



# Tendencias metodológicas en la evaluación del grado de contaminación y de riesgos por metales pesados presentes en sedimentos viales urbanos

## Methodological trends in the assessment of the pollution and risks degree of heavy metals present in urban road sediments

Angélica Goya-Heredia <sup>1a</sup>, Carlos Alfonso Zafra-Mejía <sup>1a</sup>, Juan Pablo Rodríguez-Miranda <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación para el Desarrollo Sostenible (INDESOS), Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia. Orcid: <sup>b</sup> 0000-0002-4061-4897. Correos electrónicos: <sup>a</sup> avgoyah@correo.udistrital.edu.co, <sup>b</sup> czafra@udistrital.edu.co

<sup>2</sup> Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia. Orcid: 0000-0002-3761-8221. Correo electrónico: jprodriguez@udistrital.edu.co

Recibido: 5 marzo, 2020. Aceptado: 27 junio, 2020. Versión final: 26 julio, 2020.


### Resumen

El objetivo principal de este artículo es analizar las tendencias a nivel mundial en el uso de métodos para evaluar la contaminación por metales pesados (MP) asociados con el sedimento vial (SV) urbano. Se realizó una revisión sistemática de literatura entre los años 1995-2018. Se empleó un índice de frecuencia de citación con el fin de establecer un orden de importancia para las categorías detectadas. Los resultados muestran el siguiente orden de importancia para las categorías detectadas: enriquecimiento metálico (87,0%) > riesgo sobre la salud (55,8%) > riesgo ambiental (35,1%). Los métodos de preferencia mundial para cada una de las categorías son el índice de geo-acumulación (55,8%), cociente de riesgo no cancerígeno (50,6%) e índice de riesgo ecológico (31,2%), respectivamente. Estas preferencias están posiblemente condicionadas por la existencia local de información de concentraciones de fondo de MP, dosis diarias de inhalación de partículas vinculadas a SV, factores de toxicidad por ingesta/contacto dérmico con MP, y factores de emisión de partículas de SV. Los MP de mayor relevancia son Pb (98,0%), Cu (94%) y Zn (90%). No obstante, también se destacan Cr-Cd-As por su elevado riesgo ecológico y cancerígeno.

**Palabras clave:** enriquecimiento metálico; metales pesados; riesgo ecológico; salud pública; sedimentos viales.

### Abstract

The main objective of this article is to analyze global trends in the use of methods to assess the contamination of heavy metals (MP) associated with urban road sediment (SV). A systematic literature review was carried out between the years 1995-2018. A citation frequency index was used to establish an order of importance for the detected categories. The results show the following order of importance for the categories detected: metallic enrichment (87.0%) > health risk (55.8%) > environmental risk (35.1%). The global preference methods for each of the categories are the geo-accumulation index (55.8%), hazard quotient (50.6%), and the ecological risk index (31.2%), respectively. These preferences are possibly conditioned by the local existence of information on background concentrations of MP, daily

ISSN impreso: 1657 - 4583. ISSN en línea: 2145 – 8456, **CC BY-ND 4.0** 

Como citar: A. Goya, C. Zafra, J. Alarcón, “Tendencias metodológicas en la evaluación del grado de contaminación y de riesgos por metales pesados presentes en sedimentos viales urbanos,” *Rev. UIS Ing.*, vol. 19, no. 4, pp. 133-1xx, 2020, doi: <https://doi.org/10.18273/revuin.v19n4-2020012>

inhalation doses of particles associated with SV, toxicity factors due to ingestion/dermal contact with MP, and emission factors of SV particles. The most relevant MP are Pb (98.0%), Cu (94%), and Zn (90%). However, Cr-Cd-As are also highlighted for their high ecological and carcinogenic risk.

**Keywords:** metal enrichment; heavy metals; ecological risk; public health; road sediments.

## 1. Introducción

El sedimento vial (SV) es una mezcla compleja que se origina a partir de la interacción de elementos sólidos, líquidos y gaseosos asociados con emisiones geoquímicas naturales, descargas industriales, deposición atmosférica, y emisiones vinculadas al tráfico (vehículos, degradación de infraestructuras, etc.) [1], y contiene elevadas concentraciones de metales pesados (MP) en comparación con las observadas en suelos urbanos y agrícolas [2], [3]. El SV también actúa como un sumidero de sustancias peligrosas y es fuente de contaminación debido a que este se re-suspende y moviliza, alcanzando entornos aledaños y cuerpos hídricos a través de procesos tales como la turbulencia inducida por el viento y el lavado generado por la escorrentía superficial [4], [5]. De esta manera, el SV se convierte en un posible indicador de contaminación ambiental por MP en ambientes urbanos [6], [7].

Se han utilizado con éxito métodos de evaluación de la calidad de cuerpos de agua natural a partir de sus sedimentos [8], siendo esta la base para la adaptación de métodos de análisis de la contaminación por MP en el SV; los cuales buscan evaluar su riesgo ecológico y sobre la salud pública [9], [10]. Estas adaptaciones sobre el SV resultan de especial interés debido a que estos métodos posiblemente permiten valorar los riesgos generados por los MP, a través de criterios tales como su nivel de toxicidad, persistencia en el ambiente y acumulación biológica [6], [11], [12]. Dentro de los métodos más ampliamente utilizados a nivel mundial se encuentran los que evalúan el enriquecimiento de cada MP en el SV con base en valores de fondo o referencia, como por ejemplo los métodos del factor de contaminación (Cf), índice de geo-acumulación ( $I_{geo}$ ) y factor de enriquecimiento (EF).

Gracias a su uso, estos métodos han revelado que las concentraciones de MP en el SV de áreas alrededor de autopistas, industrias, comercios y zonas mixtas presentan elevadas concentraciones, afectando probablemente a los usuarios y residentes de estas zonas [13]–[15]. Existen también otros métodos tales como el grado de contaminación ( $C_{deg}$ ) y el índice de carga multielemento (PLI), que se han utilizado frecuentemente para evaluar de manera integral la contaminación a partir de todos los MP asociados con el SV [16], [17].

Adicionalmente, en diferentes investigaciones se ha evaluado el impacto ambiental generado por los MP asociados con el SV, y se observa también la realización de evaluaciones conjuntas entre métodos. Por ejemplo, se han utilizado los métodos de riesgo ecológico multielemento (RI) y el factor potencial de contaminación (Er), para evaluar el riesgo sobre la comunidad biológica por la exposición a MP asociados con el SV [18]. Mediante la aplicación de estos dos métodos se ha identificado también que el riesgo ecológico por Pb, Cu y Cr es superior en áreas industriales en comparación con otros usos del suelo; y que existe una asociación con la actividad socioeconómica, el tráfico vehicular y la densidad poblacional de estos sectores [2], [5], [19].

Los estudios también reportan la importancia de evaluar en ambientes viales los riesgos sobre la salud pública debido al elevado contenido de MP en el SV. Los métodos de evaluación del riesgo sobre la salud humana han permitido estudiar la exposición a los MP mediante tres vías: ingestión directa, inhalación por boca y nariz, y absorción dérmica de partículas adheridas a la piel expuesta [20], [21]. Esto ha permitido estudiar tanto los riesgos cancerígenos como los no cancerígenos mediante la clasificación de la comunidad por grupos etarios y tiempo de exposición [22], [23], y también ha permitido identificar a la ingestión de partículas de SV como la principal ruta de exposición a los MP; en especial para los niños más pequeños [24], [25].

El objetivo principal de este artículo es realizar una revisión internacional de literatura para analizar las tendencias en el uso de métodos de evaluación por enriquecimiento y riesgo de contaminación por MP asociados con el SV urbano. Se estudian también a partir de su frecuencia de citación los métodos detectados según el tipo de evaluación del riesgo. Adicionalmente, se identifican los principales criterios considerados por cada uno de ellos. Finalmente, se analizan las tendencias geográfica y temporal en el uso de los métodos detectados.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Sistema de búsqueda bibliográfica

Se realizó una revisión sistemática de literatura acerca de los métodos para evaluar el enriquecimiento y los riesgos

de contaminación por MP asociados con el SV urbano. La revisión se realizó durante el período comprendido entre los años 1995-2018. Las bases de datos utilizadas fueron Google Académico, Springer y ScienceDirect. Durante la revisión bibliográfica se tuvo en cuenta el contenido total de los documentos detectados en las bases de datos seleccionadas.

