải được sử dụng cho phân tích. Quy trình phân tích được thực hiện theo US EPA method 8121. Mẫu được

chiết Soxhlet với 450 mL hỗn hợp dung môi n-hexan và axeton (tỉ lệ 1: 1 về thể tích) trong 16 giờ. Dung dịch sau khi chiết được cô về 1 mL để làm sạch bằng acid sulfuric, bột đồng, silica gel chứa 10 % than hoạt tính.

PeCB được định lượng bằng sắc ký khí ghép nối detector cộng kết điện tử (GC-ECD). Các điều kiện chi tiết của GC-ECD là như sau: Model: Shimadzu GC ECD 2010; cột mao quản: SPB-608TM (chiều dài × đường kính × chiều dày pha tĩnh: 30 m × 0,25 mm × 0,25 μm); chương trình nhiệt độ: nhiệt độ ban đầu của cột 150 °C (đẳng nhiệt trong 5 phút) tăng đến 290 °C (đẳng nhiệt trong 8 phút), tốc độ tăng nhiệt trong chương trình này là 8 °C/min; nhiệt độ detector: 300 °C. Hiệu suất thu hồi trong quá trình phân tích PeCB đối với tro thải và xỉ thải lần lượt 81,5 %, và 90 %.

2.4. Hệ số phát thải

Hệ số phát thải của một hợp chất ô nhiễm trong một quá trình hoạt động công nghiệp vào môi trường là tỉ số giữa khối lượng chất ô nhiễm đó được tạo thành và khối lượng nguyên liệu đầu vào của quá trình hoạt động hoặc khối lượng sản phẩm được tạo thành.

Do đó, hệ số phát thải của PeCB được hình thành từ quá trình đốt cháy của các hoạt động công nghiệp trong nghiên cứu này có thể được tính theo công thức sau:

$$F_E = \frac{C_{PeCB} \times m_{thải}}{m_{nguyên\ liệ\ u}} \quad (1)$$

Trong đó, F_E – hệ số phát thải của PeCB từ quá trình đốt cháy, C_{PeCB} – nồng độ PeCB trong mẫu tro hoặc xỉ thải, $m_{thải}$ – khối lượng tro hoặc xỉ thải hình thành trong quá trình đốt, $m_{nguyên\ liệ\ u}$ – khối lượng nguyên liệu được đem đốt.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Nồng độ PeCB trong mẫu tro thải và xỉ thải tại một số lò đốt ở một số tỉnh thuộc miền Bắc Việt Nam

Kết quả của tất cả các mẫu thu thập từ các lò đốt đã được phân tích và trình bày trong bảng 1. Nồng độ PeCB trong khoảng từ 1,3 ng g⁻¹ đến 32,5 ng g⁻¹ cho các mẫu tro thải và từ 1,6 ng g⁻¹ đến 39,0 ng g⁻¹ cho các mẫu xỉ thải.

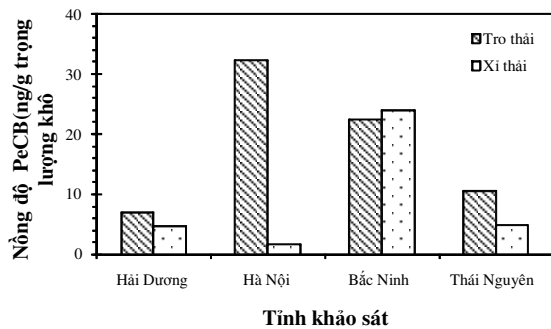
Bảng 1 cho thấy, nồng độ PeCB trong tro thải cao nhất tại Hà Nội (32,5 ng g⁻¹) và thấp nhất tại điểm TN3 của Thái Nguyên (1,3 ng g⁻¹). Đối với tro thải trong các lò đốt công nghiệp, nồng độ PeCB thấp, nằm trong khoảng từ 1,3 ng g⁻¹ đến 6,2 ng g⁻¹, trong khi đó nồng độ PeCB trong các lò đốt rác thải sinh hoạt cao từ 7,0 ng g⁻¹ đến 32,5 ng g⁻¹. Nồng độ PeCB trong tro thải của các lò đốt công nghiệp thấp hơn nồng độ tro thải từ 2 lò tái chế các mảnh vụn kim loại thải ở Trung Quốc (nồng độ là: 10,7 ng g⁻¹ và 50,9 ng g⁻¹), nhưng nồng độ PeCB trong các lò đốt rác thải sinh hoạt đã khảo sát thì tương đương về nồng độ với các lò trên [13]. Đối với xỉ thải, nồng độ PeCB cao nhất tại điểm HD2 của Hải Dương (39,0 ng g⁻¹) và thấp nhất tại 2 điểm TN1 và TN2 của Thái Nguyên (1,6 ng g⁻¹). Tương tự, khoảng nồng độ PeCB trong xỉ thải của các lò đốt công nghiệp là thấp (từ 1,6 ng g⁻¹ đến 1,7 ng g⁻¹), trong khi nồng độ PeCB của các lò đốt rác thải sinh hoạt là cao (từ 1,6 ng g⁻¹ đến 39,0 ng g⁻¹). Toàn bộ các vật được sử dụng để đốt trong các lò đốt đã khảo sát đều không chứa PeCB, vì vậy PeCB được tạo thành cả trong tro và xỉ thải có thể được giải thích bởi 2 nguyên nhân chính: điều kiện đốt cháy và sự có mặt hay không các xúc tác vô cơ (đồng, lưu huỳnh ...) trong vật liệu đốt [9-11, 19-21].

