



Artículo científico / Research paper

Análisis espacial de PM₁₀ en el aire y su composición de metales con relación a factores ambientales alrededor de centros de educación preescolar en Cuenca

Spatial analysis of PM₁₀ in the air and its metals composition with relation to environmental factors surrounding preschool educational centers in Cuenca

Ronny Zegarra¹ , Susana Andrade¹ , Mayra Parra¹ , Danilo Mejía² , Claudia Rodas³ 

¹ Departamento de Biociencias, Universidad de Cuenca, Av. 12 de Abril, Cuenca, Ecuador.

² Facultad de Ciencias Químicas, Centro de Estudios Ambientales (CEA), Universidad de Cuenca, Av. 12 de Abril, Cuenca, Ecuador.

³ Facultad de Medicina, Universidad del Azuay Av. 24 de Mayo, Cuenca, Ecuador.

Autor para la correspondencia. ronny.zegarra @ucuenca.edu.ec

Fecha de recepción: 6 de enero de 2020 - Fecha de aceptación: 29 de abril de 2020

RESUMEN

La contaminación del aire por Material Particulado (PM), como consecuencia del aumento del tráfico, es de gran preocupación para la salud pública en las zonas urbanas. El PM llama mucho la atención, primero porque, debido a su tamaño micrométrico, las partículas pueden penetrar en los pulmones e impedir el intercambio de gases, y en segundo lugar debido a su composición química, incluida la presencia de metales pesados, que pueden dañar los sistemas biológicos. A pesar de sus efectos perjudiciales para toda la población, los niños son más vulnerables debido a su organismo en desarrollo. Se sabe que las concentraciones de PM pueden verse influenciadas por las características de la calle, la meteorología y la presencia de vegetación circundante, que constituyen factores ambientales relacionados con la generación, dispersión y deposición de PM. Debido a la necesidad de reducir la exposición de la población a este tipo de contaminación, el presente estudio analizó la correlación de los factores ambientales de generación, dispersión y deposición en función de la información secundaria disponible con la concentración de PM₁₀ y metales (plomo, cadmio, cobre, y zinc) en muestras de aire recolectadas en 21 centros de educación inicial en la ciudad de Cuenca. Los resultados obtenidos indican bajas relaciones entre contaminantes y factores ambientales, la presencia de alta variabilidad en las concentraciones de contaminantes y niveles de PM₁₀ que a menudo exceden los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud y la legislación nacional.

Palabras clave: Material particulado, metales pesados, efectos en la salud, factores ambientales, Cuenca.

ABSTRACT

Particulate matter (PM) air pollution, as a consequence of increasing traffic, is of high concern for public health in urban areas. The PM draws major attention, first because by its micrometric sizes can particles penetrate the lungs and hinder the gas exchange, and secondly due to its chemical composition including the presence of heavy metals, which can damage the biological systems. Despite its detrimental effects for the entire population, kids are more vulnerable because of its developing stage. It is known that PM concentrations can be influenced by street characteristics, meteorology, and the presence of surrounding vegetation, which constitute environmental factors related to the generation, dispersion, and deposition of PM. Due to the necessity of reducing population exposure to this type of pollution, the present study analyzed the correlation of environmental factors of generation, dispersion and deposition based on the available secondary information with the concentration of PM₁₀, and metals (lead, cadmium, copper, and zinc) in air samples collected at 21 initial education centers in the city of Cuenca. The obtained results indicate low relationships between pollutants and environmental factors, the presence of high variability in pollutant concentrations, and PM₁₀ levels often exceeding the limits established by the World Health Organization and national law.

Keywords: Particulate matter, heavy metals, health effects, environmental factors, Cuenca.

1. INTRODUCCIÓN

Las elevadas concentraciones de material particulado (PM) en las áreas urbanas causadas por el incremento del

tráfico vehicular, urbanización e industrialización constituyen un problema ambiental de riesgo para la salud pública. La atención sobre este contaminante se debe a sus



fracciones de PM₁₀ y PM_{2.5}, que hacen referencia a partículas con diámetros iguales y menores a 10 y 2.5 µm, respectivamente. Estas partículas tienen una alta capacidad de entrada al aparato respiratorio y circulatorio, además de contener en su superficie diferentes elementos orgánicos e inorgánicos, incluyendo metales pesados (Li, Qian, & Wang, 2013). Los metales pueden ingresar a los pulmones por inhalación del PM, llegar hasta el punto de intercambio del oxígeno, viajar a través de la sangre y ser absorbidos hacia los riñones, hígado y otros tejidos como el cerebro y corazón (Flora, Flora, & Saxena, 2006; Fortoul *et al.*, 2015). Las elevadas concentraciones de metales en partículas finas están asociadas a marcadores de enfermedades cardiovasculares como: altos niveles de inflamación y reducidos niveles de células endoteliales progenitoras, indicando una reducción en la capacidad de reparación endotelial (Niu *et al.*, 2013). Los efectos respiratorios generados por el estrés oxidativo de los metales sobre las células pulmonares resultan en inflamación y daño de los tejidos (Cakmak *et al.*, 2014). Su llegada al hígado por el torrente sanguíneo altera el parénquima hepático, causando hepatitis crónica, fibrosis, cirrosis, fallo del hígado y muerte (Laing *et al.*, 2010; Tarantino, 2013). Además, los metales generan reacciones autoinmunes y promueven la carcinogénesis por medio del daño al ADN y activación de diferentes vías de respuesta que conllevan a la progresión de tumores (Fortoul *et al.*, 2015).

La exposición a las elevadas concentraciones del PM y su contenido de metales está relacionada con la presencia factores ambientales que aportan a la generación, dispersión y deposición de dicho contaminante. En las áreas urbanas, las emisiones del tráfico vehicular representan la principal fuente de generación de PM, especialmente de aquellos vehículos que usan combustible diésel, cuyas partículas finas y ultrafinas son de mayor toxicidad por su alto contenido de metales (Mohankumar & Senthilkumar, 2017). Sin embargo, estos también provienen de otras fuentes como son: el desgaste de neumáticos, frenos y vías (Lenschow, 2001; World Health Organization, 2013). Datos del inventario de emisiones atmosféricas nacional del Reino Unido indican que las partículas del uso de frenos, neumáticos y superficie de las vías constituyen el 60% y 73% (en masa), respectivamente, de las emisiones de PM₁₀ y PM_{2.5} provenientes del transporte en ese país (Monks *et al.*, 2013). De esta manera, se ha determinado que cerca del 75 al 90% de los metales encontrados en las fracciones de PM₁₀ corresponden a plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu) y zinc (Zn) (Mohanraj, Azeez, & Priscilla, 2004).

El Pb y Cd presentan una alta toxicidad incluso a bajos niveles y afectan directamente al sistema nervioso central produciendo efectos neurotóxicos y desordenes neurodegenerativos, incluyendo Parkinson y Alzheimer (Jiang, Yao, Zhu, Wang, & Ji, 2007; Rehman, Fatima, Waheed, & Akash, 2018). La exposición aguda y crónica al Pb y Cd causa daños severos al aparato respiratorio por la alteración de las membranas mucosas y la generación de edema pulmonar, congestión capilar, ampliación del intersticio pulmonar y áreas de atelectasia (Fortoul *et al.*, 2015). Por otro lado, metales como el cobre y zinc son metales traza que actúan en funciones catalíticas, estructurales y reguladoras de importancia para los procesos biológicos (Bost *et al.*, 2016; Roohani, Hurrell, Kelishadi, & Schulin, 2013). El exceso de Zn puede promover síndromes metabólicos como: sobrepeso,

hipertensión y dislipidemia en ratas Wistar (Singh, 2012). Altas concentraciones de Cu conducen a la generación de especies oxidativas altamente reactivas, modulando la proliferación de las células cancerígenas y el crecimiento de tumores, (Fortoul *et al.*, 2015). Además, su biodisponibilidad facilita la producción de ATP, como energía para la rápida proliferación de las células cancerosas (Ishida, Andreux, Poitry-Yamate, Auwerx, & Hanahan, 2013).