## 2.2. Sistema de análisis bibliográfico

El sistema de análisis bibliográfico consideró cuatro etapas y estuvo basado en el uso de un índice de frecuencia de citación para ordenar los MP y métodos de evaluación detectados [26]. De esta manera, se estableció un orden de importancia por medio de cuartiles (Q). Este índice tuvo una variación entre 0,0 y 1,0, donde el primer cuartil (Q1) correspondió a valores del índice entre 0,75-1,00, Q2: 0,50-0,75, Q3: 0,25-0,50, y Q4: 0,25-0,00. En este estudio se asumió que la importancia de los métodos de evaluación y los MP detectados posiblemente dependió de su frecuencia de citación en las bases de

datos consultadas. Es decir, el cuartil Q1 posiblemente asoció los métodos de evaluación y los MP de mayor importancia; y el cuartil Q4 posiblemente asoció los temas de menor importancia a nivel mundial. Por ejemplo, durante la segunda etapa de revisión se detectaron en la base de datos Google académico 16 700 documentos que reportaron al Pb en comparación con los 18 300 documentos detectados durante la etapa 1. Es decir, el índice de citación para Pb fue  $16\ 700/18\ 300 = 0,91$  (Q1), el cual correspondió al primer cuartil de citación (Tabla 1).

### 2.2.1. Etapas de análisis

Etapa 1: En la primera etapa de búsqueda bibliográfica se utilizaron las siguientes palabras clave en inglés: *heavy metals* (metales pesados), *street dust* (polvo vial), *urban pollution* (contaminación urbana), e *index risk* (índice de riesgo). En esta etapa se detectaron 19 890 documentos en total.

Tabla 1. Orden de importancia para los MP y métodos de evaluación detectados

Etapa	Palabras Clave	Base de datos						Índice medio	Cuartil medio
		Google Académico		Springer		ScienceDirect			
		Documentos detectados	Índice (Q)	Documentos detectados	Índice (Q)	Documentos detectados	Índice (Q)		
1	Metales pesados, polvo vial, contaminación urbana, e índice de riesgo	18300	1,00	871	1,00	719	1,00	-	-
2	Suelos	17600	0,96	834	0,96	637	0,89	0,94	Q1
	Pb	16700	0,91	806	0,93	614	0,85	0,90	Q1
	Salud pública	16200	0,89	558	0,64	433	0,60	0,71	Q2
	Cu	14900	0,81	494	0,57	423	0,59	0,66	Q2
	Zn	13300	0,73	444	0,51	390	0,54	0,59	Q2
	Polvo	8420	0,46	494	0,57	443	0,62	0,55	Q2
	Hg	4700	0,26	377	0,43	348	0,48	0,39	Q3
	Cd	3920	0,21	379	0,44	318	0,44	0,36	Q3
	As	3250	0,18	325	0,37	309	0,43	0,33	Q3
	Ni	3030	0,17	336	0,39	318	0,44	0,33	Q3
	Cr	2190	0,12	58	0,07	73	0,10	0,10	Q4
Sn	305	0,02	172	0,20	107	0,15	0,12	Q4	
Co	237	0,01	195	0,22	197	0,27	0,17	Q4	
3	Sedimento vial	410000	1,00	10963	1,00	16256	1,00	-	-
	Tipo de evaluación	181000	0,44	6058	0,55	8593	0,53	0,51	Q2
	Metales pesados	54500	0,13	2701	0,25	3952	0,24	0,21	Q4

Fuente: elaboración propia.

La base de datos que detectó el mayor número de documentos fue Google Académico (18 300, 92,0%), seguida por Springer (871 documentos, 4,38%) y ScienceDirect (719 documentos, 3,61%).

Etapa 2: A partir de las palabras clave seleccionadas durante la etapa 1, se procedieron a utilizar los filtros de búsqueda (*keywords*) de las bases de datos Springer y ScienceDirect para detectar las palabras clave adicionales con mayor frecuencia de citación. Éstas fueron las siguientes (Tabla 1): (suelos), Pb, *public health* (salud pública), Cu, Zn, *dust* (polvo), Hg, Cd, As, Ni, Cr, Sn y Co.

Etapa 3: La tercera etapa de revisión se desarrolló con el fin de organizar las subcategorías de análisis en relación con los MP y métodos de evaluación de enriquecimiento y riesgo detectados. Nuevamente se utilizó el índice de frecuencia de citación (Q) para este análisis. Las palabras clave adicionales utilizadas durante esta etapa fueron las siguientes: urban road sediments (sedimento vial urbano), risk assessment (evaluación de riesgo), y heavy metals (metales pesados). Durante esta etapa se utilizaron los siguientes criterios de inclusión de información: (i) estudios de MP en suelos urbanos, y (ii) estudios que utilizaron metodologías de evaluación de enriquecimiento y riesgo por contaminación con MP en el SV. De esta manera, se descartó el 94,8% de los documentos detectados por las bases de datos Springer y ScienceDirect. Es decir, para la elaboración de este artículo de revisión se consideraron 82 documentos, los cuales representaron el 5,15% de los documentos detectados inicialmente por estas dos bases de datos (Tabla 2).

Etapa 4: Finalmente, durante esta etapa se estudió la tendencia geográfica y temporal en relación con la frecuencia de citación de los MP y los métodos de evaluación detectados. Este análisis se realizó con 77 de los 82 documentos seleccionados.

### 2.3. Análisis estadístico

Mediante el programa informático R V.3.5.3 se aplicó una prueba de Kolmogórov-Smirnov para contrastar la no normalidad de las series de datos de las variables consideradas (p-valor < 0,001). Se utilizó la prueba de correlación de Spearman (*rs*) para estudiar la asociación entre los MP de mayor importancia en la evaluación de SV (Pb, Cu, Zn, Cr, Ni y Cd). Se empleó también estadística descriptiva, porcentajes y razones para estudiar las tendencias geográfica y temporal de las subcategorías consideradas. Todas las pruebas estadísticas utilizadas se calcularon para un nivel de confianza del 95%.

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Metales pesados

Los hallazgos sugirieron que los MP de mayor estudio en el SV a nivel mundial fueron los siguientes en orden de importancia: Pb (96,2%) > Cu (92,3%) > Zn (88,5%) > Cr (82,1%) > Ni (80,8%) > Cd (69,2%) (Tabla 2). Li et al. [10] también reportaron al Pb, Cu y Zn como los MP de mayor estudio a nivel mundial en el SV urbano.

Adicionalmente, se realizó un análisis comparativo a nivel continental de las concentraciones de MP en el SV.

Tabla 2. Categorías y sub-categorías detectadas durante el análisis bibliográfico

Categoría	Subcategoría	Documentos detectados	Q	%	Cuartil
1. Metales pesados	Pb	75	0,97	97,4	Q1
	Cu	72	0,94	93,5	Q1
	Zn	69	0,90	89,6	Q1
	Cr	64	0,83	83,1	Q1
	Ni	63	0,81	80,5	Q1
	Cd	54	0,70	70,1	Q2
	As	24	0,31	31,2	Q3
	Hg	24	0,31	31,2	Q3
	Co	8	0,10	10,4	Q4
	Sn	5	0,06	6,49	Q4
2. Métodos de evaluación	Enriquecimiento metálico	67	0,87	87,0	Q1
	Riesgo sobre la salud	43	0,56	55,8	Q2
	Riesgo ambiental	27	0,35	35,1	Q3

Fuente: elaboración propia.

En promedio, los resultados mostraron el siguiente orden de contaminación para Pb, Zn y Cr (mediana): Europa > Asia > África > América (Tabla 3). El orden de contaminación por Cu, Ni y Cd varió ligeramente, pero mantuvo a Europa y Asia como los continentes de mayor concentración en estos MP. Estas diferencias continentales en el grado de contaminación probablemente estuvieron relacionadas con el uso del suelo asociado con los estudios detectados. Por ejemplo, Dehghani et al. [27], Gope et al. [28] y Sager et al. [29] reportaron que las áreas con elevada densidad poblacional tendieron a registrar mayores concentraciones de MP; lo cual sugirió un impacto intenso de las diversas fuentes antrópicas en áreas urbanas.

Dentro de los estudios detectados se reportó también que el uso de valores de fondo promedios a nivel mundial fue posiblemente la mejor alternativa en caso de no contar con esta información en el área evaluada [7]. En este estudio se tomaron como guía los valores reportados por

Alekseenko y Alekseenko [30], del análisis de más de 300 ciudades en todas las regiones continentales; y tal como lo sugirieron Ermolin et al. [7], estos valores de fondo fueron los referentes más significativos hasta la fecha a nivel mundial. En promedio, los resultados mostraron en promedio que las concentraciones de Pb, Cu, Zn, Cr, Ni y Cd en el SV fueron 2,62, 3,62, 3,04, 1,73, 1,72 y 2,45 veces superiores con respecto a las concentraciones de fondo reportadas por los estudios detectados, respectivamente (Tabla 3).