3.2. Đánh giá sơ bộ tổng nồng độ PeCB trong mẫu tro thải và xỉ thải tại một số lò đốt ở một số tỉnh thuộc miền Bắc Việt Nam trong khu vực nghiên cứu

Nồng độ PeCB được tạo thành ở các lò đốt ở tỉnh Hải Dương, Hà Nội, Bắc Ninh và Thái Nguyên đã được nghiên cứu sơ bộ vào đầu năm 2015. Nồng độ PeCB tạo ra tại mỗi tỉnh được tính toán dựa trên tổng nồng độ PeCB được tạo thành từ mỗi lò đốt được khảo sát tại tỉnh đó.

Hình 1 và bảng 1 cho thấy nồng độ PeCB trong tro thải trong khoảng từ 7,0 ng g⁻¹ đến

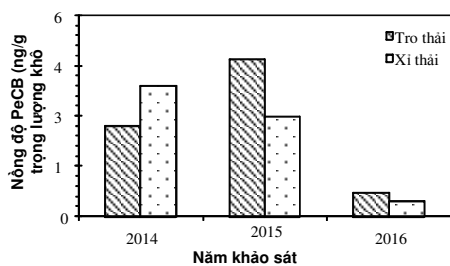
32,3 ng g⁻¹ và trong xỉ thải từ 1,6 ng g⁻¹ đến 24,0 ng g⁻¹. Nồng độ PeCB cao nhất là 32,3 ng g⁻¹ cho tro thải ở Hà Nội và 24,0 ng g⁻¹ xỉ thải ở Bắc Ninh. Ngược lại, nồng độ PeCB trong tro và xỉ thải thấp nhất ở Hải Dương (7,0 ng g⁻¹) và Hà Nội (1,6 ng g⁻¹).



Hình 1. Tổng nồng độ PeCB từ các lò đốt chất thải và lò đốt công nghiệp tại một số tỉnh thuộc miền bắc Việt Nam (nghiên cứu năm 2015) (ng g⁻¹).

3.3. Đánh giá sơ bộ tổng nồng độ PeCB trong mẫu tro thải và xỉ thải tại một số lò đốt ở tỉnh Hải Dương trong khoảng thời gian từ năm 2014 đến 2016

Đánh giá sơ bộ nồng độ PeCB trong các lò đốt rác thải sinh hoạt ở tỉnh Hải Dương trong giai đoạn từ năm 2014 đến 2016 đã được khảo sát.



Hình 2. Tổng nồng độ PeCB được tạo thành từ các lò đốt tại tỉnh Hải Dương (ng g⁻¹).

Tương tự như cách tính tổng nồng độ PeCB trong các tỉnh khác nhau ở miền Bắc Việt Nam, PeCB trong tro hoặc xỉ thải ở Hải Dương trong 1 năm được tính bằng tổng nồng độ PeCB trong

tro hoặc xỉ thải ở tất cả các lò đốt rác thải sinh hoạt ở Hải Dương trong năm đó.

Sự thay đổi nồng độ PeCB giữa các năm được trình bày trong hình 2. Tổng nồng độ PeCB trong tro thải dao động trong khoảng từ 7,0 ng g⁻¹ đến 47,0 ng g⁻¹ cho tro thải và từ 4,6 ng g⁻¹ đến 39,0 ng g⁻¹ cho xỉ thải.

