

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL**



**DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS
POLICÍCLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES
DEL CENTRO DE LIMA, EVALUACIÓN DEL RIESGO
TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO**

Presentada por:

LIZARDO VISITACIÓN FIGUEROA

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
DOCTORIS PHILOSOPHIAE EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

Lima - Perú

2016

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**“DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS
POLICÍCLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES
DEL CENTRO DE LIMA, EVALUACIÓN DEL RIESGO
TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
Doctoris Philosophiae (Ph. D.)**

Presentada por:

LIZARDO VISITACIÓN FIGUEROA

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph. D. Sergio Pacsi Valdivia
PRESIDENTE

Ph. D. Lisveth Flores del Pino
PATROCINADOR

Dr. Víctor Meza Contreras
CO - PATROCINADOR

Dra. Rosemary Vela Cardich
MIEMBRO

Ph. D. Klaus Raven Willwater
MIEMBRO

Ph. D. José Luis Santisteban Castillo
MIEMBRO EXTERNO

Dedicado a mis padres Adela y Alejandro, a mi esposa Erika, mis hijas Kristel y Kimberly, a todos mis familiares, amigos y compañeros que con su aporte y buenos deseos me permitieron lograr este objetivo

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	8
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	10
2.1.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAPs.....	10
2.1.1.	Fuentes y Origen.....	10
2.1.2.	Distribución en el ambiente.....	11
2.2.	Evaluación tóxica y ecotoxicológica de HAPs.....	19
2.2.1.	Efectos Tóxico sobre la salud, potencial carcinogénico.....	19
2.2.2.	Efectos Ecotoxicológicos.....	19
2.3.	Tratamiento de HAPs.....	20
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
3.1.	DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN LIMA, PERÚ.....	24
3.1.1.	Toma de muestra y almacenamiento.....	25
3.1.2.	Extracción de los HAPs y Análisis.....	25
3.1.3.	Identificación de la fuente de HAPs.....	28
3.2.	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN MATERIAL PARTICULADO LIMA PERU: INFLUENCIA DE CONDICIONES METEOROLÓGICAS Y CALIDAD DE AIRE.....	29
3.2.1.	Lugares de Muestreo.....	30
3.2.2.	Toma de muestra y almacenamiento.....	30
3.2.3.	Extracción y Análisis de HAPs.....	31
3.2.4.	Influencia de parámetros meteorológicos y de calidad de aire.....	32
3.2.5.	Identificación de la fuente de HAPs.....	33
3.3.	EFECTO TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES DEL CENTRO DE LIMA - PERU.....	34
3.3.1.	Toma de muestra.....	34
3.3.2.	Proceso de obtención del lixiviado.....	35
3.3.3.	Ensayos Ecotoxicológicos.....	35
3.3.4.	Determinación del índice de la prueba del efecto ecotoxicológico potencial PEEP.....	35
3.3.5.	Determinación del efecto toxicológico – Riesgo Carcinogénico.....	36
3.4.1.	Toma de muestra.....	38
3.4.2.	Caracterización Físicoquímica de las muestras de compost.....	38
3.4.3.	Degradación de HAPs en muestras de compost.....	39

3.4.4.	Análisis de HAPs	39
3.4.5.	Efecto ecotoxicológico y toxicológico	39
3.4.6.	Correlación entre calidad del compost y degradación de los HAPs	40
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	41
4.1.	DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN LIMA, PERÚ.....	41
4.1.1.	Concentración de los HAPs en las muestras	41
4.1.2.	Naturaleza de los HAPs en las muestras	44
4.2.	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN MATERIAL PARTICULADO LIMA PERU: INFLUENCIA DE CONDICIONES METEOROLÓGICAS Y CALIDAD DE AIRE.....	51
4.2.1.	Concentración de los HAPs en las muestras de material particulado	51
4.2.2.	Influencia de los parámetros meteorológicos y de calidad de aire en la concentración de HAPs	53
4.2.3.	Naturaleza de los HAPs en muestras de material particulado.....	57
4.3.	EFFECTO TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES DEL CENTRO DE LIMA – PERU	59
4.3.1.	Análisis Ecotoxicológico de los lixiviados de residuos de barrido de calles	59
4.3.2.	Análisis Toxicológico – Riesgo Carcinogénico	65
4.4.	DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN COMPOST	68
4.4.1.	Caracterización Fisicoquímica del Compost.....	68
4.4.2.	Degradación de HAPs en muestras de Compost.....	68
4.4.3.	Efecto Ecotóxico y Tóxico de los lixiviados de muestras tratadas y sin tratar	71
V.	CONCLUSIONES.....	76
VI.	RECOMENDACIONES	78
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
VIII.	ANEXOS.....	95

INDICE DE TABLAS

Tabla 4. 1. Concentración de la suma de HAPs en muestras de material particulado	13
Tabla 4. 2. Concentración total de HAPs en suelos superficiales alrededor del mundo	15
Tabla 4. 3. Concentración de la suma de HAPs en muestras de residuos de barrido de calles en diferentes regiones del mundo.	18
Tabla 3.1.1. Valores del método de análisis de HAPs.	27
Tabla 3.1.2. Relaciones indicadores de la fuente de HAPs en residuos de barrido de calles	28
Tabla 3.2.1. Desviación Estándar Relativa y Porcentaje de Recuperación de cada HAP.	32
Tabla 3.3.1. Parámetros utilizados en la determinación del riesgo incremental de cáncer en el ciclo de vida (ILCR)	37
Tabla 4.1.1. Concentración promedio de HAPs en $\mu\text{g/g}$ de residuos de barrido de calles en los puntos de monitoreo ($n = 3$ por cada estación).....	41
Tabla 4.1.2. Condiciones meteorológicas promedio de la ciudad de Lima en agosto y diciembre del 2013	44
Tabla 4.1.3. Matriz de correlación de SPERMAN de los HAPs individuales y las sumatorias.....	46
Tabla 4.1.4. Análisis por componentes principales de los HAPs en las estaciones de monitoreo en Lima	47
Tabla 4.1.5. Matriz de correlación de SPERMAN de las estaciones de monitoreo de HAPs.....	48
Tabla 4.2.1. Concentración de HAPs ng/m^3 de todas las estaciones de monitoreo y condiciones meteorológicas.....	54
Tabla 4.2.2. Matriz de Correlación de Pearson entre las concentraciones de HAPs y condiciones meteorológicas.....	55
Tabla 4.3.1. Toxicidad Aguda evaluada como EC_{50} , EC_{10} y EC_5 en periodos de 24 y 48 horas sobre <i>Daphnia magna</i>	60
Tabla 4.3.2. Toxicidad Aguda evaluada como EC_{50} , EC_{10} y EC_5 en periodos de 120 horas <i>Lactuca sativa</i>	62
Tabla 4.3.3. Unidad tóxica de todos los ensayos ecotoxicológicos.....	63
Tabla 4.3.4. Índice de la prueba del efecto ecotoxicológico potencial PEEP	64
Tabla 4.3.5. Concentración promedio de HAPs en muestras de barrido de calles y concentración tóxica equivalente BaPeq ug.kg^{-1}	65
Tabla 4.3.6. Riesgo de Cáncer en el Centro de Lima debido a la exposición de humanos a los HAPs provenientes de los residuos de barrido de calles	66

Tabla 4.3.7. Correlación de parámetros toxicológicos y ecotoxicológicos con las concentraciones de HAPs.	67
Tabla 4.4.1. Resultados de Caracterización del Compost	68
Tabla 4.4.2. Contenido de HAPs en muestra de barrido de calles	69
Tabla 4.4.3. Unidad tóxica de todos los ensayos ecotoxicológicos a 120 días de tratamiento	74
Tabla 4.4.4. Correlación de parámetros toxicológicos, ecotoxicológicos, concentraciones de HAPs al final del tratamiento y composición del compost.....	75

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAPs.....	10
Figura 2.2. Distribución de los HAPs en las partículas de suelo.....	16
Figura 3.1.1. Ubicación de los puntos de monitoreo.....	25
Figura 3.1.2. Cromatograma de los estándares de HAPs.....	26
Figura 3.2.1. Ubicación de los puntos de Monitoreo.....	30
Figura 4.1.1. Distribución de la Σ HAPs por estación de monitoreo. (n = 3 por cada estación).....	42
Figura 4.1.2. Distribución de los HAPs en las estaciones de monitoreo (n = 3 por cada estación).....	43
Figura 4.1.3. Comparación por pares de las concentraciones de la Σ HAPs por punto de muestreo (n = 3 por cada estación).....	44
Figura 4.1.4. Diagramas de ACP de los HAPs individuales y de las estaciones de monitoreo.....	45
Figura 4.1.5. Relaciones que determinan la naturaleza de las fuentes de HAPs y límites entre fuentes petrogénicas y pirogénicas.....	49
Figura 4.2.1. Distribución de cada HAPs por estación de monitoreo.....	52
Figura 4.2.2. Distribución de la Σ HAPs por estación de monitoreo.....	52
Figura 4.2.3. Diagramas de PCA de los PAHs individuales y de las condiciones meteorológicas.....	53
Figura 4.2.4. Comportamiento de los parámetros de calidad del aire y los HAPs.....	57
Figura 4.2.5. Relaciones que determinan la naturaleza de las fuentes de PAHs.....	58
Figura 4.3.1. Índice de germinación de las diferentes estaciones de monitoreo.....	61
Figura 4.4.1. Degradación de HAPs como Σ HAPs.....	70
Figura 4.4.2. Degradación de HAPs como Σ HAPs por tiempo de tratamiento.....	70
Figura 4.4.3. Degradación de HAPs como B(a)P eq.....	71
Figura 4.4.4. Efecto Ecotoxicológico del Tratamiento evaluado sobre <i>Daphnia magna</i> 24 horas.....	72
Figura 4.4.5. Efecto Ecotoxicológico del Tratamiento evaluado sobre <i>Lactuca sativa</i>	73
Figura 4.4.6. Diagrama de cajas y bigotes de los tratamientos evaluados como índice de germinación en <i>Lactuca sativa</i>	74

RESUMEN

En el presente estudio se determinó la concentración de los 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) potencialmente cancerígenos, en residuos de barrido de calles y material particulado PM-10 provenientes del centro de Lima-Perú, durante los meses de agosto y diciembre del 2013. Las muestras de residuos de barrido de calles presentaron concentraciones que varían entre 14.15 a 73.93 $\mu\text{g/g}$, las de material particulado entre 33.09 y 68.35 ng/m^3 . Se determinó que los HAPs fueron de origen pirogénico y está correlacionado con el incremento de flujo vehicular y variaciones meteorológicas. Se evaluó el efecto tóxico y ecotoxicológico de los HAPs en los residuos de barrido de calles determinando que presentan valores tóxicos a muy tóxicos. La estación que presentó el mayor efecto fue PA V y la estación que presenta mayor índice de efecto tóxico potencial (PEEP) considerando el flujo másico fue AB I. La evaluación del riesgo carcinogénicos medido como ILCR por ingestión para adultos esta entre 7.258×10^{-3} y 2.351×10^{-2} , por vía dermal entre 2.133×10^{-2} y 6.908×10^{-2} , en ambos casos por ingestión o vía dermal se tiene un gran riesgo potencial carcinogénico para niños y adultos. Finalmente se evaluó la degradación de HAPs por tratamiento con compost de diferentes calidades. Se logró porcentajes de remoción de ΣHAPs mayores a 80 % en 120 días, esto posiblemente influenciado por la presencia de microorganismos con capacidad de degradar materia orgánica y producir sustancias húmicas. El efecto tóxico como B[a]P eq se reduce en más del 66 % en 30 días del tratamiento, en los residuos de barrido de calles se puede lograr en 90 días de tratamiento. El efecto ecotoxicológico evaluado sobre *Daphnia magna* y *Lactuca sativa*, nos indican que los HAPs al ser cometabolizados producen metabolitos con mayor efecto ecotoxicológico entre los 30 y 60 días, reduciendo su efecto a más de 90 días de tratamiento.

Palabras Clave: HAPs, Fuente, residuos de barrido de calles, material particulado, biodegradación.

ABSTRACT

In the present study the concentration of 16 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) with potentially carcinogenic, was determined in dust street and particulate matter PM10 from the center of Lima-Peru, during the months of August and December 2013. Samples of dust street had concentrations between from 14.15 to 73.93 mg/g, in the particulate material between 33.09 and 68.35 ng/m³. It was determined that PAHs were of pyrogenic origin and was correlated with increasing traffic flow and weather variations. Toxic and ecotoxicological effects of PAHs was evaluated in dust street determining that exhibit toxic very toxic effects. PA V station had the highest effect and AB I station having the highest rate of potential toxic effect (PEEP) by the mass flow. Assessment of carcinogenic risk measured as ILCR swallowed adult was between 7.258×10^{-3} and $2,351 \times 10^{-2}$ via dermal between 2.133×10^{-2} and 6.908×10^{-2} , both by ingestion or dermal route had carcinogenic potential for children and adults at great risk. Finally PAHs degradation was assessed by treatment with compost of different qualities. ΣHAPs removal percentages greater was achieved at 80% in 120 days, this possibly influenced by the presence of microorganisms that degrading organic matter and produced humic substances. The toxic effect as B(a)P_{eq} is reduced by over 66% in 30 days of treatment, the dust street can be achieved in 90 days of treatment. The ecotoxicological effects assessed on *Daphnia magna* and *Lactuca sativa*, indicate that PAH metabolites being produced by cometabolism had more ecotoxicological effect between 30 and 60 days, reducing its effect over 90 days of treatment.

Keywords: PAHs, sources, dust street, particulate matter, biodegradation.

I. INTRODUCCIÓN

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) son sustancias altamente cancerígenas que provienen de la combustión incompleta del carbón, petróleo, gasolina, residuos sólidos y otros compuestos orgánicos. En la aire se encuentran distribuidos principalmente entre la fase gas y adheridos al material particulado, lo que incrementa su estabilidad química. En nuestro país, especialmente en Lima y en las grandes ciudades, el elevado número de vehículos ligeros y pesados con más de 10 años de antigüedad, conjuntamente con el mal estado de mantenimiento, son una gran fuente potencial de emisión de HAPs al ambiente. La población ambientalmente expuesta a HAPs, está constituida por peatones, policías de tránsito, choferes de taxis y buses, comerciantes ambulantes, y personal de limpieza de calles; esta población está expuesta en promedio 8 horas diarias.

Las condiciones meteorológicas pueden influir en la distribución de los HAPs, entre la fase gas y la fase particulada, así como en la deposición de estos en el suelo o en las vías por donde se transita.

Los HAPs, provenientes de emisiones vehiculares, restos de neumáticos que se queman en la pista, derrames de aceite o combustible entre otras fuentes de origen petrogénico o pirógeno pasan a ser parte de los residuos de barrido de calles convirtiéndose en una fuente potencial de HAPs, que pueden afectar la salud de todas las personas que estén expuestas por sus efectos mutagénicos y carcinogénicos. También los residuos de barrido de calles pueden afectar al ecosistema, contaminando el suelo y el agua cuando no son dispuestos adecuadamente.

La disposición de los residuos de barrido de calles que contienen HAPs debe ser previo tratamiento que reduzca su concentración y efecto en el ambiente. El compostaje es una alternativa interesante de tratamiento de HAPs, debido a que los microorganismos capaces de transformar la materia orgánica pueden por cometabolismo degradar los HAPs.

El objetivo general del presente trabajo fue evaluar la degradación de los HAPs presentes en los residuos de barrido de calles del Centro de Lima inoculando dos tipos de compost y cuantificando la reducción de su concentración, efecto ecotoxicológico y tóxico.

Los objetivos específicos fueron determinar la concentración de HAPs presente en muestras de barrido de calles y material particulado del ambiente del centro de Lima, durante época seca y húmeda.

Evaluar la capacidad de dos tipos de compost para degradar los HAPs de residuos de barrido de calles del centro de Lima.

Evaluar el efecto ecotoxicológico medidos en *Daphnia magna* y *Lactuca sativa* de barrido de calles del centro de Lima antes y después del tratamiento.

Evaluar el efecto tóxico con el potencial carcinogénico en la salud humana, mediante el uso de Factores Tóxicos Equivalentes antes y después del tratamiento.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAPs

2.1.1. Fuentes y Origen

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) son derivados del benceno, son poco solubles en agua, pero son liposolubles y presentan baja presión de vapor. Se forman por la combustión incompleta de combustibles fósiles y quema de la madera, sin embargo las principales fuentes antropogénicas son la calefacción de residencias, producción de carbón, incineración, humo de cigarro y combustión en motores (Baek et al. 1991, WHO ROE 2000).

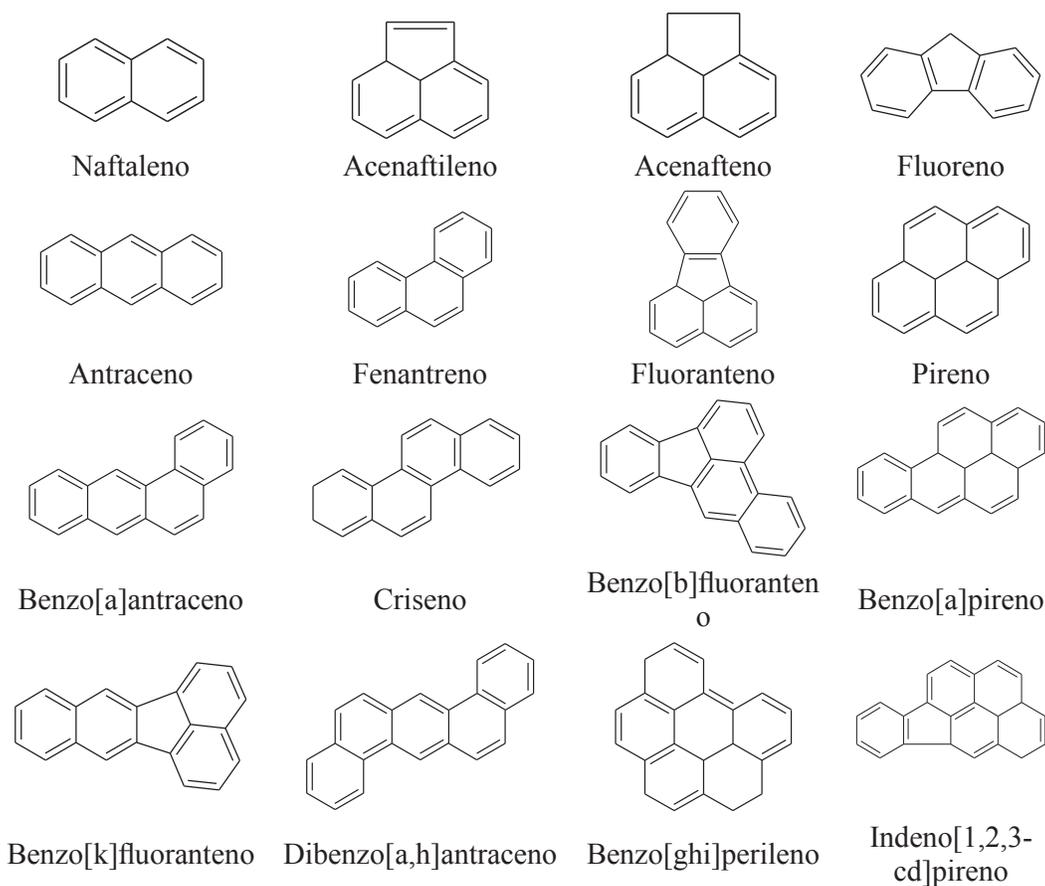


Figura 2.1. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAPs

Son 16 HAPs los considerados por la EPA como posibles carcinógenos, estos son: Naftaleno (NAP); Acenaftileno(ACY); Acenafteno (ACE); Fluoreno (FLU); Fenantreno (PHE); Antraceno (ANT); Fluoranteno (FTH); Pireno (PYR); Benz[a]antraceno (BaA); Criseno (CHR); Benzo[b]fluoranteno(BbF); Benzo[k]fluoranteno (BkF); Benzo[a]pireno (BaP); Dibenzo[a,h]antraceno (DahA); Benzo[ghi]perileno (BghiP); Indeno[1,2,3-cd]pireno (IcdP) (Garbana et al. 2002, USEPA 1986), las estructuras se presentan en la figura 2.1.

Estos se encuentran fuertemente adsorbidos en las partículas de hollín, lo que los protege de su descomposición por procesos físicos y químicos.

2.1.2. Distribución en el ambiente

Aire

Los HAPs al ingresar a la atmósfera son redistribuidos entre las fases gas y particulado, son removidos por mecanismos de oxidación y fotólisis; así como por deposición seca y húmeda. Los HAPs en forma gaseosa o en aerosol son removidos de la atmosfera por precipitación. Cuando son depositados sobre el suelo, estos pueden ser removilizados y trasportados por masas de aire y vientos a largas distancias para volver a sedimentarse sobre suelos o superficies de agua. Debido a esto los HAPs han sido encontrados en lugares remotos (Garbana et al. 2002).

Los patrones de distribución de los HAPs presentan en la fase gas y vapor predominantemente: FLU, PHE, ANT, FTH, PYR, CHR. En la fase particulada predominan: BaA, BbF, BkF, BeP, BaP, IcdP, DahA, BghiP. La distribución de estos compuestos entre la fase vapor y las partículas en la atmósfera es una función de sus presiones de vapor con los componentes más volátiles predominantemente en la fase vapor mientras que los compuestos menos volátiles están asociados con material particulado. Esta distribución es descrita por la siguiente expresión:

$$\log \left(\frac{C_{p,atm}}{C_{v,atm}} \times PTS \right) = a \times \log Psat,scl + b \quad (2.1)$$

Donde $C_{p,atm}$ y $C_{v,atm}$ son la concentración atmosférica de los HAPs en las fases vapor y particulado respectivamente. PTS es la cantidad total de material particulado suspendido ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) en la atmósfera. $Psat,scl$ es la presión de vapor del compuesto subenfriado. a y b son constantes (Dickhut y Gustafson 1995, Pankow y Bidleman 1992).

En lugares con alto flujo vehicular como Beining, se ha encontrado que en los meses de verano los policías de tránsito están fuertemente expuestos a los HAPs, en fase gas $1525 \pm 759 \text{ ng/m}^3$ y en material particulado $148 \pm 118 \text{ ng/m}^3$. En los meses de invierno en fase gas $4300 \pm 2900 \text{ ng/m}^3$ y en material particulado $750 \pm 1000 \text{ ng/m}^3$ (Liu et al. 2007a, Liu et al. 2007b).

En Lima se ha estimado que el parque automotor diesel emite 22 T/día de material particulado (CONAM 2005), por lo que es de esperar que población ocupacionalmente se encuentre expuesto altas concentraciones de HAPs.

Mediante DS. 074-2001-PCM el Estándar Nacional de Calidad de Aire, determina que la concentración media aritmética anual de PM10 no debe sobrepasar $50 \mu\text{g/m}^3$. En la estación CONACO ubicado en la Av. Abancay para el periodo entre febrero 2008 y 2009, se ha encontrado una concentración media aritmética anual de PM10 de $133 \mu\text{g/m}^3$. Presentando una mayor concentración en el mes de Mayo de $169 \mu\text{g/m}^3$ y una concentración mínima de $98.33 \mu\text{g/m}^3$ (INEI 2009). La elevada concentración de material particulado como PM10 nos indican que la población de esta zona está expuesta a altos valores de HAPs.

El material particulado PM-10 es una matriz compleja formada por sustancias inorgánicas y orgánicas como los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAPs, siendo estos últimos uno de los más importantes cuando se desea evaluar la toxicidad del material particulado por sus efectos mutagénicos y carcinogénicos (Adams 1987, Lee y Tsay 1994, ATSDR

1995, Kulkarni y Venkataraman 2002, Pope *et al.* 2002, Hong *et al.* 2007, Tham *et al.* 2008, Amodio *et al.* 2009, Lee *et al.* 2011).

Se han realizado diversos estudios para determinar la concentración de HAPs en muestras de material particulado menor a 10 μm (PM-10), como se observa en la tabla 2.1, las concentraciones se encuentran entre valores de 1.33 a 180.32 ng/m^3 para ambientes urbanos.

Estudios sobre la influencia de los parámetros meteorológicos en la concentración de los HAPs en muestras de material particulado han determinado una correlación negativa entre la concentración de HAPs, la temperatura ambiental y radiación solar, pero se ha encontrado diferentes correlaciones para la velocidad del viento y la humedad (Lee y Tsay 1994, Tham *et al.* 2008, Amodio *et al.* 2009, Lee *et al.* 2011). La variación de la concentración de HAPs también se relaciona con las estaciones del año, cuando las emisiones solo corresponden a emisiones vehiculares la estación de verano presenta la concentración más baja e invierno la más alta (Hong *et al.* 2007, Tham *et al.* 2008, Lee *et al.* 2011, He *et al.* 2014). Los HAPs en la época de verano debido al incremento de la temperatura y radiación solar se distribuyen preferentemente en la fase gaseosa del aire y son susceptibles a fotodescomposición reduciendo su concentración en el material particulado (Odabasi *et al.* 1999, Hong *et al.* 2007). Estudios sobre la influencia de los parámetros de calidad de aire como el dióxido de carbono y el dióxido de azufre presentan una correlación positiva con la concentración de HAPs, sin embargo el contenido de ozono se correlaciona en forma negativa (Tham *et al.* 2008, Agudelo-Castañeda y Teixeira 2014).

Tabla 2.1. Concentración de la suma de HAPs en muestras de material particulado

Lugar	Concentración ng/m^3	Año	Referencia
E'erdusi - China	5.80–180.32	2005	Wu <i>et al.</i> 2014
Chiang Mai - Thailand	3.4	2011	Walgraeve <i>et al.</i> 2015
Kuala Lumpur - Malasia	1.33 – 2.97	2010-2011	Jamhari <i>et al.</i> 2014
Kuala Lumpur - Malasia	6.28 – 4.35	1998-1999	Omar <i>et al.</i> 2002
Mumbai - India	38.8 – 24.5	1996 - 1997	Kulkarni <i>et al.</i> 2002

Agua

Las principales fuentes de HAPs en el agua provienen de la deposición seca o húmeda, las descargas de aguas residuales municipales, efluentes industriales, derrames de petróleo, lixiviados de Residuos Sólidos Municipales, escorrentías de ciudades entre otros. Los HAPs tienen importantes consecuencias para la vida acuática. En algunos lugares costeros, la fuga de combustible de botes estacionados representan una fuente importante de contaminación por HAPs. Este tipo de contaminación es un problema crónico que ocurre durante la primavera y verano cuando la mayoría de animales tienen su periodo reproductivo y son más sensibles. Existen reportes de emisiones extremadamente tóxicas de los motores de dos tiempos sobre crustáceos, *Daphnia magna* y diferentes especies de peces. La especie de HAPs más soluble en el agua es el Naftaleno que es abundante en las emisiones de los motores de dos tiempos (Krang 2007).