Al comparar las concentraciones de MP entre los estudios seleccionados, los resultados permitieron observar correlaciones significativas ( $r_s$ -Spearman,  $p$ -valor < 0,05) entre medias y considerables para los siguientes pares de MP: Pb/Cu ( $r_s = 0,69$ ), Pb/Zn ( $r_s = 0,65$ ), Cu/Zn ( $r_s = 0,65$ ), Cr/Ni ( $r_s = 0,61$ ), Cu/Ni ( $r_s = 0,56$ ), y Cu/Cr ( $r_s = 0,53$ ).

Tabla 3. Resumen de concentraciones de MP en el SV urbano a nivel continental (mg/kg)

Área continental		Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd
América (n = 8)	Media	192	122	359	62,7	33,7	0,43
	Mediana	87,5	83,7	235	21,2	30,1	0,25
	Máximo	1289	490	1267	198	91,0	2,00
	Mínimo	20,7	23,7	108	7,30	1,00	0,00
Asia (n = 54)	Media	129	132	340	163	63,0	2,19
	Mediana	95,5	104	283	90,0	46,8	1,09
	Máximo	600	791	1476	3004	409	12,0
	Mínimo	2,40	9,36	18,5	18,0	16,0	0,00
Europa (n = 9)	Media	191	261	1486	140	66,0	3,54
	Mediana	176	219	1017	148	44,0	1,00
	Máximo	436	606	6198	221	203	29,4
	Mínimo	29,0	92,0	184	64,4	27,0	0,00
África (n = 6)	Media	116	41,1	218	63,6	14,7	0,58
	Mediana	94,0	49,0	247	32,3	11,0	0,57
	Máximo	288	84,0	424	166	37,0	1,00
	Mínimo	5,97	8,30	3,78	5,81	2,16	0,17
Compendio continental (n = 77)	Media	143	141	481	138	56,9	2,20
	Mediana	97,0	105	295	80,0	43,0	1,00
	Máximo	1289	791	6198	3004	409	29,4
	Mínimo	2,40	8,30	3,78	5,81	1,00	0,00
Actividad económica (media mundial)	Residencial	86,1	80,4	232	77,3	36,0	1,22
	Comercial	202	132	394	83,2	47,3	1,48
	Industrial	144	193	662	257	92,6	4,62
	Mixta	119	114	393	88,1	40,6	2,14
	Tráfico elevado	142	125	481	110	46,8	1,36
Valores de fondo	Promedio mundial	54,5	39,0	158	80,0	33,0	0,90

Fuente: elaboración propia.

Es decir, estas correlaciones entre Pb, Zn y Cu posiblemente insinuaron la existencia de una fuente común para estos MP en el ambiente vial. Zafra et al. [26] reportaron que posiblemente la fuente principal para estos MP en el SV fue el tráfico vehicular. No obstante, existen otros estudios que asociaron estas relaciones a procesos geoquímicos, de formación del suelo, lixiviación y deposición físico-química, o a factores antrópicos que pudieron insinuar otras fuentes de contaminación común [12].

En relación con el tráfico vehicular, se reportó que como el Pb fue eliminado de la gasolina hace más de dos décadas, entonces su relación con el Cu y Zn se usó como referente para distinguir posibles fuentes de contaminación común; como por ejemplo, el desgaste de partes mecánicas del motor, de la pintura de demarcación vial, del pavimento y del equipamiento vial [34], [35]. En promedio, Zafra et al. [26] reportaron una reducción internacional de la concentración de Pb en el escurrimiento vial de 10,3 µg/l por año (entre 1970 – 2015). Los resultados también insinuaron que el Cu ha sido utilizado como un indicador de emisiones por el desgaste de pastillas de frenos y las llantas. Su correlación con el Zn y Ni posiblemente sugirió que estas partes pudieron ser la fuente principal de estos MP en el SV urbano a nivel mundial [11], [36], [37]. No obstante, otros autores reportaron que la correlación entre estos MP también pudo sugerir otras fuentes antrópicas de contaminación, como por ejemplo el vertido de aguas residuales y desechos sobre las vías urbanas [13], [38], [39]. En efecto, se destacó a la industria por sus elevadas descargas de Pb al medio natural y su elevado aporte sobre el SV; especialmente por las elevadas concentraciones de Pb asociadas con la fracción más fina del SV [40].

Adicionalmente, se reportó que la relación entre Cr/Ni en el SV pudo atribuirse a emisiones del escape vehicular, posiblemente debido a elevadas temperaturas del sistema durante la aceleración del motor [29]. Este par de MP también se asociaron a material parental, lo cual pudo indicar que parte de su contenido en el SV tuvo como origen común una fuente geológica [41], [42]. Estos MP también registraron elevadas concentraciones en el SV de áreas industriales, probablemente debido a su participación significativa en aleaciones metálicas; como por ejemplo en la industria del procesamiento de metales no ferrosos, la galvanoplastia y la galvanización [43].

Como se observa en la Tabla 3, los resultados mostraron que las concentraciones medias de MP según el tipo de actividad presente en cada uno de los sectores que se evaluaron (residencial, comercial, industrial, mixto y de alto tráfico) presentaron una gran variación (Pb: 86,1–

202; Cu: 80,4–193; Zn: 232–662; Cr: 77,3–257; Ni: 36,0–92,6; y Cd: 1,22–4,62). En relación con las concentraciones promedio de áreas industriales, se detectó que el Cu, Ni, Zn, Cr y Cd presentaron valores 2,40, 2,57, 2,86, 3,32 y 3,78 veces superiores con respecto a las áreas de uso residencial, respectivamente; los sectores residenciales fueron los de menor concentración en este estudio.

Por otro lado, se reportó al sector comercial con elevada actividad automotriz y circulación de tráfico mixto como aquel de mayor concentración de Pb en el SV. Adicionalmente, se reportaron a las vías de alto flujo vehicular (i.e., autopistas y vías principales) como el segundo sector de mayor concentración de Zn y Cr, lo cual insinúo una posible asociación con la densidad de tráfico (> 5 000 veh./día), el estado de las vías (pavimentadas y sin pavimentar), el desgaste de la pintura vial, el derrame de aceite y combustible, y el desgaste de llantas y frenos [32], [33], [44].

Los resultados también evidenciaron tendencias particulares en el comportamiento de las concentraciones de MP asociadas con el SV. Al respecto, se reportó que la concentración de MP tendió a aumentar a medida que disminuyó el diámetro de la partícula del SV [45], [46]. Es decir, las estrategias de control de la contaminación por MP deberían posiblemente enfocarse sobre la fracción más fina del SV (< 250 µm). Se reportó también la existencia de fluctuaciones en las concentraciones de MP a partir del uso del suelo, es decir, en ocasiones las concentraciones no se relacionaron con las actividades desarrolladas en el lugar de estudio, ni con la densidad de tráfico [31]. Esto sugiere que probablemente se requieren desarrollar investigaciones adicionales para comprender la influencia de otras fuentes o factores externos de contaminación por MP en el SV, como por ejemplo la resuspensión y transporte de partículas finas por acción del viento o la turbulencia inducida por el tráfico.

### 3.2. Métodos para evaluar el grado de contaminación

Los resultados mostraron que los métodos utilizados para evaluar la contaminación por MP en sistemas hídricos mediante un análisis sedimentológico y de suelos se adaptaron para el SV, lo cual permitió evaluar el riesgo de contaminación por MP en ambientes viales [28], [47], [48]. Los hallazgos también mostraron la importancia del uso conjunto de métodos de evaluación. Es decir, por un lado se evaluó individualmente el grado de contaminación por cada MP y, por otro lado, se evaluó el grado de contaminación por el total de MP (multielemento) asociados con el SV [25], [49], [50]. Estos métodos de evaluación posiblemente se pudieron agrupar en tres categorías: (i) enriquecimiento metálico,

(ii) riesgo ambiental y (iii) riesgo sobre la salud (Tabla 4).

de evaluación del SV: enriquecimiento metálico (87,0%) > riesgo sobre la salud (55,8%) > riesgo ambiental (35,1%) (Tabla 4).