Theo kết quả của nghiên cứu này, nồng độ PeCB cao nhất vào năm 2015 (47,0 ng g⁻¹) đối với tro thải và năm 2014 (39,0 ng g⁻¹) đối với xỉ thải. Ngược lại, nồng độ PeCB thấp nhất vào năm 2016 đối với tro thải (7,0 ng g⁻¹) và xỉ thải (4,6 ng g⁻¹).

3.4. Mối liên hệ giữa nồng độ PeCB trong tro thải và xỉ thải của các lò đốt

Kết quả trong bảng 1 đã chỉ ra rằng, nồng độ PeCB của tro thải và xỉ thải thay đổi đối lập nhau trong mỗi lò đốt. Nồng độ PeCB trong tro thải càng cao thì nồng độ PeCB trong xỉ thải càng thấp và ngược lại. Sự thay đổi này là tương tự như sự biến đổi giữa PCDDs/Fs và PCBs được tìm thấy trong tro bay và xỉ thải tại 9 lò đốt rác thải sinh hoạt ở Nhật Bản [22]. Điều này gợi ý rằng các điều kiện hoạt động của lò đốt (nhiệt độ, nồng độ oxy) và sự có mặt hoặc không của các xúc tác kim loại trong vật liệu đốt có thể gây ra sự tồn tại trái ngược về nồng độ PeCB (hay POPs) giữa tro hoặc xỉ thải [9-11, 19-21].

Các kết quả khảo sát sơ bộ về PeCB đã chỉ ra rằng, nồng độ PeCB trong tro và xỉ thải của các lò đốt rác thải sinh hoạt cao hơn nồng độ PeCB trong tro và xỉ thải của lò đốt công nghiệp. PeCB trong các lò đốt được tạo thành có thể phụ thuộc vào các điều kiện đốt cháy và các vật liệu xúc tác. Bên cạnh đó, kết quả cho thấy có một sự biến đổi trái ngược nhau về nồng độ PeCB trong các mẫu tro và xỉ thải của cùng một lò đốt.

3.5. Tính toán hệ số phát thải PeCB hình thành từ quá trình đốt cháy của các lò đốt

Dựa vào công thức tính toán (1) ở mục 2.4, hệ số phát thải PeCB từ các quá trình đốt cháy

của các lò được đưa ra trong bảng 2. Từ bảng 3.17 cho thấy, hệ số phát thải dao động rất lớn giữa các loại lò đốt, mẫu tro thải trong khoảng 0,08 $\mu\text{g}/\text{tấn}$ đến 124 $\mu\text{g}/\text{tấn}$ và xỉ thải từ 0,1 $\mu\text{g}/\text{tấn}$ đến 156 $\mu\text{g}/\text{tấn}$. Hệ số phát thải trung bình của tro thải (54,6 $\mu\text{g}/\text{tấn}$) lớn hơn hệ số phát thải trung bình của xỉ thải (29,4 $\mu\text{g}/\text{tấn}$). Bên cạnh đó, các lò đốt rác thải có hệ số phát thải PeCB lớn hơn các lò đốt công nghiệp trung bình khoảng 40 lần đối với tro thải và khoảng 50 lần đối với xỉ thải. Do tính chất nhẹ và mịn

hơn xỉ thải rất nhiều lần, nên khi tro thải được phát tán vào không khí sẽ gây ra sự ô nhiễm trên diện rộng hơn nhiều so với xỉ thải, vì vậy hệ số phát thải PeCB trong tro lớn hơn trong xỉ thải được xác định từ nghiên cứu này cho thấy nguy cơ ô nhiễm PeCB trên một khu vực rộng là rất cao. Do đó, cần có những nghiên cứu sâu hơn nữa về sự phát thải PeCB từ các loại lò đốt tại các tỉnh của Việt Nam để từ đó đưa ra các biện pháp quản lý an toàn cho sự phát thải của loại U-POPs này.

Bảng 1. Nồng độ PeCB trong mẫu tro thải và xỉ thải tại một số lò đốt tại một số tỉnh thuộc miền Bắc Việt Nam (ng g^{-1} trọng lượng khô)