Mediante el DS 002-2008 MINAM el Estándar Nacional de Calidad Ambiental para el Agua, indica que la concentración del BaP en el agua categoría 1 subcategoría A1 no debe superar 0.0007 mg/L.

Sedimento

Las variaciones de concentración de los HAPs y los flujos en los sedimentos son principalmente debidos cambios en la estructura de la energía, severas inundaciones y construcción de represas. Los flujos de HAPs y la composición de los sedimentos revelan la transformación de una economía agrícola a una economía industrial. Los HAPs de los sedimentos, provienen de fuentes pirolíticas (Guo et al. 2007).

Suelo

La contaminación de suelos por HAPs es originado por las deposiciones atmosféricas. Los HAPs depositados son acumulados principalmente en la capa de humus de los suelos (Wilcke et al. 1999a), ver tabla 2.2.

Tabla 2.2. Concentración total de HAPs en suelos superficiales alrededor del mundo

Suelos	Nº de PAH	Profundidad cm	Rango ng/g peso seco	Promedio
Suelos Estonios	11	0-10	11.2-153000	
Suelos Agrícolas de Corea del Sur	16	capa superficial	23.3-2834	236
Suelos Bulk de Taijin	16	0-20	1080-6250	
Suelos Hidromorficos de Bangkok	20	0-5	12-380	
Suelos Rizosferos	16		2247-7820	
Suelos de lignito encendido de plantas de poder	16	0-20	50-500	
Suelos de Taijin	16	0-10	200-5190	820
Suelos de una refinería de petróleo	7	0-1		300
Suelos Urbanos de Nueva Orleans	16	0-2.5		3700
Suelos Agrícolas y urbanos de Bayreuth	20	0-5	280-2200	640
Suelos contaminados con combustible de la Antartida	16	superficie	41-8105	
Suelos del oeste de Europa	15		11-200	
Suelos Agrícolas de Polonia	16	0-15	28-2447	264
Suelos Forestales de Bavaria Norte	20	0-5		666
Suelos de Brazil	20	0-10	4.8-347	
Suelos Paddy enmendados con lodos municipales y fertilizantes químicos	17		6316-33380	

Fuente: Wilcke (2007)

Excesiva acumulación de HAPs en suelos agrícolas podría no resultar en un problema de contaminación ambiental, pero elevados valores de HAPs adsorbidos por los cultivos influyen en la calidad y seguridad del alimento (Rong et al. 2007).

Procesos de volatilización, fotooxidación y biodegradación pueden ser rutas importantes en el proceso de remoción de los HAPs de suelos contaminados. La concentración de HAPs son menores en suelos tropicales que en suelos temperados con similar uso. La principal razón se debe a que el clima tropical asegura la degradación microbiana, la fotooxidación y la volatilización. La diferencia en la intensidad de la contaminación en zonas industriales y urbanas están relacionadas con la concentración de los HAPs en los suelos (Wilcke et al. 1999b).

Los principales componentes de los HAPs en los suelos son los de tres anillos (33.9%) y cuatro anillos (31.5%). Esto se debe a que el cambio de los HAPs de la fase gas a la fase particulado en el suelo con el incremento del peso molecular, por otro lado la disminución de peso molecular permite la volatilización y fotooxidación. Los HAPs con alto peso molecular y coeficiente de partición octanol-agua están principalmente asociados a las partículas del suelo (Wilcke et al. 1999b).

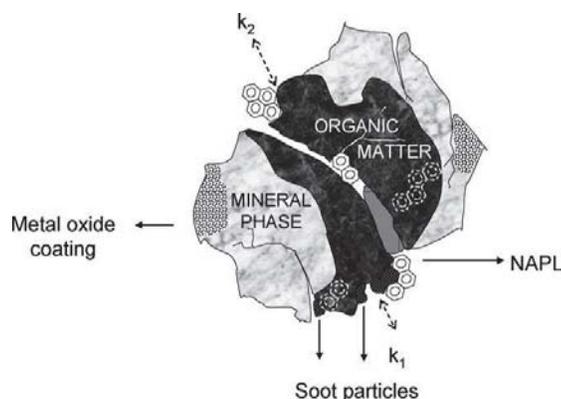


Figura 2.2. Distribución de los HAPs en las partículas de suelo

Fuente: Jonsson et al. (2007)

Cuando los HAPs son liberados al suelo son eficientemente adsorbidos sobre la superficie de la materia orgánica y lentamente empiezan a penetrar en las cavidades y difundirse dentro de la fracción orgánica del suelo. Sin embargo, la materia orgánica no es homogénea, consiste de varias proporciones de residuos de combustión, fase líquida no acuosa (NAPLs) y materia orgánica natural (NOM), donde cada proporción tiene diferente afinidad por los contaminantes. Los HAPs están fuertemente adsorbidos por el carbón en forma de hollín, pero también esta particionado dentro del material húmico, esto afecta directamente los procesos de remediación (Jonsson et al. 2007), ver figura 2.2.

Alimentos

Se ha reportado concentraciones de HAPs en productos alimenticios en Catalonia España, los que presentan mayor concentración son fenantreno (18.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$), naftaleno (13.31 $\mu\text{g}/\text{kg}$) y pireno (8.46 $\mu\text{g}/\text{kg}$), mientras que los de menor concentración fueron Dibenzo[a,h]antraceno (0.89 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Indeno[1,2,3-c,d]pireno (0.94 $\mu\text{g}/\text{kg}$), y Benzo[k]fluoranteno (1.00 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Con respecto a la contribución carcinogénica total de los HAPs, el Benzo[a]pireno contribuye con 48.22%, cuando se utiliza los valores de TEF recomendados por la EPA (Martorell et al. 2010).

Residuos de Barrido de Calles

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) clasificados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) como contaminantes prioritarios debido a sus propiedades mutagénicas y carcinogénicas (USEPA 1984). Están presentes en los residuos de barrido de calles provenientes principalmente de emisiones vehiculares y fuentes como abrasión de llantas, descargas del tubo de escape, fuga de aceite del carter, combustión de aceite, asfalto, residuos de neumáticos entre otros (Glaser *et al.* 2005, Zhang *et al.* 2008, Mostafa *et al.* 2009, Dong y Lee 2009).

La tabla 2.3, muestra un amplio rango de concentraciones de los Σ HAPs desde 0.1 hasta 298 $\mu\text{g/g}$, que provienen de fuentes pirogénicas o petrogénicas en diferentes regiones del mundo. Los HAPs de naturaleza pirogénica contienen concentraciones mayores de HAPs de alto peso molecular (APM) de 4 a 6 anillos, siendo los principales Benzo[*a*]antraceno, Benzo[*b*]fluoranteno, Benzo[*k*]fluoranteno, Benzo[*a*]pireno, Indeno[1,2,3-*cd*]pireno y Dibenzo[*a,h*]antraceno característico de los procesos de combustión, por otro lado los de naturaleza petrogénica contienen concentraciones mayores de HAPs de bajo peso molecular (BPM) de 3 a 4 anillos (Takada *et al.* 1991, Mostafa *et al.* 2009, Lorenzi *et al.* 2011) característico de fuentes líquidas, como derrames de aceite o combustible sin quemar. Algunos HAPs de 3 anillos como el Acenafteno y el Fluoreno pueden ser considerados como indicadores de combustión de aceite (Harrison *et al.* 1996, Dong y Lee 2009).

La presencia de HAPs en las muestras de residuos de barrido de calles, depende de muchas variables. Una alta concentración de HAPs se relaciona con alto tránsito vehicular (Pereira 2006, Lorenzi *et al.* 2011). La velocidad de los vehículos influye sobre la concentración de HAPs, el arranque genera mayor concentración de HAPs que una velocidad media 40 km/h (Mi *et al.* 2001) adicionalmente velocidades altas dispersan los HAPs. La frecuencia de limpieza y el grado de ventilación del lugar se relacionan con la concentración de HAPs, zonas poco ventiladas favorecen la acumulación de los HAPs. Sin embargo se ha reportado valores altos de HAPs en lugares que no tienen alto tránsito, esto indica la presencia de otras fuentes por determinar, un caso particular sucede en días cercanos a festividades donde se ha determinado incremento de la concentración de HAPs, principalmente debido al incremento del flujo vehicular y la influencia de los fuegos artificiales sobre la composición donde el Benzo[*b*]fluoranteno (BbF) es el más abundante (Dong y Lee 2009, Sarkar *et al.* 2010).

Los HAPs, están presentes en el residuos de barrido de calles provenientes principalmente de emisiones vehiculares y fuentes como abrasión de llantas, descargas del tubo de escape, fuga de aceite del carter, combustión de aceite, asfalto, residuos de neumáticos entre otros (Glaser *et al.* 2005, Zhang *et al.* 2008, Mostafa *et al.* 2009, Dong y Lee 2009). Presentan un amplio rango de concentraciones de la ΣHAPs desde 0.1 hasta 298 µg/g, provienen de fuentes pirogénicas o petrogénicas. Los HAPs de naturaleza pirogénica contienen concentraciones mayores de HAPs de alto peso molecular (APM) de 4 a 6 anillos, siendo los principales Benzo[*a*]antraceno, Benzo[*b*]fluoranteno, Benzo[*k*]fluoranteno, Benzo[*a*]pireno, Indeno[1,2,3-*cd*]pireno y Dibenzo[*a,h*]antraceno característico de los procesos de combustión, por otro lado los de naturaleza petrogénica contienen concentraciones mayores de HAPs de bajo peso molecular (BPM) de 3 a 4 anillos (Takada *et al.* 1991, Mostafa *et al.* 2009, Lorenzi *et al.* 2011) característico de fuentes líquidas, como derrames de aceite o combustible sin quemar. Algunos HAPs de 3 anillos como el Acenafteno y el Fluoreno pueden ser considerados como indicadores de combustión de aceite (Harrison *et al.* 1996, Dong y Lee 2009).

Tabla 2.3. Concentración de la suma de HAPs en muestras de residuos de barrido de calles en diferentes regiones del mundo.

Lugar	Concentración µg/g	Año	Referencia
Kaohsiung – Taiwan	122 – 298	1995 – 1996	Yang <i>et al.</i> (1997)
Shanghai -China	9,2- 32,6 invierno 6.9 – 27.8 verano	2004	Liu <i>et al.</i> (2007)
Ulsan – Korea	19.69 – 154.64	2006	Lee y Dong (2010)
Zona de alto tránsito y urbana Ulsan – Korea	91.85 - 148.79	2006	Dong y Lee (2009)
Newcastle – England	0.6 – 46	2008	Lorenzi <i>et al.</i> (2011)
Guangzhou- China	0.84 - 12.3	2010	Wang <i>et al.</i> (2011)
Hanoi – Vietnam	0.1 – 5.5	2011	Tuyen <i>et al.</i> (2014)
Isfahan – Iran	25.0 – 230.9	2012	Soltani <i>et al.</i> (2015)
Tokio	0.5 – 3.5	1988	Takada <i>et al.</i> (1991)
Egipto	0.027 - 0.379	2005	Mostafa <i>et al.</i> (2009)
Niteroi – Brazil	0.003 – 0.132	2002	Pereira <i>et al.</i> (2006)

Un estudio realizado en la avenida Abancay del Centro de Lima, ha encontrado HAPs, en muestras de barrido de calles, siendo el criseno el más abundante en concentración, pero al analizar su potencial tóxico se observa que el de mayor influencia es el BaP. Las partículas de hollín provenientes de la combustión incompleta de la gasolina y diesel, aerosoles de carreteras, aceite usado, partículas de llantas y restos de asfalto, pueden presentar

sustancias tóxicas como los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) entre 29.9 - 34 $\mu\text{gBaPeq/Kg}$ (Saldarriaga 2013).

2.2. Evaluación tóxica y ecotoxicológica de HAPs

Los residuos de barrido de calles, son una mezcla compleja de varios contaminantes orgánicos e inorgánicos generados por las emisiones vehiculares, desgaste de llantas, asfalto, derrames de aceites entre otras fuentes (Lorenzi et al. 2011), en estos residuos los hidrocarburos aromáticos policíclicos HAPs son uno de los contaminantes orgánicos más importantes por su gran efecto toxicológico y ecotoxicológico.

2.2.1. Efectos Tóxico sobre la salud, potencial carcinogénico

Las vías de exposición de los HAPs contenidos en los residuos de barrido de calles son inhalatoria, ingestión y exposición dermal, se ha determinado que los HAPs presentan efectos carcinogénicos, mutagénicos y genotóxicos (Liao y Chiang 2006), siendo el Benzo[a]Pireno (BaP) el compuesto estándar con potencial carcinogénico cuando se comparan los HAPs (USEPA 2000).

Los factores de Nisbet y LaGoy son usados para evaluar el potencial carcinogénico generado por la exposición a los HAPs. El potencial carcinogénico es estimado utilizando el BaP como concentración equivalente BaPeq que se basa en el factor equivalente de toxicidad TEF (Nisbet y LaGoy 1992).

El BaPeq es el producto del factor tóxico equivalente (TEF) y la concentración de los HAPs. Los TEF reflejan el estado actual del conocimiento de la potencia tóxica de cada HAP en forma individual.

La determinación del riesgo carcinogénico en niños y adultos utiliza los factores de Nisbeth y LaGoy, así como el análisis de riesgo incremental de cáncer en el ciclo de vida (ILCR).

2.2.2. Efectos Ecotoxicológicos

La Ecotoxicidad de los lixiviados de los residuos de barrido de calles que contienen HAPs, presentan efecto variable sobre organismos de diferente nivel dentro de la cadena trófica, tales como semillas de *Lactuca sativa* (productores) o *Daphnia magna* (consumidores primarios) (Hund y Traunspurger 1994, Visitación 2010).

El índice PEEP (Prueba del Efecto Ecotóxico Potencial) permite realizar evaluaciones y comparaciones de varios compartimentos ambientales como son los residuos sólidos aplicando bioensayos adecuados y teniendo en consideración el flujo másico. Este índice utiliza adecuados bioensayos multitróficos (descomponedores, productores primarios y consumidores) permitiendo medir varios tipos (agudos y crónicos) y niveles de toxicidad (letal o subletal).

Se utiliza la ecuación:

$$PEEP = \log_{10} \left(1 + n \frac{T_i}{N} Q \right) \quad (2.2)$$

Donde $n \frac{T_i}{N}$ es la impresión del tóxico, $1 + n \frac{T_i}{N} Q$ es la carga tóxica, n es el número de bioensayos que exhiben una respuesta tóxica, T_i es el número de UT generada por cada bioensayo (i) en las muestras de los efluentes, N es el número máximo de respuestas medibles (Blaise y Férard 2005, Carballeira *et al.* 2012) y Q es el flujo másico de los residuos (kg/día).

2.3. Tratamiento de HAPs

Remoción por Adsorción

La remoción de los HAPs puede ser realizada por adsorción utilizando organo zeolitas de carácter hidrofóbico. Las zeolitas son modificadas con el surfactante estearildimetilbenzilamonium cloruro (SDBAC) 75 mmol/kg. Se ha logrado remover el 50% con zeolitas no modificadas y hasta el 98 % de todos los HAP con la zeolita modificada. La eficiencia de la adsorción de los HAP sobre la organo zeolita depende de la hidrofobicidad del compuesto orgánico no polar (Lemic *et al.* 2007).

Tratamiento Fenton

Los tratamientos Fenton son frecuentemente utilizados para oxidar contaminantes orgánicos del suelo. Este utiliza peróxido de hidrógeno como oxidante, que es descompuesto por el hierro u otros metales que están presentes en el suelo, generando radicales hidroxilos:



La eficiencia del tratamiento de suelos resulta en bajos valores de eficiencia de degradación (0–43%). Sin embargo la eficiencia fue generalmente mayor para HAPs de bajo peso molecular. Se alcanzó una degradación de 89 y 59% para HAPs con dos y tres anillos respectivamente, por otro lado la degradación de los HAPs con cuatro, cinco y seis anillos varía entre cero y 38% (Jonsson et al. 2007).

Bioremediación

Se ha realizado la biodegradación de HAPs provenientes de suelos contaminados con HAPs (70.38 mg kg^{-1}) en un bioreactor de lodos, utilizando un inóculo autóctonos de bacterias heterotróficas y una sustancia surfactante no ionica comercial Tween 80 (poly(oxyethylene)(20)-sorbitane monooleate). La adición del surfactante incrementa la concentración de los HAPs de alto y bajo peso molecular en el agua. La biodegradación de los HAPs de dos, tres y cuatro (pireno y fluoranteno) anillos alcanza valores mayores al 90 %, cuando se utiliza el Tween 80 y el inóculo en el bioreactor. La biodegradación de los HAPs de alto peso molecular solo alcanza valores del 30%, cuando se utiliza Tween 80 con o sin adición del inóculo (Di Gennaro et al. 2008).

Compostaje

La capacidad de los microorganismos para biodegradar contaminantes específicos como los HAPs no difiere significativamente entre el suelo y el compost. Sin embargo la transformación en el proceso de compostaje tiene potenciales ventajas. En primer lugar, las elevadas temperaturas del compostaje pueden incrementar la cinética involucrada en el proceso. En segundo lugar, la oportunidad de cooxidación puede asegurarse debido al rango de sustratos alternativos presentes. En tercer lugar, las modificaciones físicas y químicas de los microambientes en la masa de compost puede server para incrementar la diversidad de la microflora a la cual está expuesta el contaminante. Finalmente, la alta temperatura típica puede incrementar la solubilidad e incrementar la transformación de masa del contaminante, haciéndolo más disponible para el cometabolismo (Crawford et al. 1993).

El proceso de compostaje presenta tres etapas: fase intensiva inicial, fase de curado y fase de maduración.

En la fase intensiva inicial se produce un intenso proceso de biodegradación de los ácidos orgánicos de cadena corta provocando un descenso en el valor del pH desde un valor neutro hasta 5.5 – 6.0. Se estima una duración de 12 a 24 horas, se observa el desarrollo de

hongos mesofílicos, responsables del aumento de temperatura hasta unos 70 °C. Esta etapa culmina al alcanzar los 40°C (Binner 2012).

Fase de curado o termofílica, durante las 50 o 60 horas, la temperatura aumenta progresivamente llegando hasta 60 °C. Debido a la presencia del ión amonio, producto de la degradación, se aprecia un incremento en el pH provocando la destrucción de huevos y larvas de insectos, así como de bacterias patógenas. Asimismo, se observa el desarrollo de hongos termofílicos y la aparición de posibles sustancias con carácter antibiótico. En los siguientes días la temperatura se eleva hasta alcanzar los 75°C. Se aprecia una disminución de la población de microorganismos y la destrucción de las bacterias patógenas, salmonellas y bacilos intestinales, así como la desaparición de hongos y bacterias termofílicas. El pH disminuye; el aumento de temperatura puede provocar pérdidas de nitrógenos en forma amoniacal. Finalmente el calor generado es menor, la mezcla de residuos se enfría y la temperatura desciende al consumirse los materiales degradables. Los hongos termofílicos que se encuentran en las zonas más frías de la mezcla se desarrollan y comienza la degradación de la celulosa. Tanto la hidrólisis de los productos formados como la polimerización y asimilación de estas sustancias, son procesos lentos. La temperatura desciende hasta alcanzar la del ambiente y el pH no se modifica (Guerrero 1993, Castro y Hermosa 2006).

La etapa de maduración es mucho más lenta y tiene lugar a temperatura ambiente. La pérdida de masa y la emisión de calor son escasas. Se aprecia la desaparición de bacterias termofílicas y un incremento de las mesofílicas, los actinomicetos y hongos mesofílicos. Asimismo se observa la presencia de sustancias antibióticas y la desaparición de hongos patógenos (Guerrero 1993, Castro y Hermosa 2006).

Los residuos de barrido de calles tienen una alta ecotoxicidad y toxicidad, por la presencia de varias sustancias contaminantes tales como los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs), estos residuos pueden ser tratados utilizando mezclas de compost, debido a que este material tiene una gran capacidad para sostener poblaciones de microorganismos capaces de degradar una variedad de contaminantes orgánicos como los HAPs mineralizándolos hasta CO₂ o fijándolos irreversiblemente en la matriz sólida (Kästner et al. 1995, Kästner y Mahro 1996, Reid et al. 2002).

La influencia de la adición de compost sobre la degradación de los HAPs en muestras de barrido de calles y suelos puede deberse a tres mecanismos: la adsorción de los HAPs sobre la matriz sólida, el compost como fuente de nutrientes, microorganismos asociados a

la matriz orgánica de la mezcla del compost y del residuo. Estudios realizados sobre estos mecanismos han determinado que la presencia de los microorganismos de la matriz compost residuos o suelo son el principal aporte del compost, existiendo una fase previa de adaptación (Kästner y Mahro 1996), siendo el cometabolismo el mecanismo utilizado para la biodegradación de los HAPs (Reid et al. 2002).

En el proceso de degradación de HAPs utilizando el método de compostaje se ha determinado que el compost maduro tiene mayor rendimiento que el compost fresco y sugieren que la presencia de microorganismos con capacidad para degradar sustancias húmicas son los responsables de la degradación cometabólica de los HAPs (Martens 1982, Kästner y Mahro 1996, Reid et al. 2002).

Los microorganismos capaces de degradar sustancias húmicas presentes en muestras de compost maduro tienen potencial para degradar los HAPs presentes en suelos o residuos sólidos (Martens R. 1982, Reid et al. 2002), además la adición de compost maduro mejora significativamente la actividad microbiana del suelo, las condiciones del suelo, la disponibilidad de nutrientes, facilitando la degradación de los HAPs (Plaza et al. 2009).

Compost producido por la mezcla de rastrojo vegetal (paja, hojas, recortes o tallos) como fuente de carbono y excretas animales (oveja, pollo, vacunos) han probado capacidad para biodegradar HAPs y otros contaminantes orgánicos (Crawford et al. 1993, Reid et al. 2002, Carlstrom y Tuovinen 2003).

Muestras de compost con bajo contenido de ácidos húmicos que han sido tratados inicialmente en condiciones parcialmente aneróbicas, durante el tratamiento aeróbico han promovido la degradación de la materia orgánica en ácidos húmicos mediante microorganismos con potencial para cometabolizar compuestos orgánicos contaminantes como los HAPs reduciendo su concentración (Martens 1982, Cerniglia 1992, Reid et al. 2002, Binner et al. 2007).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN LIMA, PERÚ

Se determinó la concentración de los 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) potencialmente cancerígenos según la EPA, en residuos de barrido de calles provenientes del centro de Lima-Perú, durante los meses de agosto y diciembre del 2013. Los HAPs fueron cuantificados por Cromatografía de Gases acoplado a Espectrometría de Masas (CG-EM) obteniéndose que la Σ HAPs en residuos de barrido de calles están en el rango de 14.15 a 73.93 $\mu\text{g/g}$.

Se determinó la fuente potencial de HAPs en el residuo de barrido de calles utilizando las relaciones entre los isómeros de HAPs. Se identificó que la fuente principal es de naturaleza pirogénica proveniente de la combustión de hidrocarburos, principalmente gasolina y diesel, presentando baja variación de la concentración con la estación del año. Finalmente se encontró que los valores máximos de la Σ HAPs corresponde a muestras tomadas en días cercanos a festividades, correlacionándose con los HAPs de alto peso molecular y especialmente con el Benzo[*b*]fluoranteno (BbF).

El objetivo fue determinar las concentraciones de HAPs y la naturaleza de sus fuentes en muestras de residuos de barrido de calles de la ciudad de Lima-Perú, empleando un método de determinación por CG-EM de los 16 HAPs carcinogénicos. Hasta donde se conoce en el Perú los estudios sobre HAPs en las diversas matrices ambientales y en especial residuos de barrido de calles son inexistentes.

La investigación se realizó en los laboratorios del Departamento Académico de Química, Facultad de Ciencias y Laboratorio de Instrumentación del Instituto de Investigación en Bioquímica y Biología Molecular de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

3.1.1. Toma de muestra y almacenamiento

Se tomaron 18 muestras de residuos de barrido de calles del Centro de Lima, a partir de una sección transversal de 10 m de las esquinas, en tres lugares de interés, durante tres días, en dos épocas del año. Se seleccionó la Avenida Abancay (AB) por ser una zona de alto flujo de transporte público y privado (3266 vehículos/hora) con alta densidad peatonal (hasta 1.34 peatones/m²); Jirón de la Unión (JU) por ser una zona de mediano flujo de transporte público y privado (aproximado 360 vehículos/hora) con alta densidad peatonal (hasta 1.85 peatones/m²); Plaza de Armas (PA) por ser una zona de mediano flujo de transporte privado (900 vehículos/hora) con mediana densidad peatonal (aproximado 0.3 peatones/m²) (TRB 2000, CTLC 1999). La ubicación de los puntos de monitoreo se muestran en la figura 3.1.1. La toma de muestra fue de forma manual utilizando una escoba y un recogedor, previo al paso del servicio de limpieza municipal, en agosto mes de invierno (I) y diciembre mes de verano (V) del 2013. Las muestras fueron secadas y refrigeradas hasta su análisis.