Adicionalmente, los resultados sugirieron el siguiente orden de importancia a nivel mundial para los métodos

Tabla 1. Frecuencia de citación y distribución geográfica de los métodos de evaluación del riesgo

<b>América (n = 8; 10,4%)</b>												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	100					25,0		37,5				
Método	Cf	C <sub>deg</sub>	I <sub>geo</sub>	EF	PLI	Er	RI	HI	HQ	CR	PI	IPI
(%)*	37,5	0,00	87,5	37,5	50,0	12,5	25,0	12,5	37,5	37,5	0,00	0,00
(%)**	3,90	0,00	9,09	3,90	5,19	1,30	2,60	1,30	3,90	3,90	0,00	0,00
<b>Asia (n = 54; 70,1%)</b>												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	87,0					42,6		63,0				
Método	Cf	C <sub>deg</sub>	I <sub>geo</sub>	EF	PLI	Er	RI	HI	HQ	CR	PI	IPI
(%)*	33,3	16,7	46,3	46,3	13,0	29,6	37,0	59,3	55,6	40,7	5,56	5,56
(%)**	23,4	11,7	32,5	32,5	9,09	20,8	26,0	41,6	39,0	28,6	3,90	3,90
<b>Europa (n = 9; 11,7%)</b>												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	77,8					11,1		44,4				
Método	Cf	C <sub>deg</sub>	I <sub>geo</sub>	EF	PLI	Er	RI	HI	HQ	CR	PI	IPI
(%)*	33,3	11,1	66,7	33,3	11,1	0,00	11,1	33,3	44,4	11,1	0,00	0,00
(%)**	3,90	1,30	7,79	3,90	1,30	0,00	1,30	3,90	5,19	1,30	0,00	0,00
<b>África (n = 6; 7,79%)</b>												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	83,3					16,7		33,3				
Método	Cf	C <sub>deg</sub>	I <sub>geo</sub>	EF	PLI	Er	RI	HI	HQ	CR	PI	IPI
(%)*	66,7	66,7	83,3	33,3	33,3	16,7	16,7	33,3	33,3	16,7	0,00	0,00
(%)**	5,19	5,19	6,49	2,60	2,60	1,30	1,30	2,60	2,60	1,30	0,00	0,00
<b>Mundialmente (n = 77; 100%)</b>												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)**	87,0					35,1		55,8				
Método	Cf	C <sub>deg</sub>	I <sub>geo</sub>	EF	PLI	Er	RI	HI	HQ	CR	PI	IPI
(%)**	36,4	18,2	55,8	42,9	18,2	23,4	31,2	49,4	50,6	35,1	3,90	3,90
n	28	14	43	33	14	18	24	38	39	27	3	3

Nota: n = documentos considerados; \* Porcentaje continental; \*\* Porcentaje con respecto al total mundial; Cf = factor de contaminación; C<sub>deg</sub> = grado de contaminación; I<sub>geo</sub> = índice de geo-acumulación; EF = factor de enriquecimiento; PLI = índice de carga de contaminación; Er = factor de riesgo ecológico; RI = índice de riesgo ecológico; HI = índice de riesgo no cancerígeno; HQ = cociente de riesgo no cancerígeno; CR = índice de riesgo cancerígeno; PI = índice de polución; IPI = índice de polución integrada.

Fuente: elaboración propia.

Se observó también que durante el periodo comprendido entre los años 2015-2018, el uso de métodos para la evaluación del SV reportó un mayor interés. Es decir, durante este periodo de tiempo se concentró el 63,6% del total de los estudios. Asimismo, dentro de este periodo se detectó que el 67,3% de los documentos hicieron referencia al continente asiático; siendo China el país con el mayor número de investigaciones dentro del periodo total de estudio (45,5%). Específicamente, existió en China un interés por los siguientes métodos de evaluación por enriquecimiento metálico:  $I_{geo}$ , EF y Cf. En promedio, se observó a nivel mundial el siguiente orden de importancia con respecto al uso de todos los métodos de evaluación por contaminación del SV: Asia (70,1%) > Europa (11,7%) > América (10,4%) > África (7,79%) (Tabla 4).

En la Tabla 5 se presentan las ecuaciones y variables consideradas por cada método de evaluación detectado. Los métodos de evaluación por enriquecimiento metálico y riesgo ambiental, así como también los métodos PI e IPI de riesgos sobre la salud, establecieron diferentes categorías según el grado de contaminación. Las categorías según el grado de contaminación fueron las siguientes: sin contaminar, muy baja contaminación, moderada, moderada-alta, alta, alta-extrema, y extrema contaminación. Por otro lado, en los métodos de evaluación del riesgo no cancerígeno se estableció que para un  $HI \leq 1,0$  no existió un riesgo significativo, mientras que para un  $HI > 1,0$  existió la posibilidad de efectos no cancerígenos sobre la salud humana. Por último, los umbrales de riesgo cancerígeno (CR) para fines regulatorios sugirieron que valores superiores a  $1 \times 10^{-4}$  representaron un riesgo inaceptable para la salud, mientras que valores menores a  $1 \times 10^{-6}$  indicaron un riesgo tolerable.

### 3.2.1. Enriquecimiento metálico

Estos métodos de evaluación fueron utilizados para valorar cuantitativamente la influencia de actividades antrópicas sobre la concentración de MP en el SV, a partir de concentraciones de fondo geoquímico o elementos que por su abundancia no se pudieron ver influenciados por factores externos; como por ejemplo las fuentes de contaminación relacionadas con el tráfico vehicular [51], [52]. Los métodos detectados para una evaluación individual fueron el factor de contaminación (Cf), factor de enriquecimiento (EF), e índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ ); y los métodos detectados para una evaluación a nivel de multielemento fueron el grado de contaminación ( $C_{deg}$ ) e índice de carga de contaminación (PLI) (Tabla 5).

En relación con los métodos de evaluación individual, los resultados sugirieron el siguiente orden de importancia a nivel mundial en el SV:  $I_{geo}$  (55,8%) > EF (42,9%) > Cf (36,4%) (Tabla 4). Los hallazgos también insinuaron que para los métodos  $I_{geo}$  y Cf fue necesario contar con concentraciones de MP de fondo, no obstante, en el caso de regiones sin este tipo de registros se observó que la evaluación del enriquecimiento se realizó con base en concentraciones promedio a nivel mundial o de regiones cercanas a las vías de estudio [7], [48]. En cuanto a las concentraciones de referencia necesarias para el método EF, los hallazgos evidenciaron la selección del Fe, Al y Ca por ser los elementos más abundantes en la mayoría de las regiones estudiadas; a pesar de esto, no se recomendó su uso en el caso de no disponer de concentraciones específicas en cada región [50].

En este estudio, los resultados evidenciaron que los métodos para evaluar el enriquecimiento a nivel de multielemento ( $C_{deg}$  y PLI) fueron citados con la misma frecuencia a nivel mundial (18,2%). Se detectó también que en China se desarrollaron adaptaciones para el cálculo de los métodos Cf y  $C_{deg}$ , en donde se utilizaron concentraciones tolerables publicadas por guías ambientales de organismos públicos y basadas en los impactos sobre la salud humana [53]. En el presente estudio, los documentos detectados con estas adaptaciones fueron clasificados dentro de la categoría de métodos de evaluación del riesgo sobre la salud (métodos PI e IPI; Tabla 5).

En promedio, los resultados sugirieron que independiente del método de evaluación usado, todos los MP evaluados en el SV superaron por más de 1,70 veces las concentraciones de fondo reportadas (Tabla 3); siendo Ni el elemento con menor enriquecimiento y, consecuentemente, con los niveles más bajos de contaminación en el SV. Al respecto, Li et al. [54] y Wei et al. [55] reportaron resultados similares en relación con el Ni.

Se evidenció también que el SV de vías con elevado tráfico vehicular, en intersecciones viales, en puntos de detención por semáforos y áreas de uso industrial presentaron mayores niveles de enriquecimiento por MP, en comparación con vías de menor densidad de tráfico vehicular o alejadas de áreas industriales [56], [57]. Estos hallazgos posiblemente sugirieron al tráfico como la principal fuente de MP en el SV y, por lo tanto, una de las principales fuentes de contaminación para controlar en ambientes urbanos.

Finalmente, a nivel mundial existió posiblemente una preferencia por el método  $I_{geo}$  (Tabla 4). Excepto, en el continente asiático, en donde el método EF presentó la



misma frecuencia de citación que para el método  $I_{geo}$  (32,5%). Esta preferencia mundial por el método  $I_{geo}$  estuvo probablemente condicionada por la existencia de valores de fondo local. Es decir, en países en vías de desarrollo en donde los recursos económicos para la investigación fueron escasos, se prefirió utilizar como valores de fondo los promedios reportados por países desarrollados; este fue el caso específico de Latinoamérica y África.

Por el contrario, en países desarrollados de Europa y Asia se utilizaron en su mayoría los valores de fondo propios

de cada región, lo cual posiblemente permitió realizar una evaluación del SV mediante la aplicación conjunta de los principales métodos de enriquecimiento metálico detectados en este estudio ( $I_{geo}$  y EF).

