

COMPOSICIÓN DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS EN EL AIRE DE LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO

Composition of suspended particles in the air of La Paz, Baja California Sur, Mexico

Lilia ALONSO LOZANO^{1*}, Alfredo Sergio BERMÚDEZ CONTRERAS¹,
Janette Magalli MURILLO JIMÉNEZ² y Jobst WURL³

¹ Departamento Académico de Ingeniería en Pesquerías, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Blvr. Forjadores s/n entre Av. Universidad y Félix Agramont Cota, Col. Universitario, 23080 La Paz, Baja California Sur, México.

² Departamento de Oceanología, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Playa Palo de Santa Rita, 23096 La Paz, Baja California Sur, México.

³ Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Blvr. Forjadores s/n entre Av. Universidad y Félix Agramont Cota, Col. Universitario, 23080 La Paz, Baja California Sur, México.

*Autor para correspondencia: l.alonso@uabcs.mx

(Recibido: junio de 2024; aceptado: octubre de 2024)

Palabras clave: contaminación atmosférica, metales, fuentes antrópicas, factor de enriquecimiento, invierno.

RESUMEN

La Organización Mundial de la Salud señala que la contaminación atmosférica es responsable anualmente de 6.7 millones de muertes prematuras a nivel global. Entre los contaminantes que afectan a la salud se encuentran las partículas suspendidas. La ciudad de La Paz, Baja California Sur, México, se sitúa en un ambiente árido, tiene una tasa de vehículos per cápita muy elevada, un alto porcentaje de calles sin pavimentar y dos centrales eléctricas que queman combustóleo. El presente estudio analizó la composición de partículas suspendidas en el aire de La Paz. Durante un año se recolectaron partículas en cuatro sitios, utilizando filtros de teflón de 2 µm de tamaño de poro y un sistema de succión de aire. Se analizaron 96 muestras mediante la técnica de Espectrometría de Masas de Plasma para 21 elementos. Se normalizaron los valores de las concentraciones y se aplicó un análisis de factores para identificar posibles fuentes de emisión. Los elementos As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti se relacionan con la litología local; el Cd, el Cu, el Pb y el Sn se asocian con emisiones naturales, pinturas y vehículos motorizados, y el V y el Ni son emitidos por las centrales eléctricas. Se calculó el factor de enriquecimiento e identificó que el Ni y el V obtuvieron la categoría de “extremadamente enriquecidos” en el sitio de muestreo ubicado en el centro de la ciudad. Se encontró que las concentraciones de los elementos se incrementan en invierno probablemente por las inversiones térmicas causadas por temperaturas bajas en combinación con los vientos invernales del NO y NE, más la orografía.

Keywords: atmospheric pollution, metals, anthropogenic sources, enrichment factor, winter.

ABSTRACT

The World Health Organization indicates that air pollution is responsible for 6.7 million premature deaths annually worldwide. Among the pollutants that affect people's health are suspended particles. La Paz, Baja California Sur, Mexico, is in an arid environment, has a very high motor vehicle rate per capita, a high percentage of unpaved streets, and two fuel oil-burning power plants. The present investigation examined the composition of particles suspended in the air in La Paz. For this purpose, suspended particles were collected during one year at four sampling sites using 2 μm pore size Teflon filters and an air suction system. The 96 samples collected were analyzed by the Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry technique for 21 elements. The concentration values were normalized, and a factor analysis was applied to identify possible emission sources. As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn, and Ti are related to local lithology; Cd, Cu, Pb, and Sn are associated with natural emissions, paints, and motor vehicle emissions, and V and Ni are emitted by the power plants. The enrichment factor was calculated, and Ni and V obtained the category of "extremely enriched" at the sampling site located in the city center. Seasonally, it was found that the concentrations of the elements increase during winter, probably due to thermal inversions caused by low temperatures in combination with winter winds from the NW and NE, plus the orography.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es uno de los principales problemas ambientales y de salud pública en todo el mundo. Es un fenómeno inherente al estado económico, poblacional y tecnológico, con expresiones graves en las metrópolis y zonas fronterizas, aunque cada vez más presente en las ciudades en vías de desarrollo (INE 2008, Rojano et al. 2014). La Organización Mundial de la Salud (OMS 2022) indica que en 2019 la contaminación del aire provocó 6.7 millones de muertes prematuras alrededor del mundo, de las cuales 4.2 millones se asociaron con contaminación del aire ambiente (exterior) y 2.5 millones con contaminación del aire doméstico (interior).

Entre los contaminantes atmosféricos, las partículas suspendidas son de especial interés, ya que tienen efectos en la salud por su tamaño, morfología y composición. Las partículas de diámetro aerodinámico menor o igual a 10 μm (PM_{10}) quedan atrapadas en el tracto respiratorio superior, mientras que las de diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$) penetran hasta los bronquios, e incluso pueden introducirse en el flujo sanguíneo (USEPA 2024). Las partículas son un contaminante compuesto por material líquido o sólido conformado por una mezcla de diversas clases de contaminantes como polen, hollín, compuestos orgánicos y especies químicas, por mencionar algunas (Masters y Ela 2008). Una descripción completa de las partículas requiere la especificación de su tamaño, morfología, fase, concentración y composición química (Pérez-Vidal et

al. 2010), siendo esta última de especial interés para esta investigación.