Vị trí lấy mẫu	Tỉnh	2014		2015		2016	
		Tro thải	Xỉ thải	Tro thải	Xỉ thải	Tro thải	Xỉ thải
HD1	Hải Dương	<1	<1	16,0	27,3	<1	2,0
HD2	Hải Dương	27,0	39,0	31,0	2,50	<1	<1
HD3	Hải Dương	<1	<1	<1	<1	7,0	2,6
HN	Hà Nội	–	–	32,5	<1	32,3	1,6
BN	Bắc Ninh	–	–	–	–	22,5	24,0
TN1	Thái Nguyên	–	–	–	–	3,0	1,6
TN2	Thái Nguyên	–	–	–	–	6,2	1,6
TN3	Thái Nguyên	–	–	–	–	1,3	1,7
Nồng độ PeCB tại Hải Dương		27,0	39,0	47,0	29,8	7,0	4,6
Nồng độ PeCB tại Hà Nội		–	–	–	–	32,3	1,6
Nồng độ PeCB tại Bắc Ninh		–	–	–	–	22,5	24,0
Nồng độ PeCB tại Thái Nguyên		–	–	–	–	10,5	4,9

Bảng 2. Hệ số phát thải của PeCB ($\mu\text{g}/\text{tấn}$) từ các quá trình đốt cháy của các lò đốt

Vị trí lấy mẫu	Tỉnh	Hệ số phát thải ($\mu\text{g}/\text{tấn}$)					
		2014		2015		2016	
		Tro thải	Xỉ thải	Tro thải	Xỉ thải	Tro thải	Xỉ thải
HD1	Hải Dương	–	–	8	13,7	–	1,0
HD2	Hải Dương	43,2	156	124	10	–	–
HD3	Hải Dương	–	–	–	–	21	7,8
HN	Hà Nội	–	–	74,8	–	74,4	3,68
BN	Bắc Ninh	–	–	–	–	94,5	100
TN1	Thái Nguyên	–	–	–	–	0,9	0,48
TN2	Thái Nguyên	–	–	–	–	3,7	0,96
TN3	Thái Nguyên	–	–	–	–	0,08	0,10

4. Kết luận

Kết quả nghiên cứu sơ bộ của bài báo này cho thấy sự hình thành và nguy cơ ô nhiễm

PeCB có nguồn gốc từ các lò đốt công nghiệp là hoàn toàn có thể xảy ra. Do đó, cần có những nghiên cứu sâu hơn nữa về sự phát thải PeCB từ các loại lò đốt trên các tỉnh của Việt Nam để từ

đó đưa ra các biện pháp quản lý an toàn cho sự phát thải của loại hợp chất hữu cơ khó phân hủy phát sinh không chủ định này.

Lời cảm ơn

Tập thể tác giả xin trân trọng cảm ơn Quỹ Phát triển Khoa học và Công nghệ quốc gia (Nafosted) đã hỗ trợ kinh phí cho nghiên cứu của bài báo này.

