

Influencia del tráfico en la acumulación de metales pesados sobre vías urbanas: Torrelavega (España)-Soacha (Colombia)

Influence of traffic in the heavy metals accumulation on urban roads: Torrelavega (Spain)-Soacha (Colombia)

Carlos Alfonso Zafra Mejía^{1}, Edgar Camilo Luengas Pinzón², Javier Temprano González³*

¹Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental-GIIAUD. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Avda. Circunvalar Venado de Oro. Bogotá D.C., Colombia.

²Oficina de Calidad del Aire. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca-CAR. Cra. 7 N° 36-45. Bogotá D.C., Colombia.

³Grupo de Ingeniería Ambiental. Depto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Avda. Los Castros s/n. Santander, España.

(Recibido el 22 de enero de 2013. Aceptado el 26 de febrero 2013)

Resumen

Asociado al suelo de áreas con una alta densidad de tráfico se han detectado elevadas concentraciones de metales. Los usuarios de las vías y aquéllos que viven en ambientes cercanos están potencialmente expuestos. Este artículo presenta un estudio del comportamiento de la concentración de metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre superficies viales (Torrelavega-España y Soacha-Colombia). Se distinguieron dos tipos de muestras: la aspirada directamente y la recolectada tras un barrido. Se determinó su distribución granulométrica (63-2800 μm) y la concentración de metales (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Ba) asociada con cada fracción de tamaño por medio de espectrometría de absorción atómica de llama y de plasma inductivamente acoplado con espectrometría de masas. Los resultados mostraron que el sedimento con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie estuvo más expuesto a la trituración generada por el tráfico (*i.e.*, granulometría más fina); de esta manera, probablemente tendió a presentar una mayor susceptibilidad a la suspensión por el viento y la turbulencia del tráfico. En este sentido, la

* Autor de correspondencia: teléfono + 57+1+ 3238400 ext. 4040, correo electrónico:czafra@udistrital.edu.co (C. Zafra)

fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó las mayores concentraciones. A mayor tiempo de residencia del sedimento sobre la superficie, mayores concentraciones metálicas asociadas. Las zonas con una mayor densidad de tráfico tienden a presentar las mayores concentraciones. Además, las calzadas con un mayor uso como línea de aparcamiento tienden a presentar mayores concentraciones, a pesar de registrar una menor densidad de tráfico. En las ciudades de investigación, el Pb supera los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia.

----- **Palabras Clave:** Metales pesados, barrido y limpieza de vías, escorrentía, calidad de agua, contaminación del suelo, contaminación del aire

Abstract

High concentrations of heavy metals have been detected in soils associated with a high density of traffic. The road users and those living in nearby environments are potentially exposed. This paper presents a study of the behavior of heavy metals concentration associated with the sediment accumulated on road surfaces (Torrelavega-Spain and Soacha-Colombia). Two types of samples are distinguished: aspired directly and collected after sweeping. The particle size distribution (63-2800 μm) and heavy metals concentration (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd and Ba) associated with each size fraction were determined by means of flame atomic absorption spectrometry and inductively coupled plasma mass spectrometry. The results showed that the sediment with a longer residence time on the surface was more exposed to crushing generated by traffic (*i.e.*, finer particle size distribution). As a result, this sediment probably tended to present a greater susceptibility to the suspension by the wind and traffic turbulence. In this sense, the size fraction of less than 63 μm presented the highest concentrations. The larger the residence time of the sediment on the road surface, the higher the metal concentrations associated with it. Areas with a higher traffic density tend to have the highest concentrations. Furthermore, the roads with greater use as parking zones tend to have the highest concentrations, despite registering a lower density of traffic. In the researched cities, Pb exceeds the limits established by law used as reference.

----- **Keywords:** Heavy metals, Street sweeping and cleaning, runoff, water quality, Soil Pollution, Air Pollution

Introducción

Asociado al suelo de áreas con una alta densidad de tráfico se han detectado elevadas concentraciones de Pb, Cu, Zn, Pt y Cd. Los usuarios de las vías y aquellos que viven en ambientes cercanos están potencialmente expuestos a estos elementos metálicos [1, 2]. Es por esto, que se requiere

determinar y evaluar la concentración metálica asociada con los sedimentos acumulados sobre las superficies viales. Así se podrán estudiar los impactos sobre la salud pública, los sistemas de drenaje y las aguas receptoras, y se perfeccionará el diseño de los sistemas de prevención de la contaminación.

En las calzadas y aparcamientos el aporte de metales pesados por parte de los vehículos se debe a fugas de combustible y lubricante, óxido y herrumbre de carrocerías, desgaste de los neumáticos y frenos, y a gases de combustión [2, 3]. La tabla 1 presenta una revisión acerca de las fuentes de elementos metálicos que están directamente relacionadas con el tráfico. Como se puede observar en orden de importancia, existen

tres fuentes comunes para la mayoría de los metales pesados: el desgaste del revestimiento de las pastillas para frenos, el desgaste de las llantas y las fugas de aceite. En este sentido, Drapper *et al.* [4] reportaron que las principales fuentes de Cu y Zn sobre las superficies viales eran las pastillas para frenos y las partículas desprendidas por el desgaste de las llantas.

Tabla 1 Principales fuentes metálicas relacionadas con el tráfico [4-9]

Elemento	Fuentes							
	Frenos (pastillas)	Llantas	Aceite	Escape	Grasa	Partes móviles	Cojinetes y rodamientos	Laminado metálico
Plomo	X	X	X	X	X	X	X	
Cinc	X	X	X		X			
Cobre	X	X	X			X	X	X
Cromo	X					X		X
Níquel	X		X	X		X	X	X
Cadmio	X	X	X	X				X
Hierro	X					X		
Manganeso	X	X				X		
Cobalto		X					X	
Bario	X	X	X	X				
Arsénico	X	X	X	X				

Freud y Johnson [10], y McKenzie e Irwin [11] reportaron que la deposición de metales pesados sobre las superficies viales era proporcional a la densidad de tráfico. Peterson y Batley [12], y Bannerman *et al.* [13] demostraron que la cantidad de Zn y Pb presente en la escorrentía vial podía relacionarse con la densidad de tráfico. Sin embargo, Barrett *et al.* [14] sugirieron que la densidad de tráfico era importante únicamente a escala local (*i.e.* de vecindario); a gran escala (*i.e.* regional) las variaciones en la carga metálica fueron atribuibles a otros factores (p.ej. a fuentes fijas).