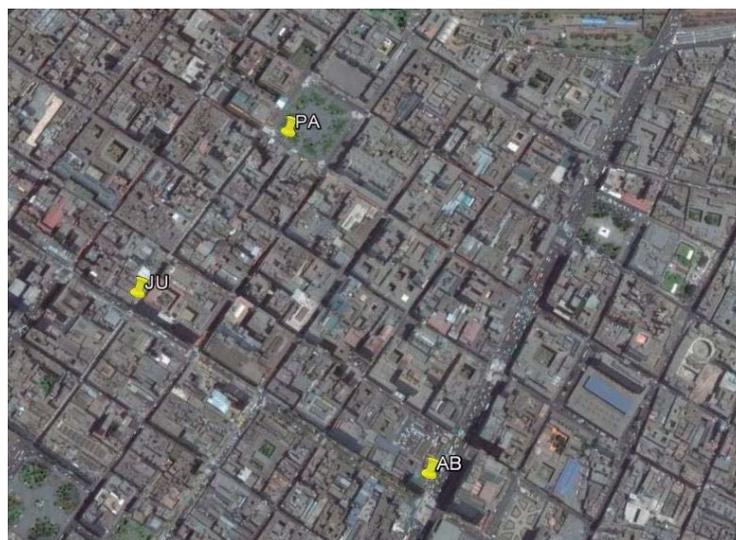


Figura 3.1.1. Ubicación de los puntos de monitoreo

3.1.2. Extracción de los HAPs y Análisis

Un método de extracción fue desarrollado, modificando métodos encontrados en la literatura (USEPA 1986, USEPA 1999, Dong y Lee 2009, Lee y Dong 2010, Soltani *et al.* 2015), 2 g de residuos de barrido de calles fueron extraídos utilizando una mezcla al 10 %

de éter en hexano (99% de pureza) y 2 g de sulfato de sodio anhidro, en un baño de ultrasonido Modelo UC-20, marca Jeio Tech con una frecuencia ultrasónica de 40 KHz a escala media y 25 °C, por un intervalo de 10 minutos. Para remover los sólidos suspendidos e interferencias se pasó el extracto por un filtro de 0.45 µm y una columna de 0.75 cm de radio con 2 g de silicagel 60 (30 -70 mesh). La cuantificación de los HAPs fue realizado en un Cromatógrafo de Gases 7890A, acoplado a un Espectrofotómetro de Masas 5975 C y auto muestreador modelo 120 Agilent Technologies, columna Zebtron ZB-5MS capilar de 30m x 0.32mm x 1.00 µm y gas Helio UHP con flujo constante de 0.6 mL/min. Se utilizó un volumen de inyección de 1 µL, split de 2:1, ciclo de temperatura iniciando en 40 °C, 20 °C/min hasta 100 °C por 3 min, 33 °C/min hasta 200 °C por 3 min, 25 °C/min hasta 250 °C por 3 min, 25 °C/min hasta 280 °C por 3 min y 25 °C/min hasta 300 °C por 2 min y tiempo de corrida final de 24 min, la temperatura del inyector y de la fuente de iones fue de 320 °C. Se logró una buena resolución de los componentes del estándar como se observa en la figura 3.1.2.

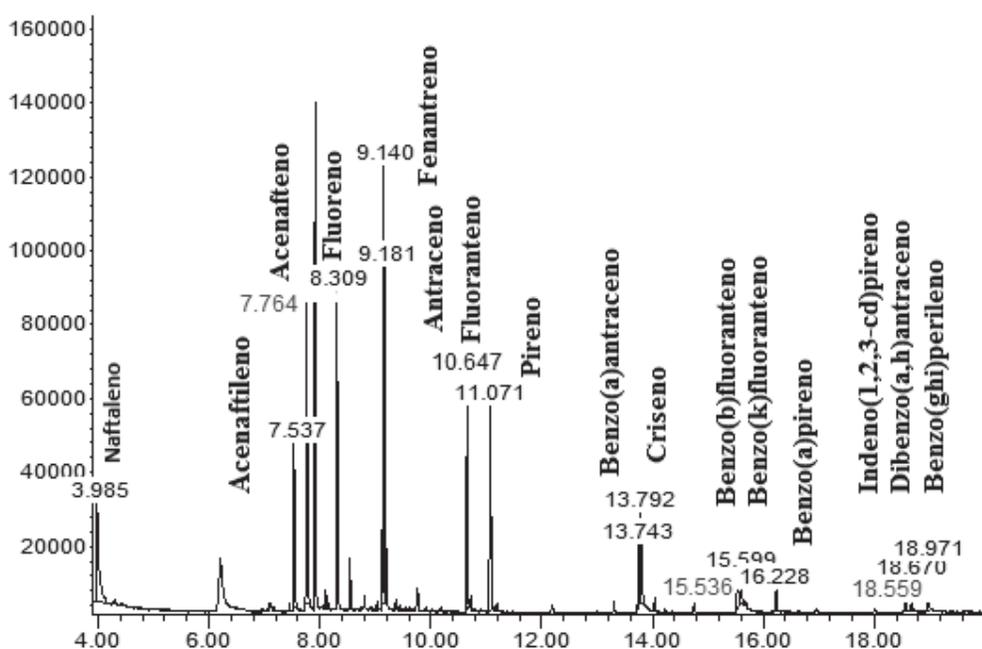


Figura 3.1.2. Cromatograma de los estándares de HAPs

La curva de calibración para cada HAP se preparó a partir de una solución stock de 1 mg/L de la mezcla estándar de los 16 HAPs de SUPHELCO Analytical, en 10% de éter disuelto en hexano, se prepararon seis niveles de concentraciones de HAPs 5, 10, 50, 100, 500 y 1000

µg/L. El extracto obtenido del residuo de barrido de calles, fue completado a 10 mL con éter al 10 % en hexano para las lecturas correspondientes. El coeficiente de regresión lineal (R^2) de la curva de calibración y la desviación relativa estándar (%DER) determinada sobre una muestra evaluada por triplicado durante tres días consecutivos se presentan en la tabla 3.1.1. Los valores de R^2 para la mayoría de los HAPs están cercanos a 0.99. El Acenafteno utilizando el rango de 50 – 1000 µg/L tuvo un valor de R^2 de 0.97, el Dibenzo[*a,h*]antraceno tuvo un valor R^2 de 0.94. La desviación estándar relativa obtenida para todos los HAPs es menor al 10.0 % excepto para Acenaftileno, Fenantreno, Dibenzo[*a,h*]antraceno y Benzo[*g,h,i*]perileno, lo que nos indica una precisión aceptable.

Tabla 3.1.1. Valores del método de análisis de HAPs.

HAPs	Símbolo	TR (min)	R^2	LD (µg/L)	LC (µg/L)	%DER	% Rec
Naftaleno	NAP	3.984	0.996	3.22	9.75	2.6	93
Acenaftileno	ACY	7.535	0.989	2.48	7.50	13.9	100
Acenafteno	ACE	7.764	0.948	1.68	5.08	6.5	96
Fluoreno	FLU	8.308	0.989	0.86	2.60	6.5	105
Fenantreno	PHE	9.140	0.998	6.65	20.16	18.9	71
Antraceno	ANT	9.182	0.995	1.11	3.36	8.0	115
Fluoranteno	FTH	10.647	0.994	0.16	0.47	3.7	91
Pireno	PYR	11.070	0.996	1.83	5.55	9.4	97
Benzo[<i>a</i>]antraceno	BaA	13.741	0.972	0.91	2.76	3.5	54
Criseno	CHR	13.791	0.971	0.49	1.48	4.1	58
Benzo[<i>b</i>]fluoranteno	BbF	15.536	0.977	1.58	4.77	6.8	90
Benzo[<i>k</i>]fluoranteno	BkF	15.596	0.974	2.58	7.82	3.2	91
Benzo[<i>a</i>]pireno	BaP	16.222	0.974	5.22	15.82	2.7	80
Indeno[1,2,3- <i>cd</i>]pireno	IcdP	18.559	0.991	9.40	28.48	5.7	69
Dibenzo[<i>a,h</i>]antraceno	DahA	18.670	0.938	0.74	2.25	16.5	62
Benzo[<i>g,h,i</i>]perileno	BghiP	18.967	0.961	6.70	20.30	13.5	50

Los límites de detección (LDs) y cuantificación (LCs) fueron calculados de acuerdo a $3.3\sigma/s$ y $10\sigma/s$ respectivamente, donde s es la pendiente de la curva de calibración y σ es la desviación estándar interceptada en la menor concentración. Los límites de detección oscilan entre 0.16 - 9.40 µg/L y los límites de cuantificación entre 0.47 – 20.30 µg/L. El porcentaje de recuperación adicionando dos concentraciones de la mezcla estándar a una muestra, presentó valores entre 50 a 115 %, tiene valores aceptables de recuperación para la mayoría de HAPs, tiene valores moderados para BaA, CHR y BghiP, el menor porcentaje de recuperación probablemente se debe a que el tiempo de extracción para el Benzo[*g,h,i*]perileno debe ser mayor, similares resultados del porcentaje de recuperación aunque para diferentes HAPs fueron obtenidos por Lorenzi et al. (2011). La determinación

de la concentración de todas las muestras fue realizada por triplicado para verificar la precisión de los resultados (ICH 1996, Dong y Lee 2009).

3.1.3. Identificación de la fuente de HAPs

Se realizó la identificación de las fuentes de HAPs utilizando las relaciones entre los isómeros de HAPs sugeridas por Yunker *et al.* 2002, tabla 3.1.2. Adicionalmente se utilizó los coeficientes de correlación de Spearman debido a la distribución no normal de la sumatoria de los HAPs similarmente a lo realizado por Soclo *et al.* (2000) y Wang *et al.* (2011). Finalmente se utilizó el Análisis por Componentes Principales (ACP) para los HAPs (Kong *et al.* 2015, Dong y Lee 2009) y estaciones, donde cada factor estuvo correlacionado con una fuente caracterizada por sus marcadores químicos representativos (Ravindra *et al.* 2008).

Tabla 3.1.2. Relaciones indicadores de la fuente de HAPs en residuos de barrido de calles

Relación	Fuente Petrogénica	Fuente Pirogénica
ANT/(ANT+PHE)	<0.1	>0.1
FTH/(FTH+PYR)	<0.5	>0.5
BaA/(BaA+CHR)	<0.2	>0.35
IcdP/(IcdP+BghiP)	<0.2	>0.5

Fuente: Yunker *et al.* 2002

3.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN MATERIAL PARTICULADO LIMA PERU: INFLUENCIA DE CONDICIONES METEOROLÓGICAS Y CALIDAD DE AIRE

Se determinó la concentración de 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) en muestras de material particulado menor a 10 μm (PM-10) provenientes del centro de Lima-Perú, durante los meses de agosto y diciembre del 2013. Los HAPs fueron cuantificados por Cromatografía de Gases acoplado a Espectrometría de Masas (CG-EM) obteniendo que la Σ HAPs en material particulado están en el rango de 33.10 y 68.35 ng/m^3 , presentando valores más altos en invierno que en verano. La Σ HAPs tiene una buena correlación negativa con la temperatura, moderada con la radiación solar y positiva con la humedad. El efecto de la inversión térmica favorece el incremento de la concentración de ozono, dióxido de nitrógeno y HAPs. La relación (ANT/ANT+PHE) en invierno presenta una relación mayor a 0.4 sugiere fuentes pirogénicas relacionada principalmente a la combustión de diesel y en menor proporción gasolina, en verano presenta relación menor a 0.4 sugiere a una fuente de combustión principalmente de gasolina y en menor proporción diesel debido al incremento de vehículos particulares por cercanía a fiestas navideñas. La relación (FTH/FTH+PYR) en invierno la relación está entre 0.5 y 0.6, en los meses de verano se encuentran entre 0.6 y 0.8, los valores bajos corresponden a emisiones diesel mientras que los valores mayores a 0.6 corresponden a emisiones de gasolina verificando la relación anterior.

El objetivo del presente estudio fue determinar las concentraciones de HAPs en muestras de material particulado PM-10, su naturaleza e influencia de los parámetros meteorológicos y de calidad de aire en la ciudad de Lima. No se han publicado estudios sobre HAPs en el aire en el Perú.

La investigación se realizó en los laboratorios del Departamento de Académico de Química, Facultad de Ciencias y Laboratorio de Instrumentación del Instituto de Investigación en Bioquímica y Biología Molecular de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

3.2.1. Lugares de Muestreo

Se tomaron 18 muestras de material particulado PM-10 en tres lugares de interés del Centro de Lima, durante tres días, en dos épocas del año. La Avenida Abancay (AB) zona de alto flujo de transporte público, privado y alta densidad peatonal; Jirón de la Unión (JU) zona de mediano flujo de transporte privado y alta densidad peatonal, Plaza de Armas (PA) zona de alto flujo de transporte privado y mediana densidad peatonal, como se observa en la figura 3.2.1.



Figura 3.2.1. Ubicación de los puntos de Monitoreo

3.2.2. Toma de muestra y almacenamiento

Para la toma de muestra se utilizó un muestreador de alto volumen marca Thermo Scientific con cabezal para PM-10. Se tomó la muestra durante 24 horas con un flujo aproximado de $1 \text{ m}^3/\text{minuto}$ a una altura de 3 metros sobre el nivel de la superficie. Las partículas de aerosol fueron colectadas sobre Filtro Whatman de microfibras de vidrio EPM2000 (8x10). Se realizó dos campañas de monitoreo de PM-10, en agosto (invierno) y diciembre (verano) del 2013. Las muestras secas fueron almacenadas a -25°C hasta su análisis.

3.2.3. Extracción y Análisis de HAPs

Un método de extracción fue desarrollado modificando métodos encontrados en la literatura (USEPA 1986, USEPA 1999, Hong *et al.* 2007, Tham *et al.* 2008, Lee *et al.* 2011). El material particulado PM-10 fue triturado y extraído con ultrasonido por un intervalo de 10 minutos, con una mezcla al 10 % de éter etílico en hexano y 2 g de sulfato de sodio anhidro. Se purificó el extracto con 2 g de silicagel 60 y se pasó por un filtro de 0.45 μm . El extracto obtenido de la muestra de material particulado fue enrasado a 25 mL con éter al 10 % en hexano, se inyectó por triplicado. La cuantificación de los HAPs fue realizado en un Cromatógrafo de Gases 7890A acoplado a un espectrofotómetro de masas 5975 C, columna Zebron ZB-5MS Capilar de 30m x 0.32mm x 1.00 μm , gas de corrida Helio 0.6 mL/min con flujo constante. La temperatura programada del horno fue: 40 °C al inicio, se incrementó hasta 100 °C con una velocidad de 20 °C/min, hasta 200 °C a 33 °C/min, hasta 300 °C a 25°C/min con tiempo de corrida final de 24 min. La temperatura del inyector y el Detector fue 230 °C. El volumen de inyección fue de 1 μL con un split de 2:1. El rango de escaneo del masas estuvo entre 50 y 500 m/z.

Los valores del coeficiente de regresión lineal (R^2) de la curva de calibración por GC-EM para la mayoría de los HAPs están cercanos a 0.99. El Acenafteno y el Dibenzo[a,h]antraceno tuvieron valores bajos R^2 de 0.95 y 0.94 para el rango de estándares utilizados en la curva de calibración. Los límites de detección (LD) para los 16 HAPs están entre 0.003 - 0.163 de ng/m^3 (0.16 – 9.40 $\mu\text{g}/\text{L}$) y el de cuantificación (LC) entre 0.08 – 0.494 ng/m^3 (0.47 – 28.48 $\mu\text{g}/\text{L}$) medidos en el intercepto con el eje Y. Como se observa en la tabla 3.2.1, el porcentaje de recuperación determinado por el método de adición de dos concentraciones de estándar de cada HAP fue de 74.7 a 130.8 %, se observa una buena recuperación, sin embargo en el caso del acenafteno se obtuvo un valor alto probablemente debido a interferencias con alcanos en la identificación. La desviación estándar relativa (%DER) para una muestra de material particulado determinada por triplicado por tres días consecutivos para cada HAP estuvo entre 0.16 hasta 19.79 %, en el caso de naftaleno ninguna muestra de material particulado presento este HAP volátil por lo que no se determinó su %DER (ICH 1996, Dong y Lee 2009).

Tabla 3.2.1. Desviación Estándar Relativa y Porcentaje de Recuperación de cada HAP.

HAPs	Símbolo	%DER	% Rec
Naftaleno	NAP	0.0000	94.6
Acenaftileno	ACY	0.2157	102.5
Acenafteno	ACE	4.5128	130.8
Fluoreno	FLU	3.8367	123.4
Fenantreno	PHE	19.7936	101.7
Antraceno	ANT	7.8431	114.2
Fluoranteno	FTH	12.8304	91.6
Pireno	PYR	0.8908	87.2
Benzo(<i>a</i>)antraceno	BaA	0.4707	96.3
Criseno	CHR	2.2937	82.3
Benzo(<i>b</i>)fluoranteno	BbF	2.3054	81.2
Benzo(<i>k</i>)fluoranteno	BkF	4.6674	103.7
Benzo(<i>a</i>)pireno	BaP	1.0206	79.1
Indeno(1,2,3- <i>cd</i>)pireno	IcdP	0.4064	74.7
Dibenzo(<i>a,h</i>)antraceno	DahA	1.4031	89.0
Benzo(<i>ghi</i>)perileno	BghiP	0.1606	98.3

3.2.4. Influencia de parámetros meteorológicos y de calidad de aire

Se recopiló información de parámetros meteorológicos como la temperatura máxima y mínima, porcentaje de humedad, dirección y velocidad del viento, medidos en la estación Meteorológica del Campo de Marte – SENAMHI ubicado en Jesús María (JM) (SENAMHI 2015). Los datos de radiación solar fueron medidos en la estación meteorológica Vont Humbolt de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Los datos de calidad de aire como ozono troposférico y dióxido de nitrógeno (representativos de las condiciones oxidativas de la atmósfera) fueron recopilados de Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad de Aire – DIGESA estación Congreso de la Republica

(CR) y de las Estadísticas Ambientales del INEI estación Jesús María (JM) (DIGESA 2015, INEI 2015). Se correlaciono los resultados de cada HAP con los datos meteorológicos y se comparó con los de calidad de aire.

3.2.5. Identificación de la fuente de HAPs

Se utilizó la relación Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) y Fluoranteno/(Fluoranteno+ Pireno) para determinar el origen petrogénico o pirogénico de los HAPs en el material particulado PM-10 (Yunker et al. 2002, Hong *et al.* 2007, Martuzevicius *et al.* 2011, Wu et al. 2014). Adicionalmente se ha utilizado los coeficientes de correlación de pearson (Tham *et al.* 2008) y el Análisis por Componentes Principales (ACP) para los HAPs (Tham *et al.* 2008, Hong *et al.* 2007, Wu *et al.* 2014, Jamhari *et al.* 2014, Liu *et al.* 2015), cada factor del ACP estuvo correlacionado con una fuente caracterizada por su marcador químico representativo de combustión de diesel, gasolina, entre otros (Ravindra *et al.* 2008).

3.3. EFECTO TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES DEL CENTRO DE LIMA - PERU

Se determinó el efecto tóxico y ecotoxicológico de los HAPs en los residuos de barrido de calles del centro de Lima, utilizando Factores de Equivalencia Tóxica y bioensayos de los lixiviados con *Daphnia magna* y *Lactuca sativa*. Los valores de CE₅₀ determinados estuvieron entre 3.78 y 31.34 % para 24 horas de duración evaluados sobre *Daphnia magna*, siendo la estación PA V la que presentó el mayor efecto. Los valores de EC₅₀ del índice de germinación sobre *Lactuca sativa* estuvieron entre 40.2 y 79.4 %, la elongación del hipocotilo estuvo entre 28.4 y 80.4 % en ambos casos PA V presentó el mayor efecto, la elongación de la radícula estuvo entre 10.4 y 27.3 % la estación AB I presentó el mayor efecto. Al evaluar los valores de la Unidad Toxica se determinó que las estaciones AB I, AB V, JU I y PA I presentan valores tóxicos, la estación JU V y PA V presentan valores muy tóxicos esto debido al incremento vehicular por cercanía a fechas cercanas a Navidad y Año Nuevo. Los valores del índice de la prueba del efecto tóxico potencial indican que debido al flujo másico de residuo generado la estación AB I (0.1571) es mayor que las otras estaciones. La evaluación probabilística del riesgo de exposición a carcinogénicos medido como ILCR por ingestión para adultos esta entre 7.258×10^{-3} y 2.351×10^{-2} , por vía dermal entre 2.133×10^{-2} y 6.908×10^{-2} , en ambos casos por ingestión o vía dermal se tiene un gran riesgo potencial para niños y adultos, siendo la estación PA V la que presenta mayor riesgo.

El objetivo fue evaluar el efecto tóxico y ecotoxicológico de los HAPs contenidos en muestras de barrido de calles provenientes del centro de Lima.

La investigación se realizó en los laboratorios del Departamento de Académico de Química, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina.

3.3.1. Toma de muestra

La toma de muestra de los residuos del barrido de calles se realizó en los meses de agosto (invierno) y diciembre (verano) en tres lugares del Centro de Lima. La Avenida Abancay zona de alto tránsito vehicular y peatonal, Jirón de la Unión zona de bajo tránsito vehicular pero alto peatonal y Plaza de Armas zona de medio tránsito vehicular y peatonal.

El muestreo fue realizado en forma manual barriendo suavemente una sección transversal de 10 metros en la zona de estudio. Las muestras fueron secadas y refrigeradas a 4 °C hasta el inicio de las pruebas ecotoxicológicas (Watanabe et al. 2013, Khanal et al. 2014).

3.3.2. Proceso de obtención del lixiviado

Para la obtención del extracto de lixiviación se empleó el Procedimiento de Caracterización de un lixiviado por su toxicidad “Toxicity Characteristic Leaching Procedure” (TLCP) utilizando una dilución del residuo 20:1 con un extractante a pH = 4.9 (USEPA 1991, Mantis et al. 2005).

3.3.3. Ensayos Ecotoxicológicos

Para realizar los bioensayos se siguió los lineamientos del protocolo de la EPA 600/3-88/029 de USEPA (1986) para test agudos de lugares con residuos peligrosos evaluados sobre el lixiviado. Se utilizó como organismos de prueba neonatos de *Daphnia magna* con 24 horas de nacidos, evaluados durante 24 y 48 horas determinando valores para la EC₅, EC₁₀ y EC₅₀. (Hund y Traunspurger 1994, Wik y Dave 2005, Wik y Dave 2006, Hamdi et al. 2006, Wichmann et al. 2006, Manzo et al. 2008, Eom et al. 2007), el EC₅₀ fue calculado por interpolación lineal (USEPA, 2003). También se utilizó semillas de *Lactuca sativa*, evaluando la inhibición de la germinación, crecimiento de la radícula y del hipocófito a 25 °C y en oscuridad durante 120 horas (Kummerová y Kmentová 2004, Płaza et al. 2005, Hamdi et al. 2006, Da Silva Júnior et al. 2014, Eom et al. 2007), adicionalmente se comparó los índices de germinación (Ig) entre las estaciones de monitoreo (Hamdi et al. 2006).

3.3.4. Determinación del índice de la prueba del efecto ecotoxicológico potencial PEEP.

Se utilizó el índice PEEP para la evaluación de la ecotoxicidad de los lixiviados de los residuos de barrido de calles de las avenidas antes mencionadas, el índice se determinó con los valores de las concentraciones efectivas a 5, 10 y 50 (CE_x) obtenidos de los bioensayos. Estos parámetros toxicológicos fueron transformados primero en unidades tóxicas (UT), mediante el uso de la fórmula de $UT = \frac{C}{CE_x}$ donde C es la concentración del residuo máxima utilizada (en este caso 100 %) (Sprague y Ramzay 1965, Manusadzianas et al. 2003, Manzo et al. 2008), luego se utilizó la ecuación 2.2 (Blaise y Férard 2005).

$$PEEP = \log_{10} \left(1 + n \frac{T_i}{N} Q \right) \quad (2.2)$$

Donde $n \frac{T_i}{N}$ es la impresión del tóxico, $1 + n \frac{T_i}{N} Q$ es la carga tóxica, n es el número de bioensayos que exhiben una respuesta tóxica, T_i es el número de UT generada

por cada bioensayo (i) en las muestras de los efluentes, N es el número máximo de respuestas medibles (Blaise y Férard 2005, Carballeira *et al.* 2012) y Q es el flujo másico de los residuos (kg/día).

3.3.5. Determinación del efecto toxicológico – Riesgo Carcinogénico

La toxicidad de las muestras de barrido de calles fue determinado utilizando los factores de Equivalencia Tóxica (FET), siendo el BaP la sustancia de referencia más tóxica (Nisbet y LaGoy 1992). La Concentración Tóxica Equivalente (CTE) de la muestras de barrido de calles se determinó por la suma de los productos de la concentración de cada HAP individual determinado en un estudio anterior y su FET (Dong y Lee 2009, Lee y Dong 2010, Wang *et al.* 2011, Soltani *et al.* 2015). Se determinó el riesgo incremental de cáncer en el ciclo de vida (ILCR) basado en el modelo estándar de la USEPA 1991 mostrados en las ecuaciones 3.1, 3.2 y 3.3 (USEPA 1991, Chen y Liao 2006, Peng *et al.* 2011, Tuyen *et al.* 2014, Soltani *et al.* 2015).

$$ILCRS_{Ingestión} = \frac{CS \times CSF_{ingestión} \times \left(\frac{BW}{70}\right)^3 \times IR_{ingestión} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3.1)$$

$$ILCRS_{Dermal} = \frac{CS \times CSF_{dermal} \times \left(\frac{BW}{70}\right)^3 \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3.2)$$

$$ILCRS_{Inhalación} = \frac{CS \times CSF_{inhalación} \times \left(\frac{BW}{70}\right)^3 \times IR_{inhalación} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (3.3)$$

Donde CS es la concentración de HAPs en el residuo de barrido de calles basado en el BaP equivalente determinado con los factores de equivalencia tóxica propuestos por Nisbet y LaGoy (Nisbet y LaGoy 1992), CSF es el factor pendiente carcinogénico ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$), basado en la capacidad para producir cáncer del BaP. Los valores del CSF para la absorción por ingestión, dermal e inhalación fueron 7.3, 25 y 3.85 respectivamente (USEPA 1994, Knafla *et al.* 2006, Wang 2007). BW es el peso del cuerpo (kg). AT es el promedio de vida (día). EF es la frecuencia de exposición ($\text{día} \cdot \text{año}^{-1}$), ED es la duración de la exposición (año), $IR_{inhalación}$ es la tasa de inhalación ($\text{m}^3 \cdot \text{día}^{-1}$), $IR_{ingestión}$ es la tasa de ingestión ($\text{mg} \cdot \text{día}^{-1}$), SA superficie dermal expuesta ($\text{cm}^2 \cdot \text{día}^{-1}$), AF Factor de adherencia

dermal ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$), ABS Fracción de adsorción dermal y PEF es el factor de emisión de partícula ($\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$), ver tabla 3.3.1.