La cercanía a vías de alto tráfico representa un factor de mayor exposición (U.S. Environmental Protection Agency, 2001). Karner, Eisinger, & Niemeier (2010), indican que las altas concentraciones de los contaminantes atmosféricos presentan una disminución gradual desde el borde de la vía hasta en 570 metros, con una reducción del 50% en los primeros 150 m. Kliengchuay, Meeyai, Worakhunpiset, & Tantrakarnapa (2018) indican que la velocidad del viento, precipitación, temperatura del aire, temperatura y humedad del suelo, son factores meteorológicos que están correlacionados negativamente con la presencia de PM. La presencia de vegetación es otro factor que incide tanto en la deposición como dispersión del contaminante. Esto debido a que afecta los flujos de aire en los cañones urbanos con influencia en el transporte y dilución de los contaminantes (Janhäll, 2015). La vegetación es considerada una herramienta eficiente en la mitigación de la contaminación del aire debido a la mayor probabilidad de deposición de partículas en su superficie, en comparación con las superficies lisas urbanas (Roupsard *et al.*, 2013). Hoy en día, existe una fácil identificación de la presencia y características de la vegetación por medio de índices basados en información satelital, como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, que ha sido relacionado con la provisión de una mejor calidad del ambiente (Buyadi, Mohd, & Misni, 2015).

En la ciudad de Cuenca, se ha determinado que el tráfico vehicular constituye la principal fuente de PM. Astudillo-Alemán *et al.* (2015) indica que el PM₁₀ de la zona urbana de Cuenca en Ecuador, tiene como parte de su composición: aniones (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) y metales pesados (Cr, Fe, Ni, Zn, Cu y Mn), los cuales ya han sido asociados con daño genotóxico de tipo I en células epiteliales alveolares a 24 horas de exposición. Si bien la afección por metales tiene efectos negativos en toda la población, estos difieren correspondiente a la edad de la población expuesta, existiendo una mayor frecuencia de casos de asma, reducción del desarrollo pulmonar, rinitis alérgica e infecciones respiratorias en niños (Fortoul *et al.*, 2015). Esto se debe a que este grupo se encuentra en una etapa de rápido crecimiento y sus sistemas de detoxificación, inmunitario y termorreguladores están en desarrollo (Perera, 2018). Además de que, por su crecimiento, los niños tienen una mayor frecuencia respiratoria respecto a los adultos y requieren de tres a cuatro veces más la cantidad de comida por peso corporal, presentando mayor exposición a los contaminantes en el aire y comida (World Health Organization, 2006).

Relacionar las interacciones del ambiente con las concentraciones de PM y su contenido de metales es de importancia para medir el impacto de su exposición en futuros análisis de riesgo de la salud humana. De esta manera, el presente estudio tiene por objetivo analizar la relación de las concentraciones de metales pesados en el aire en centros de educación preescolar con: i) las variables meteorológicas presentes durante el monitoreo:

precipitación, temperatura, humedad relativa y radiación solar global y difusa; ii) entorno de monitoreo y iii) información secundaria relacionada a factores ambientales de generación (tipo de vía, material de calzada, capacidad vehicular), dispersión (ancho de la vía) y deposición de material particulado sobre la vegetación (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) en una ciudad andina.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio es de tipo exploratorio transversal y utiliza datos de material particulado (PM₁₀) y metales pesados (Pb, Cd, Cu y Zn) en el aire de centros educativos preescolares, monitoreados como parte del proyecto CEDIA-CEPRA de la Universidad del Azuay, Universidad Indoamérica y Universidad de Cuenca (Rodas Espinoza *et al.*, 2017), con título: “Análisis de metales pesados en PM₁₀ y su relación con enfermedades alérgicas en niños de 3 a 5 años en centros de educación inicial de las áreas urbana y periurbana de Cuenca”.

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende la zona urbana y periurbana del cantón Cuenca, con una superficie aproximada de 73 km², la cual representa 2.34% de la municipalidad y alberga una población cercana a 600,000 habitantes. La ciudad está localizada en la provincia del Azuay, al centro-sur del Ecuador con latitud 2°53'12" Sur y longitud 79°09' Este. El área urbana es ubicada en un valle del callejón interandino a 2530 metros sobre el nivel del mar, y presenta una clasificación climática Semihúmedo Mesotérmico con temperaturas desde los 18 a 22°C

(Ilustre Municipalidad de Cuenca, 2015). Los registros más bajos de temperatura se presentan en los meses de junio a septiembre, mientras que los más calientes entre los meses de diciembre a febrero. Pese a no presentar variaciones significativas a lo largo del año, la amplitud térmica diaria puede ser de hasta 9°C (Cordero & Guillén, 2013). Se presenta una humedad relativa de 65% en promedio anual, sin variaciones considerables a lo largo del año. La nubosidad sobre el área de estudio es elevada, siendo esta entre seis y siete octas, con mayor presencia entre febrero y mayo. Sin embargo, la radiación solar varía desde los 3.92 a 5.06 KWh m⁻² con los valores más altos en noviembre y diciembre, mientras que los más bajos se presentan en junio (Cordero & Guillén, 2013).

La movilidad en la ciudad de Cuenca está dominada por el modo motorizado (69%), siendo los viajes dentro de la ciudad en vehículos privados y transporte público el 32% y 31%, respectivamente. Los viajes desde la periferia con mayor circulación en las vías externas cuentan un promedio de 80,000 viajes en vehículo privado y 26,000 pasajeros movilizados por transporte público hacia el área urbana (GAD Municipal, 2014).

2.2. Puntos de monitoreo de material particulado y muestreo de metales pesados

Se seleccionaron 21 centros de educación preescolar como puntos de monitoreo, a partir un total de 141 distribuidos en la ciudad de Cuenca y su periferia. La ubicación geográfica de estos puntos, tras una selección aleatoria dentro del límite de la ciudad y considerando una distribución ecuánime en base a su tipología de financiamiento (público o particular), se indican en la Figura 1.

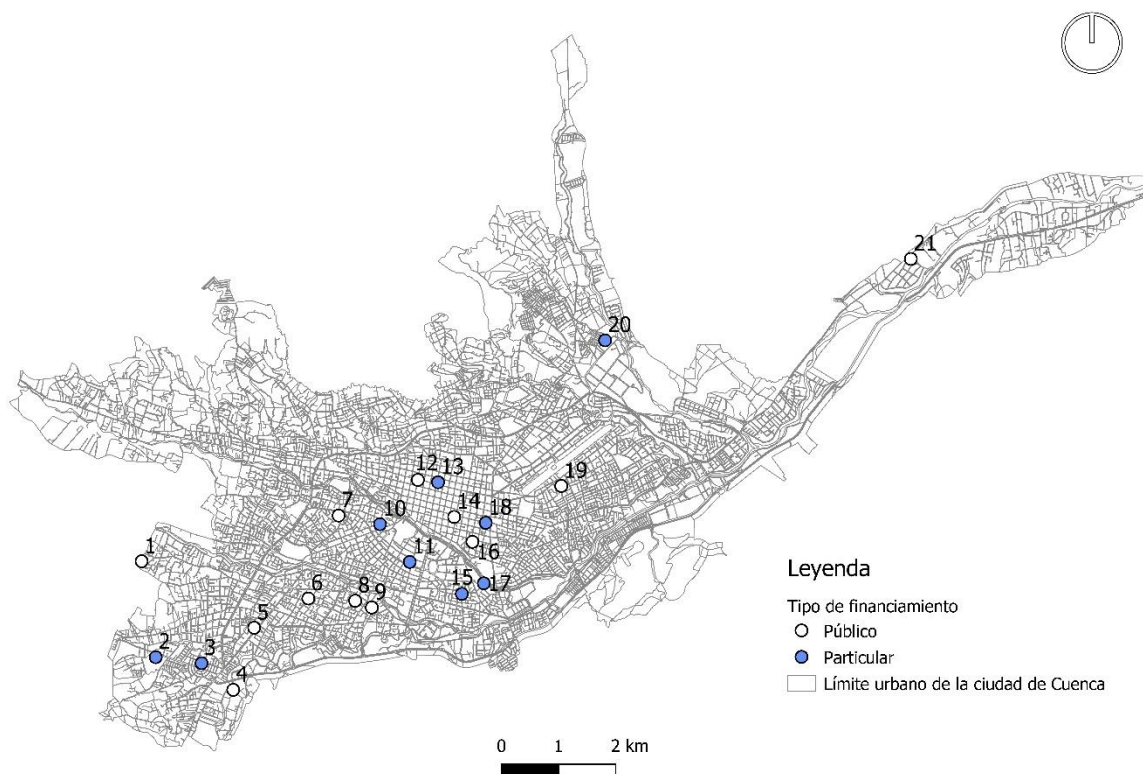


Figura 1. Localización de centros de educación inicial como puntos de monitoreo en la ciudad de Cuenca.