La tabla 2 presenta una revisión bibliográfica acerca de la concentración de metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre

las superficies viales para diferentes densidades de tráfico. Como se puede observar, no existe evidencia de una relación definitiva entre la densidad de tráfico y la concentración de elementos metálicos. Sin embargo al estudiar por separado algunos de los trabajos que comparan las dos variables en cuestión, la tendencia fue hacia la existencia de una relación [16, 19]. Indiscutiblemente, la fracción de tamaño del sedimento vial analizada condicionó la concentración reportada por los investigadores (ver tabla 2). En este sentido, Herngren *et al.* [23] reportaron que la máxima concentración de metales pesados en los sedimentos depositados sobre las superficies viales ocurrió en la fracción de tamaño entre 0,45-75 μm .

Tabla 2 Concentración de metales pesados asociados con el sedimento vial para diferentes densidades de tráfico

Densidad de tráfico (vehículos/día)	Sitio de muestreo	Fracción analizada (μm)	Concentración (mg/kg)			Investigación
			Pb	Zn	Cu	
150000	Calzada	150-250	187	593	217	Sansalone y Buchberger [15]
96000	Cuneta	< 250	2296	1212	386	Ellis y Revitt [16]
42000	Cuneta	< 250	1826	695	280	Ellis y Revitt [16]
34500	Calzada	< 2000	589	687	158	Bian y Zhu [17]
25000	Calzada	125-250	251	1073	184	Zanders [18]
20000	Calzada	75-125	68	150	89	Viklander [19]
15000	Calzada	< 100	283	542	216	Pérez <i>et al.</i> [20]
11200	Calzada	< 250	45	257	282	German y Svensson [21]
11200	Calzada	< 2000	23	125	119	German y Svensson [21]
8800	Cuneta	< 200	511	249	124	Ball <i>et al.</i> [7]
6900	Calzada	63-250	305	345	325	Deletic y Orr [22]
5000	Calzada	75-125	15	80	53	Viklander [19]
4500	Calzada	75-125	14	100	91	Viklander [19]
2400	Cuneta	< 250	978	2133	91	Ellis y Revitt [16]

La remoción por escorrentía de los contaminantes viales aumenta a medida que el movimiento de los vehículos sobre la calzada es mayor [24]. Este comportamiento puede ser atribuido al desprendimiento y suspensión de las partículas del sedimento vial generado por el tráfico, estimulado por la perturbación física y la desintegración de hojas y otros restos vegetales que liberan contaminantes solubles y generan partículas de menor tamaño que son fácilmente transportadas por la escorrentía [25].

Ellis y Revitt [16] encontraron que la acumulación de metales pesados sobre la calzada se concentraba cerca del bordillo. Shaheen [5] encontró que las partículas acumuladas sobre las superficies viales y los suelos de las áreas contaminadas afectados por la suspensión inducida por el tráfico aportan la mayoría de los contaminantes metálicos. Adicionalmente, estas partículas acumuladas afectan la calidad del aire del entorno vial [26]. Birch y Scollen [27] encontraron que las concentraciones de metales pesados disminuyen con el aumento de la distancia con respecto al bordillo de la calzada; sin embargo, las máximas concentraciones de elementos metálicos fueron detectadas entre 30-

50 m de distancia, probablemente debido a la alta velocidad del viento generada por los vehículos en las proximidades de la calzada (*i.e.* por turbulencia).

La limpieza vial ha sido considerada como un mecanismo de eliminación de la carga contaminante, sin embargo su validez ha sido cuestionada [28]. Vermette *et al.* [29] encontraron que la limpieza vial reducía la cantidad de sedimento recolectado; no obstante, no tenía influencia sobre las concentraciones de metales pesados. Igualmente, Gromaire-Mertz *et al.* [30] encontraron que las labores de limpieza vial en París (Francia) tenían un impacto limitado en la reducción de la contaminación metálica por escorrentía.

El objetivo principal de la investigación es estudiar el comportamiento de la concentración de los metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre superficies viales de las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia). Se pretende estudiar la influencia del tráfico y comparar las concentraciones metálicas con la legislación internacional para la protección de la salud humana en suelo urbano.

Materiales y métodos

Descripción de los lugares de investigación

El primer lugar de investigación se ubicó en el Bulevar Ronda Rufino Peón en la ciudad de Torrelavega (Cantabria), al norte de España. Su clima atlántico (templado) se caracteriza por lluvias abundantes a lo largo de todo el año (precipitación media anual de 1230 mm; días de precipitación por año: 188), la elevada humedad y la suavidad de las temperaturas. El segundo lugar de investigación se ubicó en el centro urbano del municipio de Soacha, y en el corredor vial Autopista Sur de Bogotá D.C.-Soacha (Colombia). Su clima tropical de montaña (*i.e.* clima frío) se caracteriza por presentar bajas temperaturas (promedio: 14 °C; variación: 0-18 °C), baja humedad y una precipitación media anual de 900 mm.