### 3.2.2. Riesgo ambiental

Las evaluaciones mediante los métodos del factor de riesgo ecológico ( $E_r$ ) y del índice de riesgo ecológico (RI) se han utilizado para el control de MP en cuerpos de agua desde una perspectiva sedimentológica, asociando los efectos ecológicos y ambientales con la toxicidad de

Tabla 5. Criterios considerados por los métodos de evaluación detectados

Tipo de evaluación	Método	Ecuación	Criterio	Fuente	
Enriquecimiento metálico	Cf = factor de contaminación	$Cf^i = (C^i/B^i)$	$C^i$ = Concentración del metal de interés [mg/kg] $B^i$ = Concentración del valor de fondo para cada metal [mg/kg]. 1.5 = Factor de corrección. $C^i_{ref}$ = Concentración del metal de referencia para la normalización [mg/kg]. n = Número de metales considerados.	[73]	
	Cdeg = grado de contaminación	$Cdeg = \sum Cf^i$			
	$I_{geo}$ = índice de geo-acumulación	$I_{geo} = \log_2(C^i/1.5 B^i)$			
	EF = factor de enriquecimiento	$EF = \left(\frac{C^i}{C^i_{ref}}\right)_{muestra} / \left(\frac{C^i}{C^i_{ref}}\right)_{fondo}$		[1]	
	PLI = índice de carga de contaminación	$PLI = [(Cf_1) \times (Cf_2) \times (Cf_3) \times \dots (Cf_n)]^{1/n}$			
Riesgos ambientales	$E_r$ = factor de riesgo ecológico	$E_r^i = Tr^i \times Cf^i$	$Tr^i$ = Factor tóxico del MP (Zn = 1, Cr = 2, Pb = Cu = 5, Cd = 30).	[44]	
	RI = índice de riesgo ecológico	$RI = \sum E_i$			
Riesgos para la salud	HQ = cociente de riesgo no cancerígeno por vía de exposición	$HQ_{ing} = (ADD_{ing})/RfD_{ing}$ $HQ_{inh} = (ADD_{inh})/RfD_{inh}$ $HQ_{der} = (ADD_{der})/RfD_{der}$	ADDi = Dosis diaria promedio por vía de exposición. [mg/kg*día] RfDi = Dosis de referencia por MP y vía de exposición. [mg/kg*día]	[74]	
	HI = índice de riesgo no cancerígeno	$HI = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{derm}$		[73]	
	CR = índice de riesgo cancerígeno	$CR = LADD \times SF$		LADD = Dosis diaria promedio de por vida [mg/kg*día]. SF = Factor gradiente de toxicidad por emisión.	
	PI = índice de polución	$PI = C_i/X_a$ $PI = 1 + (C - X_a)/(X_b - X_a)$ $PI = 2 + (C - X_b)/(X_c - X_b)$ $PI = 3 + (C - X_c)/(X_c - X_b)$		$X_a$ = Concentración del valor de fondo $X_b$ = Concentración del valor umbral de protección a la salud. $X_c$ = Concentración indicadora de SV altamente contaminado.	
	IPI = índice de polución integrada	$IPI = \sum (PI - 1)$		$X_a, X_b, X_c$ : [mg/kg].	

Fuente: elaboración propia.

los MP [43]. Los resultados evidenciaron que a partir del año 2008 estos métodos posiblemente se empezaron a utilizar en conjunto para la evaluación del riesgo de contaminación por MP en el SV (e.g., [14], [37], [51]). Estas evaluaciones se realizaron con base en concentraciones guía para calidad del suelo, lo cual posiblemente permitió identificar a los MP que según sus factores de toxicidad fueron los de mayor riesgo ecológico en entornos viales; y probablemente permitió también evaluar la sensibilidad de la comunidad biológica a través de un panorama integral de riesgos ecológicos asociados con la carga multielemento (Tabla 5).

Adicionalmente, los hallazgos mostraron que el 55,6% del total de los documentos que evaluaron el riesgo ambiental en el SV lo hicieron con estos dos métodos [25], [49], [50]; lo cual sugirió que esta fue la manera más habitual a nivel internacional para evaluar el riesgo ambiental y poder estudiar el impacto de los MP contenidos en el SV. Por ejemplo, Tang et al. [5], Suryawanshi et al. [43] y Soltani et al. [58] reportaron que el uso conjunto de estos dos métodos ha sido una herramienta útil para poder evidenciar que el Cu, Pb y Cr fueron los MP de mayor riesgo en el SV de áreas industriales y de uso mixto; presentando una clasificación de riesgo entre potencialmente considerable y alto para los ecosistemas próximos a estas áreas.

Los resultados también sugirieron a partir de la evaluación del riesgo ambiental, que las elevadas concentraciones de Cu, Pb y Cr en el SV fueron posiblemente características de áreas con procesos intensos de urbanización y sin reglamentación de actividades antrópicas, y áreas con elevadas densidades poblacionales como las reportadas en las ciudades de Ezhou (China) [59] y el Cairo (Egipto) [60]. Estos MP fueron los que mostraron posiblemente el mayor riesgo ecológico debido a sus elevadas concentraciones en el SV y su factor de toxicidad ( $Tr_{Cu} = Tr_{Pb} = 5$  y  $Tr_{Cr} = 2$ ), lo cual sugirió una elevada sensibilidad del ecosistema y, por lo tanto, posibles efectos perjudiciales para el ambiente y los organismos vivos en áreas viales (Tabla 5). Los hallazgos también sugirieron que pese a los bajos niveles de enriquecimiento que se reportaron para el Cd (e.g., [61]), posiblemente este MP requirió de especial interés debido a su elevada toxicidad biológica ( $Tr_{Cd} = 30$ ) y, consecuentemente, a su elevado riesgo ecológico en ambientes viales.

### 3.2.3. Riesgos para la salud humana

Los resultados mostraron que a nivel mundial los métodos HQ (50,6%) y HI (49,4%) tuvieron una frecuencia de citación similar (Tabla 4), posiblemente

debido a que estos métodos fueron utilizados de manera conjunta durante la evaluación del riesgo sobre la salud del SV urbano [20], [21]. Esta similitud en la frecuencia de citación probablemente también se debió a que con el uso conjunto de estos dos métodos se pudieron valorar los riesgos sobre la salud a través de las tres principales vías de exposición (ingestión, contacto dérmico e inhalación), así como también la exposición total a los MP asociados con el SV (Tabla 5). Dentro de las dificultades identificadas se destacó la falta de ciertos criterios necesarios para la evaluación del riesgo, como por ejemplo las dosis de referencia RfDinh y RfDderm para algunos MP. En estos casos Tang et al. [20] sugirieron asumir los datos faltantes por los valores de RfDing. Asimismo, debido a que hasta el momento no se tiene registro de valores específicos para el SV, posiblemente porque aún son escasas las investigaciones realizadas para estimar dichos valores de referencia, otros autores como Trujillo et al. [48] también sugirieron tomarlos de estudios similares realizados en suelos.

Se observó también que la manera más habitual de evaluar los riesgos sobre la salud fue posiblemente mediante grupos etarios (niños < 6 años y adultos > 60 años). Por ejemplo, Liu et al. [62], Li et al. [63] y Pan et al. [64] reportaron que la ingestión de partículas de SV fue la principal vía de exposición al Pb, seguida por el contacto dérmico; especialmente para niños < 6 años. Los resultados también evidenciaron que el Cr contenido en el SV urbano requirió de especial atención debido a su elevado grado de toxicidad. Al respecto Faiz et al. [21] y García et al. [65] reportaron su preocupación por el Cr contenido en el SV debido al elevado riesgo de la población en áreas de alto tráfico vehicular, como por ejemplo las intersecciones viales.

Los hallazgos mostraron que la evaluación del riesgo cancerígeno fue incluida solamente en el 35,1% de los documentos referentes a métodos de evaluación del riesgo sobre la salud humana (e.g., [48], [66]), posiblemente sugiriendo que la mayoría de MP en el SV no excedieron el nivel de riesgo aceptable de  $1 \times 10^{-4}$  según el método CR.

Dentro de las falencias detectadas en este método a partir de los criterios considerados, se identificó la falta de información con respecto a los factores de toxicidad por ingesta y contacto dérmico con el SV, por lo que los estudios que hicieron uso del método CR consideraron el riesgo cancerígeno resultado únicamente de la exposición por inhalación [48], [67], [68]. Los resultados evidenciaron que el Cr en el SV requirió de especial interés, especialmente en investigaciones realizadas en el continente asiático; en donde en ocasiones se excedió el nivel de riesgo cancerígeno aceptable (e.g., [55]). Esto

posiblemente sugirió la necesidad de establecer mayores controles con respecto a las fuentes de este MP en el ambiente urbano. Se reportó también que el Cr se presentó en el ambiente bajo formas fisicoquímicas diferentes, siendo el Cr (VI) la más tóxica [69]. En promedio, se reportó que este pudo representar un 30% del Cr total [70], [71]. Lo anterior sugirió la necesidad de desarrollar estudios adicionales con respecto de la fracción biodisponible y a la movilidad ambiental de los MP, para posiblemente no estar sobreestimando o subestimando el riesgo real sobre la salud humana y el medio natural [14], [66], [72].