Se obtuvieron concentraciones de los metales pesados (Pb, Cd, Cu y Zn) en el aire a través del análisis de una muestra de material particulado PM₁₀, que comprende partículas de tamaño iguales y menores a 10 µm, obtenida de un monitoreo previo en cada punto. Dicho monitoreo fue de 24 horas y una sola vez en cada punto durante el periodo febrero - abril 2018. El equipo de monitoreo (Partisol i2000) fue ubicado en las áreas de juego de los niños, algunas de las cuales se encontraban cubiertas parcial o totalmente, con el fin de determinar la exposición de los preescolares a la contaminación en su entorno de mayor actividad. El análisis de composición de los metales pesados fue realizado por el laboratorio certificado de la Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad del Azuay, utilizando el método de voltametría (Farghaly & Ghandour, 2005), con límites de detección de 5.20, 5.36, 5.07 y 4.20 µg/g para los metales Pb, Cd, Cu y Zn, respectivamente.

2.3. Análisis de concentraciones de metales con variables meteorológicas, entorno de monitoreo y factores ambientales

Todos los procesos de análisis espacial relacionados a factores ambientales fueron realizados utilizando el software de acceso abierto QGIS v3.4 Madeira.

2.4. Determinación de variables meteorológicas y entorno de monitoreo

Se determinaron los valores de las variables meteorológicas: precipitación, humedad relativa, temperatura y radiación solar global y difusa, correspondientes al día de monitoreo en cada punto mediante una interpolación de tipo distancia inversa ponderada (Inverse Distance Weighting, IDW) (Wong, Yuan, & Perlin, 2004), utilizando los datos de sumatoria para la precipitación y promedio para el resto de variables. Estos datos fueron registrados por las estaciones UPS y Yanuncay, de la red de monitoreo de la Universidad Politécnica Salesiana. De forma adicional, el equipo Partisol i2000 registró también la temperatura obtenida en el punto exacto de monitoreo durante las 24 horas. El entorno de monitoreo hace referencia a la cobertura presente en el espacio de monitoreo, debido a que este se realizó en las áreas de juego de los niños. De esta manera, este se clasificó en abierto, abierto con barreras físicas, abierto con barreras vegetales y cerrado.

2.5. Determinación de factores ambientales de generación, dispersión y deposición de metales pesados en el aire

Se determinó el número de segmentos y píxeles correspondientes a cada categoría establecida en tres capas de información geográfica correspondiente a vías, transporte público, e índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), asociados a factores ambientales de generación, dispersión y filtración de material particulado. La Tabla 1 indica el número de segmentos extraídos para cada categoría en una circunferencia de 150 m alrededor de los puntos de monitoreo (buffer) debido a su rango de influencia en las concentraciones de PM. El número de líneas de buses está dado por la sumatoria de las líneas, mientras que el NDVI, corresponde al número de píxeles por categoría dentro del buffer indicado. Los rangos de valores para las categorías numéricas fueron determinados

considerando el método de rupturas naturales (Jenks, 1967).

La información sobre vías y transporte público fue proporcionada por la Dirección Municipal de Tránsito y corresponde a un registro vial y de fiscalización de transporte público utilizados en el plan de movilidad de la ciudad para el año 2015. El NDVI, como indicador de la presencia de vegetación en el área urbana, se obtuvo tras la conversión y reemplazo de las bandas de infrarrojo cercano (Near InfraRED, NIR) y rojo (Red, R) de una imagen satelital Landsat 8 en la ecuación (1) (*Landsat 8 Data Users Handbook*, 2018). La imagen satelital corresponde a la fecha 20/9/2017, sin presencia de nubosidad sobre el área de estudio.

$$NDVI = NIR - R / NIR + R \quad (1)$$

Posteriormente se realizó una base de datos, utilizando el software Microsoft Excel, con los resultados del monitoreo: concentración de PM₁₀ (µg/m³); concentraciones metales pesados (µg/g); entorno de monitoreo (1. Abierto, 2. Abierto con barrera física, 3. Abierto con barrera vegetal y 4. Cerrado); condiciones meteorológicas: precipitación total (mm), temperatura del aire (°C), humedad relativa (%) y radiación solar global y difusa (W/m²); factores ambientales de generación: tipo de vía, material de calzada, capacidad vehicular y número de líneas de transporte público; factores ambientales de dispersión: ancho de la vía; y factores ambientales de filtración: NDVI.

2.6. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de las variables con herramientas de estadística descriptiva, incluyendo pruebas de normalidad gráficas y estadísticas, utilizando el test Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$). También se determinó el coeficiente de correlación entre las concentraciones de material particulado y metales pesados como variables dependientes de las condiciones de monitoreo y factores ambientales. Todos los análisis se realizaron utilizando el software estadístico R 3.2.2 y su interfaz R Studio 0.99.484.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Resultados del monitoreo de material particulado PM₁₀ y metales pesados

Las concentraciones de material particulado (PM₁₀) y metales pesados: Pb, Cd, Cu y Zn presentaron una alta variabilidad entre los puntos y días de monitoreo. Esto se puede observar al comparar las medidas de centralidad y dispersión de los resultados (Tabla 2), los cuales presentan una diferencia considerable entre la media y mediana de los datos, indicando una distribución no normal de los contaminantes. Esta condición se confirmó tras obtener probabilidades menores a 0.01 en el test Shapiro-Wilk, aceptando la hipótesis nula de no normalidad.

Las concentraciones de PM₁₀ presentan un amplio rango con una mayor frecuencia (57%) de puntos de monitoreo sobre los valores de 50 µg/m³ en 24 horas, límite establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para este contaminante; registrándose también valores sobre el límite nacional establecido en el texto

Tabla 1. Valores de información secundaria relacionada a factores ambientales de generación, dispersión y deposición extraídos en un radio de 150 m alrededor de cada punto de monitoreo.