El área de estudio en España se encuentra localizada en el interior de una cuenca de uso residencial rodeada por áreas abiertas y poco edificadas. El bulevar cuenta en cada uno de sus dos sentidos con un carril para el tráfico, uno para parqueo y otro para el tránsito de bicicletas (ver figura 1). El bulevar da acceso a áreas residenciales, pero es usado frecuentemente por vehículos de tipo comercial. El área de estudio se dividió en dos zonas cuyas características principales se muestran en la tabla 3.



a. Zona 1



b. Zona 2

Figura 1 Fotografía del área de estudio en Torrelavega (España)

Tabla 3 Principales características de cada zona en Torrelavega (España)

Característica	Zona 1	Zona 2
Densidad residencial (habitantes/ha)	Baja (150)	Media (300)
Líneas de tráfico/parqueo	2 ^a /2 ^{a,b}	2 ^a /2 ^a
Longitud vial (m)	300	310
Pendiente longitudinal/transversal (%)	0,2/4	4/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	3800	3800
Tráfico máximo horario (Vehículos/h)	600	600
Velocidad promedio (km/h)	40-60	40-60
Composición del tráfico (%)	carros: 92; camiones ligeros: 5; camiones sin remolque: 2,5; camiones con remolque: 0,25; buses: 0,25	

^a: una en cada sentido; ^b: subutilizada por la baja densidad residencial

El área de investigación en Colombia se dividió en dos zonas. La primera zona (zona 1) correspondió a la localizada en el centro urbano de Soacha, en la vía adyacente al Hospital Central Municipal “Mario Gaitán Yanguas” (calle 13-carrera 10). La vía cuenta con dos carriles para el tráfico y da acceso a áreas residenciales, pero es usada ocasionalmente por vehículos de tipo comercial

(ver figura 2a). La segunda zona (Zona 2) de investigación se localizó sobre el corredor vial Autopista Sur de Bogotá D.C.-Soacha, a la altura de la empresa Almacafé. La vía cuenta en cada uno de sus dos sentidos con tres carriles para el tráfico (ver figura 2b). La tabla 4 presenta las principales características de cada zona.



a. Centro Urbano (Zona 1)

b. Autopista Sur (Zona 2)

Figura 2 Fotografía del área de estudio en Soacha (Colombia)

Tabla 4 Principales características de cada zona en Soacha (Colombia)

Característica	Zona 1	Zona 2
Densidad residencial (habitantes/ha)	Alta (600)	Baja (150)
Líneas de tráfico/parqueo	2 ^a /ninguna	2 ^b /ninguna
Longitud vial (m)	120	500
Pendiente longitudinal/transversal (%)	2/4	1/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	2750	40100
Tráfico máximo horario (Vehículos/h)	570	6700
Velocidad promedio (km/h)	10-30	60-80
Composición del tráfico Zona 1/Zona 2 (%)	carros: 65/62; camiones ligeros: 0/7,25; camiones sin remolque: 0/5,40; camiones con remolque: 0/7,35; buses: 35/18	

^a: uso ocasional como línea de parqueo; ^b: tres carriles por cada sentido del tráfico

Sistema de muestreo

Las muestras de la calzada se tomaron en días de tiempo seco, a un costado del bordillo (*i.e.* a 0,40 m), a la misma hora y durante un período de 65 días (28/09/2004-01/12/2004) y 127 días (07/01/2010-14/05/2010) en las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia), respectivamente. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m² (0,70 m X 0,70 m). Las dimensiones del área de muestreo se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Adicionalmente, se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección.

Para la recolección del sedimento en la ciudad de Torrelavega se utilizó un aspirador de 1,5 kW de potencia capacitado para retener partículas de tamaño mayor a 1 µm (ver figura 3a). Dos tipos

de muestras fueron recolectadas sobre la calzada de cada zona. La primera muestra correspondió a la aspirada directamente sobre la superficie de muestreo, la cual se llamó “carga libre” (CL). Seguidamente, la misma superficie fue barrida con un cepillo de fibras para que los sedimentos adheridos a la misma estuvieran disponibles para ser aspirados. Al sedimento recolectado después del barrido se le llamó “carga fija” (CF). La superficie de muestreo fue barrida ligeramente para evitar el desprendimiento de partículas pertenecientes al pavimento e intentando aplicar el mismo esfuerzo sobre el cepillo durante todo el período de muestreo. La “carga total” (CT) depositada sobre la superficie está constituida por la suma de CL y CF. La cantidad total de muestras recolectadas sobre las calzadas de la ciudad de Torrelavega fue de 112; 56 por cada zona (28 muestras de CL y 28 muestras de CF).



a. Torrelavega, España



b. Soacha, Colombia

Figura 3 Sistema de muestreo

En la recolección del sedimento en cada una de las zonas de estudio en la ciudad de Soacha se utilizó un cepillo de fibras sintéticas y un recogedor plástico de mano (ver figura 3b). A la totalidad del sedimento recolectado sobre la superficie de la calzada se le llamó “carga total” (CT). En esta ocasión no se diferenciaron los dos tipos de cargas (*i.e.* CL y CF). La cantidad total de muestras recolectadas en la ciudad de Soacha fue de 86; 43 por cada zona.

Análisis de laboratorio

La distribución por tamaños de las partículas del sedimento vial se determinó usando el método ISO-11277 [31]. El rango de la serie de tamices utilizado para el análisis granulométrico del sedimento estuvo comprendido entre 63 µm-2800 µm.

El análisis de la concentración de metales pesados del sedimento vial se realizó para la

fracción de tamaño inferior a 2800 μm . Las fracciones de mayor tamaño (p.ej. > 3000 μm) son consideradas como de menor importancia en el contenido y transporte de contaminantes [32]. La concentración de los metales pesados para las diferentes fracciones de tamaño del sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047) [31], y por medio de espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado (ISO-17294) [31]. Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 [31]. Los metales pesados analizados en las ciudades de Torrelavega y Soacha fueron los siguientes: Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Ba.

Resultados y discusión

Granulometría del sedimento vial

Las partículas del sedimento recolectado sobre las superficies viales de Torrelavega y Soacha exhibieron una distribución log-normal positivamente sesgada (ver figura 4). Ball *et al.* [7] encontraron una distribución similar de las partículas en un estudio del sedimento acumulado sobre las superficies de calzadas y cunetas. En la tabla 5 se presentan los percentiles para la distribución de las muestras recolectadas sobre la calzada (CT, CL y CF).