Tabla 3.3.1. Parámetros utilizados en la determinación del riesgo incremental de cáncer en el ciclo de vida (ILCR)

Variable de Exposición	Unidad	Niños	Adultos	Referencia
Peso del cuerpo (BW)	Kg	15	61	INS 2007, USAID 2013, Shi et al. 2011
Promedio de vida (AT)	Día	72.5x365 26462.5	= 72.5x365 = 26462.5	INEI 2015, Ferreira-Baptista y De Miguel 2005
Frecuencia de exposición (EF)	día.año ⁻¹	225	225	USEPA 2001
Duración de la exposición (ED)	Año	25	25	USEPA 2001
Tasa de inhalación IR _{inhalación}	m ³ .día ⁻¹	20	20	USEPA 2001
Tasa de ingestión IR _{ingestión}	mg.día ⁻¹	200	100	USEPA 2001
superficie dermal expuesta (SA)	cm ² .día ⁻¹	2800	3300	USEPA 2001
Factor de adherencia dermal (AF)	mg.cm ⁻²	0.2	0.2	USEPA 2001
Fracción de adsorción dermal (ABS)	Sin unidades	0.13	0.13	USEPA 2001
Factor de emisión de partícula (PEF)	m ³ .kg ⁻¹	1.36X10 ⁹	1.36X10 ⁹	USEPA 2001

3.4. DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN COMPOST

Se evaluó la degradación de HAPs utilizando tratamiento aeróbico con cuatro muestras de compost de diferente calidad, con la finalidad de reducir el efecto tóxico de los residuos de barrido de calles antes de su disposición. Se logró reducir la concentración de la Σ HAPs en las muestras alcanzando porcentajes de remoción mayores al 80 % en 120 días de tratamiento aeróbico, las muestras de compost con pretratamiento anaeróbico promueven una mayor degradación de los HAPs alcanzando remociones mayores al 90 %, esto posiblemente influenciado por la presencia de microorganismos con capacidad de degradar materia orgánica y producir sustancias húmicas. El efecto tóxico evaluado como B(a)P eq se reduce en más del 66 % en los 30 primeros días del tratamiento, para la muestra de residuos de barrido de calles porcentajes similares se pueden lograr en más de 90 días de tratamiento. El efecto ecotoxicológico evaluado sobre *Daphnia magna* y *Lactuca sativa*, nos indican que los HAPs al ser cometabolizados producen metabolitos con mayor efecto ecotoxicológico principalmente entre los 30 y 60 días, reduciendo su efecto a más de 90 días de tratamiento.

El objetivo fue evaluar la degradación de los HAPs utilizando dos tipos de compost en dos grados de maduración, mediante la medición de la concentración de HAPs, determinación del BaP equivalente y test ecotoxicológicos.

3.4.1. Toma de muestra

Las muestras de barrido de calles fueron tomadas de la Av. Abancay en el Centro de Lima durante el mes de Octubre y Noviembre del 2014, la recolección fue realizada con un suave barrido a lo largo de toda la avenida (Yang et al. 1997, Mostafa et al. 2009, Lorenzi et al. 2011).

3.4.2. Caracterización Físicoquímica de las muestras de compost

Se trabajó con dos tipos de compost en dos grados de maduración, compost producido por la Asociación XRunner, elaborado de aserrín y excretas, inmaduro (XI) de 6 meses, y maduro (XM) de 1 año, compost producido por el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos (CEMTRAR) de la UNALM elaborado de rastrojo vegetal y excretas, inmaduro (CI) de 2 meses, y maduro (CM) de 4 meses.

Los parámetros medidos para caracterizar las muestras de compost utilizados son el porcentaje de humedad, ceniza, pérdida por ignición (LOI) y la relación C/N (BGBI. II 2001). La madurez del compost fue evaluado mediante el porcentaje de ácidos húmicos (Roletto et al. 1985, Gerzabek et al 1993. Binner et al. 2007, Silva et al 2014).

3.4.3. Degradación de HAPs en muestras de compost

La muestra de barrido de calle fue mezclada con las muestras de compost en concentraciones al 75 %, se colocó 5 kg de las mezclas en un reactor tubular de 12 L a 35 °C, las muestras fueron aireadas 2 veces por semana por rotación manual. Se tomaron submuestras de 5 g del proceso de degradación a los 0, 28, 60, 90 y 120 días, para medir la concentración de HAPs (Antizar-Ladislao et al. 2005).

3.4.4. Análisis de HAPs

La extracción de HAPs de las mezclas de residuos barrido de calles con compost (RBC) fue realizado a partir de 5 g de muestra en el equipo Ultrasonic Cleaner Modelo UC-20 de la marca Jeio Tech con una frecuencia ultrasónica de 40 KHz a escala media y 25 °C (Lee y Dong 2010, Dong y Lee 2009, Soltani et al. 2015), por un intervalo de 10 minutos, utilizando una mezcla al 10 % de éter en hexano y 2 g de sulfato de sodio anhidro (USEPA 1999). Se purifico el extracto con una columna de 0.75 cm de radio con 2 g de silicagel 60 (30 -70 mesh). Para la determinación de los HAPs se utilizó el Sistema de Cromatografía de Gases Agilent Technologies 7890A, con detector de masas 5975 C y auto muestreador modelo 120, columna Zebron ZB-5MS Capilar de 30m x 0.32mm x 1.00um, gas de corrida Helio 0.6 mL/min con flujo constante.

3.4.5. Efecto ecotoxicológico y toxicológico

Para la obtención del extracto de lixiviación de las submuestras tratadas se empleó el Procedimiento de Caracterización de un lixiviado por su toxicidad “Toxicity Characteristic Leaching Procedure” (TLCP) utilizando una dilución del residuo 20:1 con un extractante a pH = 4.9 (USEPA 1991, Mantis et al. 2005).

Se evaluó la ecotoxicidad de las submuestras siguiendo los lineamientos del protocolo de la EPA 600/3-88/029 de USEPA (1986) para test agudos de lugares con residuos peligrosos evaluados sobre el lixiviado. Se utilizó como organismos de prueba neonatos de

Daphnia magna con 24 horas de nacidos, evaluados durante 24 y 48 horas determinando valores para la EC 50. (Hund y Traunspurger 1994, Wik y Dave 2005, Wik y Dave 2006, Hamdi et al. 2006, Wichmann et al. 2006, Manzo et al. 2008, Eom et al. 2007) y semillas de *Lactuca sativa*, evaluando el índice de germinación (Ig) (Hamdi et al. 2006).

Los parámetros toxicológicos fueron transformados en unidades tóxicas (UT), mediante el uso de la fórmula de $UT = \frac{C}{CE_x}$ donde C es la concentración del residuo máxima utilizada (en este caso 100 %) (Sprague y Ramzay 1965, Manusadzianas et al. 2003, Manzo et al. 2008).

La toxicidad de las muestras tratadas y sin tratar fue determinado utilizando los factores de Equivalencia Tóxica (FET), siendo el BaP la sustancia de referencia más tóxica (Nisbet y LaGoy, 1992). La Concentración Tóxica Equivalente (CTE) de la muestras de barrido de calles se determinó por la suma de los productos de la concentración de cada HAP individual determinado en un estudio anterior y su FET (Dong y Lee 2009, Lee y Dong 2010, Wang et al. 2011, Soltani et al. 2015).

3.4.6. Correlación entre calidad del compost y degradación de los HAPs

Se elaboró una matriz de correlación de Pearson entre los parámetros de calidad del compost y la sumatoria de la concentración de los HAPs y BaP equivalente al final de los tratamientos, con la finalidad de observar la influencia de la calidad del compost en la eficiencia de degradación de los HAPs.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN LIMA, PERÚ

4.1.1. Concentración de los HAPs en las muestras

Como se observa en el tabla 4.1.1, los valores promedio de Σ HAPs en los tres lugares de muestreo estuvieron entre 14.15 y 73.93 $\mu\text{g/g}$, estos valores están dentro de lo esperado para lugares de alto tránsito a moderada velocidad (Liu *et al.* 2007, Lee y Dong 2010, Dong y Lee 2009, Lorenzi *et al.* 2011, Soltani *et al.* 2015).

Tabla 4.1.1. Concentración promedio de HAPs en $\mu\text{g/g}$ de residuos de barrido de calles en los puntos de monitoreo (n = 3 por cada estación)

HAPs	JU I	JU V	PA I	PA V	AB I	AB V
Naftaleno	0.0167	N.D.	0.0423	N.D.	0.0600	N.D.
Acenaftileno	N.D.	0.0431	N.D.	N.D.	0.0182	N.D.
Acenafteno	1.8842	3.2827	2.5158	2.2300	2.1759	1.9357
Fluoreno	0.1702	0.2732	0.1705	N.D.	0.1075	N.D.
Fenantreno	0.0255	0.0605	0.0956	0.0400	0.0447	0.0256
Antraceno	0.7712	0.8260	0.7841	0.7480	1.2210	0.6251
Fluoranteno	1.1445	0.5957	0.2691	0.5664	0.4916	0.4186
Pireno	0.1252	0.2480	0.4163	0.3637	0.3879	0.2385
Benzo[a]antraceno	0.8696	1.2509	1.1999	2.4498	0.6900	1.1502
Criseno	1.1639	1.4005	1.2122	2.5201	0.9689	1.0911
Benzo[b]fluoranteno	14.5496	0.3330	1.4355	31.1418	0.4224	1.3509
Benzo[k]fluoranteno	1.9774	4.8419	8.4953	6.1210	1.0810	1.3288
Benzo[a]pireno	1.7199	1.9654	3.7739	1.7008	0.8125	0.7910
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0.3246	0.5064	1.5031	20.5094	2.2352	1.6763
Dibenzo[a,h]antraceno	0.9143	1.4464	1.5030	1.8802	1.6890	1.8906
Benzo[g,h,i]perileno	1.7049	2.2716	1.9119	3.6539	1.7435	1.8334
Σ HAPs	27.3617	19.3454	25.3285	73.9251	14.1494	14.3558

La distribución de los resultados individuales de la Σ HAPs de los monitoreos como se observa en la figura 4.1.1, han presentado una concentración mínima de 5.32 y máxima de 115.33 $\mu\text{g/g}$ respectivamente, el valor mínimo fue obtenido en la estación JU I y el valor máximo se obtuvo en la estación PA V, probablemente debido a que el muestreo fue

realizado en fechas cercanas a fiestas de Navidad y Fin de Año, donde existió un incremento significativo del flujo vehicular y por lo tanto incremento de las partículas sólidas que contienen HAPs y una modificación de la relación entre estos (Vecchi 2008). Como se observa en la figura 4.1.2, se ha determinado que el BbF, BkF e IcdP tuvo mayor concentración en las muestras de PA V. Estudios realizados en Ulsan Korea, han determinado valores altos similares a nuestro estudio, de estos compuestos especialmente de BkF e IcdP probablemente relacionado con la combustión de carbón (Lee y Dong 2010, Dong y Lee 2009), así mismo un estudio realizado en China ha determinado que estos compuestos presentan valores más bajos pero con la misma tendencia (Liu *et al.* 2007).

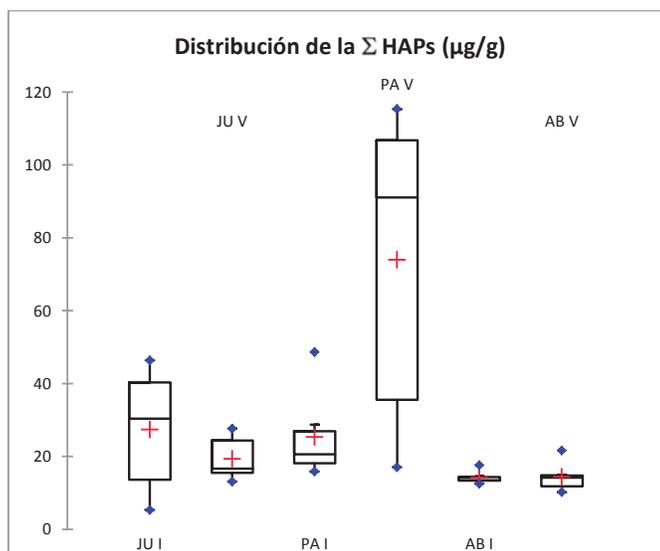


Figura 4.1.1. Distribución de la ΣHAPs por estación de monitoreo. (n = 3 por cada estación)

Las muestras en PA V fueron tomadas previo a las fiestas de Navidad y Fin de Año, se encontró que la concentración de BbF representa al 42 % de la composición de la ΣHAPs, un estudio realizado en la India en época cercanas a festividades con fuegos artificiales, reporto valores altos similar a nuestro estudio donde el BbF contribuye con el 22 % de los ΣHAPs (Sarkar *et al.* 2010). Los marcadores de tráfico vehicular DahA, BghiP e IcdP incrementaron su concentración con respecto a PA I época sin festividad similar a lo obtenido por Sarkar *et al.* (2010). Estudios realizados por Kong *et al.* (2015) han reportado que la concentración de BaA, BbF, BkF, BaP, DahA e IcdP en épocas cercanas a días festivos son mayores que en épocas sin gran actividad vehicular, similar a nuestro estudio.

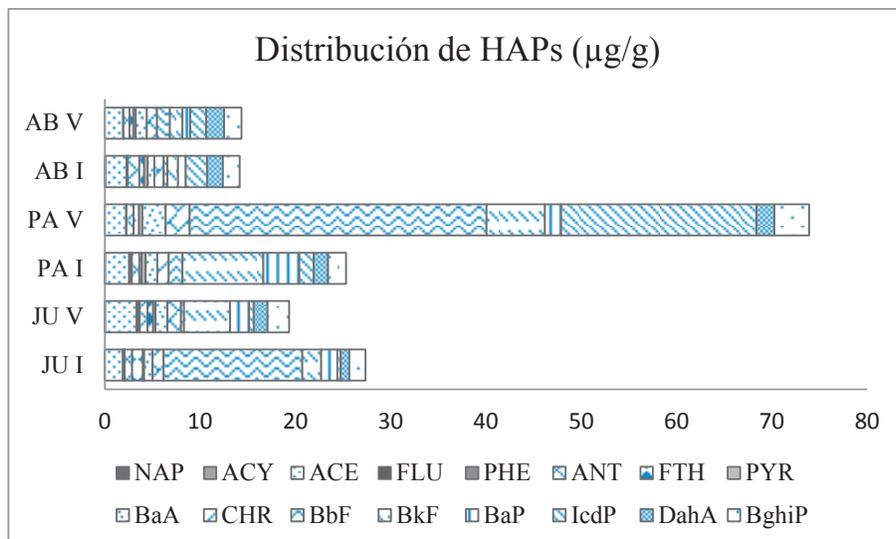


Figura 4.1.2. Distribución de los HAPs en las estaciones de monitoreo (n = 3 por cada estación)

Aplicando el test de Kruskal Wallis y la comparación múltiple por pares test de Dun, como se observa en la figura 4.1.3, las estaciones AB y JU no presentan diferencia significativa en la concentración de la ΣHAPs entre los meses de invierno (I) y verano (V), esto puede deberse a que en Lima las condiciones climáticas entre las estaciones del año no tienen diferencias extremas como se observa en la tabla 4.1.2. Para la estación PA existe diferencia para el mes de verano (PA V) cuando se compara con la estación AB I y AB V, con la estación JU I, JU V y PA I, existe una ligera diferencia sin llegar a ser significativa, esto se puede deber a una influencia de las Fiestas de Navidad y Fin de Año como fuegos artificiales y sobre todo mayor congestión vehicular (Sarkar *et al.* 2010).

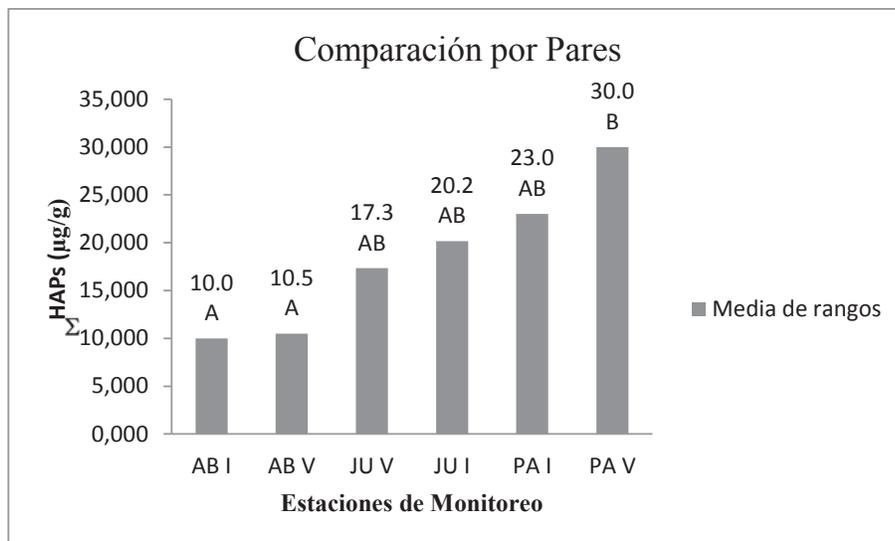


Figura 4.1.3. Comparación por pares de las concentraciones de la Σ HAPs por punto de muestreo (n = 3 por cada estación)

Tabla 4.1.2. Condiciones meteorológicas promedio de la ciudad de Lima en agosto y diciembre del 2013

Estación del Año	T máx (°C)	T mín (°C)	% H relativa	Dirección del viento	Velocidad del viento (m/s)	Radiación Solar (W/m ²)
Invierno(Agosto)	16.3	13.8	87.6	Sw	1.3	263.2
Verano (Diciembre)	23.8	19.4	81.6	Sw	2.0	412.2

4.1.2. Naturaleza de los HAPs en las muestras

Como se observa en la matriz de correlación tabla 4.1.3, los Σ HAPs tienen una correlación positiva aceptable con el BkF, BaP y la sumatoria de los HAPs de alto peso molecular (Σ APM), tiene correlación moderada con el BbF, IcdP, DahP y BghiP, en estudios realizados en China se ha encontrado similar correlación entre los Σ HAPs y Σ APM para polvo residuos de calles (Wang *et al.* 2011).

El análisis por componentes principales para todas las estaciones de muestreo como se observa en la tabla 4.1.4, tiene cuatro factores que explican el 57% de la variación de la concentración de los HAPs en el residuo de barrido de calles de Lima. El Factor 1 tuvo alta

correlación con el BaA, BbF, BkF, BaP, IcdP, BghiP y DahA, explica el 24.8 % de la variación total de los datos, estos HAPs son indicadores de emisiones vehiculares principalmente gasolina (Guo *et al.* 2003, Fang *et al.* 2004, Sharma *et al.* 2007, Dong y Lee 2009). El segundo factor con un 12.32 % de la varianza total estuvo correlacionado con el ACE y el FLU, estos HAPs son indicadores de combustión de aceites (Harrison *et al.* 1996, Dong y Lee 2009). El tercer factor con 10.4 % de la varianza total está relacionado con el FLU, que es un indicador de combustión de madera (Fang *et al.* 2004, Dong y Lee 2009). El cuarto factor con 9.2 % de la varianza total se relaciona con el indicador de combustión de carbón ANT y con el IcdP (Harrison *et al.* 1996, Dong y Lee 2009).

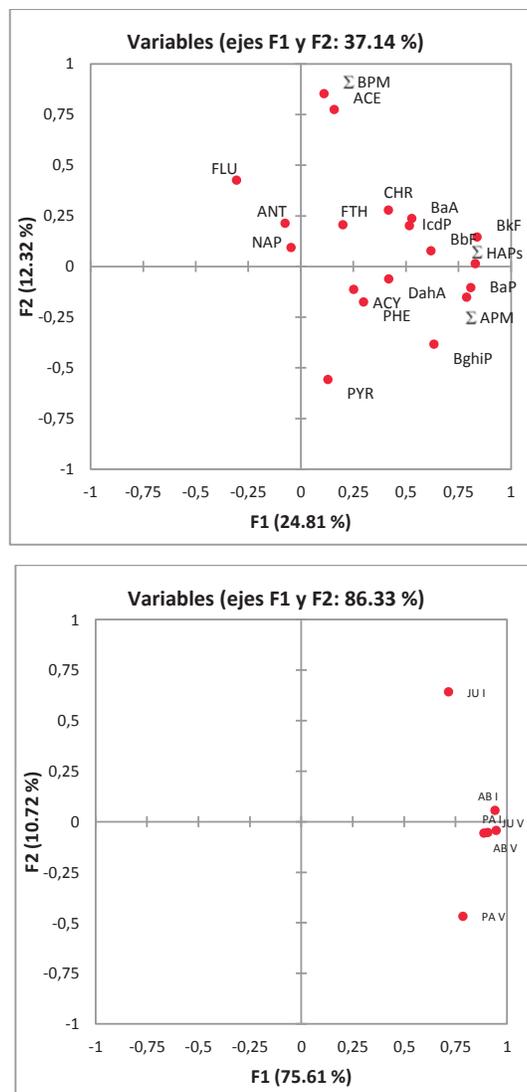


Figura 4.1.4. Diagramas de ACP de los HAPs individuales y de las estaciones de monitoreo

Tabla 4.1.4. Análisis por componentes principales de los HAPs en las estaciones de monitoreo en Lima

	F1	F2	F3	F4
NAP	-0.045	0.091	-0.275	0.305
ACY	0.254	-0.115	0.189	-0.311
ACE	0.160	0.774	-0.394	-0.263
FLU	-0.303	0.424	0.612	-0.299
PHE	0.300	-0.176	-0.555	0.396
ANT	-0.073	0.211	-0.239	0.512
FTH	0.202	0.205	0.456	0.411
PYR	0.131	-0.559	-0.124	0.055
BaA	0.529	0.235	0.459	0.050
CHR	0.418	0.277	0.373	0.294
BbF	0.621	0.075	-0.142	-0.094
BkF	0.840	0.144	0.010	0.109
BaP	0.810	-0.106	-0.093	0.091
IcdP	0.518	0.200	0.313	0.520
DahA	0.420	-0.063	0.133	-0.491
BghiP	0.635	-0.386	0.212	0.046
Σ LWM	0.112	0.852	-0.378	-0.090
Σ HWM	0.790	-0.154	-0.150	-0.297
Σ PAHs	0.831	0.012	-0.209	-0.278
% acumulado	24.811	37.136	47.539	56.714

En el diagrama del Análisis por Componentes Principales (Figura 4.1.4), se observa que la Σ APM tiene correlación con la Σ HAPs, BaP, BghiP, BkF, BbF, IcdP, BaA y DahA, lo que indica que probablemente proviene de emisiones de gasolina. También se observa un correlación media entre la sumatoria de los HAPs de bajo peso molecular (Σ BPM) con el ACE, FLU, ANT, esto podría provenir de fuentes de emisión diesel, combustión de aceite, madera o carbón.

Respecto a la distribución de los HAPs en las diferentes estaciones de monitoreo se observa en la matriz de correlación de tabla 4.1.5 y el diagrama de ACP figura 4.1.5, que existe buena correlación entre las estaciones, para el caso de JU I y PA V la correlación es moderada influenciada por el incremento de las emisiones vehiculares.

Como se observa en la figura 4.1.5, las relaciones entre los isómeros de masa 178 Antraceno y Fenantreno (ANT/ANT+PHE) es mayor a 0.1, el Fenantreno isómero

termodinámicamente más estable, se encuentra en menor proporción en emisiones de vehiculares de gasolina o biodiesel (Mi *et al.* 2001, Lee y Dong 2010, Karavalakis *et al.* 2010), la mayor proporción de antraceno puede ser una fuente de origen pirogénico relacionado a la combustión de hidrocarburos tales como diesel, gasolina o fuentes estacionarias, similar a estudios realizados por otros autores (Budzinski *et al.* 1997, Yunker *et al.* 2002, Lorenzi *et al.* 2011).

Tabla 4.1.5. Matriz de correlación de SPERMAN de las estaciones de monitoreo de HAPs

Variables	JU I	JU V	PA I	PA V	AB I	AB V
JU I	1	0.252	0.293	0.233	0.139	0.107
JU V		1	0.517	0.324	0.292	0.344
PA I			1	0.433	0.380	0.159
PA V				1	0.316	0.342
AB I					1	0.419
AB V						1

Las relaciones entre los isómeros de masa 202 Fluoranteno y Pireno (FTH/FTH+PYR) es mayor a 0.5, el Fluoranteno se encuentra en menor proporción, esto se debe a fuentes de origen pirogénicos (Lorenzi *et al.* 2011), adicionalmente se observa que algunas muestras presentan valores entre 0.4 y 0.5, estos valores se relacionan con la combustión de gasolina principalmente debido a la mayor afluencia de vehículos particulares en fechas cercanas a festividades, lo que tiene relación con los valores hallados por Li y Kamens (1993) y Rogge *et al.* (1993).

Las relaciones entre los isómeros de masa 228 Benzo[*a*]antraceno y el Criseno (BaA/BaA+CRY) son mayores a 0.35, esto nos indica que son de fuente pirogénica (Lorenzi *et al.* 2011, Yunker *et al.* 2002).