Variable		Punto																					
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
Factor de generación	Tipo de vía	Av	0	0	0	1	6	4	13	9	11	27	8	0	0	0	13	0	17	8	11	0	2
		C	4	40	78	17	53	28	34	37	25	34	26	44	45	37	48	52	18	44	27	46	11
		P	0	1	0	0	0	1	10	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
		R	4	3	12	2	9	16	21	12	15	18	17	6	2	9	10	12	5	12	10	2	0
		ND	0	3	7	5	17	10	14	14	12	13	3	0	0	0	1	0	2	0	5	2	1
	Material de calzada	Ad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	38	44	37	0	52	0	32	0	0	0
		As	2	2	0	1	0	0	17	2	3	20	2	0	0	0	4	0	15	8	8	0	0
		H	0	4	17	2	7	20	1	12	12	35	16	5	1	1	20	3	15	11	17	0	11
		L	0	3	2	0	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
		ND	9	38	78	22	69	38	74	58	49	28	36	7	2	9	46	10	12	13	28	50	1
	Capacidad vehicular	C1	19	41	80	24	79	50	75	63	53	30	37	7	2	10	51	10	15	13	40	50	12
		C2	6	2	0	0	0	0	4	0	3	25	4	11	15	30	18	21	9	17	3	0	0
		C3	0	4	17	0	0	6	0	9	8	24	8	31	30	7	0	33	11	29	0	0	2
		C4	0	0	0	1	6	4	13	0	0	13	5	1	0	0	3	1	7	5	11	0	0
		#L	2	4	6	4	6	2	16	1	1	20	10	22	18	11	4	21	13	25	4	0	1
Factor de dispersión	Ancho de calzada	AC1	19	41	80	24	79	48	76	59	52	56	41	7	2	10	51	21	20	20	40	50	12
		AC2	6	6	0	0	0	2	0	2	12	13	0	40	44	36	0	33	3	30	2	0	2
		AC3	0	0	17	0	0	6	5	6	0	14	7	3	1	1	12	11	10	8	6	0	0
		AC4	0	0	0	1	6	4	11	5	0	9	6	0	0	0	9	0	9	6	6	0	0
Factor de filtración	NDVI	NDVI 1	71	2	81	85	150	204	15	33	71	88	187	67	22	130	201	28	190	123	149	176	69
		NDVI 2	147	175	118	135	70	16	161	154	151	126	34	148	182	90	18	146	24	93	68	46	139
		NDVI 3	1	43	14	0	0	0	42	34	0	7	0	3	15	0	0	44	0	3	3	0	7

Tipo de vía: Avenida (Av), Calle (C), Pasaje (P), Retorno (R), No Definido (ND); Material de calzada: Adoquín (Ad), Asfalto (As), Hormigón (H), Lastre (L)

Capacidad vehicular: C1 (0), C2 (<2658), C3 (2659 - 5415), C4 (5416 - 10830); Número de líneas de transporte público (#L)

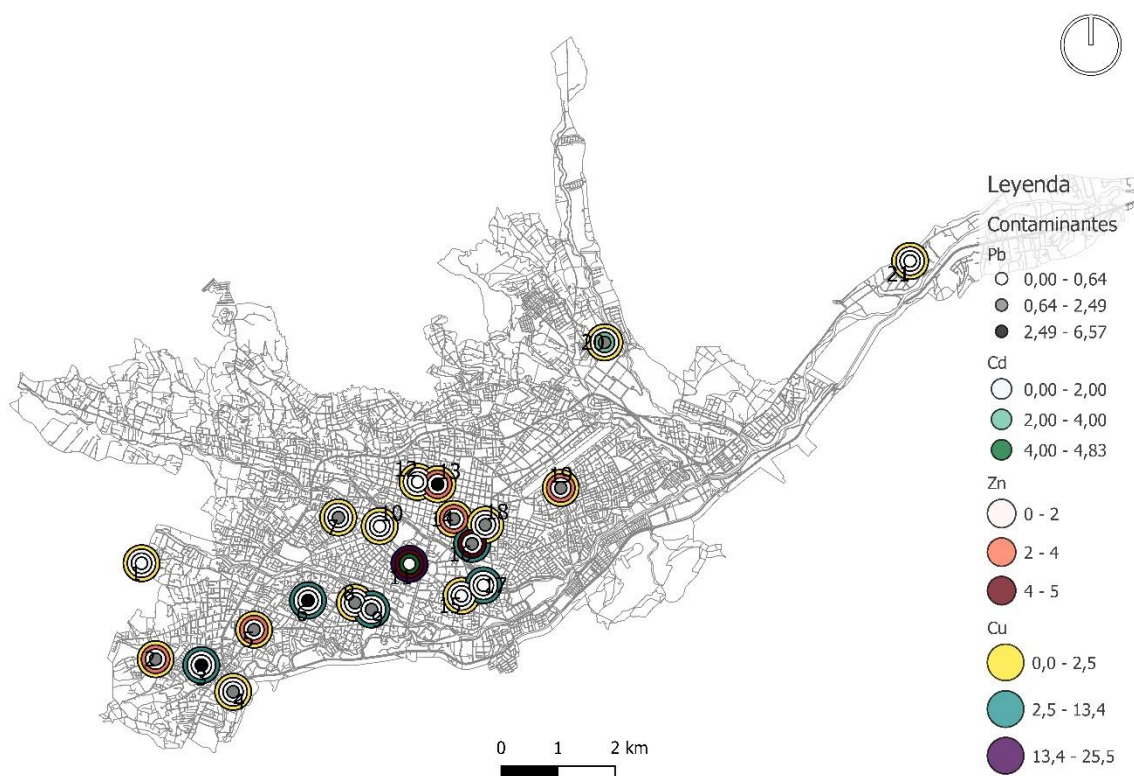
Ancho de calzada: AC1 (0), AC2 (<16.5), AC3 (16.51 - 26), AC4 (26.01 - 50); NDVI: NDVI 1 (<0.2), NDVI 2 (0.2 - 0.5), NDVI 3 (>0.5)

Tabla 2. Medidas de dispersión de las concentraciones de PM₁₀, Pb, Cd, Cu y Zn obtenidas del monitoreo.

	PM ₁₀ (µm/m ³)	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Mínimo	14.02	0.000	0.0000	0.000	0.000
1er Cuartil	28.80	0.485	0.0000	0.710	0.000
Media	42.53	1.250	0.1800	1.440	0.000
Mediana	50.39	1.749	0.6937	3.805	1.203
3er Cuartil	56.40	1.980	0.6200	4.327	2.380
Máximo	131.83	6.570	4.8300	25.500	4.790

unificado de legislación ambiental secundaria del Ecuador (TULSMA) (100 µg/m³ en 24 horas). Esta condición es puesta en consideración por otros estudios que indican el exceso de las concentraciones del PM₁₀ y PM sedimentable en la ciudad (Astudillo-Alemán *et al.*, 2015; Mejía, Zegarra, Astudillo, & Moscoso, 2018). Por otro lado, los metales pesados presentaron una tendencia a concentraciones bajas, pero con la ocurrencia de valores elevados en algunos puntos de monitoreo. Dichos metales han sido asociados con el incremento de especies reactivas de oxígeno, y con daño genotóxico de tipo I en células epiteliales alveolares en 24 horas de exposición (Astudillo-Alemán *et al.*, 2015). La distribución espacial de las concentraciones de metales, obtenidas en cada punto de monitoreo, se indican en la Figura 2. Los metales presentan una circunferencia en aumento para cada metal, considerando una escala de color de acuerdo a su rango de concentraciones determinado.

Las concentraciones de los metales analizados en el estudio no pudieron ser comparadas con los límites permisibles establecidos para aire ambiente debido a la diferencia en los tiempos de monitoreo. Dichos límites son: 0.15 µg/m³ promedio en 3 meses para Pb; 2 a 15 ng/m³ para Cd; 1 mg/m³ en 8 horas para Cu; y 0.02 a 0.16 µg/m³ para Zn (Agency for Toxic Substances & Disease Registry, 2017). Sin embargo, las concentraciones de los metales expresadas en ppm o pg/g pueden ser transformadas a µg/m³ al multiplicarlas por las respectivas concentraciones de PM₁₀ obtenidas en cada punto y sus debidas transformaciones de masa. De esta manera las concentraciones máximas de Pb (6.13e⁻¹⁰ µg/m³), Cd (3.14e⁻¹⁰ µg/m³), Cu (1.06e⁻⁹ µg/m³) y Zn (1.99e⁻¹⁰ µg/m³) se encontraron por debajo de los límites establecidos, considerando además que estas corresponden a un monitoreo de 24 horas.

**Figura 2.** Distribución espacial de las concentraciones de metales Pb, Cd, Zn y Cu de los puntos de monitoreo en la ciudad de Cuenca.

3.2. Variables meteorológicas y de entorno durante el periodo de monitoreo

Las variables meteorológicas de humedad relativa, temperatura in situ y ambiente, y radiación solar global y difusa presentaron uniformidad durante los distintos días de monitoreo, sin embargo, la precipitación presentó una alta variabilidad al comparar los valores de media y mediana (Tabla 3), cuya condición de normalidad fue rechazada al obtener valores de probabilidad menores a 0.001 en el test Shapiro-Wilk ($\alpha=0.05$).