Tài liệu tham khảo

- [1] Frank, W. (2003), "Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions", *Environmental Science & Technology* 37, pp. 1344-1351.
- [2] Gouin, T., Mackay, D., Jones, K.C., Harner, T., and Meijer, S.N. (2004), "Evidence for the "grasshopper" effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants", *Environmental Pollution* 128, pp. 139-148.
- [3] Roland, W. (2007), "Relevance of PCDD/PCDF formation for the evaluation of POPs destruction technologies – Review on current status and assessment gaps", *Chemosphere* 67, pp. 109-117.
- [4] Roland, W., Caroline, G., Mats, T., Paul, J., Martin, F., Henner, H., Emanuel, H., Ivan, H., Mariann, L.S., Shigeki, M., Paolo, M., David, S., Nobuyasu, S., Robert, S., Joao, P. M. T., Matti, V., Gerd, V., John, V., Alan, W., Pat, C., Jan, W., Peter, W., and Markus, Z. (2008), "Dioxin- and POP-contaminated sites—contemporary and future relevance and challenges", *Environmental Science and Pollution Research* 15, pp. 363-393.
- [5] Knut, B., Ruth, A., Yi-Fan, L., Robert, E.B., Heidelore, F., and Jozef, M.P. (2004), "Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories", *Environmental Pollution* 128, pp. 3-16.
- [6] Robert, E.B. (2001), "Global hexachlorobenzene emissions" *Chemosphere* 43, pp. 167-182.
- [7] Brian, K. G., Abderrahmane, T., and Michael, D. H. (2003), "PCDD/F, PCB, HxCBz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco bay region", *Environmental Science & Technology* 37, pp. 1758-1765.
- [8] Stieglitz, L., Zwick, G., Beck, J., Bautz, H., and Roth, W. (1989), "Carbonaceous particles in fly ash - a source for the DENOVO synthesis of organochlorocompounds", *Chemosphere* 19, pp. 283-290.
- [9] Schwarz, G., and Stieglitz, L. (1992), "Formation of organohalogen compounds in fly ash by metal-catalyzed oxidation of residual carbon", *Chemosphere* 25, pp. 277-282.
- [10] Stieglitz, L., Eichberger, M., Schleihauf, J., Beck, J., Zwick, G., and Will, R. (1993), "The oxidative degradation of carbon and its role in the DENOVO synthesis of organohalogen compounds in fly ash" *Chemosphere* 27, pp. 343-350.
- [11] Bechtler, R. L., Stieglitz, G., Zwick, R., Will, W., and Roth, K. (1998), "Influence of elemental sulfur on the DENOVO synthesis of organochlorine compounds from residual carbon on fly ash", *Chemosphere* 37, pp. 2261-2278.
- [12] Robert, E.B., Dolf, V.W., and Paul, C.T. (2009), "Sources and prevalence of Pentachlorobenzene in the environment", *Chemosphere* 75, pp. 555-564.
- [13] Zhiqiang, N., Minghui, Z., Guorui, L., Wenbin, L., Pu, L., Bing, Z., Guijin, S., Lirong, G., and Ke, X. (2012), "A preliminary investigation of unintentional POP emissions from thermal wire reclamation at industrial scrap metal recycling parks in China" *Journal of Hazardous Materials* 215-216, pp. 259-265.
- [14] Yoshio, A., Shinichi, N., and Yoshio, I., (1997), "Comparative study on formations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and related compounds in a fluidized bed solid waste incinerator using long term used sand and fresh sand" *Chemosphere*, 34, pp. 791-799.
- [15] CPI (Corpus Profile Information), 1990a. Carbon tetrachloride (tetrachloromethane). CPI Product Profiles, Don Mills, Ontario.
- [16] CPI (Corpus Profile Information), 1990b. Trichloroethylene (trichlor). CPI Product Profiles, Don Mills, Ontario.
- [17] CPI (Corpus Profile Information), 1990c. Perchloroethylene (tetrachloroethylene). CPI Product Profiles, Don Mills, Ontario.
- [18] Ministry of Natural Resources and Environment of Vietnam, Report of national PCBs inventory and estimation (2005).
- [19] Mi, Y., Xiaodong, L., Tong, C., Shengyong, L., Jianhua, Y., and Kefa, C. (2010), "Effect of temperature and oxygen on the formation of chlorobenzenes as the indicator of PCDD/Fs", *Journal of Environmental Science* 22, pp. 1637-1642.

- [20] Lighty, J., and Veranth, J. (1998), "The role of research in practical incineration systems - A look at the past and the future", Twenty-seventh symposium (international) on combustion. Pittsburgh, PA: the combustion institute pp. 1255-1273.
- [21] Takaoka, M., Liao, P., Takeda, N., Fujiwara, T., and Oshita, K. (2003), "The behavior of PCDD/Fs, PCBs, chlorobenzenes and chlorophenols in wet scrubbing system of municipal solid waste incinerator", *Chemosphere* 53, pp. 153-161.
- [22] Tadaaki, W., and Ryo, T. (1985), "Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash and cinders collected from several municipal incinerators in Japan", *Environmental Health Perspectives* 59, pp. 159-162.

A Preliminary Evaluation of Pentachlorobenzene Emission from some Municipal Waste Incinerators and Industrial Plants in the Northern Vietnam

Nguyen Thi Hue¹, Céline Leynarie², Nguyen Hoang Tung¹

¹*Institute of Environmental Technology, Vietnam Academy of Science and Technology*

²*University of Toulouse III*

Abstract: Pentachlorobenzene (PeCB) is primarily formed from incomplete combustion processes in various industrial sectors. In this study, PeCB concentrations in fly ash and bottom ash from some municipal waste incinerators and industrial plants in four provinces in the northern Vietnam, including Hai Duong, Hanoi, Bac Ninh and Thai Nguyen, were investigated. The PeCB residue concentrations in fly ash and bottom ash of incinerators ranged from 1.3 to 32.5 ng/g and 1.6 to 39.0 ng/g, respectively. The emission factors of PeCB were estimated to be 0.08 - 124 µg/ton for the fly ash and 0.1 - 156 µg/ton for the bottom ash samples. The average emission factor of the fly ash (54.6 µg/ton) was higher than that of the bottom ash (29.4 µg/ton). The emission factors to fly ash and bottom ash samples estimated for municipal waste incinerator were about 40 - 50 folds higher than those estimated for industrial plants.

Keywords: Pentachlorobenzene, fly ash, bottom ash, emission factor, the Northern of Vietnam.