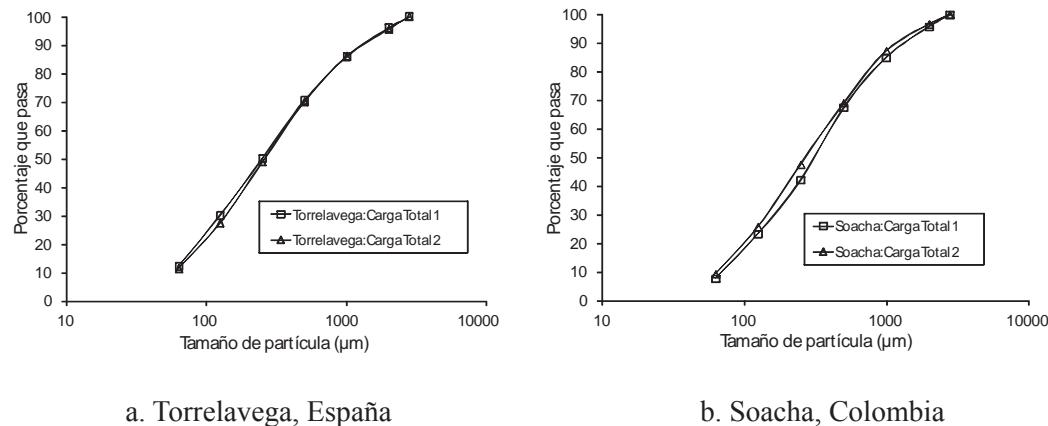


Figura 4 Distribución granulométrica del sedimento vial

Tabla 5 P_{10} , P_{50} y P_{90} para las muestras recolectadas en las ciudades de Torrelavega y Soacha

Zona	Lugar	Tipo de carga	Percentil (diámetro en μm)		
			P_{10}	P_{50}	P_{90}
Torrelavega					
(1)	Calzada	CT ^a	50	268	1451
		CL ^b	75	352	1652
		CF ^c	13	97	702
(2)	Calzada	CT	53	280	1466
		CL	78	359	1661
		CF	15	103	709
Soacha					
(1)	Calzada	CT	66	318	1525
(2)	Calzada	CT	59	291	1445

^a: CT: carga total; ^b: CL: carga libre; ^c: CF: carga fija

Como se pudo observar en la ciudad de Torrelavega, la carga más fuertemente adherida a la superficie vial (CF) presentó una granulometría más fina; es decir, probablemente la carga con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie estuvo más expuesta a la trituración generada por el tráfico. Algunos investigadores han encontrado resultados similares, fue el caso de Ellis y Revitt [16] y Viklander [19] que reportaron la relación existente entre la densidad de tráfico y el grado de trituración de las partículas acumuladas sobre la superficie de la calzada. En este sentido, se pudo observar en la ciudad de Soacha que la zona con una mayor densidad de tráfico (Zona 2: 40100 vehículos/día) presentó una granulometría más fina con respecto de la zona que tuvo una menor densidad de tráfico (Zona 1: 2750 vehículos/día) (tabla 5).

Lo anterior, probablemente generó en la Zona 2 de la ciudad de Soacha una mayor suspensión de las partículas más finas del sedimento vial por parte del viento y la turbulencia inducida por el tráfico (*i.e.* la fracción potencialmente respirable: $\leq 10 \mu\text{m}$). La velocidad media del viento durante el período de estudio fue de 8,6

km/h. En este sentido, Ball *et al.* [7] encontraron que velocidades del viento superiores a 21 km/h producían una suspensión de las partículas acumuladas sobre la calzada, y Barkdoll *et al.* [33] mostraron que una partícula de tamaño de $246 \mu\text{m}$ podía ser suspendida por masas de aire con velocidades superiores a 8,05 km/h.

Concentración de metales pesados asociada con el sedimento vial

En las calzadas de la ciudad de Torrelavega la fracción más fina del sedimento recolectado presentó las mayores concentraciones metálicas (*i.e.* $< 63 \mu\text{m}$). Excepto para Cu, donde la máxima concentración se presentó en la fracción comprendida entre 250-500 μm (ver tabla 6). Ellis y Revitt [16], Viklander [19], y German y Svensson [21] detectaron una tendencia similar para la concentración de determinados metales pesados (p.ej. Cd, Pb, Zn, Cu y Mn). Igualmente, en las calzadas de la ciudad de Soacha se observó una tendencia similar: se presentaron mayores concentraciones metálicas en la fracción de tamaño inferior a $63 \mu\text{m}$ (ver tabla 6).

Tabla 6 Concentración de metales pesados (CT) con un 95% de intervalo de confianza

		Fracción de tamaño (μm)						
		< 63	63-125	125-250	250-500	500-1000	1000-2000	2000-2800
Torrelavega								
Pb ^a	1 ^b	328±50 ^c	254±47	246±57	261±59	199±61	149±33	127±47
	2	371±55	305±48	299±50	333±54	221±39	158±37	107±25
Zn	1	604±35	392±25	309±33	255±33	126±21	80±11	29±10
	2	655±50	406±25	309±27	281±44	152±36	86±14	39±12
Cu	1	110±14	86±12	90±15	122±36	46±9	35±6	23±8
	2	137±18	96±11	117±16	160±37	47±10	36±8	24±7
Cr	1	53±8	44±11	25±6	31±6	25±6	18±5	11±7
	2	60±18	34±8	25±6	31±7	23±6	15±4	10±4
Cd	1	42±10	24±6	20±6	22±6	12±3	8±2	3±1
	2	33±12	22±6	17±5	21±8	10±2	8±1	5±2
Soacha								
Pb	1	99±26	79±21	74±19	81±21	56±15	44±11	32±8
	2	258±36	199±28	193±27	202±28	145±20	104±15	78±11
Zn	1	137±19	86±12	65±9	57±8	29±4	18±3	7±2
	2	157±13	98±8	74±6	62±5	36±3	20±2	9±1
Cu	1	46±11	39±9	38±9	33±8	17±4	12±3	10±2
	2	67±15	50±11	54±12	52±11	23±5	19±4	10±2
Cd	1	0,99±0,6	0,65±0,4	0,43±0,2	0,50±0,3	0,24±0,1	0,17±0,1	0,10±0,1
	2	0,77±0,4	0,48±0,2	0,32±0,2	0,33±0,2	0,20±0,1	0,16±0,1	0,10±0,1
Ba	1	192±46	139±33	105±25	90±22	47±11	26±6	12±3
	2	232±35	160±24	121±18	106±16	57±8	31±5	13±2

^a: metal pesado; ^b: zona de estudio; ^c: concentración en mg/kg de materia seca

A partir de lo anterior, los resultados sugirieron que el aumento en la concentración de algunas fracciones de tamaño (p.ej., entre 250-500 μm) se debió a la presencia de partículas finas, las cuales se encontraban adheridas a la superficie de las fracciones de mayor tamaño y fueron difícilmente cuantificables por medio del método de tamizado en seco. Finalmente, la concentración de los metales pesados tendió a disminuir a medida que aumentó el diámetro de la partícula. Ellis y Revitt [16], German y Svensson [21], y Deletic y Orr [22] encontraron resultados similares.