Los entornos de monitoreo abierto y abierto con presencia de barreras físicas fueron predominantes en este estudio con un 42 y 36%, respectivamente. Mientras que el 16% presentaron barreras vegetales y el restante con un entorno cerrado por completo.

3.3. Relación entre las concentraciones de contaminantes con las variables meteorológicas y entorno de monitoreo

Los resultados de las correlaciones entre los contaminantes atmosféricos PM₁₀ y metales pesados con las variables meteorológicas y entorno de monitoreo se pueden observar en la Tabla 4. En este estudio, la variable de precipitación presentó un mayor número de correlaciones positivas con todos los contaminantes, a excepción del Zn; siendo la más representativa con el Pb. Si bien esto indica un incremento proporcional entre la variable y las concentraciones de los contaminantes, estudios previos han señalado que la precipitación actúa como un factor de deposición, debido a que arrastra los contaminantes suspendidos y los deposita en el suelo (Donahue, 2018). Por otro lado, aunque la temperatura in situ (T*) y la temperatura ambiente presentaron una

correlación elevada, estas fueron variables con los contaminantes, indicando coeficientes mayores con los datos in situ como se observa en el caso del PM₁₀. El aumento de la temperatura se ha relacionado con la capacidad de reacción de las emisiones vehiculares, generación de partículas secundarias y un incremento en las concentraciones de PM en el aire ambiente (Kalisa, Fadlallah, Amani, Nahayo, & Habiyaemye, 2018). La humedad relativa, temperatura ambiente y ambos tipos de radiación solar no presentaron un comportamiento definido con las concentraciones de los contaminantes, así las correlaciones más elevadas corresponden a T* - Cd, P - Pb, HR - Cu y RSG - Pb.

Con relación al entorno de monitoreo, se observó que el PM₁₀ fue el contaminante que presentó una mayor correlación de tipo inverso con esta condición. Esto se puede atribuir a la presencia de barreras físicas o vegetales circundante al área de monitoreo, las cuales pueden disminuir las concentraciones del PM por deposición o dispersión de las partículas (Janhäll, 2015). De esta manera, todos los puntos con entornos de monitoreo cerrados y con presencia de vegetación en su entorno de monitoreo presentaron valores de PM₁₀ por debajo de los 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, presentándose resultados similares en el 63 y 38% de los puntos con barreras físicas y abiertos, respectivamente. Así también, se observan correlaciones negativas entre el entorno de monitoreo y las variables de temperatura ambiente y humedad relativa, indicando que el incremento de barreras, especialmente vegetación tiene influencia sobre dichas variables. Se ha indicado que la presencia de áreas verdes ejerce una reducción de la temperatura y humedad relativa hasta en 250 m, variando por la tipología de infraestructura verde (Martini *et al.*, 2018).

Tabla 3. Distribución de valores meteorológicos obtenidos durante el periodo de monitoreo.

	P (mm)	HR (%)	T* (°C)	T (°C)	RSG	RSD
Min	0	62.27	13.70	13.15	144.2	126.2
1er Cuartil	0.000	69.39	14.60	13.90	241.4	195.9
Media	0.026	72.79	15.55	14.72	308.6	239.0
Mediana	0.792	75.64	15.60	14.80	329.7	252.4
3er Cuartil	1.445	89.35	16.40	15.51	384.8	282.7
Max	5.460	89.79	17.10	16.80	559.4	489.7

P: Precipitación, HR: Humedad Relativa, T*: Temperatura in situ, T: Temperatura ambiente, RSG: Radiación Solar Global, RSD: Radiación Solar Difusa.

Tabla 4. Coeficientes de correlación entre contaminantes, variables meteorológicas y condiciones de monitoreo durante el monitoreo.

Variable	PM ₁₀	Pb	Cd	Cu	Zn
EM	-0,34	0,16	-0,16	-0,14	0,13
P	0,12	0,34	0,15	0,21	-0,07
HR	-0,03	-0,11	0,19	0,27	-0,11
T*	0,19	0,15	-0,33	-0,15	0,06
T	0,12	-0,05	0,03	-0,03	-0,15
RSD	-0,01	-0,19	0,17	-0,02	-0,19
RSG	-0,02	0,24	0,07	-0,03	0,05

EM: Entorno de monitoreo, P: precipitación, HR: humedad relativa, T*: temperatura in situ - Partisol i2000, T: temperatura ambiente, RSD: radiación solar difusa, RSG: radiación solar global.

Se analizaron también las relaciones entre los contaminantes y entre las variables meteorológicas. De entre los contaminantes analizados, los coeficientes más elevados se presentaron entre Cd - Cu, Cu - Zn, Cd - Zn y Cu - PM₁₀. Dichas relaciones pueden deberse a que estos metales se encuentran en los materiales de frenos y neumáticos de los vehículos y son emitidos por su uso (Penkała, Ogrodnik, & Rogula-Kozłowska, 2018), estimándose una contribución de 47% y 21%, respectivamente, a las concentraciones de Cu y Zn en el PM₁₀ (Monks *et al.*, 2013). Las relaciones Cd - Cu y Cd - Zn se atribuyen al uso del combustible diésel, el cual presenta un factor de emisión de 0.75 µg/km; mientras que el desgaste de frenos y neumáticos representan las mayores fuentes emisoras de Cu (383 µg/km) y Zn (79.5 µg/km), respectivamente. Relaciones similares han sido encontradas en otros estudios (Kim *et al.*, 2010). La falta de relación entre los metales en general con el PM₁₀ se debe a que las concentraciones de los metales en el PM dependen de la naturaleza del ambiente analizado, más no de la concentración del PM (Popoola, Adebajo, & Adeoye, 2018).

Por último, se presentaron correlaciones elevadas entre la precipitación con la humedad relativa y un comportamiento inverso con la temperatura in situ, temperatura ambiente y ambos tipos de radiación solar. Esto se debe a la capacidad de saturación del aire que al alcanzar mayor HR genera precipitación, la cual disminuye la temperatura del aire. Las relaciones directas entre la RSG y RSD se debe a que la segunda es la energía reflejada de la RSG, la cual tiene una influencia positiva en la temperatura y negativa con la humedad relativa.

3.4. Factores ambientales de generación, dispersión y deposición de material particulado con contenido de metales pesados

La información secundaria sobre vías presentó un total de 13,251 segmentos, los cuales están clasificados en calles (57%), calles de retorno (20%), avenidas (9%) y pasajes (3%), además de un 11% no clasificado. Aproximadamente del 70 al 80% del total de segmentos carecieron de información detallada sobre diferentes características de las vías, incluyendo materiales de la calzada, ancho de las mismas y su capacidad vehicular; siendo las avenidas y una minoría de calles localizadas principalmente en el centro de la ciudad las que presentan mayor detalle de dichas características. De esta manera, el 66, 91 y 99% de los segmentos de calles, calles de retorno y pasajes, respectivamente, no presentaron información sobre los materiales de calzada; el 79, 98 y 100% de los mismos segmentos sin información sobre su capacidad vehicular; y de igual manera con el 81 y 100% de calles y segmentos de retorno - pasajes en relación a las dimensiones de calzada. Además, con los datos disponibles, se pudo identificar que las avenidas están mayormente compuestas por asfalto (51%) y hormigón (46%), presentando el 50% de sus segmentos en el rango de mayor capacidad vehicular (5,701 - 13,664) y mayor amplitud de calzada (26.01 m - 50 m). Mientras que las calles presentan hormigón (18%), asfalto (9%) y adoquín (5%) como materiales de calzada; además de un 11% con capacidades vehiculares bajas (1 - 2,725) y 18% con anchos de calzada reducidos (0.01 m - 16.5 m).