A pesar de que el As se ubicó en este estudio en el cuartil Q3, los resultados evidenciaron que en los últimos cinco años de revisión (2014-2018) sus concentraciones en el SV tendieron a representar un riesgo cancerígeno elevado para niños y adultos mayores; en especial por la tasa de ingestión reportadas (e.g., [76]–[78][40]). Esta tendencia sugirió que en los próximos años este MP se encontrará posiblemente dentro de los de mayor interés en el análisis del SV desde una perspectiva de salud pública. Los resultados mostraron que los métodos PI e IPI fueron posiblemente los de menor uso para la evaluación del riesgo sobre la salud por el SV (frecuencia de citación, PI = IPI = 3,90%), en relación con todos los métodos detectados en este estudio (Tabla 4). Se sugirió también que su uso debió limitarse hasta cuando se establecieran normativamente los valores umbrales específicos por cada país [79].

Los resultados también mostraron que en China aumentó la evaluación del riesgo sobre la salud a partir del año 2011, mediante el uso de los métodos HQ, HI y CR; probablemente por la preocupación debida al considerable incremento de las descargas de MP de origen vehicular en áreas con alta densidad poblacional (> 300 000 veh./día) [80]. Se observó también un incremento en otros países asiáticos tales como Irán e India, los cuales asociaron el 16,4% y 7,3% del total de estudios detectados en este continente, respectivamente.

Los hallazgos permitieron observar un incremento en las investigaciones de las demás áreas continentales consideradas en este estudio, posiblemente por las elevadas tasas de ingestión de SV reportadas en niños y adultos mayores [8], [23], [81]. No obstante, aún existen vacíos en cuanto al desarrollo de estrategias de gestión del SV [21], [82], las cuales posiblemente impidieron generar soluciones más acertadas para su gestión. De esta manera, los resultados sugieren que aún es necesario mantener de manera constante el monitoreo de los MP en el SV de áreas con diferentes patrones en el uso del suelo, afectadas posiblemente por el rápido crecimiento de la población, la industria y el tráfico vehicular.

#### 4. Conclusiones

Los resultados sugieren el siguiente orden de importancia a nivel mundial en estudios de MP asociados con el SV urbano: Pb > Cu > Zn > Cr > Ni > Cd. En efecto, el Pb (96,2%), Cu (92,3%) y Zn (88,5%) son los MP de mayor interés a nivel mundial, debido posiblemente a que evidencian correlaciones significativas con otros MP detectados en el SV (e.g., Cr y Ni). Es decir, Pb, Cu y Zn se han convertido en posibles indicadores de la presencia de otros metales en el SV, y también permiten sugerir posibles fuentes de contaminación común en el ambiente vial. Se reporta al tráfico vehicular como la fuente principal de MP en el SV urbano. No obstante, se sugiere desarrollar estudios adicionales para comprender la influencia de otras fuentes de contaminación externa en el SV, como por ejemplo el aporte de fuentes naturales e industriales, y el aporte por re-suspensión/transporte/deposición de partículas finas por acción del viento y la turbulencia inducida por el tráfico.

Los hallazgos muestran el siguiente orden de importancia para las categorías detectadas en los métodos de evaluación de la contaminación por MP desde el SV urbano: enriquecimiento metálico (87,0%) > riesgo sobre la salud (55,8%) > riesgo ambiental (35,1%). A nivel continental el orden de importancia en el uso de estos métodos posiblemente es el siguiente: Asia (70,1%) > Europa (11,7%) > América (10,4%) > África (7,79%). En relación con los métodos de evaluación del riesgo por enriquecimiento metálico, los resultados muestran una preferencia mundial por el método  $I_{geo}$  (55,8%), seguida por el método EF (42,9%).

Estas preferencias posiblemente están condicionadas por la existencia local de concentraciones de fondo o de referencia. Se observa también que los métodos RI (31,2%) y Er (23,4%) son los de mayor preferencia mundial para evaluar el riesgo ambiental por el SV. El 55,6% del total de documentos que evalúan el riesgo ambiental lo hacen con estos dos métodos.

Las concentraciones de metales tales como el Pb, Cu, Cr y Cd se destacan en el SV por su elevada toxicidad biológica. Con respecto a los métodos de evaluación del riesgo sobre la salud, los resultados muestran que los de mayor preferencia mundial posiblemente son el HQ (50,6%) y HI (49,4%). Aún existen dificultades para la aplicación de los métodos de evaluación del riesgo sobre la salud, como, por ejemplo, la carencia de información de referencia con respecto a dosis diarias de inhalación de SV, factores de toxicidad por ingesta y contacto dérmico con MP del SV, y factores de emisión de partículas de SV. Las concentraciones de MP tales como

el Cr y As se destacan en el SV por su elevado riesgo cancerígeno.

Finalmente, este estudio se constituye en un punto de referencia para las instituciones públicas y privadas encargadas del control de la contaminación urbana, con el objeto de diseñar e implementar estrategias de gestión para reducir la contaminación generada por los MP contenidos en el SV y, por lo tanto, para poder reducir los impactos sobre el ambiente y la salud humana en entornos viales.

## Referencias

- [1] Y. Faiz, M. Tufail, M. T. Javed, M. M. Chaudhry, Naila-Siddique, "Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan", *Microchem. J.*, vol. 92, no. 2, pp. 186-192, 2009, doi: 10.1016/j.microc.2009.03.009
- [2] M. U. Ali *et al.*, "Pollution characteristics and human health risks of potentially (eco)toxic elements (PTEs) in road dust from metropolitan area of Hefei, China", *Chemosphere*, vol. 181, pp. 111-121, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.04.061
- [3] B. Wei, L. Yang, "A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China", *Microchem. J.*, vol. 94, no. 2, pp. 99-107, 2010, doi: 10.1016/j.microc.2009.09.014
- [4] F. G. Fujiwara, D. R. Gómez, L. Dawidowski, P. Perelman, A. Faggi, "Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina)", *Ecol. Indic.*, vol. 11, no. 2, pp. 240-247, 2011, doi: 10.1016/j.ecolind.2010.04.007
- [5] Z. Tang *et al.*, "Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 138, pp. 83-91, 2017, doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.11.003
- [6] C. Men, R. Liu, F. Xu, Q. Wang, L. Guo, Z. Shen, "Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China", *Sci. Total Environ.*, vol. 612, pp. 138-147, 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.123
- [7] M. S. Ermolin, P. S. Fedotov, A. I. Ivaneev, V. K. Karandashev, N. N. Fedyunina, A. A. Burmistrov, "A contribution of nanoscale particles of road-deposited sediments to the pollution of urban runoff by heavy metals", *Chemosphere*, vol. 210, pp. 65-75, 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.150
- [8] W. Zhu, B. Bian, L. Li, "Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 147, no. 1-3, pp. 171-181, 2008, doi: 10.1007/s10661-007-0108-2
- [9] J. Ma, W. Singhirunnusorn, "Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Dusts of Maha Sarakham Municipality", *Procedia - Soc. Behav. Sci.*, vol. 50, no. Julio, pp. 280-293, 2012, doi: 10.1016/j.sbspro.2012.08.034
- [10] F. Li *et al.*, "Heavy metals in road dust from Xiandao District, Changsha City, China: characteristics, health risk assessment, and integrated source identification", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 23, no. 13, pp. 13100-13113, 2016, doi: 10.1007/s11356-016-6458-y
- [11] R. Urrutia, N. Hernandez, O. Carrillo, K. D. Nigam, N. Ornelas, "Street dust from a heavily-populated and industrialized city: Evaluation of spatial distribution, origins, pollution, ecological risks and human health repercussions", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 159, pp. 198-204, 2018, doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.04.054
- [12] S. Akinade, O. Olisa, "Geochemical Study of Soils, Road Dust and Stream Sediments around Ijebu-Ode, Southwestern, Nigeria", *J. Environ. Anal. Toxicol.*, vol. 04, no. 05, 2014, doi: 10.4172/2161-0525.1000229
- [13] J. Al-Awadhi, B. Aldhafri, "Heavy metal concentrations in roadside-deposited sediments in Kuwait city", *Arab. J. Geosci.*, vol. 9, no. 8, pp. 535, 2016, doi: 10.1007/s12517-016-2543-2
- [14] B. Yu, Y. Wang, Q. Zhou, "Human Health Risk Assessment Based on Toxicity Characteristic Leaching Procedure and Simple Bioaccessibility Extraction Test of Toxic Metals in Urban Street Dust of Tianjin, China", *PLoS One*, vol. 9, no. 3, pp. e92459, 2014, doi: 10.1371/journal.pone.0092459
- [15] R. Mathur, V. Balaram, M. Satyanarayanan, S. S. Sawant, "Assessment of heavy metal contamination of road dusts from industrial areas of Hyderabad, India", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 188, no. 9, 2016, doi: 10.1007/s10661-016-5496-8
- [16] M. S. Atiemo, G. F. Ofori, a O. Tutu, N. D. M. L. Palm, S. A. Blankson, "Contamination Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Selected Roads in Accra, Ghana", *Res. J. Environ. Earth Sci.*, vol. 3, no. 5, pp. 473-480, 2011.