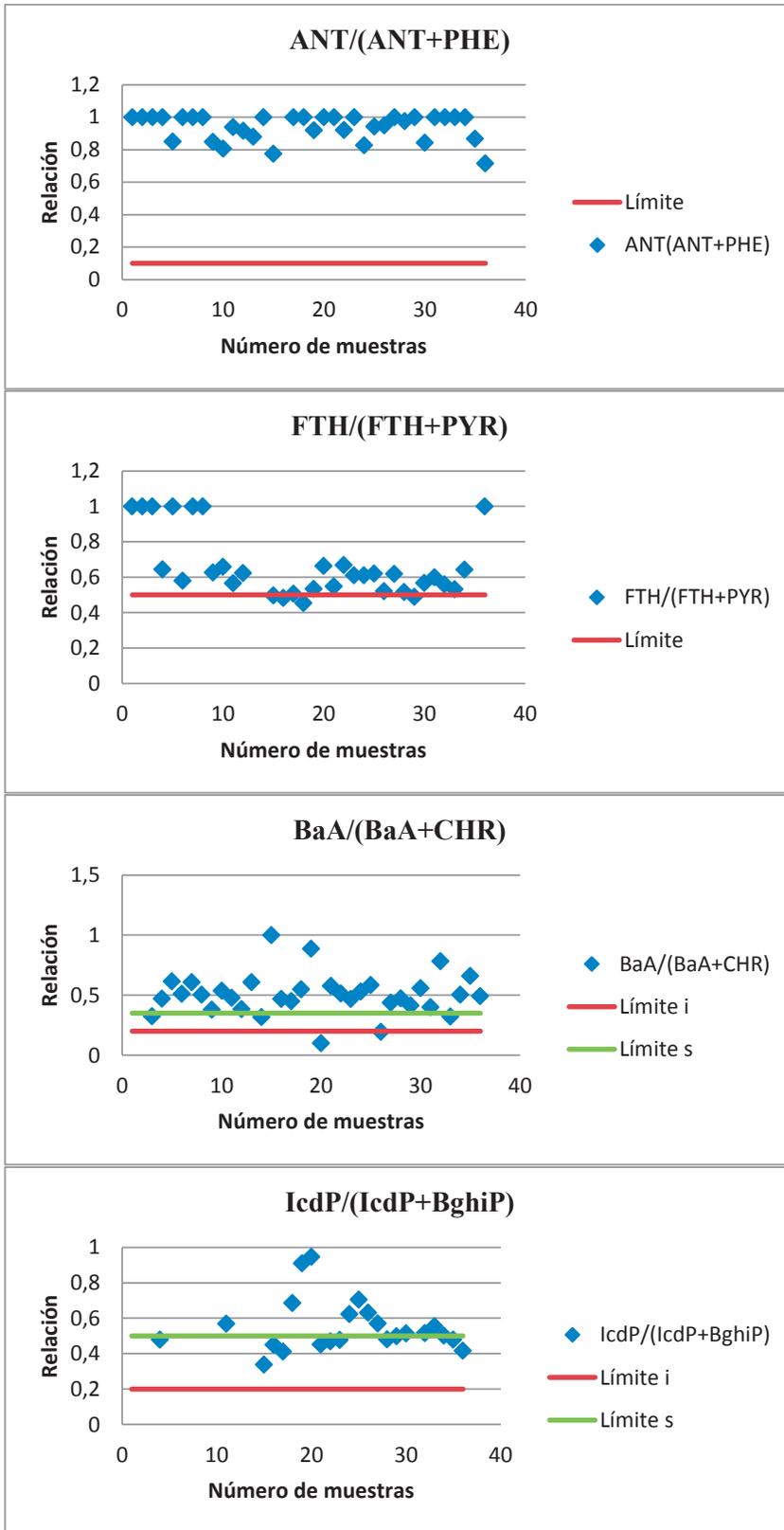


Figura 4.1.5. Relaciones que determinan la naturaleza de las fuentes de HAPs y límites entre fuentes petrogénicas y pirogénicas

Las relaciones entre los isómeros de masa 276 Indeno[1,2,3-*cd*]pireno y Benzo[*g,h,i*]perileno (IcdP/IcdP+BghiP) es mayor a 0.5 indicandonos que son productos de combustión, sin embargo se encontró valores entre 0.24 y 0.4, estos valores se encuentran en el rango de 0.2 y 0.5 siendo indicativos de la combustión de gasolina o diesel (Li y Kamens 1993, Rogge *et al.* 1993, Wise *et al.* 1988, Wang *et al.* 1999, Schauer *et al.* 1999, Sjögren *et al.* 1996, Yunker *et al.* 2002)

4.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS EN MATERIAL PARTICULADO LIMA PERU: INFLUENCIA DE CONDICIONES METEOROLÓGICAS Y CALIDAD DE AIRE

4.2.1. Concentración de los HAPs en las muestras de material particulado

Como se observa en la tabla 6.2.1, los valores promedio de Σ HAPs en los tres lugares de muestreo oscilan entre 33.10 y 68.35 ng/m^3 , estos valores son superiores a los encontrados en Chiang Mai - Tailandia y Kuala Lumpur - Malasia (Omar *et al.* 2002, Jamhari *et al.* 2014, Walgraeve *et al.* 2015), pero se asemejan a los resultados encontrados en E'erdusi - China y Mumbai - India (Kulkarni *et al.* 2002, Wu *et al.* 2014). Los valores promedio de HAPs como BaP_{eq} varían entre 2.70 y 13.80 ng/m^3 , para las muestras tomadas en invierno el promedio es 13.47 ng/m^3 , mientras que para las muestras tomadas en verano el promedio es 6.90 ng/m^3 , se observa que la concentración en función al BaP_{eq} es mayor en los meses de invierno, estos son similares a los obtenidos para E'erdusi - China (0.03 - 18.00 ng/m^3).

En la figura 4.2.1, se observa que los HAPs más importantes en muestras de material particulado son ACE, BkF, BaP y DahA, diversos estudios han determinado que en este tipo de muestras los componentes de 3 y 4 anillos son los más abundantes como es el caso del ACE (Odabasi *et al.* 1999, Lewis *et al.* 1991) provenientes de emisiones vehiculares, en el caso del BkF, BaP y del DahA también provienen de las emisiones vehiculares y están adsorbidos en las partículas sólidas. La distribución de la Σ HAPs por estaciones como se observa en la figura 4.2.2, tiene diferencias para las estaciones en época de invierno con valores más altos en relación con las estaciones en época de verano, similar a lo encontrado en Xiamen - China, Higashi Hiroshima - Japan (Hong *et al.* 2007, Tham *et al.* 2008), al realizar una comparación por pares test de tukey, se ha determinado que la estación en época de invierno PA I y JU I difieren significativamente de las otras estaciones en el caso de AB I la diferencia no es significativa con los resultados de JU V y PA V, esta situación se debe a la cercanía a fechas festivas de Navidad y Año Nuevo donde se incrementa el flujo vehicular y por lo tanto se incrementa la concentración de HAPs en el material particulado (Sarkar *et al.* 2010), similar al comportamiento presentando para los residuos de barrido de calles. La estación de verano AB V presenta los valores más bajos asociado a efectos relacionados con la fotodisociación de los HAPs y mayor deposición.

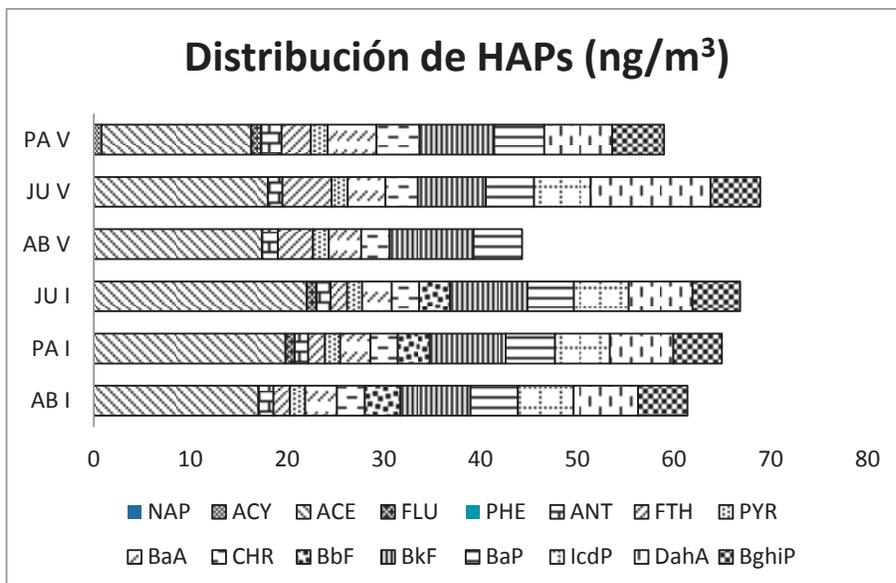


Figura 4.2.1. Distribución de cada HAPs por estación de monitoreo

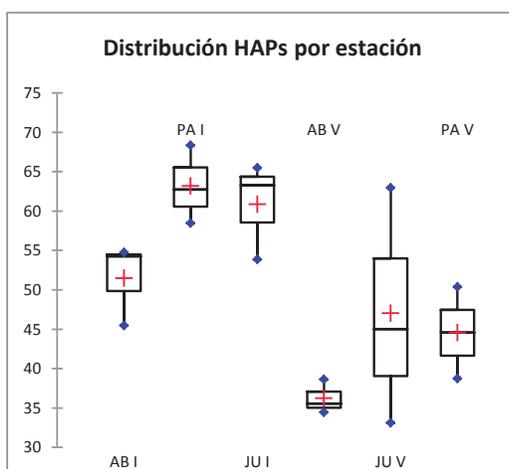


Figura 4.2.2. Distribución de la ΣHAPs por estación de monitoreo

En la matriz de correlación de pearson tabla 4.2.2 y el diagrama de PCA figura 4.2.3, la ΣPAHs tiene una buena correlación con el ACE, PYR, BkF, BaP, IcdP, DahA y BghiP provenientes de emisiones vehiculares diesel y gasolina (Guo et al. 2003), de forma similar a estudios realizados en Chicago, Boston y Houston - USA (Lewis *et al.* 1991, Odabasi *et al.* 1999). Adicionalmente se observa que el IcdP, BghiP, BbF y el BaP anillos de alto peso molecular poco volátiles se correlacionan entre sí, estos provienen de emisiones vehiculares donde la principal fuente es la gasolina (Guo et al. 2003).

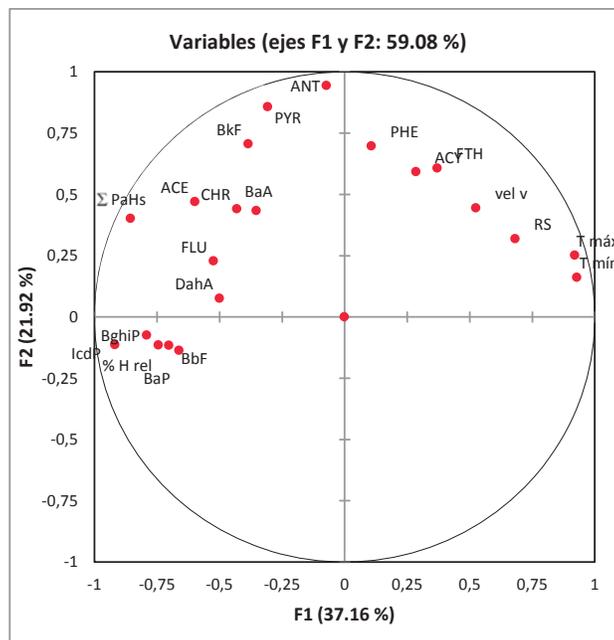


Figura 4.2.3. Diagramas de PCA de los PAHs individuales y de las condiciones meteorológicas

4.2.2. Influencia de los parámetros meteorológicos y de calidad de aire en la concentración de HAPs

Como se observa en la tabla 6.2.1 y figura 6.2.3, la Σ HAPs tiene una buena correlación negativa con la temperatura máxima y mínima $r = -0.612$ y -0.665 , al tener mayor temperatura ambiental se altera la distribución entre la fase gas y la partícula al incrementar la temperatura se favorece la evaporación de los volátiles disminuyendo su proporción en el material particulado, cuando disminuye la temperatura se favorece la condensación, esta comportamiento es similar a lo encontrado por otros investigadores (Lopez *et al.* 2002, Fang *et al.* 2004, Kitazawa *et al.* 2006, Tham *et al.* 2008). La radiación solar tiene correlación negativa moderada $r = -0.380$, debido a que favorece la fotodegradación de HAPs, la desaparición del BbF en los meses de verano como se observa en la cuadro 2.3. son un buen indicativo del decaimiento de los HAPs por efecto de la radiación solar (Chetwittayachana *et al.* 2002, Tham *et al.* 2008).

Tabla 4.2.1. Concentración de HAPs ng/m³ de todas las estaciones de monitoreo y condiciones meteorológicas

Parámetro	PA-I							JU I							AB V							JU V							PA V						
	14-ago	15-ago	16-ago	17-ago	18-ago	19-ago	20-ago	21-ago	22-ago	16-dic	17-dic	18-dic	19-dic	20-dic	21-dic	22-dic	26-dic	14-ago	15-ago	16-ago	17-ago	18-ago	19-ago	20-ago	21-ago	22-ago	16-dic	17-dic	18-dic	19-dic	20-dic	21-dic	22-dic	26-dic	
Fecha	14-ago	15-ago	16-ago	17-ago	18-ago	19-ago	20-ago	21-ago	22-ago	16-dic	17-dic	18-dic	19-dic	20-dic	21-dic	22-dic	26-dic	14-ago	15-ago	16-ago	17-ago	18-ago	19-ago	20-ago	21-ago	22-ago	16-dic	17-dic	18-dic	19-dic	20-dic	21-dic	22-dic	26-dic	
T máx (°C)	16.5	16	15.6	15	16.2	16	16	17	18.5	22.5	24.2	25.8	23.5	22.1	22.4	25	25.3	14	13.5	14.2	13.5	13.8	13.4	13.9	13.8	14	18.9	19.7	19.8	19.4	19	19.7	19.1	19.2	
T mín (°C)	86.00	87.33	90.00	94.33	88.67	89.67	86.00	86.00	80.33	86.67	83.00	82.33	86.00	81.33	82.00	78.67	76.33	1	2	1	1	1	1	2	1	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2
% H rel	1	2	1	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	337	270.2	143.4	125.9	341.6	375.3	308.1	150.4	317.1	462.6	367.3	361.2	392.5	410.9	363.3	455.9	507.3	
vel v (m/s)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND										
RS (W/m ²)	21.0607	16.4405	13.5443	17.2728	17.8196	24.4103	16.6659	25.6950	23.6801	15.8530	18.2522	18.0203	16.6940	22.1502	15.1645	19.2656	11.7283	0.0464	0.0443	0.0268	0.0213	0.0492	0.0251	0.0139	0.0700	0.0603	0.0368	0.0744	0.0423	0.0325	0.0136	0.0213	0.0048	0.1529	
NAP	1.5409	1.3901	1.6751	1.3135	1.3728	1.4674	1.3668	1.5762	1.4328	1.5909	1.5811	1.7145	1.6384	1.3555	1.4565	1.5131	2.6202	1.4493	1.7272	1.9506	1.6406	1.9305	1.6706	1.9753	1.5551	1.5595	3.9491	2.6584	4.2102	5.6289	5.6425	4.0189	2.5817	3.4659	
ACY	1.5498	1.5805	1.6117	1.5205	1.5957	1.5675	1.5811	1.5194	1.5663	1.6391	1.6615	1.6531	1.7451	1.6893	1.5728	1.6469	1.8405	2.8689	2.9367	2.8546	2.7883	2.8512	2.8075	2.8709	2.7554	ND	2.9364	ND	ND	3.6957	2.9740	ND	ND	4.4626	
ACE	ND	ND	ND	ND	0.9322	0.9087	0.9739	0.9811	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
FLU	0.0464	0.0443	0.0268	0.0213	0.0492	0.0251	0.0139	0.0700	0.0603	0.0368	0.0744	0.0423	0.0325	0.0136	0.0213	0.0048	0.1529	7.9437	7.2511	6.5541	7.5139	7.2183	8.8099	6.7142	8.5825	8.6418	7.9070	9.3510	8.8032	5.5598	9.6561	5.8993	7.8241	7.6113	
PHE	4.8058	4.8562	4.9977	5.6226	4.9333	4.7659	4.8925	4.7382	4.7870	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.7746	5.7185	5.8031	5.5676	5.7601	5.6341	5.8102	5.6411	5.6055	ND	ND	ND	ND	5.0196	4.9753	5.1608	ND	
ANT	5.7746	5.7185	5.8031	5.5676	5.7601	5.6341	5.8102	5.6411	5.6055	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6.6555	6.6208	6.7235	6.4893	6.6569	6.5435	6.6768	6.6257	6.4816	ND	ND	ND	ND	6.9419	ND	7.0322	ND	
FTH	4.9353	ND	5.2650	5.0331	5.0331	4.9913	5.0823	4.8809	4.8258	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.9353	ND	5.2650	5.0331	5.0331	4.9913	5.0823	4.8809	4.8258	ND	ND	ND	ND	5.1318	ND	5.3502	ND	
PYR	BaA	BaP	BbF	BkF	BaP	IcdP	DahA	BghiP	BaP eq	Σ HAPs	ND: No detectado																								
	13.0	13.2	13.4	14.2	13.7	13.5	13.6	13.2	13.4	1.2	6.0	0.9	18.9	13.6	5.6	13.1	1.4	54.7288	45.4486	54.2676	58.4409	62.7259	68.3526	53.8394	65.4850	63.2602	35.5654	38.6048	34.4436	45.0377	62.9508	33.0980	50.3770	38.7185	

ND: No detectado

Tabla 4.2.2. Matriz de Correlación de Pearson entre las concentraciones de HAPs y condiciones meteorológicas

Variables	T máx	T mín	% H rel	vel v	RS	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FTH	PYR	BaA	CHR	BbF	BkF	BaP	IcdP	DahA	BghiP	Σ HAPs
T máx	1	0.963	-0.766	0.612	0.732	0.326	-0.324	-0.435	0.180	0.134	0.552	-0.054	-0.274	-0.398	-0.685	-0.105	-0.632	-0.902	-0.365	-0.635	-0.612
T mín		1	-0.668	0.586	0.685	0.228	-0.404	-0.488	0.043	0.042	0.615	-0.099	-0.324	-0.366	-0.730	-0.189	-0.598	-0.898	-0.364	-0.663	-0.665
% H rel			1	-0.465	-0.677	-0.438	0.296	0.326	-0.270	-0.018	-0.183	0.228	0.298	0.431	0.489	0.186	0.389	0.576	0.386	0.364	0.493
vel v				1	0.490	0.140	0.052	-0.396	0.229	0.318	0.540	0.375	-0.238	-0.299	-0.197	0.308	-0.143	-0.512	-0.203	-0.509	-0.220
RS					1	0.394	-0.199	-0.241	0.176	0.155	0.442	0.025	-0.123	-0.101	-0.325	-0.034	-0.517	-0.632	-0.256	-0.432	-0.380
ACY						1	-0.248	0.362	0.800	0.609	0.134	0.199	0.435	0.391	-0.171	0.033	-0.390	-0.271	-0.281	-0.271	-0.141
ACE							1	0.184	0.092	0.412	0.176	0.677	0.084	0.124	0.238	0.857	0.532	0.486	0.368	0.533	0.860
FLU								1	0.322	0.232	-0.283	0.141	0.625	0.498	0.469	0.139	0.170	0.379	0.062	0.374	0.423
PHE									1	0.711	0.067	0.382	0.424	0.316	-0.106	0.334	-0.238	-0.129	-0.248	-0.272	0.066
ANT										1	0.459	0.866	0.441	0.432	-0.136	0.659	-0.052	-0.071	0.033	-0.039	0.391
FTH											1	0.548	0.014	0.170	-0.425	0.330	-0.327	-0.395	0.158	-0.328	0.016
PYR												1	0.298	0.371	0.072	0.829	0.252	0.144	0.264	0.164	0.640
BaA													1	0.634	0.260	0.073	-0.197	0.179	0.294	0.176	0.352
CHR														1	0.169	0.158	-0.076	0.397	0.427	0.171	0.404
BbF															1	0.120	0.438	0.623	0.243	0.356	0.453
BkF																1	0.395	0.301	0.059	0.327	0.717
BaP																	1	0.677	0.209	0.694	0.656
IcdP																		1	0.401	0.761	0.751
DahA																			1	0.411	0.537
BghiP																				1	0.780
Σ PaHs																					1

La correlación positiva con la humedad es moderada $r = 0.493$, esto difiere de los resultados encontrados por otros investigadores que indican que la humedad disminuye la capacidad de adsorción de los HAPs sobre las partículas (Lee y Tsay 1994, Hong *et al.* 2007), sin embargo indican que la adsorción tiene una correlación negativa con la temperatura predominante a la relación con la humedad (Lee y Tsay 1994), en Lima las bajas temperaturas de invierno se relacionan con altos porcentajes de humedad, una mayor humedad favorece la adsorción de los HAPs apolares sobre la superficie del material particulado. La velocidad del viento no tiene correlación con la concentración de HAPs en el material particulado, debido a que los HAPs provienen de fuentes difusas como las emisiones vehiculares, similar a lo determinado en Bari - Italia (Amodio *et al.* 2009).

En la figura 4.2.4, se observa el comportamiento de los HAPs con respecto a dos parámetros de calidad de aire, en épocas húmedas de invierno (agosto) el efecto de la inversión térmica favorece el incremento de la concentración de los contaminantes como el ozono y el dióxido de nitrógeno de forma similar al de HAPs, en el caso de los meses secos de verano (diciembre) la buena dispersión de los contaminantes disminuye la concentración de Ozono, dióxido de nitrógeno y HAPs, estudios realizados en Chile determinaron menor concentración de HAPs en ausencia de inversión térmica comparada con la presencia de inversión térmica (SENAMHI 2014, Gramsch *et al.* 2014).

0.8, los valores bajos corresponden a emisiones diesel mientras que los valores mayores a 0.6 corresponden a emisiones de gasolina (Grimmer *et al.* 1981, Sicre *et al.* 1987).

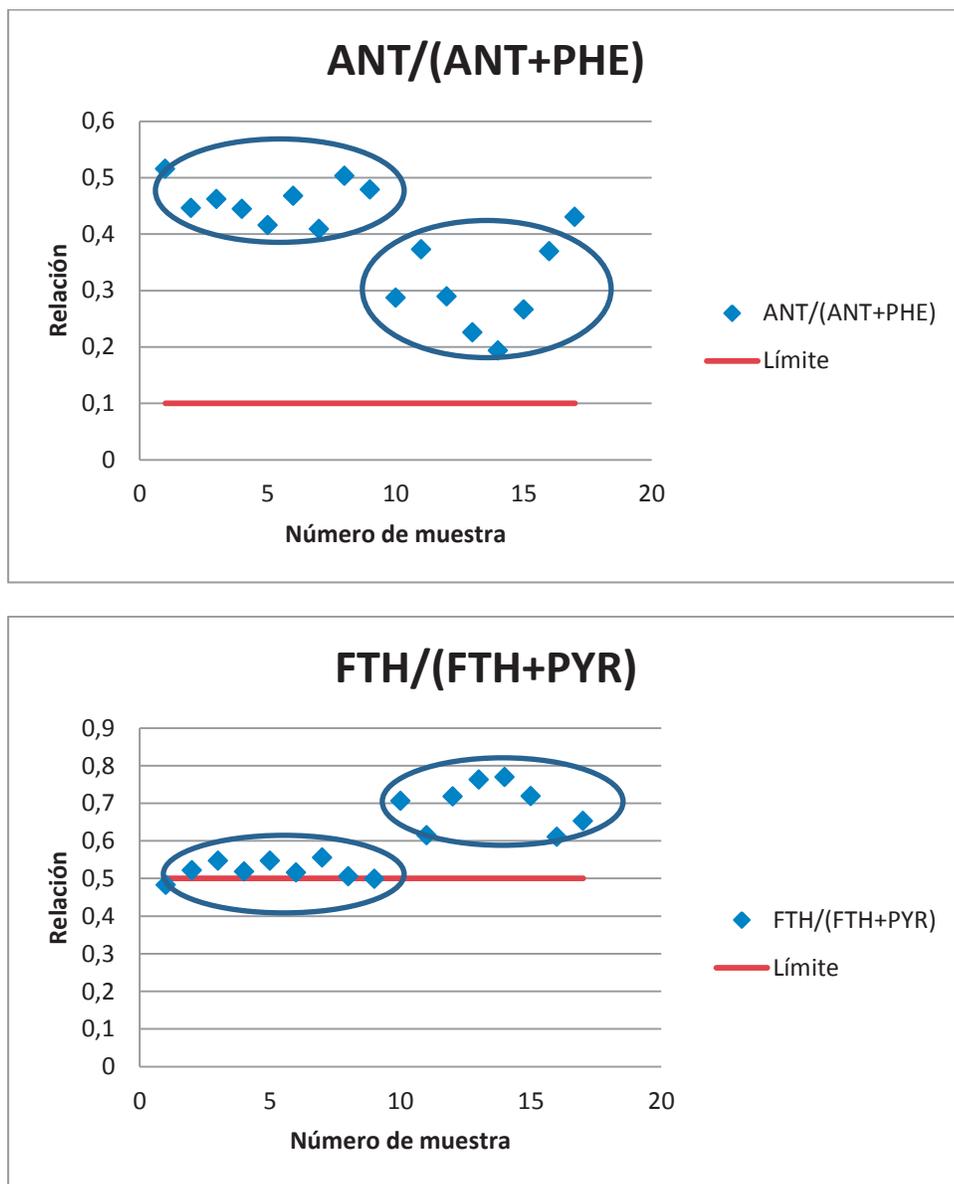


Figura 4.2.5. Relaciones que determinan la naturaleza de las fuentes de PAHs

4.3. EFECTO TÓXICO Y ECOTOXICOLÓGICO DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES DEL CENTRO DE LIMA – PERU

4.3.1. Análisis Ecotoxicológico de los lixiviados de residuos de barrido de calles

En los bioensayos realizados sobre *Daphnia magna*, los valores de CE₅₀ promedio encontrados en los puntos de monitoreo estuvieron entre 3.78 y 31.34 % para 24 horas de duración, entre 3.68 y 23.15 % para 48 horas. Se observa en la tabla **4.3.1**, que la estación Plaza de Armas en época de verano PA V presenta el mayor efecto, probablemente debido al incremento del flujo vehicular en fechas cercanas a Navidad y Año nuevo que generan un incremento del material particulado por lo tanto mayor concentración de HAPs que incrementan la toxicidad del residuo de barrido de calles. Por otro lado, la estación con menor toxicidad fue Abancay Verano AB V, probablemente debido a que en las fechas de monitoreo las condiciones de flujo vehicular son similares a la de los meses de invierno, pero las condiciones climáticas como el incremento de la temperatura y radiación solar favorecen los procesos de fotodegradación, volatilización y menor deposición del material particulado desde el aire de los HAPs, como se observa en la figura **4.2.2**. El incremento de los HAPs en las muestra son metabolizados en el organismo, por la acción del citocromo P450 formando metabolitos oxidados que se acumulan en las *Daphnia* provocando un mayor efecto ecotóxico (Akkanen y Kukkonen 2003).

El promedio del coeficiente de variación para los valores de CE₅₀ evaluados a 48 horas para todas las muestras fue de 10.12 % oscilando entre 4.80 y 20.77 %, esta variabilidad es comparable a la variabilidad interlaboratorios para sustancias químicas (33 %) y efluentes (17 %) (Parkhurst et al. 1992, Casado-Martínez et al. 2006, Wik y Dave 2006). El test de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$), muestra diferencias significativas en la ecotoxicidad sobre *Daphnia magna* de las diferentes estaciones.