3.5. Relación entre concentraciones de contaminantes con factores ambientales

Las correlaciones obtenidas entre las concentraciones de los contaminantes con la información secundaria de tipos de vía, material de calzada y capacidad vehicular como factores ambientales de generación se presentan en la Tabla 5. Los contaminantes que presentaron un mayor número de correlaciones positivas con las tipologías de vía, materiales de calzada y capacidades vehiculares (de mayor a menor) son, según orden descendente, el PM₁₀, Pb, Zn, Cd y Cu.

Tras analizar las relaciones de las concentraciones de los contaminantes con las características viales, se identificó que las concentraciones de PM₁₀ están ligadas a todos los segmentos viales y con una mayor correlación con la capacidad vehicular más alta, indicando que el alto tráfico vehicular es un factor de mayor exposición a este contaminante. Si bien el PM₁₀ presentó una mayor correlación con la categoría de vía pasaje, que representa apenas el 3% del total de segmentos, también presentó correlaciones positivas con todos los tipos de segmentos. Además de su alta relación con los materiales de vía no definidos que se encuentran en el 69% de los segmentos de la información disponible. Si bien las concentraciones de Cd, Cu y Zn difirieron en sus relaciones con los tipos de segmentos y materiales de calzada, estos también compartieron una relación positiva con los segmentos de mayor capacidad vehicular. Por otro lado, el Pb presenta una mayor relación con los segmentos de calle ubicados en el centro de la ciudad, dadas las elevadas correlaciones positivas con la categoría calle, adoquín como material de calzada y las capacidades vehiculares intermedias y bajas, propias de estos segmentos. El Pb está relacionado con el uso de frenos y neumáticos para mantener las bajas velocidades promedio de circulación en calles (50 km/h) en comparación con las avenidas (90 km/h). Además de que las bajas velocidades de circulación generan una mayor cantidad de contaminantes, especialmente en áreas de alto tráfico vehicular (Tang, McNabola, Misstear, Pilla, & Alam, 2019). Finalmente, el PM₁₀ y Zn fueron los únicos contaminantes que presentaron una correlación positiva con el número de líneas de transporte público alrededor de los puntos de monitoreo.

Las correlaciones entre los tipos de segmentos con los materiales de calzada y las capacidades vehiculares remarcan la composición de avenidas por asfalto y hormigón, además de indicar su relación con capacidades vehiculares elevadas (C4). Por otro lado, los segmentos categorizados como calles indicaron una alta relación con las capacidades vehiculares intermedias (C3) y nulas o faltas de información (C1). Además, si bien se presentó una alta correlación de los segmentos de calle con el lastre, este material compone apenas el 2% de los segmentos; mientras que su segunda correlación más elevada que corresponde con los materiales no definidos representa la relación con el 69% de los segmentos totales. De esta manera, las calles pese a ser el 58% del total de segmentos, presentan una alta falta de información sobre material de calzada (66%) y capacidades vehiculares (79%), al igual que con el resto de segmentos.

Los resultados de las correlaciones entre los contaminantes atmosféricos y los factores ambientales de dispersión y deposición se observan en la Tabla 6. Con respecto a los factores ambientales de dispersión; los segmentos sin información, indicados con un ancho de calzada de cero metros (AC1), representaron el 79% de los

Tabla 5. Coeficientes de correlación entre contaminantes atmosféricos y factores ambientales de generación.

	Contaminante					Tipo de vía					Material de calzada					Capacidad vehicular				
	PM ₁₀	Pb	Cd	Cu	Zn	Av	C	P	R	ND	Ad	As	H	L	ND	C1	C2	C3	C4	#L
PM ₁₀	1.00																			
Pb	0.03	1.00																		
Cd	-0.06	-0.14	1.00																	
Cu	-0.29	0.06	0.63	1.00																
Zn	0.06	0.04	0.43	0.44	1.00															
Av	0.14	-0.40	0.07	0.22	-0.03	1.00														
C	0.07	0.59	-0.32	-0.21	-0.08	-0.07	1.00													
P	0.59	-0.14	0.09	-0.04	0.05	0.49	-0.19	1.00												
R	0.10	0.07	-0.15	0.08	-0.19	0.44	0.18	0.59	1.00											
ND	0.20	-0.17	0.11	-0.23	-0.32	-0.34	-0.35	-0.04	-0.38	1.00										
Ad	-0.10	0.34	-0.16	-0.10	0.45	-0.30	0.28	-0.15	-0.08	-0.22	1.00									
As	0.25	-0.44	-0.14	-0.20	-0.22	0.69	-0.21	0.66	0.35	-0.13	-0.21	1.00								
H	-0.30	-0.07	-0.17	0.14	-0.34	0.35	0.30	-0.23	0.27	-0.39	-0.39	0.09	1.00							
L	0.20	0.15	-0.22	-0.12	0.05	0.08	0.59	-0.13	0.01	-0.18	-0.21	-0.14	0.18	1.00						
ND	0.41	0.25	0.02	-0.02	-0.26	0.34	0.47	0.44	0.52	-0.05	-0.45	0.12	0.11	0.56	1.00					
C1	0.39	0.26	-0.02	-0.01	-0.26	0.33	0.47	0.38	0.54	-0.08	-0.46	0.08	0.15	0.61	0.98	1.00				
C2	-0.47	0.05	-0.32	-0.11	0.11	0.10	0.20	-0.24	0.08	-0.31	0.60	0.13	0.22	-0.17	-0.47	-0.43	1.00			
C3	-0.24	0.23	-0.28	-0.06	0.04	-0.08	0.49	-0.25	0.00	-0.41	0.59	-0.04	0.30	-0.17	-0.30	-0.35	0.45	1.00		
C4	0.62	-0.31	0.17	0.04	0.25	0.63	-0.09	0.75	0.37	-0.26	-0.11	0.69	-0.04	0.10	0.28	0.24	-0.16	-0.10	1.00	
#L	0.08	-0.12	-0.24	-0.19	0.18	0.09	0.16	0.17	0.16	-0.42	0.50	0.36	-0.01	-0.11	-0.28	-0.33	0.38	0.53	0.47	1.00

Av: Avenida, C: Calle, P: Pasaje, R: Retorno, ND: No Definido

Tipo de vía: Avenida (Av), Calle (C), Pasaje (P), Retorno (R), No Definido (ND); Material de calzada: Adoquín (Ad), Asfalto (As), Hormigón (H), Lastre (L)

Capacidad vehicular: C1 (0), C2 (<2,658), C3 (2,659 - 5,415), C4 (5,416 - 10,830); Número de líneas de transporte público (#L)

Tabla 6. Resultados correlaciones contaminantes atmosféricos con factores ambientales de dispersión y filtración.

	PM ₁₀	Pb	Cd	Cu	Zn	AC1	AC2	AC3	AC4	NDVI 1	NDVI 2	NDVI 3
PM ₁₀	1.00											
Pb	0.03	1.00										
Cd	-0.06	-0.14	1.00									
Cu	-0.29	0.06	0.63	1.00								
Zn	0.06	0.04	0.43	0.44	1.00							
AC1	0.38	0.19	-0.03	0.00	-0.29	1.00						
AC2	-0.34	0.27	-0.35	-0.13	0.13	-0.41	1.00					
AC3	0.47	-0.30	-0.11	-0.17	-0.02	0.52	-0.36	1.00				
AC4	0.41	-0.17	0.54	0.39	0.36	0.25	-0.31	0.34	1.00			
NDVI 1	0.02	0.17	-0.24	-0.13	0.34	-0.22	0.77	0.07	0.06	1.00		
NDVI 2	0.02	-0.03	0.28	0.23	-0.28	0.40	-0.66	0.08	0.02	-0.88	1.00	
NDVI 3	0.14	-0.20	0.00	-0.15	-0.17	-0.30	-0.40	-0.14	-0.17	-0.64	0.49	1.00

Ancho de calzada: AC1 (0), AC2 (<16.5), AC3 (16.51 - 26), AC4 (26.01 - 50)

NDVI: NDVI 1 (superficie sin vegetación), NDVI 2 (mezcla de suelo desnudo con vegetación), NDVI 3 (vegetación abundante)

segmentos alrededor de los puntos de monitoreo seguidos por el 14%, 5% y 2% de los segmentos con anchos de calzada AC2, AC3 y AC4, respectivamente. Mientras que el NDVI como factor de filtración tuvo una mayor presencia promedio de suelo desnudo o sin vegetación (NDVI 1 - 49%), seguido por su combinación con vegetación (NDVI 2 - 47%), y vegetación abundante (NDVI 3 - 4%) de un total de 80 píxeles de 30 m² cada uno alrededor de los puntos de monitoreo.