- [17] T. Yang, Q. Zeng, Z. Liu, y Q. Liu, "Magnetic properties of the road dusts from two parks in Wuhan city, China: implications for mapping urban environment", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 177, no. 1-4, pp. 637-648, 2011, doi: 10.1007/s10661-010-1662-6
- [18] J. Zhang, H. Deng, D. Wang, Z. Chen, S. Xu, "Toxic heavy metal contamination and risk assessment of street dust in small towns of Shanghai suburban area, China", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 20, no. 1, pp. 323-332, 2013, doi: 10.1007/s11356-012-0908-y
- [19] J. M. Trujillo-González, M. A. Torres-Mora, S. Keesstra, E. C. Brevik, R. Jiménez-Ballesta, "Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses", *Sci. Total Environ.*, vol. 553, pp. 636-642, 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.101
- [20] Z. Tang *et al.*, "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and heavy metals in road dusts from a plastic waste recycling area in north China: implications for human health", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 23, no. 1, pp. 625-637, 2016, doi: 10.1007/s11356-015-5296-7
- [21] Y. Faiz, N. Siddique, M. Tufail, "Pollution level and health risk assessment of road dust from an expressway", *J. Environ. Sci. Heal. Part A*, vol. 47, no. 6, pp. 818-829, 2012, doi: 10.1080/10934529.2012.664994
- [22] M. Gope, R. E. Masto, J. George, S. Balachandran, "Tracing source, distribution and health risk of potentially harmful elements (PHEs) in street dust of Durgapur, India", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 154, no. Febrero, pp. 280-293, 2018, doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.02.042
- [23] Y. Du, B. Gao, H. Zhou, X. Ju, H. Hao, S. Yin, "Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dusts in Urban Parks of Beijing, China", *Procedia Environ. Sci.*, vol. 18, pp. 299-309, 2013, doi: 10.1016/j.proenv.2013.04.039
- [24] Z. Cao *et al.*, "Contamination characteristics of trace metals in dust from different levels of roads of a heavily air-polluted city in north China", *Environ. Geochem. Health*, vol. 40, pp. 2441-2452, 2018, doi: 10.1007/s10653-018-0110-3
- [25] M. L. Benhaddya, A. Boukheikhal, Y. Halis, M. Hadjel, "Human Health Risks Associated with Metals from Urban Soil and Road Dust in an Oilfield Area of Southeastern Algeria", *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 70, no. 3, pp. 556-571, 2016, doi: 10.1007/s00244-015-0244-6
- [26] C. Zafra-Mejía, H. Rondón-Quintana, J. Beltrán-Vargas, "Acumulación de metales pesados en sedimentos viales urbanos: factores de interés en salud pública", *Rev. la Fac. Med.*, vol. 65, no. 4, pp. 655-664, 2017, doi: 10.15446/revfacmed.v65n4.57690
- [27] S. Dehghani, F. Moore, B. Keshavarzi, A. Hale, "Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 136, no. Octubre, pp. 92-103, 2017, doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.10.037
- [28] M. Gope, R. E. Masto, J. George, R. R. Hoque, S. Balachandran, "Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 138, no. Diciembre, pp. 231-241, 2017, doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.01.008
- [29] M. Sager, H.-T. Chon, L. Marton, "Spatial variation of contaminant elements of roadside dust samples from Budapest (Hungary) and Seoul (Republic of Korea) including Pt, Pd and Ir", *Environ. Geochem. Health*, vol. 37, no. 1, pp. 181-193, 2015, doi: 10.1007/s10653-014-9639-y
- [30] V. Alekseenko, A. Alekseenko, "The abundances of chemical elements in urban soils", *J. Geochemical Explor.*, vol. 147, pp. 245-249, 2014, doi: 10.1016/j.gexplo.2014.08.003
- [31] M. Saedi, L. Y. Li, M. Salmanzadeh, "Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran", *J. Hazard. Mater.*, vol. 227-228, pp. 9-17, 2012, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.04.047
- [32] Y. Nazzal, M. A. Rosen, A. M. Al-Rawabdeh, "Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 185, no. 2, pp. 1847-1858, 2013, doi: 10.1007/s10661-012-2672-3
- [33] A. Quiñonez-Plaza *et al.*, "Total petroleum hydrocarbons and heavy metals in road-deposited sediments in Tijuana, Mexico", *J. Soils Sediments*, vol. 17, no. 12, pp. 2873-2886, 2017, doi: 10.1007/s11368-017-1778-1
- [34] M. Mirzaei Aminiyan, M. Baalousha, R. Mousavi, F. Mirzaei Aminiyan, H. Hosseini, y A. Heydariyan, "The ecological risk, source identification, and pollution assessment of heavy metals in road dust: a

- case study in Rafsanjan, SE Iran,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 14, pp. 13382-13395, 2018, doi: 10.1007/s11356-017-8539-y
- [35] J. A. Baptista Neto *et al.*, “Concentrations and physicochemical speciation of heavy metals in urban runoff sediment from São Gonçalo—Rio de Janeiro/Brazil”, *Environ. Earth Sci.*, vol. 75, no. 17, pp. 1209, 2016, doi: 10.1007/s12665-016-6000-z
- [36] G. Valotto, D. Zannoni, G. Rampazzo, F. Visin, G. Formenton, A. Gasparello, “Characterization and preliminary risk assessment of road dust collected in Venice airport (Italy)”, *J. Geochemical Explor.*, vol. 190, pp. 142-153, 2018, doi: 10.1016/j.gexplo.2018.03.005
- [37] Z. bin Duan, J. Wang, Y. Zhang, B. Xuan, “Assessment of Heavy Metals Contamination in Road Dust From Different Functional Areas in Guiyang, Southwest, China”, *Int. J. Environ. Sci. Educ.*, vol. 12, no. 3, pp. 427-439, 2017, doi: 10.12973/ijese.2017.01238a
- [38] A. Victoria, S. J. Cobbina, S. B. Dampare, A. B. Duwiejuah, “Heavy Metals Concentration in Road Dust in the Bolgatanga Municipality , Ghana”, vol. 2, no. 4, pp. 74-80, 2014, doi: 10.12691/jephh-2-4-1
- [39] Z. Zhu, Z. Li, X. Bi, Z. Han, G. Yu, “Response of magnetic properties to heavy metal pollution in dust from three industrial cities in China”, *J. Hazard. Mater.*, vol. 246-247, pp. 189-198, 2013, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.12.024.
- [40] A. Ordóñez, R. Álvarez, E. De Miguel, S. Charlesworth, “Spatial and temporal variations of trace element distribution in soils and street dust of an industrial town in NW Spain: 15 years of study”, *Sci. Total Environ.*, vol. 524-525, pp. 93-103, 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.024.
- [41] G. Shi *et al.*, “Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China”, *Environ. Pollut.*, vol. 158, no. 3, pp. 694-703, 2010, doi: 10.1016/j.envpol.2009.10.020
- [42] K. Amjadian, M. Pirouei, M. R. Mehr, A. Shakeri, S. K. Rasool, D. I. Haji, “Contamination, health risk, mineralogical and morphological status of street dusts-case study: Erbil metropolis, Kurdistan Region-Iraq”, *Environ. Pollut.*, vol. 243, no. Diciembre, pp. 1568-1578, 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.116
- [43] P. V. Suryawanshi, B. S. Rajaram, A. D. Bhanarkar, C. V. Chalapati Rao, “Determining heavy metal contamination of road dust in Delhi, India”, *Atmósfera*, vol. 29, no. 3, pp. 221-234, 2016, doi: 10.20937/ATM.2016.29.03.04
- [44] X. Lu, L. Wang, K. Lei, J. Huang, Y. Zhai, “Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China”, *J. Hazard. Mater.*, vol. 161, no. 2-3, pp. 1058-1062, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.052
- [45] B. Bian, C. Lin, H. suo Wu, “Contamination and risk assessment of metals in road-deposited sediments in a medium-sized city of China”, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 112, pp. 87-95, 2015, doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.10.030.
- [46] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, H. Delshab, N. Soltani, A. Sorooshian, “Investigation of microrubbers , microplastics and heavy metals in street dust : a study in Bushehr city , Iran”, *Environ. Earth Sci.*, vol. 76, no. 23, pp. 1-19, 2017, doi: 10.1007/s12665-017-7137-0
- [47] M. M. Aminian, M. Baalousha, F. M. Aminian, “Evolution of human health risk based on EPA modeling for adults and children and pollution level of potentially toxic metals in Rafsanjan road dust: a case study in a semi-arid region, Iran”, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 20, pp. 19767-19778, 2017, doi: 10.1007/s11356-018-2176-y
- [48] J. M. Trujillo-González, M. A. Torres-Mora, R. Jiménez-Ballesta, J. Zhang, “Land-use-dependent spatial variation and exposure risk of heavy metals in road-deposited sediment in Villavicencio, Colombia”, *Environ. Geochem. Health*, vol. 41, no. 2, pp. 667-679, 2018, doi: 10.1007/s10653-018-0160-6
- [49] H. Kamani *et al.*, “Heavy Metal Contamination in Street Dusts with Various Land Uses in Zahedan, Iran”, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 94, no. 3, pp. 382-386, 2015, doi: 10.1007/s00128-014-1453-9
- [50] R. Świetlik, M. Strzelecka, M. Trojanowska, “Evaluation of traffic-related heavy metals emissions using noise barrier road dust analysis”, *Polish J. Environ. Stud.*, vol. 22, no. 2, pp. 561-567, 2013.
- [51] B. Wei, F. Jiang, X. Li, S. Mu, “Heavy metal induced ecological risk in the city of Urumqi, NW China”, *Environ. Monit. Assess.*, vol. 160, no. 1-4, pp. 33-45, 2010, doi: 10.1007/s10661-008-0655-1
- [52] E. Adamiec, E. Jarosz-Krzemińska, y R.