En la figura **4.3.1**, se observa que el efecto ecotóxico de los lixiviados de los residuos de barrido de calles sobre el índice de germinación presentan valores por debajo de 0.02 para las estaciones AB I, AB V, JU I, PA I y PA V, la estación JU V presento el menor efecto. Uno de los mayores efectos se presenta en PA V, esto coincide con su concentración alta de la Σ HAPs

(tabla 6.1.1). Este efecto tóxico, como sugiere Kummerova y Kmentová (2004), puede deberse a la exposición de la semilla a HAPs y sus productos fotooxidados que tienen mayor disponibilidad, inhibición de la actividad del ácido glibérico (fitohormona que promueve el crecimiento y elongación celular), adicionalmente mencionan que la alta sensibilidad de las semillas de lechuga a los HAPs coincide con su alto contenido de lípidos (42 %).

Tabla 4.3.1. Toxicidad Aguda evaluada como EC₅₀, EC₁₀ y EC₅ en periodos de 24 y 48 horas sobre *Daphnia magna*.

Estación	Efecto	24 horas				48 horas			
		R1	R2	R3	Promedio	R1	R2	R3	Promedio
AB I	EC ₅₀	9.92	9.58	8.34	9.28	7.46	7.18	6.19	6.94
	EC ₁₀	2.95	2.71	2.17	2.61	1.68	1.51	1.23	1.48
	EC ₅	2.09	1.89	1.48	1.82	1.11	0.97	0.78	0.95
AB V	EC ₅₀	28.37	28.36	37.30	31.34	27.45	18.51	23.49	23.15
	EC ₁₀	5.05	6.81	19.63	10.50	12.02	3.15	8.33	7.83
	EC ₅	3.09	4.54	16.37	8.00	9.51	1.91	6.21	5.88
JU I	EC ₅₀	23.22	19.16	19.45	20.61	14.56	17.42	9.33	13.77
	EC ₁₀	3.64	2.81	2.29	2.91	2.14	2.94	0.93	2.00
	EC ₅	2.15	1.63	1.25	1.68	1.24	1.77	0.48	1.17
JU V	EC ₅₀	4.89	2.71	5.65	4.41	1.14	0.87	1.51	1.17
	EC ₁₀	0.26	0.16	0.48	0.30	0.07	0.05	0.13	0.08
	EC ₅	0.11	0.07	0.24	0.14	0.03	0.02	0.06	0.04
PA I	EC ₅₀	9.01	9.39	10.03	9.48	8.33	7.42	8.02	7.92
	EC ₁₀	2.25	2.60	2.78	2.54	2.37	2.09	2.30	2.25
	EC ₅	1.52	1.81	1.93	1.75	1.66	1.46	1.62	1.58
PA V	EC ₅₀	3.73	3.43	4.19	3.78	3.94	3.65	3.46	3.68
	EC ₁₀	0.36	0.35	0.44	0.38	0.57	0.54	0.44	0.52
	EC ₅	0.19	0.19	0.23	0.20	0.33	0.32	0.24	0.30

Al inicio del crecimiento de las semillas cuando se está en transición de nutrición heterotrófica a autotrófica en las plantas, los HAPs pueden afectar el proceso necesario para adaptar la maquinaria metabólica a condiciones autotróficas, esto puede influenciar en la producción de hormonas de las plantas que controlan el crecimiento de la planta vía división, elongación y diferenciación de las células (Eleftheriou and Bekiari 2000).

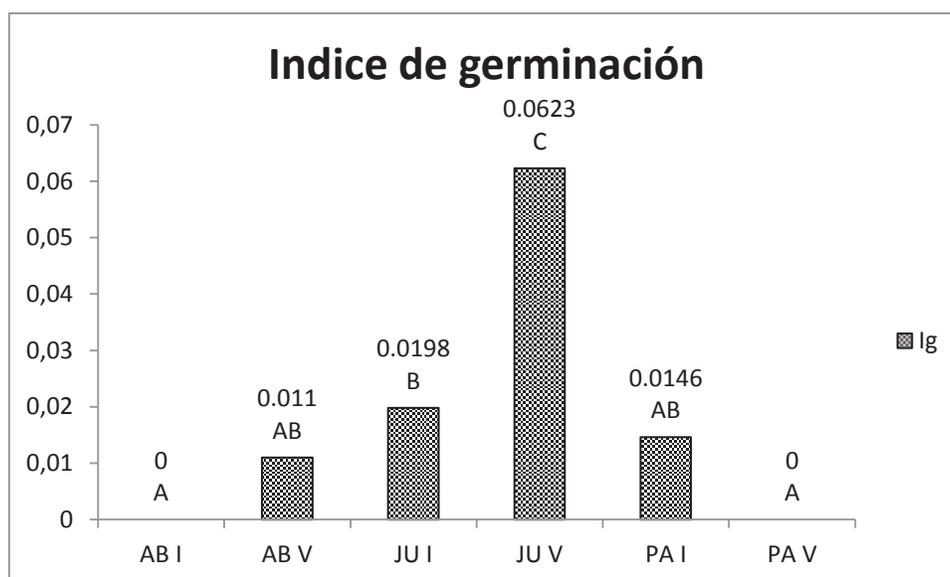


Figura 4.3.1. Índice de germinación de las diferentes estaciones de monitoreo

En el caso de los índices de germinación de las estaciones AB I - AB V y PA V – PA –I la inhibición es alta, pero no difieren significativamente cuando se evalúan con el test de tukey. El menor efecto tóxico presentado en la estación JU V, se correlaciona con el bajo valor de la Σ HAPs (tabla 4.1.1), este valor si difiere significativamente de su valor determinado en invierno, similar a lo determinado para la sumatoria de HAPs para esta estación.

Los valores bajos de índice de germinación la estación AB I y AB V, pueden deberse a sustancias adicionales a los HAPs, como la presencia de metales, debido a que esta zona recibe principalmente el flujo vehicular público y los residuos de barrido de calles, contienen

material mineral provenientes del polvo, restos de neumáticos y emisiones de motores con deficiente condiciones de trabajo.

Tabla 4.3.2. Toxicidad Aguda evaluada como EC₅₀, EC₁₀ y EC₅ en periodos de 120 horas *Lactuca sativa*.

Estación	Efecto	% de germinación				Elongación de la radícula				Elongación del Hipocotilo			
		R1	R2	R3	Prom	R1	R2	R3	Prom	R1	R2	R3	Prom
AB I	EC ₅₀	50.3	53.7	52.1	52.0	8.9	12.7	9.8	10.4	34.3	31.7	31.6	32.5
	EC ₁₀	27.3	31.2	30.3	29.6	1.5	2.6	1.4	1.8	12.8	11.3	12.8	12.3
	EC ₅	23.0	26.8	26.0	25.2	0.9	1.7	0.8	1.1	9.6	8.4	9.9	9.3
AB V	EC ₅₀	68.8	51.2	61.8	60.6	10.7	11.1	10.7	10.9	52.5	47.3	43.0	47.6
	EC ₁₀	40.1	27.8	38.9	35.6	1.0	1.4	1.1	1.1	13.9	10.1	8.7	10.9
	EC ₅	34.4	23.4	34.1	30.6	0.5	0.8	0.6	0.6	9.5	6.5	5.5	7.2
JU I	EC ₅₀	46.3	53.1	61.1	53.5	24.9	28.4	28.6	27.3	53.0	54.5	53.8	53.8
	EC ₁₀	29.4	29.1	30.4	29.6	4.2	5.7	6.4	5.4	10.8	6.9	11.7	9.8
	EC ₅	25.9	24.5	24.9	25.1	2.6	3.6	4.2	3.5	6.9	3.9	7.6	6.1
JU V	EC ₅₀	73.8	72.5	79.4	75.2	14.7	15.8	16.1	15.6	67.8	66.6	67.7	67.3
	EC ₁₀	28.4	30.9	32.4	30.6	1.9	2.4	1.8	2.0	22.2	20.3	21.5	21.3
	EC ₅	21.6	24.2	25.2	23.7	1.1	1.4	1.0	1.2	16.1	14.5	15.5	15.4
PA I	EC ₅₀	76.5	76.5	76.5	76.5	14.8	16.1	12.8	14.5	84.7	71.6	84.9	80.4
	EC ₁₀	54.9	54.9	54.9	54.9	0.8	0.6	0.6	0.7	17.3	21.0	19.0	19.1
	EC ₅	50.0	50.0	50.0	50.0	0.4	0.3	0.2	0.3	11.0	14.9	12.5	12.8
PA V	EC ₅₀	44.9	41.8	33.9	40.2	13.3	14.2	14.3	13.9	24.7	30.2	30.4	28.4
	EC ₁₀	29.2	25.9	25.0	26.7	1.7	2.0	2.3	2.0	2.0	3.3	3.5	2.9
	EC ₅	25.9	22.6	22.9	23.8	1.0	1.1	1.4	1.2	1.0	1.7	1.9	1.6

Como se observa en el tabla 4.3.2, al evaluar el EC₅₀ sobre el porcentaje de germinación, el mayor efecto ecotoxicológico se presenta en la estación PA V con un valor de EC₅₀ = 40.2 %, el menor efecto se observa en la estación JU V EC₅₀ = 79.4 %, esto se correlaciona con el contenido de HAPs presente como se observa en tabla 6.1.1 y de forma similar a lo explicado para el índice de germinación. Sobre el efecto en la elongación de la radícula se observa que la estación AB I presenta el mayor efecto EC₅₀ = 10.4, las muestras provenientes de Abancay en verano e invierno tienen mayor efecto, esto puede deberse a las elevadas concentraciones de los HAPs y a la presencia de otros contaminantes como metales pesados en las muestras, el menor efecto se presenta en la estación JU I con EC₅₀ = 27.3, las muestras provenientes de PA

V presentan toxicidad similar para verano e invierno. Sobre el efecto en la elongación del hipocotilo, se observa que la estación PA V presenta el mayor efecto ecotóxico.

El coeficiente de variación promedio para el EC₅₀ sobre el porcentaje de germinación es 8.4% estando entre valores de 0 a 14.6 %. El EC₅₀ sobre la elongación de la radícula tiene un coeficiente de variación promedio de 8.2 % estando entre valores de 2.3 a 18.9, finalmente para el EC₅₀ sobre la elongación del hipocotilo el coeficiente de variación promedio es 6.3 estando entre valores de 1 a 11.4 %. En todos los casos se observa una buena repetitividad de los resultados de los bioensayos.

Tabla 4.3.3. Unidad tóxica de todos los ensayos ecotoxicológicos

Residuo	Efecto	Unidad Tóxica					Promedio Toxicidad
		<i>Daphnia magna</i>		% germinación	<i>Lactuca sativa</i>		
		24 h	48 h		Elongación radícula	Elongación hipocotilo	
AB I	CE ₅	54.9	105.1	4.0	90.1	10.7	52.9
	CE ₁₀	38.4	67.8	3.4	55.2	8.1	34.6
	CE ₅₀	10.8	14.4	1.9	9.6	3.1	7.9 (t)
AB V	CE ₅	12.5	17.0	3.3	165.4	13.9	42.4
	CE ₁₀	9.5	12.8	2.8	87.6	9.2	24.4
	CE ₅₀	3.2	4.3	1.7	9.2	2.1	4.1 (t)
JU I	CE ₅	59.7	85.8	4.0	29	16.3	38.9
	CE ₁₀	34.3	50.0	3.4	18.4	10.2	23.2
	CE ₅₀	4.9	7.3	1.9	3.7	1.9	3.9 (t)
JU V	CE ₅	704.2	2586.2	4.2	86.5	6.5	677.5
	CE ₁₀	331.9	1229.5	3.3	48.8	4.7	323.6
	CE ₅₀	22.7	85.3	1.3	6.4	1.5	23.4 (mt)
PA I	CE ₅	57	63.4	2.0	356.3	7.8	97.3
	CE ₁₀	39.3	44.4	1.8	149.6	5.2	48.1
	CE ₅₀	10.6	12.6	1.3	6.9	1.2	6.5 (t)
PA V	CE ₅	498.3	338.6	4.2	85.7	64.3	198.2
	CE ₁₀	260.9	194.2	3.7	49.6	33.9	108.5
	CE ₅₀	26.4	27.2	2.5	7.2	3.5	13.4 (mt)

Los valores de ecotoxicidad de los residuos de barrido de calles fueron convertidos en valores de unidad tóxica con la finalidad de poder tener todos los resultados en valores adimensionales

que son aditivos y comparables. Los valores de las UT fueron comparados con el promedio de toxicidad y utilizando una escala arbitraria (Persoone et al. 1993, Manusadzianas et al., 2003), se clasificó la toxicidad de los residuos como sin toxicidad (st) < 1 UT, tóxico (t) 1 – 10 UT, muy tóxico (mt) 11 – 100 UT, extremadamente tóxico (et) > 100 UT. Como se observa en la tabla 4.3.3, los residuos de barrido de calles de las estaciones jirón de la unión verano JU V y Plaza de Armas Verano PA V, son muy tóxicas, las estaciones AB I, AB V, JU I y PA I son tóxicas.

Tabla 4.3.4. Índice de la prueba del efecto ecotoxicológico potencial PEEP

Estación de Monitoreo	Efecto	Impresión Tóxica	Q (kg/h)	Carga Tóxica	PEEP
AB I	EC5	264.811	0.011	3.902	0.5913
	EC10	172.841		2.894	0.4615
	EC50	39.7701		1.436	0.1571
AB V	EC5	212.094	0.0045	1.95	0.2901
	EC10	121.862		1.546	0.1892
	EC50	20.4725		1.092	0.0381
JU I	EC5	194.79	0.0012	1.241	0.0939
	EC10	116.273		1.144	0.0584
	EC50	19.5041		1.024	0.0104
JU V	EC5	3387.66	0.0017	6.595	0.8192
	EC10	1618.14		3.672	0.5650
	EC50	117.244		1.194	0.0769
PA I	EC5	486.53	0.0022	2.073	0.3165
	EC10	240.28		1.53	0.1846
	EC50	32.5978		1.072	0.0301
PA V	EC5	991.111	0.0031	4.102	0.6130
	EC10	542.337		2.698	0.4310
	EC50	66.7742		1.209	0.0824

Los valores de PEEP pueden ser utilizados en diferentes número y tipos de test, así como diferentes matrices ambientales (Blaise y Féraud 2005), en nuestro estudio se emplearon 5 respuestas tóxicas en dos organismos de ensayo para evaluar la toxicidad del residuos de barrido de calles. Como se observa en la tabla 4.3.4, la cantidad de residuo de barrido de calles generado en un sección transversal de 10 m en los puntos de monitoreo es mayor en la estación AB I (0.011 kg/h), por esta razón el PEEP medido para la EC50 es mayor en esta estación, 0.1571, en las otras estaciones la cantidad de residuos de barrido de calles es similar,

entre estas la estación. PA V, presenta el mayor valor de PEEP (0.0824) por presentar la mayor impresión tóxica cuando se evalúa EC50.

Tabla 4.3.5. Concentración promedio de HAPs en muestras de barrido de calles y concentración tóxica equivalente BaPeq ug.kg⁻¹

Compuesto	TEF	AB I	AB V	PA I	PA V	JU I	JU V
NAP	0.001	60.02	0.00	42.30	0.00	16.72	0.00
ACY	0.001	18.25	0.00	0.00	0.00	0.00	43.11
ACE	0.001	2175.87	1935.75	2515.84	2229.96	1884.20	3282.72
FLU	0.001	107.48	0.00	170.47	0.00	170.22	273.25
PHE	0.001	44.73	25.58	95.57	40.04	25.48	60.47
ANT	0.01	1220.96	625.08	784.12	747.97	771.24	825.98
FTH	0.001	491.62	418.59	269.14	566.42	1144.52	595.72
PYR	0.001	387.86	238.53	416.32	363.68	125.16	248.05
BaA	0.1	690.04	1150.16	1199.90	2449.84	869.59	1250.92
CHR	0.01	968.88	1091.09	1212.16	2520.10	1163.91	1400.49
BbF	0.1	422.44	1350.88	1435.52	31141.84	14549.62	333.01
BkF	0.1	1080.99	1328.82	8495.28	6120.96	1977.38	4841.86
BaP	1	812.45	790.96	3773.88	1700.78	1719.90	1965.38
IcdP	0.1	2235.23	1676.35	1503.13	20509.41	324.60	506.44
DahA	1	1688.99	1890.57	1503.01	1880.18	914.26	1446.35
BghiP	0.01	1743.54	1833.39	1911.86	3653.90	1704.85	2271.61
BaP eq CET		2986.93	3270.27	6582.87	9675.59	4446.05	4154.44

4.3.2. Análisis Toxicológico – Riesgo Carcinogénico

La evaluación probabilística del riesgo de exposición a carcinogénicos como los HAPs, medido como ILCR entre 10^{-6} and 10^{-4} indica riesgo potencial, cuando el ILCR es mayor a 10^{-4} denota gran potencial de riesgo a la salud (Liao y Chiang 2006, Chiang et al. 2009, Soltani et al. 2015). Valores menores o igual a 10^{-6} son aceptables (Chiang et al. 2009). En el presente estudio el valor del ILCR por ingestión para niños se encuentra entre 1.479×10^{-3} y 4.792×10^{-3} , para adultos entre 7.258×10^{-3} y 2.351×10^{-2} , el valor de ILCR por vía dermal para niños se encuentra entre 4.610×10^{-2} y 1.493×10^{-1} , para adultos entre 2.133×10^{-2} y 6.908×10^{-2} , en ambos casos por ingestión o vía dermal se tiene un gran riesgo potencial para niños y adultos, siendo la estación Plaza de Armas en Verano (PA V), la que presenta los mayores valor debido a la influencia de diversas fuentes relacionadas con las fiestas de fin de

año. Los valores de ILCRs por inhalación para niños y adultos son ligeramente mayores a 10^{-6} , lo que indica que existe un riesgo potencial por esta vía también.

En la tabla 4.3.5 se observa los valores de BaP eq utilizados para en el cálculo del riesgo carcinogénico, los valores obtenidos en la estación plaza de armas fue mayor que los otras muestras por presentar un residuo de barrido de calles de menor diámetro.

Como se observa en la tabla 4.3.6, el riesgo total de cáncer expresado como la suma de los ILCRs para niños y adultos es mayor que la línea de base aceptable de 1 caso por un millón de personas, indicando un gran potencial de riesgo carcinogénico en todas las estaciones. En adultos, la estación PA V presenta el mayor riesgo 9 casos en 100, la estación AB I presenta el menor riesgo 3 casos en 100. En niños la tendencia es similar pero el riesgo es 1.7 veces mayor.

Tabla 4.3.6. Riesgo de Cáncer en el Centro de Lima debido a la exposición de humanos a los HAPs provenientes de los residuos de barrido de calles

Grupo Expuesto	AB I	AB V	PA I	PA V	JU I	JU V
Niños						
ILCRs ingestión	1.479E-03	1.620E-03	3.260E-03	4.792E-03	2.202E-03	2.057E-03
ILCRs dermal	4.610E-02	5.047E-02	1.016E-01	1.493E-01	6.862E-02	6.412E-02
ILCRs inhalación	1.434E-06	1.570E-06	3.161E-06	4.645E-06	2.135E-06	1.995E-06
Riesgo de Cáncer niño	4.758E-02	5.209E-02	1.049E-01	1.541E-01	7.082E-02	6.618E-02
Adulto						
ILCRs ingestión	7.258E-03	7.946E-03	1.599E-02	2.351E-02	1.080E-02	1.009E-02
ILCRs dermal	2.133E-02	2.335E-02	4.700E-02	6.908E-02	3.174E-02	2.966E-02
ILCRs inhalación	3.655E-06	4.002E-06	8.055E-06	1.184E-05	5.441E-06	5.084E-06
Riesgo de Cáncer adulto	2.859E-02	3.130E-02	6.300E-02	9.260E-02	4.255E-02	3.976E-02

En la matriz de correlación de Pearson de la tabla 4.3.7, se observa correlaciones positivas entre la concentración de los HAPs con los parámetros ecotoxicológicos y toxicológicos. La unidad toxica del test de toxicidad aguda CE50 evaluados sobre *Daphnia magna* por 48 horas UTD48 presenta correlación positiva con la Σ HAPs ($r = 0.937$), con el BaP eq ($r = 0.816$) y con el riesgo de cáncer en niños y adultos. Las Unidades tóxicas del test con *Lactuca sativa* cuando se evalúa el porcentaje de germinación, elongación de la radícula e hipocotilo no presenta correlación con las concentraciones de HAPs, sin embargo cuando se evalúa el índice de germinación, presenta correlación positiva con la Σ HAPs ($r = 0.968$), con el BaP eq ($r =$

0.938) y con el riesgo de cáncer en niños y adultos RCNA ($r = 0.938$). El potencial tóxico se relaciona positivamente con la Σ HAPs ($r = 0.844$) así como con el BaP eq ($r = 0.702$) principalmente debido a la influencia del tests con *Daphnia magna*. El PEEP tiene buena correlación con los ensayos sobre *Lactuca sativa* unidad tóxica de la inhibición de la elongación de la radícula ($r=0.641$) y del hipocolito ($r= 0.635$), esto debido principalmente a la gran diferencia entre los valores de caudal másico de los residuos de barrido de calles. El riesgo de Cáncer en niños y adultos se correlaciona positivamente con la sumatoria de HAPs ($r = 0.934$).

Tabla 4.3.7. Correlación de parámetros toxicológicos y ecotoxicológicos con las concentraciones de HAPs.

Variables	Σ HAPs	BaP eq	UTD24	UTD48	UTGLS	UTERLS	UTEHLS	PT	PEEP	Ig	RCNA
Σ PAHs	1	0.934	0.483	0.937	-0.565	-0.363	-0.519	0.844	-0.059	0.968	0.934
BaP eq		1	0.365	0.816	-0.435	-0.642	-0.518	0.702	-0.248	0.938	1.000
UTD24			1	0.704	0.268	-0.035	0.338	0.838	0.376	0.266	0.365
UTD48				1	-0.337	-0.152	-0.211	0.975	0.216	0.845	0.816
UTGLS					1	0.049	0.901	-0.168	0.256	-0.653	-0.435
UTERLS						1	0.402	-0.065	0.641	-0.397	-0.642
UTEHLS							1	-0.027	0.635	-0.641	-0.518
PT								1	0.325	0.708	0.702
PEEP									1	-0.203	-0.249
Ig										1	0.938
RCNA											1

4.4. DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICICLICOS DE RESIDUOS DE BARRIDO DE CALLES EN COMPOST

4.4.1. Caracterización Físicoquímica del Compost

Como se observa en la tabla 4.4.1, las muestras provenientes de CEMTRAR presentan menores valores de humedad, material orgánico como LOI, relación C/N y mayores valores de ceniza y porcentaje de ácidos húmicos que las muestras de XRUNNER. Las muestras de CEMTRAR difieren significativamente de las muestras de XRUNNER.

Tabla 4.4.1. Resultados de Caracterización del Compost

	% Humedad	Ceniza	LOI	C/N	% HA
CM	34.15	41.5	35.08	11.97	9.9
CI	18.81	43.9	43.61	12.63	8.9
XI	80.44	3.9	79.62	14.42	4
XM	54.42	23.3	48.43	14.8	1.9

La producción del compost de XRUNNER al obtenerse por varios procesos con bajo contenido de oxígeno, presenta contenidos de ácidos húmicos menores al de CEMTRAR donde se obtiene íntegramente por procesos aeróbicos, situación similar ha sido descrita por Binner et al 2007.

4.4.2. Degradación de HAPs en muestras de Compost

El contenido inicial de HAPs en las muestras de barrido de calles (tabla 4.4.2) expresado como Σ HAPs presenta un valor de 2.7234 $\mu\text{g/g}$ y como Benzo[a]pireno equivalente B(a)eq de 0.2824 $\mu\text{g/g}$. Como se observan en la figura 4.4.1 en condiciones adecuadas de humedad y aireación el residuo de barrido de calles en 120 días se reduce en 65 % la Σ HAPs. Los tratamientos con muestras XI y XM logran una reducción del 93.4 y 95.6 % respectivamente mientras que con las muestras CI y CM logran una reducción del 81.3 y 85.5 % respectivamente, esta situación puede deberse a que el material de compost XI y XM provienen de procesos parcialmente anaeróbicos y al someterse a un tratamiento aerobico promueven los microorganismos que forman sustancias húmicas (Binner et al. 2007). Estos microorganismos tienen la capacidad de degradar a los HAPs de forma similar como degradan la materia orgánica para producir sustancias húmicas (Martens R. 1982, Reid et al. 2002), por otro lado las muestras XI y XM al tener mayor relación C/N están en estado incompleto de maduración. Por otra lado se observa que entre los 30 primeros días se logra una remoción

mayor al 60 % de la Σ HAPs para todas las muestra de compost con residuos de barrido de calles. En la muestra de residuos de barrido de calles se logra el 60% de la Σ HAPs recién a los 90 días.