Como es sabido, el sistema de muestreo de aspirado y barrido en seco implementado en la ciudad Torrelavega permitió diferenciar dos tipos de carga (*i.e.* CL y CF). Al comparar CF con CL, se observó que el 72% de las concentraciones para todos los metales pesados eran mayores para CF (*i.e.* entre 63-2000 μm): 83% y 61% para las Zonas 1 y 2, respectivamente. Las concentraciones fueron en promedio 1,6 y 1,3 veces mayores en las Zonas 1 y 2, respectivamente. Sin embargo, la fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó un comportamiento diferente; sólo el 33% de las concentraciones fueron mayores en CF. Los resultados sugirieron para la fracción de tamaño mayor a 63 μm , que la carga más fuertemente adherida (CF) ha permanecido por más tiempo sobre la superficie de la calzada y por lo tanto ha estado más expuesta a las diferentes fuentes de contaminación. El comportamiento opuesto de la fracción de tamaño inferior a 63 μm probablemente se debió a que las fuentes de contaminación presentaron tamaños de partícula menores, haciendo que la concentración en esta fracción fuera ligeramente mayor para CL. Es decir, la carga con menor tiempo de residencia sobre la superficie vial. Las concentraciones para CL fueron en promedio 1,01 y 1,11 veces mayores en las Zonas 1 y 2, respectivamente.

Se realizaron análisis de regresión para las concentraciones de los metales pesados determinados sobre las calzadas de las zonas en estudio en función del tamaño de la partícula de sedimento. Se asumió que la concentración era inversamente proporcional al tamaño de la

partícula, lo cual es válido si se supone que la concentración está relacionada con la superficie específica de las partículas y que éstas son esféricas [32]. Por lo tanto se asumió que el sedimento vial recolectado fue de naturaleza similar, en términos de composición química, porosidad, superficie específica y forma esférica. Se probaron varios modelos de regresión y la función exponencial fue la que mejores resultados produjo en la ciudad de Torrelavega ($R^2 > 0,75$), excepto para Cr, donde la función que más se ajustó fue la de tipo potencial ($R^2 > 0,86$). Sin embargo, el modelo potencial tendió a sobreestimar la concentración asociada con los tamaños de partícula inferiores a 63 μm . Por otro lado, en la ciudad de Soacha la función que más se ajustó fue la de tipo exponencial ($R^2 > 0,89$). Algunos investigadores han reportado resultados similares (p.ej. [16, 23, 34]).

La prueba t de Student emparejada mostró que existían diferencias significativas en la concentración entre las diferentes fracciones analizadas para cada metal pesado. En promedio para las calzadas de estudio en la ciudad de Torrelavega, la fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó concentraciones metálicas de 1,4 a 5 veces mayores que la fracción comprendida entre 500-1000 μm . Por otro lado en la ciudad de Soacha la tendencia fue similar. En promedio, la fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó concentraciones de 1,2 a 2,6 veces mayores que la fracción comprendida entre 500-1000 μm (ver tabla 6). Los anteriores resultados en orden de magnitud fueron similares a los reportados por otras investigaciones (p.ej. [19, 22, 35]).

Para CL y CF de las calzadas de la ciudad Torrelavega, la prueba t de Student emparejada mostró una tendencia similar a la descrita anteriormente. Las relaciones en la concentración entre fracciones de tamaño para CF fueron menores para todos los metales pesados en comparación con los de CL; las relaciones fueron en promedio 1,9 y 1,8 veces menores para las Zonas 1 y 2, respectivamente. Los resultados sugirieron en el presente estudio, que existió relación entre el tiempo de permanencia del

sedimento sobre la superficie de la calzada y la concentración metálica. Es decir, a mayor tiempo de permanencia del sedimento (CF) menor diferencia en la concentración entre fracciones de tamaño del mismo metal pesado.

En la ciudad de Torrelavega la Zona 2 presentó las mayores concentraciones de metales pesados (CT). En promedio, el 68,6% de las concentraciones de la Zona 2 fueron mayores o iguales que las determinadas en la Zona 1 con respecto al valor medio de concentración para cada fracción de tamaño (ver tabla 6). Las concentraciones metálicas de la Zona 2 fueron en promedio 1,14 veces mayores que las concentraciones de la Zona 1. Sin embargo, Cd y Cr presentaron un comportamiento opuesto. El 85,7% de las concentraciones de Cd y Cr de la Zona 2 fueron menores o iguales que las encontradas en la Zona 1. En el presente estudio, los resultados sugirieron que la zona con mayor uso de la línea de aparcamiento presentó las mayores concentraciones de Pb, Zn y Cu, probablemente debido a una mayor acumulación de grasa, aceite lubricante y de motor sobre la superficie de muestreo (línea de aparcamiento), y al mayor uso del sistema de frenado, desgaste de las llantas y del pavimento asfáltico por las operaciones de aparcamiento. Shaheen [5] reportó elevadas concentraciones de Pb, Zn y Cu en materiales como el revestimiento para los frenos (Pb: 1,050 mg/kg; Cu: 30,600 mg/kg), el aceite para el motor (Zn: 1,060 mg/kg) y el caucho desprendido por el uso de las llantas (Pb: 1,110 mg/kg; Zn: 617 mg/kg; Cu: 247 mg/kg).