El ancho de la calzada no pudo ser identificado como factor de dispersión de los contaminantes atmosféricos debido a sus elevadas correlaciones positivas con las categorías más elevadas (AC4) y negativas de menor magnitud con su inmediata inferior (AC3). En el caso del PM₁₀, el ancho de la calzada indicaría que el segmento presenta mayor espacio de albergue para vehículos, mas no una distancia de la vía al punto de monitoreo donde las concentraciones pueden dispersarse. Mientras que, para el Pb, se presentaron correlaciones negativas con las dos categorías superiores del ancho de calzada, sugiriendo una mayor dispersión con la categoría AC3. Sin embargo, debemos recordar que este contaminante fue ligado a las calles del centro de la ciudad, las cuales presentan anchos de la vía menores a 16 m.

El NDVI ha sido utilizado como un índice de vegetación de fácil obtención a partir de imágenes satelitales. Si bien la presencia de vegetación abundante (NDVI 3) está ligada con mejoras de la calidad del aire (Yitshak-Sade, Kloog, & Novack 2017), en el presente estudio las correlaciones negativas de las concentraciones de los contaminantes con este rango de NDVI fueron variadas. El PM₁₀ presentó una relación positiva con el NDVI, indicando un incremento de las concentraciones con la presencia de vegetación; caso contrario a lo indicado para el Pb, Cu y Zn.

La principal limitación de este estudio fue el corto periodo de monitoreo en cada punto, la cual sumada las diferencias en las condiciones meteorológicas y del entorno durante el mismo y entre puntos de monitoreo resultan en alta variabilidad. Además se presentaron limitaciones relacionadas al análisis con información secundaria por la falta de detalle de características viales en los segmentos, los cuales han sido ampliamente recomendados a actualización por su representatividad en estimaciones de emisiones vehiculares (EMOV EP, 2014).

4. CONCLUSIONES

El presente estudio analiza el uso de información secundaria de meteorología, características viales y del entorno en la ciudad de Cuenca, asociadas a factores ambientales de generación, dispersión y deposición del material particulado respirable (PM₁₀) y su contenido de metales pesados (Pb, Cd, Cu y Zn). Esclarece la situación actual sobre la contaminación del aire en la ciudad de Cuenca con especial énfasis en la exposición de los niños, como población de mayor vulnerabilidad por sus sistemas biológicos en desarrollo. De esta manera, el estudio determinó una alta variabilidad en la exposición a dichos contaminantes presentes en el aire ambiente de centros de educación inicial en la ciudad de Cuenca con concentraciones de PM₁₀ por encima de los límites permisibles establecidos por la OMS (50 µg/m³) y legislación ambiental ecuatoriana (TULSMA) (100 µg/m³). Por otro lado, las concentraciones de metales pesados obtenidas no fueron comparables con los límites establecidos por la Agencia para Substancias Tóxicas y Registro de Enfermedades debido a la necesidad de periodos de monitoreo más específicos, distintos al monitoreo de 24 horas continuas utilizado para el PM₁₀.

Las concentraciones de los contaminantes atmosféricos presentaron relaciones poco significativas con las variables meteorológicas durante el estudio, siendo el entorno de monitoreo la variable de mayor influencia en las concentraciones del PM₁₀. Se identificaron leves patrones de exposición con base a la información vial secundaria. El PM₁₀ presentó una relación positiva con todos los tipos de segmentos y materiales de calzada, pero una mayor relación con los segmentos de mayor capacidad vehicular. El Pb presentó mayores relaciones con las categorías de tipos de segmentos: calle, material de calzada: adoquín y capacidades vehiculares: medio-altas (2,659 - 5,415); las cuales corresponden a las calles ubicadas en el centro de la ciudad. La exposición a los metales Cd, Cu y Zn presentó variaciones de acuerdo a los tipos de vía y materiales de calzada debido a que estos están relacionados mayormente con el estilo de conducción (uso de frenos y neumáticos) indicando una relación común con las capacidades vehiculares elevadas. Finalmente, no se determinó una relación significativa entre el número de líneas de transporte público con la exposición a los contaminantes atmosféricos en este

estudio. Es necesario establecer monitoreos ambientales con técnicas estandarizadas, registros continuos por periodos más prolongados y considerando la estacionalidad para establecer relaciones más confiables entre las variables analizadas y la exposición a contaminantes ambientales en la ciudad de Cuenca.

REFERENCIAS

- Agency for Toxic Substances & Disease Registry. (2017). *Lead (Pb) Toxicity: What are the U.S. standards for lead levels?* 185 pp. USA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry <https://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=34&po=8>
- Astudillo-Alemán, A. L., Ramirez Orellana, M. I., Garcia Alvear, N. B., Gónzales Arévalo, G. J., Gutierrez Valle, I. A., & Bailón Moscoso, N. C. (2015). Caracterización química del material particulado PM₁₀ de la zona urbana de Cuenca- Ecuador e investigación de su genotoxicidad e inducción de estrés oxidativo en células epiteliales alveolares A549. *Revista de Toxicología*, 32, 121-126.
- Bost, M., Houdart, S., Oberli, M., Kalonji, E., Huneau, J. F., & Margaritis, I. (2016). Dietary copper and human health: Current evidence and unresolved issues. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 35, 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.02.006>
- Buyadi, S. N. A., Mohd, W. M. N. W., & Misni, A. (2015). Vegetation's Role on Modifying Microclimate of Urban Resident. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 202(December 2014), 400-407. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.08.244>
- Cakmak, S., Dales, R., Kauri, L. M., Mahmud, M., Van Ryswyk, K., Vanos, J., Liu, L., Kumarathasan, P., Thomson, E., Vincent, R., & Weichenthal, S. (2014). Metal composition of fine particulate air pollution and acute changes in cardiorespiratory physiology. *Environmental Pollution*, 189, 208-214. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.004>
- Cordero, X., & Guillén, V. (2013). *Diseño y validación de vivienda bioclimática para la ciudad de Cuenca*. 2, 61-75. <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/estoa/article/viewFile/303/256>
- Donahue, N. M. (2018). Air Pollution and Air Quality. *Green Chemistry*, 151-176. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00007-8>
- EMOV EP. (2014). Inventario de Emisiones Atmosféricas del Canton Cuenca 2014. *Emov Ep, Red de monitoreo de la calidad del aire de Cuenca, December*, 76. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17665.66405>
- Farghaly, O. A., & Ghandour, M. A. (2005). Square-wave stripping voltammetry for direct determination of eight heavy metals in soil and indoor-airborne particulate matter. *Environmental Research*, 97(3), 229-235. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.07.007>
- Flora, S. J. S., Flora, G., & Saxena, G. (2006). Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. In: *Lead* (pp. 158-228). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044452945-9/50004-X>
- Fortoul, T. I., Rodriguez-Lara, V., Gonzalez-Villalva, A., Rojas-Lemus, M., Colin-Barenque, L., Bizarro-Nevares, P., García-Peláez, I., Ustarroz-Cano, M., López-Zepeda, S., Cervantes-Yépez, S., López-Valdez, N., Meléndez-García, N., Espinosa-Zurutuza, M., Cano-Gutierrez, G., & Cano-Rodríguez, M. C. (2015). Health Effects of Metals in Particulate Matter. In: *Current Air Quality Issues: Vol. i* (Issue tourism, p. 13). InTech. <https://doi.org/10.5772/59749>
- GAD Municipal. (2014). *Categorización de la demanda de transporte de Cuenca*. 1.
- Ilustre Municipalidad de Cuenca. (2015). *Plan de Desarrollo y ordenamiento territorial del Cantón Cuenca*.
- Ishida, S., Andreux, P., Poitry-Yamate, C., Auwerx, J., & Hanahan, D. (2013). Bioavailable copper modulates oxidative phosphorylation and growth of tumors. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48), 19507-19512. <https://doi.org/10.1073/pnas.1318431110>
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 8(4), e61104.
- Jiang, L.-F., Yao, T.-M., Zhu, Z.-L., Wang, C., & Ji, L.-N. (2007). Impacts of Cd(II) on the conformation and self-aggregation of Alzheimer's tau fragment corresponding to the third repeat of microtubule-binding domain. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Proteins and Proteomics*, 1774(11), 1414-1421. <https://doi.org/10.1016/j.bbapap.2007.08.014>
- Kalisa, E., Fadlallah, S., Amani, M., Nahayo, L., & Habiyaemye, G. (2018). Temperature and air pollution relationship during heatwaves in Birmingham, UK. *Sustainable Cities and Society*, 43, 111-120. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.033>
- Karner, A. A., Eisinger, D. S., & Niemeier, D. A. (2010). Near-roadway air quality: Synthesizing the findings from real-world data. *Environmental Science and Technology*, 44(14), 5334-5344. <https://doi.org/10.1021/es100008x>
- Kim, C.-H., Yoo, D.-C., Kwon, Y.-M., Han, W.-S., Kim, G.-S., Park, M.-J., Kim, Y.-S., & Choi, D.-W. (2010). A study on characteristics of atmospheric heavy metals in subway station. *Toxicological Research*, 26(2), 157-162. <https://doi.org/10.5487/TR.2010.26.2.157>
- Kliengchuay, W., Meeyai, A. C., Worakhunpiset, S., & Tantrakarnapa, K. (2018). Relationships between meteorological parameters and particulate matter in Mae Hong Son province, Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 1-13. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122801>
- Laing, S., Wang, G., Briazova, T., Zhang, C., Wang, A., Zheng, Z., Gow, A., Chen, A. F., Rajagopalan, S., Chen, L. C., Sun, Q., & Zhang, K. (2010). Airborne particulate matter selectively activates endoplasmic