Tabla 4.4.2. Contenido de HAPs en muestra de barrido de calles

HAPs	TEF	LDM	Unidades	RB (mg/L)	RB ug/g
Naftaleno	0.001	0.00007	mg/L	ND	ND
Acenaftileno	0.001	0.00007	mg/L	ND	ND
Acenafteno	0.001	0.00007	mg/L	ND	ND
Fluoreno	0.001	0.00007	mg/L	ND	ND
Fenantreno	0.001	0.00007	mg/L	0.02487	0.12435
Antraceno	0.01	0.00007	mg/L	ND	ND
Fluoranteno	0.001	0.00007	mg/L	0.06432	0.3216
Pireno	0.001	0.00007	mg/L	0.11086	0.5543
Benzo(a)antraceno	0.1	0.00007	mg/L	0.04763	0.23815
Criseno	0.01	0.00007	mg/L	0.04830	0.2415
Benzo(b)fluoranteno	0.1	0.00007	mg/L	0.05591	0.27955
Benzo(k)fluoranteno	0.1	0.00007	mg/L	0.02612	0.1306
Benzo(a)pireno	1	0.00007	mg/L	0.03116	0.1558
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0.1	0.00007	mg/L	0.03960	0.198
Dibenzo(a,h)antraceno	1	0.00007	mg/L	0.01509	0.07545
Benzo(g,h,i)perileno	0.01	0.00007	mg/L	0.08081	0.40405
Σ HAPs				0.54467	2.7234
B(a)P eq				0.05648	0.2824

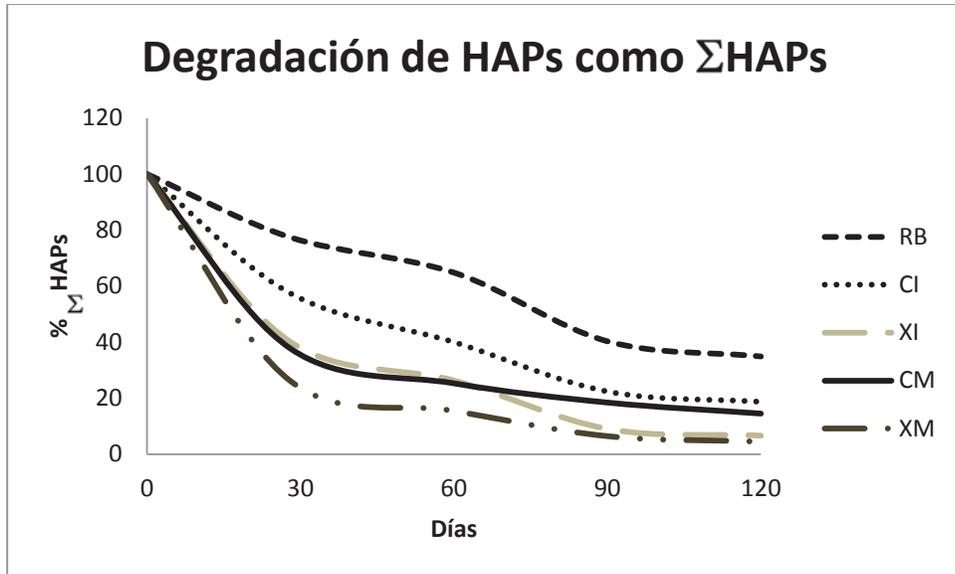


Figura 4.4.1. Degradación de HAPs como Σ HAPs

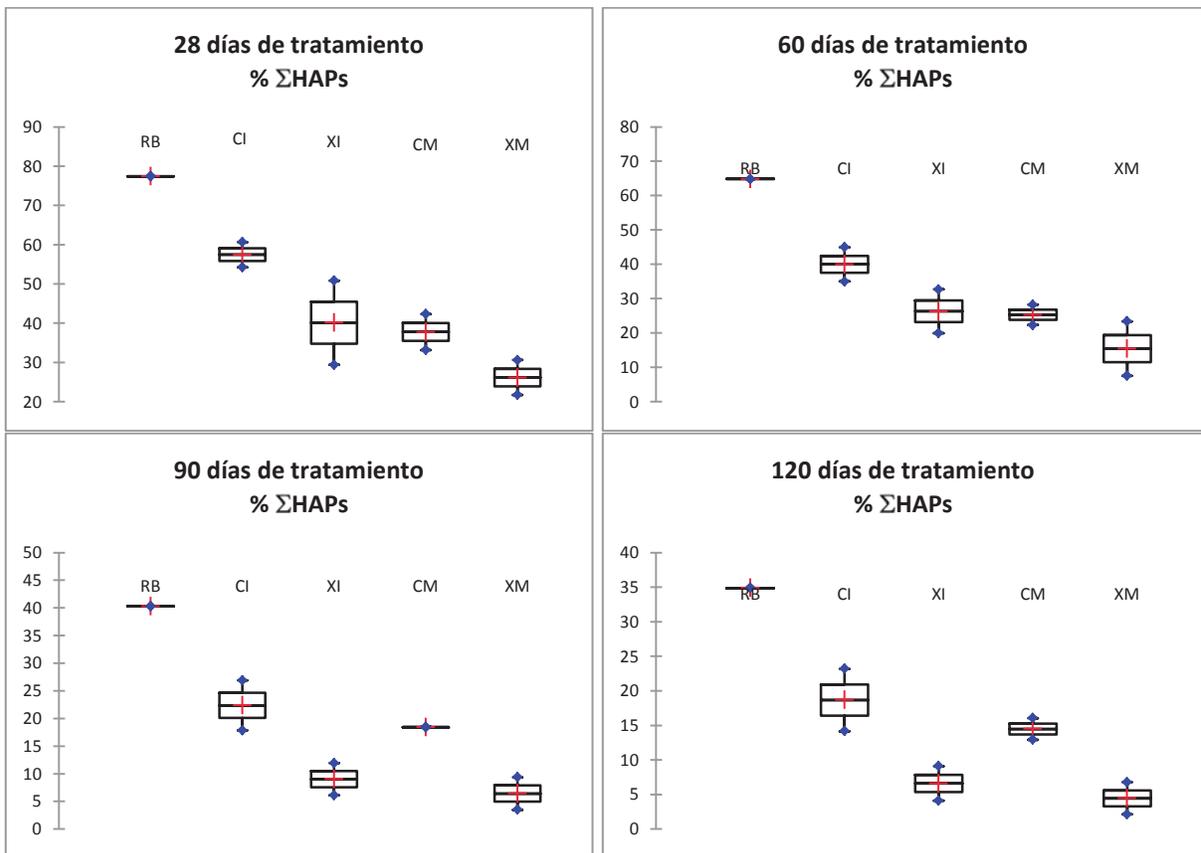


Figura 4.4.2. Degradación de HAPs como Σ HAPs por tiempo de tratamiento

Como se observa en el diagrama de cajas y bigotes para las repeticiones de los tratamiento figura 4.4.2, en todos los casos los tratamientos difieren significativamente de la muestra de RB sin tratamiento por compostaje. A los 28 y 60 días los tratamientos con XM presenta mayor remoción que los otros tratamientos. A los 90 y 120 días la remoción lograda por los tratamientos XI y XM presentan valores similares de remoción que difieren significativamente de los tratamientos CI y CM, esto puede estar correlacionado con la generación de microorganismos capaces de formar sustancias húmicas que se forman preferentemente cuando la muestra de compost ha tenido una fase inicial parcialmente anaeróbica.

4.4.3. Efecto Ecotóxico y Tóxico de los lixiviados de muestras tratadas y sin tratar

El efecto tóxico riesgo carcinogénico evaluado como el contenido de B(a)P eq, como se observa en la figura 4.4.3, se reduce en más del 66 % en todos los tratamientos con compost en 30 días, los tratamientos CI y CM presentan una menor remoción que XI y XM. La muestra de residuos de barrido de calles logra alcanzar una remoción del 60 % recién a los 90 días, requiere de una fase previa de acondicionamiento.

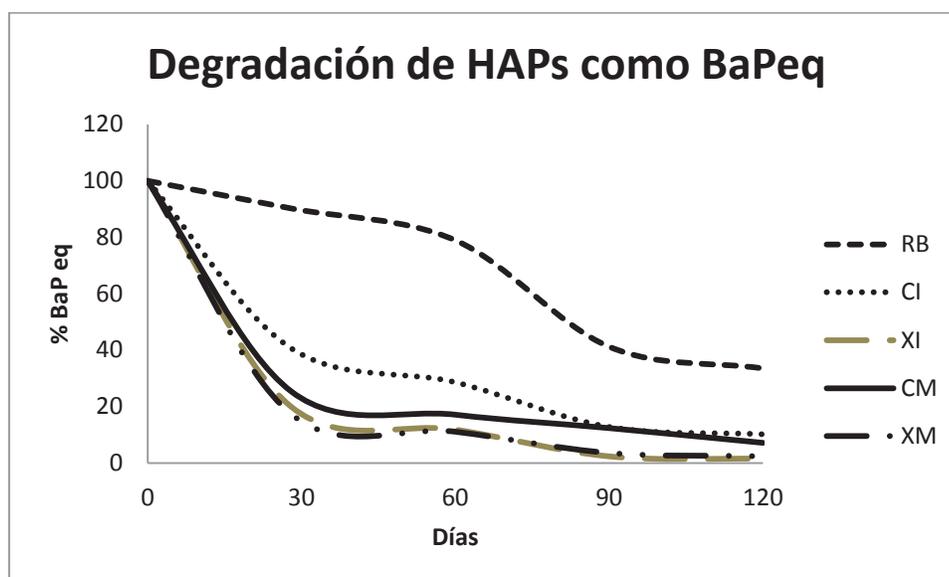


Figura 4.4.3. Degradación de HAPs como B(a)P eq

Como se observa en la figura 4.4.4 las muestras inmaduras CI y XI después de un tiempo de 90 días de tratamiento incrementan su efecto ecotóxico sobre *daphnias*, en el caso de las muestras maduras CM y XM esto sucede a los 28 días. Este comportamiento puede deberse a

la formación de productos intermediarios con mayor solubilidad en agua como epóxidos y dihidróxidos debido a procesos cometabólicos de los HAPs (Cerniglia 1992) en la mezcla de residuo de barrido de calles y compost. Por otro lado las muestras maduras inician el proceso de degradación rápidamente debido a la presencia de organismos con capacidad de degradar ácidos húmicas en condiciones aeróbicas, en el caso de las muestras inmaduras es necesario un periodo de adaptación de 60 días.

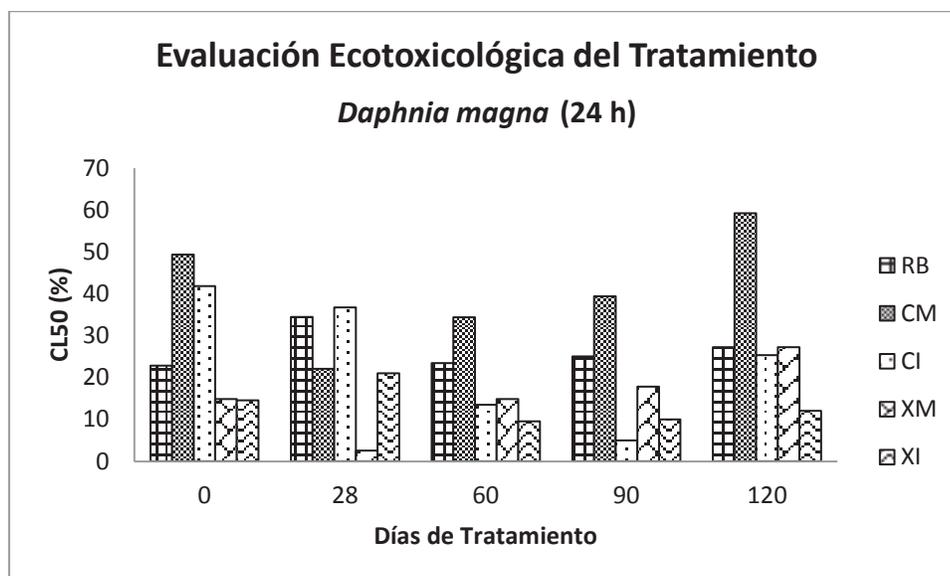


Figura 4.4.4. Efecto Ecotoxicológico del Tratamiento evaluado sobre *Daphnia magna* 24 horas

Como se observa en la figura 4.4.5 el índice de germinación evaluado sobre *Lactuca sativa* presenta un comportamiento irregular en el caso de RB los valores de índice de germinación son menores a 1.1, los tratamientos con muestras XI y XM, en promedio disminuyen su índice de germinación a los 28 días similar a lo observado con las *daphnias*, esto probablemente debido a la formación de metabolitos tóxicos provenientes de la degradación de los HAPs. Las muestras CI y CM incrementan su índice de germinación hasta los 90 primeros días, a los 120 de tratamiento el índice de germinación disminuye ligeramente pero es significativamente mayor que la muestra en el día 0. Como se observa en la figura 6.4.6, en los tratamientos con XI, XM, CI y CM el índice de germinación del residuo sólido de barrido de calles varía en forma diferenciada, en todos los casos se tiene reducción de los índices de germinación a

diferentes tiempos, esto es debido a la formación de metabolitos tóxicos en diferentes tiempos asociado con la mayor degradación de HAPs.

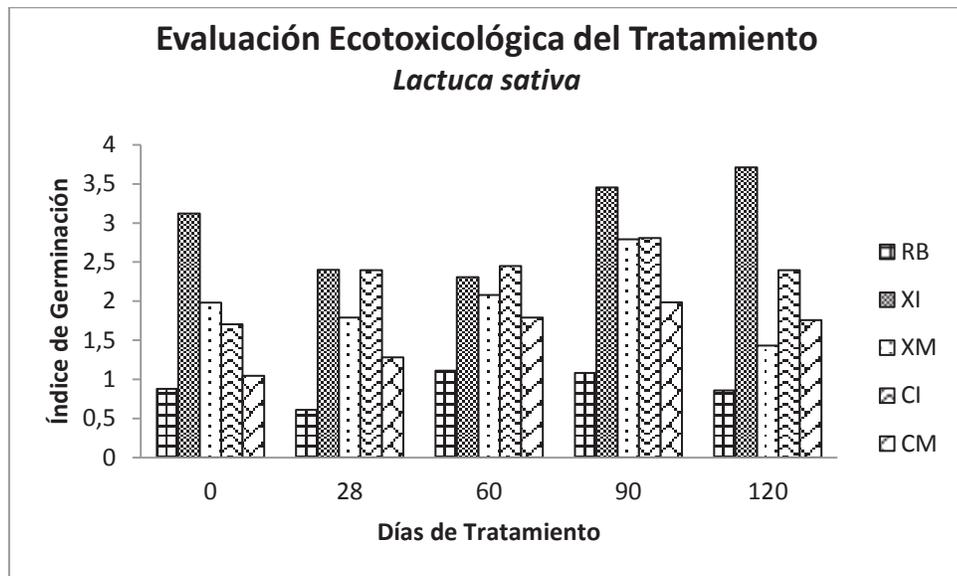


Figura 4.4.5. Efecto Ecotoxicológico del Tratamiento evaluado sobre *Lactuca sativa*

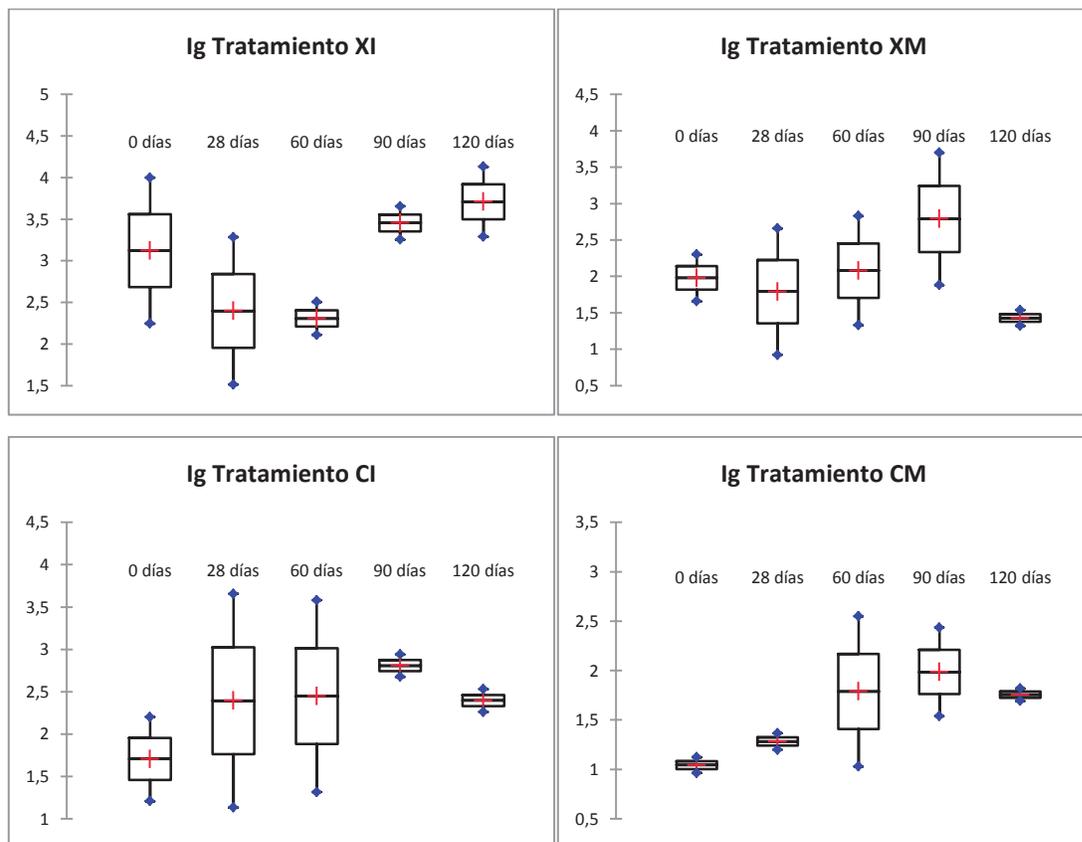


Figura 4.4.6. Diagrama de cajas y bigotes de los tratamientos evaluados como índice de germinación en *Lactuca sativa*.

Los valores de ecotoxicidad de los tratamientos fueron convertidos en valores de unidad tóxica con la finalidad de poder tener todos los resultados en valores adimensionales que son aditivos y comparables. Los valores de las UT fueron comparados con el promedio de toxicidad y utilizando una escala arbitraria (Persoone et al. 1993, Manusadzianas et al. 2003), se clasificó la toxicidad de los residuos como sin toxicidad (st) < 1 UT, tóxico (t) 1 – 100 UT, muy tóxico (mt) 11 – 100 UT, extremadamente tóxico (et) > 100 UT. Como se observa en la tabla 4.4.3, los tratamientos con muestras de compost inmaduros al cabo de 120 días han formado metabolitos oxidados con mayor solubilidad y efecto tóxico, pueden ser compuestos epóxidos o dihidroxidos de HAPs (Cerniglia 1992). En el caso de tratamientos con muestras de compost maduro CM y XM la ecotoxicidad de las muestras tratadas después de 120 días disminuye, probablemente debido a la formación de compuestos menos tóxicos comparados con los residuos de barrido de calles.

Tabla 4.4.3. Unidad tóxica de todos los ensayos ecotoxicológicos a 120 días de tratamiento

Residuo	Efecto	Unidad Tóxica				Promedio Ecotoxicidad
		<i>Daphnia magna</i>		<i>Lactuca sativa</i>		
		24 h	48 h	% germinación	Elongación radícula	
RB		3.6753	4.3348	1.7826	6.5359	4.1 (t)
CI		4.1054	11.8315	1.1896	3.4188	5.1 (t)
XI		8.3043	12.1271	1.0000	2.6954	6.0 (t)
CM		1.6893	1.9257	1.7082	3.3272	2.2 (t)
XM		3.6717	3.6724	1.8632	3.7523	3.2 (t)

En la matriz de correlación de Pearson de la tabla 4.4.4, se observa que la humedad presenta correlación positiva con la pérdida por ignición (LOI) y relación C/N, presenta correlación negativa con el porcentaje de ácidos húmicos (HA) y contenido de Σ HAPs al final del tratamiento, esto puede deberse a que las muestras húmedas provenientes de XRunner presentan mayor contenido de material orgánico inestable, los microorganismos al adaptarse a

este medio cometabolizan a los HAPs en el proceso de formación de ácidos húmicos. La pérdida por ignición se correlaciona positivamente con la relación C/N, ecotoxicidad y negativamente con el contenido de HAPs, esto nos indica que las muestras con mayor contenido de carbono no estable tiene menor cantidad de ácidos húmicos pero durante el tratamiento cometaboliza los HAPs en el proceso de producción de ácidos húmicos, generando metabolitos ecotoxicos de epóxidos o dihidroxidos de HAPs (Cerniglia 1992). El porcentaje de ácidos húmicos se correlaciona positivamente con el % Σ HAPs y % B(a)P eq luego de 120 días de tratamiento, esto se debe a que las muestras con bajo contenido de ácidos húmicos provienen de XRunner donde han sido tratados en condiciones parcialmente aneróbicas y durante el tratamiento aeróbico han promovido la degradación de la materia orgánica en ácidos húmicos mediante microorganismos capaces de cometabolizar HAPs reduciendo su concentración (Martens R. 1982, Cerniglia 1992, Reid et al. 2002, Binner et al. 2007).

Tabla 4.4.4. Correlación de parámetros toxicológicos, ecotoxicológicos, concentraciones de HAPs al final del tratamiento y composición del compost.

Variables	% Humedad	Ceniza	LOI	C/N	% HA	Ecotoxicidad	% Σ HAPs	%B(a)P eq
% Humedad	1	-0.983	0.869	0.772	-0.745	0.383	-0.857	-0.948
Ceniza		1	-0.932	-0.821	0.775	-0.530	0.822	0.911
LOI			1	0.675	-0.584	0.786	-0.570	-0.700
C/N				1	-0.990	0.368	-0.897	-0.855
% HA					1	-0.232	0.930	0.868
Ecotoxicidad						1	-0.041	-0.152
Σ HAPs							1	0.975
B(a)P eq								1

V. CONCLUSIONES

La concentración de HAPs en residuos de barrido de calles expresado como Σ HAPs, presentan rangos de concentración que varían entre 14.15 y 73.93 $\mu\text{g/g}$, son de naturaleza pirogénica debido a la combustión de hidrocarburos como la gasolina y el diesel, presentes en las emisiones vehiculares. La concentración de HAPs con respecto a la estación del año no presenta variación significativa para las estaciones de la Av. Abancay y Jirón de la Unión. La variación de la concentración de HAPs en la estación Plaza de Armas con respecto a las estaciones del año, estuvo influenciada por el incremento de flujo vehicular en épocas cercanas a festividades y probablemente por otras fuentes de combustión como los fuegos artificiales o fuentes estacionarias.

La concentración de HAPs en material particulado en el centro de Lima expresado como Σ HAPs, presentan rangos de concentración que varían entre 33.10 y 68.35 ng/m^3 , son de naturaleza pirogénica. La concentración de HAPs como BaP_{eq} nos indica que el material particulado en época de invierno es mayor que en la época de verano para todas las estaciones de monitoreo, principalmente debido a que en época de invierno la inversión térmica no permite una buena dispersión de los HAPs. La concentración de HAPs disminuye con la temperatura, radiación solar; aumenta con el incremento de flujo vehicular en épocas festivas, la humedad y frecuencia de eventos de inversión térmica. La concentración de HAPs presentan comportamiento similar al ozono y dióxido de nitrógeno.

El efecto ecotoxicológico de los lixiviados de las muestras de barrido de calles del Centro de Lima, presentan un efecto tóxico a muy tóxico. La estación PA V es la que presenta el mayor efecto tóxico, sin embargo la estación que presenta mayor índice de efecto tóxico potencial (PEEP) es la estación AB I por su mayor valor de caudal másico ($Q = 0.011 \text{ kg residuo/h}$).

Los valores de ecotoxicidad para *Daphnia magna* tienen buena correlación la concentración de HAPs. En los test con *Lactuca sativa* existe correlación con la concentración de HAPs y otros contaminantes como en el caso de las estaciones de la Avenida Abancay.

Los residuos de barrido de calles presentan elevado riesgo carcinogénico cuando son absorbidos por vía oral o dérmica.

Los HAPs pueden ser degradados utilizando tratamientos con compost alcanzado porcentajes de remoción mayores al 60 % en 30 días y 80 % en 120 días, siguiendo rutas cometabólicas.

Muestras de compost que provienen de un proceso anaeróbico antes del aeróbico tienen mayor capacidad para degradar HAPs. La degradación de los HAPs en muestras de compost forma inicialmente metabolitos más tóxicos que incrementan el efecto tóxico principalmente entre los días 28 a 60, esto debido a que estos son más solubles en agua haciendo más biodisponibles, luego esta toxicidad disminuye por la biodegradación de los metabolitos y la disminución de la concentración de los HAPs. Las muestras con compost maduro, generan menores efectos ecotoxicológicos y toxicológicos.

VI. RECOMENDACIONES

Evaluar el contenido de HAPs, los efectos tóxicos y ecotoxicológicos de muestras adicionales de barrido de calles de otros puntos de la ciudad.

Determinar el grado de interferencia de hidrocarburos de cadena lineal con el contenido de ACE.

Realizar ensayos ecotoxicológicos adicionales, tales como test de Ames, inhibición de microorganismos transformadores de nitrógeno y carbono en la muestra de residuos de calles.

Establecer relaciones entre el contenido de HAPs en muestras de barrido de calles y material particulado.

Continuar la investigación en el tratamiento de los residuos de barrido de calles por compostaje, determinando metabolitos formados

Establecer el efecto tóxico de los metales en las muestras de residuos de barrido de calles y material particulado

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams D.F. 1987. Separation sampling for aerosol and gaseous semi-volatile organics -- an overview and example. Proceedings of the 1987 EPA/APCA Symposium on Measurement of Toxic and Related Air Pollutants, Research Triangle Park, NC.

Agudelo-Castañeda D. M., Teixeira E. C. 2014. Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in PM1.0. *Atmospheric Environment* 96, 186-200.

Akkanen J., Kukkonen J. 2003. Biotransformation and bioconcentration of pyrene in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 64. 53 - 61

Amodio M., Caselli M., De Gennaro G., Tutino M. 2009. Particulate PAHs in two urban areas of Southern Italy: Impact of the sources, meteorological and background conditions on air quality. *Environmental Research* 109, 812–820.

Antizar-Ladislao B., Lopez-Real Joseph, Beck A. J., 2005. Laboratory studies of the remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soil by in-vessel composting. *Waste Management* 25, 281–289

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. Atlanta, GA, USA.

Baek S. , Field R., Goldstone M., Kirk P., Lester J., Perry R. 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, & Soil Pollution* 60, 3-4.

Blaise C., Féraud J-F. 2005. *Small-scale Freshwater Toxicity Investigations*, Vol 2, 69-87. Springer. Printed in the Netherlands.

Binner E., Smidt E., Lechner P. 2007. Humic Acids – A Quality Criteria for Composts. Tagungsband der 15th Annual Conference & Trade Show des US Composting Councils. Orlando, Florida.

Binner E. 2012. Composting of Biowastes by Open Windrow Systems. 2° Congreso de Residuos Sólidos en el Perú, Logística, reciclaje, reuso, tratamiento y disposición final.

Budzinski H., Jones I., Bellocq J., Piérard C. y Garrigues P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar. Chem.* 58, 85–97.

Bundesgesetzblatt Für Die Republik Österreich (BGBl. II) – Ausgegeben am 14. August 2001 – Nr. 292, pp 1756 – 1776.