Al comparar las dos zonas de estudio en la ciudad de Soacha, la Zona 2 tendió a presentar las mayores concentraciones de elementos metálicos (*i.e.*, para Pb, Zn, Cu y Ba). En promedio, el 82,9% de las concentraciones de la Zona 2 fueron mayores o iguales que las determinadas en la Zona 1, con respecto al valor medio de concentración para cada fracción de tamaño (ver tabla 6). Las concentraciones metálicas de la Zona 2 fueron en promedio 1,71 veces mayores que las concentraciones de la Zona 1. Sin embargo, Cd presentó un comportamiento opuesto; el 100% de

las concentraciones de Cd en la Zona 2 fueron menores o iguales que las encontradas en la Zona 1. Los resultados sugirieron, que la diferencia en la densidad de tráfico probablemente influyó en la concentración de elementos metálicos asociados con el sedimento depositado sobre las superficies viales (Zona 1: 2750 vehículos/día; Zona 2: 40100 vehículos/día). En este sentido, Freud y Johnson [10], McKenzie e Irwin [11], y Viklander [19] sugirieron que la deposición de metales pesados sobre las superficies viales era directamente proporcional a la densidad de tráfico.

Al comparar las concentraciones metálicas de las ciudades de Torrelavega y Soacha, se observó que las mayores concentraciones de elementos metálicos se presentaron en la ciudad de Torrelavega. Las concentraciones de Pb, Zn, Cu y Cd fueron en promedio 2,06, 4,35, 2,38 y 47,3 veces mayores, respectivamente (ver tabla 6). Los resultados sugirieron que las superficies viales con líneas de aparcamiento permanente presentaron mayores concentraciones de elementos metálicos en comparación con las vías que carecieron de estos espacios, a pesar de haber registrado una menor densidad de tráfico (ver tablas 3 y 4). Probablemente, las elevadas concentraciones estuvieron asociadas con una mayor acumulación de grasa, aceite lubricante y de motor sobre la superficie, y al mayor uso del sistema de frenado, desgaste de las llantas y del pavimento asfáltico por las operaciones de aparcamiento (ver tabla 1).

Para la fracción de tamaño inferior a 250 μm se realizó un análisis de correlación entre todos los metales pesados con el objeto de profundizar en la afinidad del origen. En las calzadas de la ciudad de Torrelavega existió una correlación positiva de Pb con Zn, Cu y Cd; y de Zn con Cu y Cr (ver tabla 7). Por otro lado, en la ciudad de Soacha se evaluó la correlación para cada zona de estudio (*i.e.*, Zonas 1 y 2) puesto que las áreas de muestreo no fueron contiguas como en el caso de la ciudad de Torrelavega. Los resultados mostraron que existió una correlación positiva entre Pb, Zn, Cu y Ba (ver tabla 8). Por lo tanto, la magnitud de

los coeficientes de correlación lineal (*i.e.*, entre 0,50-0,85) dio evidencia de relaciones positivas entre medias y considerables, sugiriendo que el origen probablemente fue el mismo para cada par de metales pesados.

Tabla 7 Coeficientes de correlación lineal para la concentración entre metales pesados en la ciudad de Torrelavega con un 95% de confianza (fracción: < 250 µm; CT)

Metal	Zona	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd
Pb	1 - 2	1,00				
Zn	1 - 2	0,68	1,00			
Cu	1 - 2	0,54	0,82	1,00		
Cr	1 - 2	0,41	0,66	0,47	1,00	
Ni	1 - 2	0,10	0,24	0,28	-0,18	
Cd	1 - 2	0,72	0,27	0,25	0,18	1,00

Tabla 8 Coeficientes de correlación lineal para la concentración entre metales pesados en la ciudad de Soacha con un 95% de confianza (fracción: < 250 µm; CT)

Metal	Zona	Pb		Zn		Cu		Cd		Ba	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Pb	1	1,00									
	2		1,00								
Zn	1	0,13		1,00							
	2		0,50		1,00						
Cu	1	0,76		0,43		1,00					
	2		0,64		0,27		1,00				
Cd	1	0,18		0,19		0,33		1,00			
	2		-0,22		-0,28		0,01		1,00		
Ba	1	0,85		0,03		0,59		0,23		1,00	
	2		0,22		-0,02		0,60		0,11		1,00

A partir de lo anterior, y después de estudiar en detalle la tabla 1, los resultados sugirieron que las principales fuentes para el primer grupo de metales pesados (*i.e.* Pb, Zn y Cu) fueron las partículas desprendidas por el uso de las pastillas de los frenos y de las llantas (caucho), y las fugas de aceite. A este primer grupo se le añadirían Cr, Ba y Cd por el uso de las pastillas de los frenos (ver Tabla 1). En este sentido, el material de fricción de las pastillas de los frenos está constituido por un 15% de elementos metálicos [36]. Algunos investigadores han reportado resultados similares (p.ej. [37]).

Finalmente, la concentración de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial de las ciudades de Torrelavega y Soacha fue comparada con la legislación establecida para la protección de la salud humana según el uso del suelo (*i.e.* urbano) de las siguientes administraciones: (i) Comunidad Autónoma de Cataluña (España) [38], (ii) Comunidad Autónoma del País Vasco (España) [39], y (iii) Canadá (ver tabla 9) [40]. Como se pudo observar para las zonas de investigación en la ciudad de Torrelavega (España), Pb y Cd superaron los límites establecidos por las tres normatividades de referencia. Por otro lado, Zn y Cu superaron el límite establecido por el gobierno canadiense. En el caso de las zonas de investigación en la ciudad de Soacha, los resultados mostraron que la concentración metálica de Pb superó el límite establecido por el administración de Cataluña (España), y pudo superar los límites establecidos por las administraciones del País Vasco y Canadá a partir de los intervalos de confianza obtenidos para la concentración de los metales pesados en estudio (ver tabla 9).