- reticulum stress response in the lung and liver tissues. *American Journal of Physiology-Cell Physiology*, 299(4), C736-C749. <https://doi.org/10.1152/ajpcell.00529.2009>
- Landsat 8 Data Users Handbook. (2018). Landsat missions. <https://landsat.usgs.gov/landsat-8-18-data-users-handbook-section-5>
- Lenschow, P. (2001). Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment*, 35(1), 23-33. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00122-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00122-4)
- Li, H., Qian, X., & Wang, Q. (2013). Heavy metals in atmospheric particulate matter: A comprehensive understanding is needed for monitoring and risk mitigation. *Environmental Science and Technology*, 47(23), 13210-13211. <https://doi.org/10.1021/es404751a>
- Martini, A., Biondi, D., Batista, A. C., Martini, A., Biondi, D., & Batista, A. C. (2018). Distance and intensity of microclimatic influence provided by urban forest typologies. *Floresta e Ambiente*, 25(2), 1-12. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.021317>
- Mejia, D., Zegarra, R., Astudillo, A., & Moscoso, D. (2018). Análisis de partículas sedimentables y niveles de presión sonora en el área urbana y periférica de Cuenca. *Revista de La Facultad de Ciencias Químicas*, 19, 55-64.
- Mohankumar, S., & Senthilkumar, P. (2017). Particulate matter formation and its control methodologies for diesel engine: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80(June), 1227-1238. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.133>
- Mohanraj, R., Azeed, P. A., & Priscilla, T. (2004). Heavy metals in airborne particulate matter of urban Coimbatore. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(2), 162-167. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-3054-9>
- Monks, P., Allan, J., Carruthers, D., Carslaw, D., Fuller, G., OBE, R. H., Heal, M., Lewis, A., Nemitz, E., Williams, M., & Reeves, C. (2013). *Non-exhaust emissions from road traffic*. 93 pp. Disponible en https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat09/1907101151_20190709_Non_Exhaust_Emissions_typeset_Final.pdf
- Niu, J., Liberda, E. N., Qu, S., Guo, X., Li, X., Zhang, J., Meng, J., Yan, B., Li, N., Zhong, M., Ito, K., Wildman, R., Liu, H., Chen, L. C., & Qu, Q. (2013). The role of metal components in the cardiovascular effects of PM_{2.5}. *PLoS ONE*, 8(12), e83782. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083782>
- Penkała, M., Ogródnik, P., & Rogula-Kozłowska, W. (2018). Particulate matter from the road surface abrasion as a problem of non-exhaust emission control. *Environments*, 5(1), 1-13. <https://doi.org/10.3390/environments5010009>
- Perera, F. (2018). Pollution from fossil-fuel combustion is the leading environmental threat to global pediatric health and equity: Solutions exist. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(1), 1-16. <https://doi.org/10.3390/ijerph15010016>
- Popoola, L. T., Adebajo, S. A., & Adeoye, B. K. (2018). Assessment of atmospheric particulate matter and heavy metals: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(5), 935-948. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1454-4>
- Rehman, K., Fatima, F., Waheed, I., & Akash, M. S. H. (2018). Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *Journal of Cellular Biochemistry*, 119(1), 157-184. <https://doi.org/10.1002/jcb.26234>
- Rodas Espinoza, C. R., Mora Verdugo, M. A., Neira Molina, V. A., Andrade Tenesaca, D. S., Ochoa, A. M., Argudo, D. M., Parra, A., & Orellana, D. (2017). *Enfermedades alérgicas*. Ecuador: CEDIA. <https://www.cedia.edu.ec/es/proyectos-ganadores/cepra-xi/enfermedades-alergicas>
- Roohani, N., Hurrell, R., Kelishadi, R., & Schulin, R. (2013). Zinc and its importance for human health: An integrative review. *Journal of Research in Medical Sciences*, 18(2), 144-157.
- Roupsard, P., Amielh, M., Maro, D., Coppalle, A., Branger, H., Connan, O., Laguionie, P., Hébert, D., & Talbaut, M. (2013). Measurement in a wind tunnel of dry deposition velocities of submicron aerosol with associated turbulence onto rough and smooth urban surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 55, 12-24. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.07.006>
- Singh, K. B. (2012). Long term excessive Zn supplementation induced oxidative stress in Wistar rats fed on semi-synthetic diet. *Food and Nutrition Sciences*, 3(06), 724-731. <https://doi.org/10.4236/fns.2012.36098>
- Tang, J., McNabola, A., Misstear, B., Pilla, F., & Alam, M. S. (2019). Assessing the impact of vehicle speed limits and fleet composition on air quality near a school. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1), 1-23. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010149>
- Tarantino, G. (2013). Exposure to ambient air particulate matter and non-alcoholic fatty liver disease. *World Journal of Gastroenterology*, 19(25), 3951-3956. <https://doi.org/10.3748/wjg.v19.i25.3951>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2001). *Control of emissions of hazardous air pollutants from mobile sources*. USA: Environmental Protection Agency. 45 pp.
- Wong, D. W., Yuan, L., & Perlin, S. A. (2004). Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of air quality data. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 14(5), 404-415. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500338>
- World Health Organization. (2006). *Principles for evaluating health risks in children associated with exposure to chemicals* (Vol. 237). 329 pp. Disponible en <https://apps.who.int/iris/handle/10665/43604>
- World Health Organization (WHO). (2013). *Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project: final technical report*. 309 pp. Disponible en http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf?ua=1
- Yitshak-Sade, M., Kloog, I., & Novack, V. (2017). Do air pollution and neighborhood greenness exposures improve the predicted cardiovascular risk? *Environment International*, 107, 147-153. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.011>