Carlstrom C. J., Tuovinen O. H. 2003. Mineralization of phenanthrene and fluoranthene in yardwaste compost. *Environmental Pollution* 124, 81–91

Casado-Martínez M.C., Beiras R., Belzunce M.J., González-Castromil M.A., Marín-Guirao L., Postma J.F., Riba I., DelValls T.A. 2006. Interlaboratory assessment of marine bioassays to evaluate the environmental quality of coastal sediments in Spain. IV. Whole sediment toxicity test using crustacean amphipods. *Ciencias Marinas*, 32(1B): 149–157

Castro, S.; Hermosa, A. 2006. Utilización de los Residuos de la Industria forestal: Aserrín, para la elaboración de compost. Tesis Forestal. Universidad Agraria La Molina.

Cerniglia C.E. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons, *Biodegradation* 3, 351–368.

Chen S.C., Liao C.M. 2006. Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Sci Total Environ* 366:112–23.

Chetwittayachana T., Shimazaki D., Yamamoto K. 2002. A comparison of temporal variation of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (pPAHs) concentration in different urban environments: Tokyo, Japan, and Bangkok, Thailand *Atmospheric Environment* 36, 2027–2037

Chiang K., Chio C., Chiang Y., Liao C. 2009. Assessing hazardous risks of human exposure to temple airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Hazardous Materials* 166, 676–685.

CONAM (Concejo Nacional del Ambiente). 2005. Estudio transporte urbano y medio ambiente. Lima Perú.

Crawford S.L., Johnson G.E., Goetz, F.E. 1993. The potential for bioremediation of soils containing PAHs by composting. *Compost Science and Utilization* 1, 41–47.

CTCL, Concejo de Transporte de Lima y Callao 1999. Diseño operacional de la red integrada de transporte (rit) del corredor "vitrina", Avenidas Próceres de la Independencia - 9 de Octubre - Abancay - Manco Capac - Paseo de la República. Informe Final Vol 1. Consejo de Transporte de Lima y Callao. 17 - 25 pp.

Da Silva Júnior F. M. R., Silva P. F., Guimarães F. S., De Almeida K. A., Baisch P. R. M., Muccillo-Baisch A. L. 2014. Ecotoxicological Tools for Landfarming Soil Evaluation in a Petrochemical Complex Area. *Pedosphere* 24(2): 280–284

Dickhut R., Gustafson K. 1995. Atmospheric Inputs of Selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polyehlorinated Biphenyls to Southern Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, Vol, 3, No. 6, 385-396.

Di Gennaro P., Franzetti A., Bestetti G., Lasagni M., Pitea D., Collina E. 2008. Slurry phase bioremediation of PAHs in industrial landfill samples at laboratory scale; *Waste Management*, Volume 28, Issue 8, Pages 1338-1345

DIGESA, Dirección General de Salud Ambiental 2015. Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire. Concentración Mensual de Contaminantes Atmosféricos Durante el 2013 [en línea]. http://www.digesa.minsa.gob.pe/depa/aire_lc/lima_callao.asp 13/10/15.

Dong T. y Lee B. 2009. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere* 74, 1245–1253.

Eleftheriou E., Bekiari E. 2000. Ultrastructural effects of the herbicide chloroprotham (CIPC) in root tip cells of wheat. *Plant Soil* 226, 11–19.

Eom I.C., Rast C., Veber A.M., Vasseur P. 2007. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 190–205.

Fang G.C., Chang C.N., Wu Y.S., Fu P.P.C., Yang I.L. y Chen M.H. 2004. Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung. *Sci. Total Environ.* 327, 135–146.

- Ferreira-Baptista L., De Miguel E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment*; 39:4501–12.
- Garbana B., Blanchouda H., Motelay-Masseib A., Chevreuila M., Ollivon D. 2002. Atmospheric bulk deposition of PAHs onto France: trends from urban to remote sites; *Atmospheric Environment* 36, 5395–5403.
- Gerzabek M.H., Danneberg O., Kandeler E. 1993. Bestimmung des Humifizierungsgrades. In: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R., Eds., Springer Verlag. 107-109.
- Glaser B., Dreyer A., Bock M., Fiedler S., Mehring M. y Heitmann T. 2005. Source apportionment of organic pollutants of a highway traffic influenced urban area in Bayreuth (Germany) using biomarkers and stable carbon isotope signatures. *Environ. Sci. Technol.* 39, 3911–3917.
- Guerrero, J. 1993. El Compost un abono orgánico compuesto para mejorar y dar vida a nuestros suelos. Taller de Conservación de suelos y agricultura sostenible. UNALM. Lima, Perú.
- Gramsch E., Caceres D., Oyola P., Reyes F., Vasquez Y., Rubio M.A., Sanchez G. 2014. Influence of surface and subsidence thermal inversion on PM 2.5 and black carbon concentration *Atmospheric Environment* 98, 290-298
- Grimmer G., Jacob J., Naujack K-W., Dettbarn G. 1981. Profile of the polycyclic aromatic hydrocarbons from used engine oil-inventory by GC/MS-PAH in environmental materials, Part 2. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 309, 13-19.
- Guo H., Lee S.C., Ho K.F., Wang X.M. y Zou S.C. 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmos. Environ.* 37, 5307– 5317.
- Guo Z., Lin T., Zhang G., Zheng M., Zhang Z., Hao Y., Fang M. 2007. The sedimentary fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Yangtze River Estuary coastal sea for the past century; *Science of the Total Environment* 386: 33–41.

Hamdi H., Manusadzianas L., Aoyama I., Jedidi N. 2006. Effects of anthracene, pyrene and benzo[a]pyrene spiking and sewage sludge compost amendment on soil ecotoxicity during a bioremediation process. *Chemosphere* 65, 1153–1162

Harrison R.M., Smith D.J.T. y Luhana, L. 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, UK. *Environ. Sci. Technol.* 30, 825–832.

He J., Fan S., Meng Q., Sun Y., Zhang J., Zu F. 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with fine particulate matters in Nanjing, China: Distributions, sources and meteorological influences. *Atmospheric Environment* 89, 207-215.

Hong H., Yin H., Wang X., Ye C. 2007. Seasonal variation of PM10-bound PAHs in the atmosphere of Xiamen, China. *Atmospheric Research* 85, 429–441.

Hund K., Traunspurger W. 1994. Ecotox - Evaluation strategy for soil bioremediation exemplified for a PAH o contaminated site. *Chemosphere* 29, No. 2, pp. 371-390.

INS, Instituto Nacional de Salud 2006. Nota de la Semana. Boletín Instituto Nacional de Salud Año 3, N° 22, pp 04.

ICH, International Conference on Harmonisation 1996. Guidance for Industry. Q2B Validation of Analytical Procedures: Methodology. International Conference on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human Use. Guía. 10 pp.

INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática 2009. Informe Técnico–Estadísticas Ambientales.

INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática 2015. Proyecciones Departamentales de la Población 1995 – 2015. Esperanza de Vida al Nacer http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib0015/N00.htm 13/10/2015.

- INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática 2015. Estadísticas Ambientales Noviembre y Diciembre 2013, Enero y Junio 2014 [en línea]. <http://www.inei.gob.pe/biblioteca-virtual/boletines/estadisticas-ambientales/1/13/10/2015>.
- Jamhari A. A., Sahani M., Latif M. T., Chan K. M., Tan H. S., Khan M. F., Tahir N. M. 2014. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM10 of urban, industrial and semi-urban areas in Malaysia. *Atmospheric Environment* 86, 16-27.
- Jonsson S., Persson Y., Frankki S., Van Bavel B., Lundstedt S., Haglund P., Tysklind M. 2007. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in contaminated soils by Fenton's reagent: A multivariate evaluation of the importance of soil characteristics and PAH properties; *Journal of Hazardous Materials* 149: 86–96.
- Karavalakis G., Deves G., Fontaras G., Stournas S., Samaras Z. y Bakeas E. 2010. The impact of soy-based biodiesel on PAH, nitro-PAH and oxy-PAH emissions from a passenger car operated over regulated and nonregulated driving cycles. *Fuel* 89, 3876–3883.
- Kästner, M., Lotter, S., Heerenklage, J., Breuer-Jammali, M., Stegmann, R., Mahro, B. 1995. Fate of ¹⁴C-labeled anthracene and hexadecane in compost-manured soil. *Applied Microbiology and Biotechnology* 43, 1128–1135.
- Kästner, M., Mahro, B. 1996. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix of compost. *Applied Microbiology and Biotechnology* 44, 668–675.
- Khanal R., Furumai H., Nakajima F. 2014. Toxicity assessment of size-fractionated urban road dust using ostracod *Heterocypris incongruens* direct contact test. *Journal of Hazardous Materials* 264, 53–64
- Knafla A, Phillipps K.A., Brecher R.W., Petrovic S., Richardson M. 2006. Development of a dermal cancer slope factor for benzo[a]pyrene. *Regulatory Toxicology Pharmacology*, 45:159–68.
- Krang A. 2007. Naphthalene disrupts pheromone induced mate search in the amphipod *Corophium volutator* (Pallas); *Aquatic Toxicology* 85: 9–18.

Kitazawa A., Amagai T., Ohura T. 2006. Temporal trends and relationships of particulate chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons and their parent compounds in urban air. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4592–4598.

Kong S., Li X., Li L., Yin Y., Chen K., Yuan L., Zhang Y., Shan Y. y Ji Y. 2015. Variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} during winter haze period around 2014 Chinese Spring Festival at Nanjing: Insights of source changes, air mass direction and firework particle injection. *Science of the Total Environment* 520, 59–72.

Kulkarni P., Venkataraman C. 2002. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Mumbai, India. *Atmospheric Environment* 36, 247–254.

Kummerová M., Kmentová E. 2004. Photoinduced toxicity of fluoranthene on germination and early development of plant seedling. *Chemosphere* 56, 387–393.

Laga-Merkblatt M10 1995. Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. *Müll-Handbuch Lfg. 5/95*, 6856, Verlag, Berlin.

Lee B. y Dong T. 2010. Effects of road characteristics on distribution and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust of Ulsan, Korea. *Journal of Hazardous Materials* 175, 540–550.

Lee W-M G., Tsay L-Y. 1994. The partitioning model of polycyclic aromatic hydrocarbon between gaseous and particulate (PM₁₀) phases in urban atmosphere with high humidity. *The Science of the Total Environment* 145, 163-171

Lee J.Y., Kim Y. P., Kang C-H. 2011. Characteristics of the ambient particulate PAHs at Seoul, a mega city of Northeast Asia in comparison with the characteristics of a background site. *Atmospheric Research* 99, 50–56.

Lemic J., Tomasevic-Canovic M., Adamovic M., Kovacevic D., Milicevic S. 2007. Competitive adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on organo-zeolites; *Microporous and Mesoporous Materials* 105 317–323

Lewis R.G., Kelly T.J., Chuang J.C., Callahan P.J., Coutant R.W. 1991. Phase distributions of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons in two US cities. Montreal, Canada: Proc 9th World Clean Air Congress and Exhibition.

Li C.K. y Kamens R.M. 1993. The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmos. Environ.* 27A, 523–532.

Liao C., Chiang K.. 2006. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere* 63, 1610–1619.

Liu M., Cheng S.B., Ou D.N., Hou L.J., Gao L., Wang L.L., Xie Y.S., Yang Y. y Xu S.Y. 2007. Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China. *Atmospheric Environment* 41, 8785–8795.

Liu Y., Tao S., Dou H., Zhang T., Zhang X., Dawson R. 2007a. Exposure of traffic police to Polycyclic aromatic hydrocarbons in Beijing, China. *Chemosphere* 66, 1922–1928.

Liu Y., Tao S., Yang Y., Dou H., Yang Y., Coveney R. 2007b. Inhalation exposure of traffic police officers to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during the winter in Beijing, China; *Science of the Total Environment* 383, 98–105.

Liu Y., Wang S., Lohmann R., Yu N., Zhang C., Gao Y., Zhao J., Ma L. 2015. Source apportionment of gaseous and particulate PAHs from traffic emission using tunnel measurements in Shanghai, China. *Atmospheric Environment* 107, 129 -136.

López Cancio J.A., Castellano A.V., Trujillo R.N., Jiménez J.C. 2002. Particle phase concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere environment of Jinamar, Gran Canaria. *Water Air & Soil Pollut.* 136, 93–103.

Lorenzi D., Entwistle J.A., Cave M., Dean J. R. 2011. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust: Implications for human health. *Chemosphere* 83, 970–977.

Mantis I., Voutsas D., Samara C. 2005. Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, 397–407.

Manusadzianas L., Balkelyte L., Sadauskas K., Blinova I., Põllumaa L., Kahru A. 2003. Ecotoxicological study of Lithuanian and Estonian wastewaters: selection of the biotests, and correspondence between toxicity and chemical-based indices. *Aquatic Toxicology* 63, 27-41.

Manzo S., De Nicola F., De Luca F.P, Maisto G., Alfani A. 2008. Assessment of the effects of soil PAH accumulation by a battery of ecotoxicological tests. *Chemosphere* 71, 1937–1944.

- Martens R.1982. Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. *Chemosphere* 11, 761–770.
- Martorell I., Perelló G., Martí-Cid R., Castell V., Llobet J., Domingo J. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in foods and estimated PAH intake by the population of Catalonia, Spain: Temporal trend. *Environment International* Volume 36, Issue 5, Pages 424–432
- Martuzevicius D., Kliucininkas L., Prasauskas T., Krugly E., Kauneliene V., Strandberg B. 2011. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. *Atmospheric Environment* 45, 310-317
- Mi H-H., Lee W-J., Tsai P-J. y Chen C-B. 2001. A Comparison on the Emission of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Corresponding Carcinogenic Potencies from a Vehicle Engine Using Leaded and Lead-Free Gasoline. *Environmental Health Perspectives* 109 (12) 1285 – 1290
- Mostafa, A.R., Hegazi, A.H., El-Gayar, M.S., Andersson, J.T. 2009. Source characterization and the environmental impact of urban street dusts from Egypt based on hydrocarbon distributions. *Fuel* 88, 95–104.
- Nisbet C., LaGoy P. 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 16, 290–300.
- Odabasi M., Vardar N., Sofuoglu A., Tasdemir Y., Holsen T. M. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs in Chicago air. *The Science of the Total Environment* 227, 57-67.
- Omar N.Y.M.J., Abas M. R. B., Ketuly K. A., Tahir N. M. 2002. Concentrations of PAHs in atmospheric particles (PM-10) and roadside soil particles collected in Kuala Lumpur, Malaysia. *Atmospheric Environment* 36, 247–254.
- Pankow J., Bidleman T. 1992. Interdependence of the slopes and intercepts from log-log correlations of measured gas-particle partitioning and vapor pressure--I. Theory and analysis of available data. *Atmos. Environ.* 26A, 1071-1080.

- Parkhurst, B.R., Warren-Hicks, W., Noel, L.E. 1992. Performance characteristics of effluent toxicity tests: summarization and evaluation of data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 771–791.
- Pereira A.D., Krauss T.M., Cunha I.F. y Rego E.C. 2006. PAHs in SD: polycyclic aromatic hydrocarbons levels in street dust in the central area of Niteroi city, RJ, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution* 176, 57–67.
- Plaza C., Xing B., Fernández J. M., Senesi N., Polo A. 2009. Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by humic acids formed during composting. *Environmental Pollution* 157, 257–263.
- Plaza G., Nałęcz-Jawecki G., Ulfig K., Brigmon R. L. 2005. The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation. *Chemosphere* 59, 289–296.
- Peng C., Chen W.P., Liao X.L., Wang M.E., Ouyang Z.Y., Jiao W.T. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environ Pollut*, 159:802–8.
- Persoone, G., Goyvaerts, M., Janssen, C., De Coen, W., Vangheluwe, M. 1993. Cost-effective acute hazard monitoring of polluted waters and waste dumps with the aid of Toxkits, Final Report. Commission of European Communities. Contract ACE 89/BE 2/D3, p. 600.
- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., I., Thurston, G.D. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association* 287, 1132–1141.
- Ravindra K, Sokhia R. y Van Grieken R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42, 2895–2921
- Reid B. J., Fermor T. R., Semple K T. 2002. Induction of PAH-catabolism in mushroom compost and its use in the biodegradation of soil-associated phenanthrene. *Environmental Pollution* 118, 65–73

- Rogge W.F., Hildemann L.M., Mazurek M.A., Cass G.R. y Simoneit B.R.T. 1993. Sources of fine organic aerosol. 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavyduty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* 27, 636–651.
- Roletto E.R., Barberis M., Consiglio M., Jodice R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. *Biocycle* 26, 46–47.
- Rong H., Hong-Fu W., Yan-Tun S., Hong J., Shao-Lin P. 2007. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils of the Southern Subtropics, China; *Pedosphere* 17(5): 673–680.
- Saldarriaga, D. 2013. Análisis de toxicidad de residuos del barrido de calles en la Avenida Abancay. Tesis Ing. Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, p 80-82.
- Sarkar S., Khillare P. S., Jyethi D. S., Hasan A., Parween M. 2010. Chemical speciation of respirable suspended particulate matter during a major firework festival in India. *Journal of Hazardous Materials* 184, 321–330.
- Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. y Simoneit B.R. 1999. Measurement of emissions from air pollution sources. 2. C1–through C30 organic compounds from medium duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1578–1587.
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e hidrología del Perú 2014. Boletín Vigilancia de la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana de Lima y Callao Boletín Mensual Año 14 - N°05, pp 02.
- Sharma H., Jain V.K. y Khan Z.H. 2007. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the urban environment of Delhi. *Chemosphere* 66, 302–310.
- Shi G.T., Chen Z.L., Bi C.J., Wang L., Teng J.Y., Li Y.S. 2011. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China. *Atmospheric Environment* 45, 764 - 771.
- Sicre, M.A., Marty, J.C., Saliot, A., Aparicio, X. 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in the Mediterranean aerosol. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 29, 73–94

Silva M. E. F., Teixeira de Lemos L., Nunes O. C., Cunha-Queda A. C. 2014. Influence of the composition of the initial mixtures on the chemical composition, physicochemical properties and humic-like substances content of composts. *Waste Management* 34, 21–27.

Sjögren M., Li H., Rannug U. y Westerholm R. 1996. Multivariate analysis of exhaust emissions from heavy-duty diesel fuels. *Environ. Sci. Technol.* 30, 38–49.

Soclo H. H., Garrigues PH. y Ewald M. 2000. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. *Marine Pollution Bulletin.* 40, 5, 387-396.

Soltani N., Keshavarzi B., Moore F., Tavakol T., Lahijanzadeh A. R., Jaafarzadeh N. y Kermani M. 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of The Total Environment* 505, 1, 712–723.

Sprague, J.B., Ramsay, B.A. 1965. Lethal effects of mixed copper and zinc solutions for juvenile salmon. *J. Fish Res. Bd. Can.* 22, 425/432.

Takada H., Onda T., Harada M. y Ogura N. 1991. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo Metropolitan area. *The Science of the Total Environment* 107, 45-69.

Tham Y.W.F., Takeda K., Sakugawa H. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with atmospheric particles in Higashi Hiroshima, Japan: Influence of meteorological conditions and seasonal variations. *Atmospheric Research* 88, 224–233.

TRB, Transportation Research Board 2000. Highway Capacity Manual. Transportation Research Board. National Academy of Science, USA. 11-9 pp.

Tuyen L. H., Tue N. M., Suzuki G., Misaki K., Viet P.H., Takahashi S. y Tanabe S. 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. *Science of the Total Environment* 491–492, 246–254.

USAID 2013. Tablas de IMC y tablas de IMC para la edad, de niños(as) y adolescentes de 5 a 18 años de edad y tablas de IMC para adultos(as) no embarazadas, no lactantes \geq 19 años de edad. FANTA III, Food and Nutrition Technical Assistance. 08 – 09.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1984. Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants under the clean water act: Method 610. Polynuclear aromatic hydrocarbons. United States Environmental Protection Agency Federal Regulations, vol. 49 (209, Part 136), pp. 43 344–43 352.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1986. Method 8100, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1991. Risk assessment guidance for superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part B, Development of risk-based preliminary remediation goals). OSWER; [9285.7-01B. EPA/540/R-92/003].

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1991. Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP), SW 846 Method 1311, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1993. A linear interpolation method for sublethal toxicity: the inhibition concentration (ICp) approach. Version 2.0. National Effluent Toxicity Assessment Center Technical Report 03-93, Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1994. Benzo[a]pyrene (BaP) (CASRN 50–32–8); [from <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0136.htm>].

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 1999. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air. Second Edition. Compendium Method TO-13A. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Air Using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS), pp. 13A 24 – 25.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations, 2000. Benchmark Dose Technical Guidance Document. Risk Assessment Forum, USEPA, Washington, DC. External Review Draft – Do Not Cite or Quote. EPA/630/R-00/001.

USEPA, United States Environmental Protection Agency Federal Regulations 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. OSWER; [9355.4-24].

Visitación L. 2010. Evaluación de la Toxicidad de Residuos de Barrido de Calles Av. Abancay. 1er Congreso de Residuos Sólidos en el Perú. Logística, Reciclaje, Reuso, Tratamiento y Disposición Final. Universidad Nacional Agraria La Molina Lima –Perú.

Vecchi R., Bernardoni V., Cricchio D., D'Alessandro A., Fermo P., Lucarelli F., Nava S., Piazzalunga A. y Valli G. 2008. The impact of fireworks on airborne particles. *Atmospheric Environment* 42, 1121–1132.

Walgraeve C., Chantara S., Sopajaree K., De Wispelaere P., Demeestere K., Van Langenhove H. 2015. Quantification of PAHs and oxy-PAHs on airborne particulate matter in Chiang Mai, Thailand, using gas chromatography high resolution mass spectrometry. *Atmospheric Environment* 107, 262-272.

Wang W., Huang M., Kang Y., Wang H., Leung O.W., Cheung K. C. y Wong M. H. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of the Total Environment* 409, 4519–4527.

Wang Z. 2007. Regional Study on Soil Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Liaoning: Patterns, Sources and Cancer Risks. Dalian University of Technology, Dalian.

Wang Z., Fingas M., Shu Y.Y., Sigouin L., Landriault M., Lambert P., Turpin R., Campagna P. y Mullin J. 1999. Quantitative characterization of PAHs in burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from petrogenic PAHs—the 1994 Mobile burn study. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3100–3109.

Watanabe H., Nakajima F., Kasuga I., Furumai H. 2013. Application of whole sediment toxicity identification evaluation procedures to road dust using a benthic ostracod *Heterocypris incongruens*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 89, 245–251.

Wichmann H., Kolb M., Jopke P., Schmidt C., Alawi M., Bahadir M. 2006. Assessment of the environmental impact of landfill sites with open combustion located in arid regions by combined chemical and ecotoxicological studies. *Chemosphere* 65, 1778–1783.

Wik A., Dave G. 2005. Environmental labeling of car tires—toxicity to *Daphnia magna* can be used as a screening method. *Chemosphere* 58, 645–651.

Wik A., Dave G. 2006. Acute toxicity of leachates of tire wear material to *Daphnia magna*—Variability and toxic components. *Chemosphere* 64, 1777–1784.

Wilcke W., Muller S., Kanchanakool N., Niamskul C., Zech W. 1999a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok. *Geoderma*. 91: 297–309.

Wilcke W., Muller S., Kanchanakool N., Niamskul C., Zech W. 1999b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok. *Geoderma*. 91: 297–309.

Wilcke W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil; *Geoderma* 141:157–166

Wise S.A., Hilpert L.R., Rebert R.E., Sander L.C., Schantz M.M., Chesler S.N. y May W.E. 1988. Standard reference materials for the determination of the polycyclic aromatic hydrocarbons. *Fresenius J. Anal. Chem.* 332, 573–582.

WHO ROE (Organización Mundial de la Salud Oficina Regional para Europa) 2000. Air Quality Guidelines - Second Edition; Capítulo 5.9 PAH.

Wu D., Wang Z. , Chen J., Kong S. , Fu X., Deng H., Shao G., Wu G. 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ at a coal-based industrial city: Implication for PAH control at industrial agglomeration regions, China. *Atmospheric Research* 149, 217–229.

Yang H., Lee W., Theen L. y Kua C. 1997. Particle Size Distributions and PAH Content of Road Dust. *J. Aerosol Sci.* 28, Suppl. 1, pp. S125-S126.

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

Zhang W., Zhang S., Wan C., Yue D., Ye D. y Wang, X. 2008. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road run-off, dust, rain and canopy throughfall. *Environmental Pollution* 153, 594–601.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Fotos de la toma de muestra



Figura A.2. Estación de Muestreo Avenida Abancay. Superior: muestreo de material particulado PM-10, inferior muestreo de Residuos de Barrido de Calles



Figura A.2. Estación de Muestreo Plaza de Armas. Superior: muestreo de material particulado PM-10, inferior muestreo de Residuos de Barrido de Calles

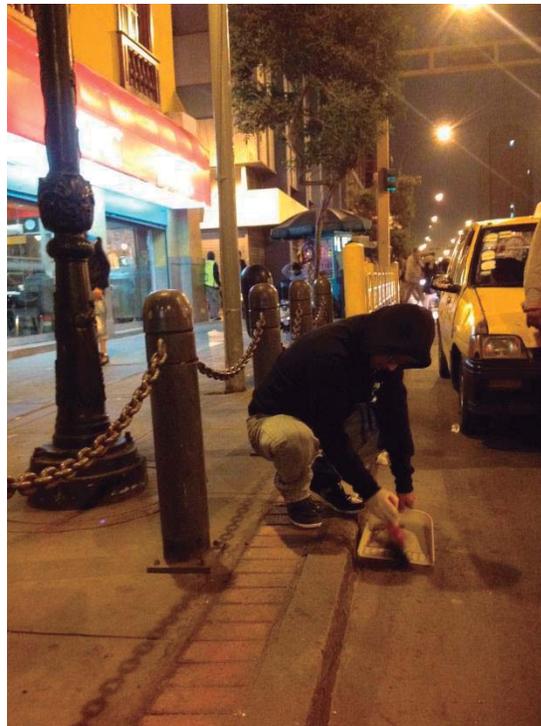


Figura A.3. Estación de Muestreo Jirón de la Unión. Superior: muestreo de material particulado PM-10, inferior muestreo de Residuos de Barrido de Calles