Tabla 9 Concentración metálica versus normatividad internacional de referencia (intervalo de confianza: 95%)

Metal	Concentración (mg/kg de materia seca)		Cataluña, España [38] ^a	País Vasco, España [39] ^b	Canadá [40] ^c
	Torrelavega	Soacha			
	Fracción < 250 µm	Fracción < 250 µm			
Pb	299±52	134±23	60	150	140
Zn	433±33	70±8	650	-	200
Cu	97±15	46±11	310	-	63
Cr	39±9	-	-	200	64
Cd	26±7	0,50±0,2	5,5	8	10
Ba	-	113±22	880	-	500

^a: Niveles de referencia para la protección de la salud humana (suelo urbano); ^b: Valores indicativos de evaluación para la protección de la salud humana (suelo urbano); ^c: Valores para la protección de la salud humana (suelo residencial y zonas verdes)

Conclusiones

Los resultados obtenidos sugieren que el sedimento con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie vial está más expuesto a la trituración generada por el tráfico; de esta manera tiende a presentar una granulometría más fina, y probablemente una mayor susceptibilidad a la suspensión inducida por el viento y la turbulencia del tráfico. Asociado con lo anterior, los resultados muestran que la fracción de tamaño inferior a 63 µm tiende a presentar las mayores concentraciones de metales y que la concentración aumenta exponencialmente con la disminución en la fracción de tamaño del sedimento vial. Adicionalmente, los resultados sugieren que las fuentes de los metales pesados están probablemente asociadas con tamaños de partícula inferiores a 63 µm. En promedio para las ciudades de Torrelavega y Soacha el 10% de las partículas del sedimento vial fueron inferiores a 52 y 63 µm, respectivamente.

Con respecto a la variación temporal de la concentración metálica, los resultados sugieren que la carga más fuertemente adherida a la superficie (*i.e.* CF) permanece por más tiempo sobre la vía y por lo tanto está más expuesta a las diferentes fuentes de contaminación: a mayor tiempo de residencia del sedimento sobre la superficie, mayores concentraciones metálicas asociadas y menor diferencia en la concentración entre fracciones de tamaño. Es

decir, probablemente existe una tendencia hacia la saturación del sedimento vial.

Con respecto a la variación espacial de la concentración de los metales pesados, los resultados sugieren en el presente estudio que las zonas con una mayor densidad de tráfico tienden a presentar las mayores concentraciones. Por otro lado, las calzadas con un mayor uso como línea de aparcamiento tienden a presentar las mayores concentraciones de metales pesados, a pesar de registrar una menor densidad de tráfico.

Los resultados muestran en las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia) que Pb y Cd, y Pb superan los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia, respectivamente. Con respecto a la fracción de tamaño que asocia las mayores concentraciones metálicas (*i.e.*, < 63 µm) y la más cercana a la fracción potencialmente respirable (*i.e.*, ≤ 10 µm), los resultados muestran en promedio para la ciudad de Torrelavega que la concentración de Pb excede en 11,7 veces el límite establecido por la legislación de referencia más exigente (*i.e.*, Cataluña, España). Por otro lado en la ciudad de Soacha (Colombia), los resultados muestran en promedio para las zonas 1 (Hospital Mario Gaitán Yanguas) y 2 (Autopista Sur) que las concentraciones de Pb exceden en 1,7 y 4,3 veces el límite establecido por la legislación de referencia más exigente, respectivamente. Es importante resaltar que los valores límites

establecidos por la legislación de referencia para la protección de la salud humana corresponden a una muestra superficial de suelo en áreas urbanas (*i.e.*, los primeros 50 cm).

Finalmente, los resultados obtenidos son útiles para las instituciones públicas encargadas de la gestión de la contaminación urbana en superficie, para el diseño o mejoramiento de los sistemas de control de la contaminación del aire producto de la suspensión de partículas inducida por el tráfico y el viento en las proximidades de las vías; y de la contaminación metálica de los cuerpos de agua producto del lavado generado por la escorrentía superficial de las vías. Adicionalmente, la presente investigación se constituye en un punto de partida para el desarrollo de legislación ambiental en Colombia con el objeto de vigilar y controlar este tipo de contaminantes en áreas urbanas.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer el apoyo financiero brindado por la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria en España, el Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital F.J.C., y el Centro de Investigación y Desarrollo Científico de la Universidad Distrital F.J.C.

Referencias

1. D. Essumang, D. Dodoo, S. Obiri, A. Oduro. "Analysis of vehicular fallouts from traffic in the Kumasi Metropolis, Ghana". *Bull. Chem. Soc. Ethiop.* Vol. 20. 2006. pp. 9-15.
2. D. Turer. "Effect of non-vehicular sources on heavy metal concentrations of roadside soils". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 166. 2005. pp. 251-264.
3. G. Mangani, A. Berloni, F. Bellucci, F. Tatàno, M. Maione. "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 160. 2005. pp. 213-228.
4. D. Drapper, R. Tomlinson, P. Williams. "Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study". *J. Environ. Eng.* Vol. 126. 2000. pp. 313-319.
5. D. Shaheen. *Contributions of urban roadway usage to water pollution.* Municipal Pollution Control Division, Office of Research and Development. Ed. U.S. Environmental Protection Agency. Report No.: EPA600/2-75-004. Contract No.: 68010197. Washington D.C. 1975. pp. 69-74.
6. N. Kobriger, A. Geinopolos. *Sources and migration of runoff pollutants.* Federal Highway Administration, Office of Research and Development. Ed. U.S. Department of Transportation. Report No.: FHWA-RD-84-059. Contract No.: DOT-FH-11-9357. Washington D.C. 1984. pp. 45-89.
7. J. Ball, R. Jenks, D. Aubourg. *An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces.* *Sci. Total Environ.* Vol. 209. 1988. pp. 243-254.
8. H. Duncan. *Urban storm water quality: a statistical overview.* 1st ed. Ed. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Melbourne. 1999. pp. 31-55.
9. P. Kennedy, J. Gadd. "Preliminary examination of trace elements in tyres, brake pads, and road bitumen in New Zealand". 1st ed. Ed. Ministry of Transport. Auckland. 2003. pp. 5-16.
10. A. Freud, C. Johnson. "Comparison and relationships of stormwater quality and basin characteristics: Madison, Wisconsin". M. E. Meadows, R. W. De Vore (editors). *USW 1980: Proceeding of the International Symposium on Urban Storm Runoff.* 1st ed. ASCE. Washington D.C. 1980. pp. 143-156.
11. D. McKenzie, G. Irwin. "Water-quality assessment of stormwater runoff from a heavily used urban highway bridge in Miami". *Geological Survey.* U.S. 1st ed. California, Florida. 1983. pp. 37-38.
12. F. Peterson, G. Batley. "Road runoff and its impact on the aquatic environment: a review". 1st ed. Ed. CSIRO. Lucas Heights, New South Wales. 1992. pp. 29-34.
13. R. Bannerman, D. Owens, R. Dodds, N. Hornewer. *Sources of pollutants in Wisconsin stormwater.* *Water Sci. Technol.* Vol. 28. 1993. pp. 241-259.
14. M. Barrett, R. Zuder, E. Collins, J. Malina, R. Charbeneau, G. Ward. *A review and evaluation of the literature pertaining to the quality and control of pollution from highway runoff and construction.* 2nd ed. Ed. Centre for Research in Water Resources. Austin. 1995. pp. 9-13.
15. J. Sansalone, S. Buchberger. "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway

- stormwater". *Water Sci. Technol.* Vol. 36. 1997. pp. 155-160.
16. B. Ellis, M. Revitt. "Incidence of heavy metals in street surface sediments: solubility and grain size studies". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 17. 1982. pp. 87-100.
 17. B. Bian, W. Zhu. "Particle Size Distribution and Pollutants in Road-Deposited Sediments in Different Areas of Zhenjiang, China". *Environ. Geochem. Health.* Vol. 31. 2009. pp. 511-520.
 18. J. Zanders. "Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off". *Sci. Total Environ.* Vol. 339. 2005. pp. 41-47.
 19. M. Viklander. "Particle size distribution and metal content in street sediments". *J. Environ. Eng.* Vol. 124. 1998. pp. 761-766.
 20. G. Pérez, M. López, M. Valiente. "Assessment of heavy metals remobilization by fractionation: comparison of leaching tests applied to roadside sediments". *Environ Sci. Technol.* Vol. 42. 2008. pp. 2309-2315.
 21. J. German, G. Svensson. "Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste". *Water Sci. Technol.* Vol. 46. 2002. pp. 191-198.
 22. A. Deletic, D. Orr. "Pollution buildup on road surfaces". *J. Environ. Eng.* Vol. 131. 2005. pp. 49-59.
 23. L. Hengren, A. Goonetilleke, G. Ayoko. "Analysis of heavy metals in road-deposited sediments". *Anal. Chim. Acta.* Vol. 571. 2006. pp. 270-278.
 24. B. Shivalingaiah, W. James. "Stormwater pollution modeling: Minor source of pollutants in urban sewer networks". *Can. J. Civ. Eng.* Vol. 14. 1987. pp. 131-134.
 25. E. Hoffman, J. Latimer, G. Mills, J. Quinn. "Petroleum hydrocarbons in urban runoff from commercial land use area". *J. Water Pollut. Control Fed.* Vol. 54. 1982. pp. 1517-1525.
 26. S. Constantini, V. Demetra. "Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment". *Chemosphere.* Vol. 59. 2005. pp. 1197-1206.
 27. G. Birch, A. Scollen. "Heavy metals in road dust, gully pots and parkland soils in a highly urbanized sub-catchment of Port Jackson, Australia". *Aust. J. Soil Res.* Vol. 41. 2003. pp. 1329-1342.
 28. J. Yuen, P. Olin, H. Lim, S. Benner, R. Sutherland, A. Ziegler. "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *J. Environ. Manage.* Vol. 101. 2012. pp. 151-63.
 29. S. Vermette, K. Irvine, J. Drake. "Temporal variability of the elemental composition in urban street dust". *Environ. Monit. Assess.* Vol. 18. 1991. pp. 69-77.
 30. M. Gromaire, S. Garnaud, M. Ahyerre, G. Chebbo. "The quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in a Parisian combined sewer system". *Urban Water.* Vol. 2. 2000. pp. 39-46.
 31. ISO. *Standards Handbook.* 1st ed. Ed. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland. 2000. pp. 1-112.
 32. J. Sansalone, S. Buchberger. "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater". *Water Sci. Technol.* Vol. 36. 1997. pp. 8-9.
 33. M. Barkdoll, D. Overton, R. Betson. "Some effects of dustfall on urban stormwater quality". *Water Pollut. Control Fed.* Vol. 49. 1977. pp. 1976-1984.
 34. C. Zafra, J. Temprano, I. Tejero. "Heavy metal concentration and distribution (Pb, Zn, Cu, Cd and Cr) in urban road sediments". *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia.* No. 58. 2011. pp. 53-62.
 35. S. Roger, M. Montrejaud, M. Andral, L. Herrmans, J. Fortune. "Mineral, physical, and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water". *Water Res.* Vol. 34. 1998. pp. 1119-1125.
 36. R. Figi, O. Nagel, M. Tuchschnid, P. Lienemann, U. Gfeller, N. Bukowiecki. "Quantitative analysis of heavy metals in automotive brake linings: A comparison between wet-chemistry based analysis and in-situ screening with a handheld X-ray fluorescence spectrometer". *Anal. Chim. Acta.* Vol. 676. 2010. pp. 46-52.
 37. A. Wijaya, A. Ouchi, K. Tanaka, R. Shinjo, S. Ohde. "Metal contents and Pb isotopes in road-side dust and sediment of Japan". *J. Geochem. Explor.* Vol. 118. 2012. pp. 68-76.
 38. Generalitat de Catalunya. *Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña.* 1st ed. Ed. Agencia de Residuos de Cataluña. Barcelona, España. 2006. pp. 1-2.
 39. Eusko Legebiltzarra. *Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco.* 1st ed. Ed. Boletín Oficial del País Vasco. Bilbao, España. 2005. pp. 2124-2126.
 40. CCME. *Recommended Canadian soil quality guidelines.* 1st ed. Ed. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 1997. pp. 23-141.