- Wieszala, "Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 188, no. 6, pp. 369, 2016, doi: 10.1007/s10661-016-5377-1
- [53] J. Bai, B. Cui, Q. Wang, H. Gao, Q. Ding, "Assessment of heavy metal contamination of roadside soils in Southwest China", *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, vol. 23, no. 3, pp. 341-347, 2009, doi: 10.1007/s00477-008-0219-5
- [54] H. H. Li *et al.*, "Pollution characteristics and risk assessment of human exposure to oral bioaccessibility of heavy metals via urban street dusts from different functional areas in Chengdu, China", *Sci. Total Environ.*, vol. 586, pp. 1076-1084, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.092
- [55] X. Wei, B. Gao, P. Wang, H. Zhou, J. Lu, "Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 112, pp. 186-192, 2015, doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.11.005
- [56] N. Zhao, X. Lu, S. Chao, "Level and Contamination Assessment of Environmentally Sensitive Elements in Smaller than 100  $\mu\text{m}$  Street Dust Particles from Xining, China", *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 11, no. 3, pp. 2536-2549, 2014, doi: 10.3390/ijerph110302536
- [57] A. Bourliva *et al.*, "Characterization, heavy metal content and health risk assessment of urban road dusts from the historic center of the city of Thessaloniki, Greece", *Environ. Geochem. Health*, vol. 39, no. 3, pp. 611-634, 2017, doi: 10.1007/s10653-016-9836-y
- [58] N. Soltani *et al.*, "Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran", *Sci. Total Environ.*, vol. 505, pp. 712-723, 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.097
- [59] D. Xu *et al.*, "Contamination characteristics and potential environmental implications of heavy metals in road dusts in typical industrial and agricultural cities, southeastern Hubei Province, Central China", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 36, pp. 36223-36238, 2018, doi: 10.1007/s11356-018-3282-6
- [60] M. Nasser, Abdel-Latif, I. A. Saleh, "Heavy Metals Contamination in Roadside Dust along Major Roads and Correlation with Urbanization Activities in Cairo, Egypt", *J. Am. Sci.*, vol. 5, no. 1, pp. 379-389, 2012.
- [61] R. Tang, K. Ma, Y. Zhang, Q. Mao, "The spatial characteristics and pollution levels of metals in urban street dust of Beijing, China", *Appl. Geochemistry*, vol. 35, pp. 88-98, 2013, doi: 10.1016/j.apgeochem.2013.03.016
- [62] E. Liu, T. Yan, G. Birch, Y. Zhu, "Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China", *Sci. Total Environ.*, vol. 476-477, pp. 522-531, 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.055
- [63] F. Li *et al.*, "Spatial distribution and health risk assessment of toxic metals associated with receptor population density in street dust: a case study of Xiandao District, Changsha, Middle China", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 22, no. 9, pp. 6732-6742, 2015, doi: 10.1007/s11356-014-3753-3
- [64] H. Pan, X. Lu, K. Lei, "Lead in roadway dusts from different functional areas in a typical valley city, NW China: contamination and exposure risk," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 1, pp. 523-532, 2018, doi: 10.1007/s11356-017-0467-3
- [65] L. García-Rico, D. Meza-Figueroa, A. Jay Gandolfi, R. Del Río-Salas, F. M. Romero, M. M. Meza-Montenegro, "Dust-Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments", *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 70, no. 3, pp. 522-533, 2016, doi: 10.1007/s00244-015-0229-5
- [66] H. Li, X. Qian, W. Hu, Y. Wang, H. Gao, "Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China", *Sci. Total Environ.*, vol. 456-457, pp. 212-221, 2013, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.094
- [67] Z. Ma, K. Chen, Z. Li, J. Bi, L. Huang, "Heavy metals in soils and road dusts in the mining areas of Western Suzhou, China: a preliminary identification of contaminated sites," *J. Soils Sediments*, vol. 16, no. 1, pp. 204-214, 2016, doi: 10.1007/s11368-015-1208-1
- [68] T. A. Yekeen *et al.*, "Assessment of health risk of trace metal pollution in surface soil and road dust from e-waste recycling area in China", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 23, no. 17, pp. 17511-17524, 2016, doi: 10.1007/s11356-016-6896-6
- [69] X. Hu, Y. Zhang, J. Luo, T. Wang, H. Lian, y Z. Ding, "Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a

mega-city , Nanjing , China”, *Environ. Pollut.*, vol. 159, no. 5, pp. 1215-1221, 2011, doi: 10.1016/j.envpol.2011.01.037

[70] B. Keshavarzi, Z. Tazarvi, M. A. Rajabzadeh, A. Najmeddin, “Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran”, *Atmos. Environ.*, vol. 119, pp. 1-10, 2015, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.08.001

[71] J. Huang, F. Li, G. Zeng, W. Liu, X. Huang, Z. Xiao, “Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: A case study in Xiandao District, Changsha city, China”, *Sci. Total Environ.*, vol. 541, pp. 969-976, 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.139

[72] A. M. Taiwo *et al.*, “Assessment of health risks associated with road dusts in major traffic hotspots in Abeokuta metropolis, Ogun state, southwestern Nigeria”, *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, vol. 31, no. 2, pp. 431-447, 2017, doi: 10.1007/s00477-016-1302-y

[73] L. Hakanson, “An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach”, *Water Res.*, vol. 14, no. 8, pp. 975-1001, 1980, doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8

[74] D. L. Tomlinson, J. G. Wilson, C. R. Harris, D. W. Jeffrey, “Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index”, *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, vol. 33, no. 1-4, pp. 566-575, 1980, doi: 10.1007/BF02414780

[75] US-EPA, “Supplemental Guidance for developing soil screening levels for Superfund sites.” Washington, DC, 2002. [En línea]. Disponible: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91003IJK.PDF?Dockey=91003IJK.PDF>

[76] D. Zhang, X. Pan, D. Lee, “Potentially harmful metals and metalloids in the urban street dusts of Taipei City”, *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, vol. 45, pp. 6-11, 2014, doi: 10.1016/j.jtice.2014.01.003

[77] X. Lu, X. Wu, Y. Wang, H. Chen, P. Gao, Y. Fu, “Risk assessment of toxic metals in street dust from a medium-sized industrial city of China”, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 106, pp. 154-163, 2014, doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.04.022

[78] P. Drahota, K. Raus, E. Rychlíková, J. Rohovec, “Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste,

urban soil, and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic”, *Environ. Geochem. Health*, vol. 40, no. 4, pp. 1495-1512, 2018, doi: 10.1007/s10653-017-9999-1

[79] M. Ebqa’ai, B. Ibrahim, “Application of multivariate statistical analysis in the pollution and health risk of traffic-related heavy metals”, *Environ. Geochem. Health*, vol. 39, no. 6, pp. 1441-1456, 2017, doi: 10.1007/s10653-017-9930-9

[80] H. Li, A. Shi, X. Zhang, “Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park”, *J. Environ. Sci.*, vol. 32, pp. 228-237, 2015, doi: 10.1016/j.jes.2014.11.014

[81] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, M. Reza, “Fractionation , source identification and risk assessment of potentially toxic elements in street dust of the most important center for petrochemical products, Asaluyeh County, Iran”, *Environ. Earth Sci.*, vol. 77, no. 673, 2018, doi: 10.1007/s12665-018-7854-z

[82] E. Adamiec, “Road Environments: Impact of Metals on Human Health in Heavily Congested Cities of Poland”, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 14, no. 7, pp. 697, 2017, doi: 10.3390/ijerph14070697