La composición de las partículas está en función de la fuente de origen y el combustible utilizado; por ejemplo, las emisiones procedentes de la generación de electricidad donde se quema combustóleo con altas concentraciones de azufre y vanadio. De igual manera, los procesos adicionales asociados a la combustión son una fuente importante de diversas especies químicas; ejemplo de ello es el pentaóxido de vanadio (V_2O_5) presente en las cenizas que se retiran de las calderas para su posterior compactación y almacenamiento (Nordberg 1998, Lara 2013). La evaluación de la composición química de las partículas suspendidas en el aire contribuye a determinar su efecto sanitario y ecológico, comportamiento en la atmósfera, así como desarrollar estrategias para controlar y reducir sus emisiones (Rojano et al. 2014).

La ciudad de La Paz es la cabecera del municipio del mismo nombre y capital del estado de Baja California Sur (BCS), México. El municipio está conformado por 292 241 personas, de las cuales el 85.6 % se asienta en la ciudad (INEGI 2020). La alta concentración de habitantes en el área y las actividades económicas propias del lugar (turismo y todo lo que implica dicha actividad), en una región geográfica con características insulares, supone el uso de enormes cantidades de diferentes tipos de energía, como la eléctrica, así como combustibles como gasolinas, diésel, combustóleo, diésel marino, querosenos y gas licuado del petróleo (LP).

En el municipio de La Paz no hay actividades industriales a excepción de las dos centrales de generación de electricidad más grandes que conforman el Sistema Eléctrico Interconectado Baja California Sur (SEIBCS): la Central Termoeléctrica Punta Prieta (CTPP), con tres unidades, y la Central de Combustión Interna Baja California Sur (CCIBCS), con seis unidades (entre las dos centrales suman 577.5 MW de capacidad instalada). Ambas están ubicadas en las afueras de la ciudad. Las centrales funcionan en su mayoría con base en combustóleo (combustible fósil con alta concentración de elementos como azufre, níquel y vanadio) y en menor cantidad con diésel. El SEIBCS está desconectado del Sistema Eléctrico Nacional, lo que implica que la demanda de energía eléctrica de los habitantes del municipio de La Paz y, gran parte del municipio de Los Cabos, es cubierta por las dos centrales mencionadas (Bermúdez et al. 2017).

Las centrales junto con los caminos pavimentados y no pavimentados, son las principales fuentes de emisión de partículas suspendidas (PM_{10} y $PM_{2.5}$). Los caminos no pavimentados son otro componente característico, incluso de todo el estado de BCS, que, aunado a la elevada tasa de motorización de La Paz, de las más altas a nivel mundial (1.27 autos por habitante), resultan en una fuente importante de emisión y resuspensión de partículas. Todos estos factores ubican al municipio de La Paz como el principal emisor de contaminantes atmosféricos en Baja California Sur (IDOM 2014, SEMARNAT 2018).

De acuerdo con la Secretaría de Salud (SSA), el municipio de La Paz también se posiciona dentro de los primeros lugares en temas de mortalidad por tumores malignos, específicamente de tráquea, bronquios y pulmón (SSA 2020), neoplasia atribuida a factores ambientales como la contaminación atmosférica por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por su sigla en inglés) desde 1987 (Morera 2006).

La única investigación sobre composición de partículas suspendidas en el aire en la ciudad de La Paz es la realizada por Murillo et al. (2011), quienes describieron la presencia de azufre, mercurio, plomo y vanadio en las partículas, y concluyeron que la población podría estar expuesta a estos metales. Partiendo de la carencia de información y su importancia, esta investigación tiene como objetivo examinar la composición de las partículas suspendidas en el aire de la ciudad de La Paz, BCS, y sus posibles fuentes de emisión. Con ello se busca contribuir con una línea base más completa que permita generar las

estrategias adecuadas ante la situación de contaminación atmosférica de La Paz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de La Paz está ubicada en el municipio del mismo nombre, en la porción sur del estado de Baja California Sur, en el noroeste de México. El ambiente es predominantemente árido (82 %) con clima muy seco semicálido (INEGI 2010). La temperatura media anual fluctúa entre 22 y 24 °C, durante el verano varía de 24 a 37 °C y en invierno de 15 a 28 °C. Las lluvias son escasas y están relacionadas con la temporada de ciclones tropicales. En la Bahía de La Paz el viento tiene un patrón estacional: durante el invierno proviene del noroeste (NO), con velocidades de 5 a 10 m/s; en el verano cambia de dirección y proviene del sur (S) y sureste (SE), con velocidades de 4 a 6 m/s, aproximadamente (Obeso 2003, Herrera-Cervantes et al. 2017).

La ciudad de La Paz está asentada en un valle formado estructuralmente por un graben o fosa tectónica, con orientación norte-sur, resultado de un fallamiento normal. Al E está limitado por la falla de La Paz, en las faldas de la Sierra de las Cruces, y al O por la falla El Carrizal (Álvarez et al. 1997). La carta geológico minera (SGM 1999) indica que el valle presenta principalmente roca arenisca, conglomerado (QptAr-Cgp), toba riolítica (TmTR), riolacitas (TmRd), basalto (TmB) y sedimento fluvial. El bloque localizado al este del graben presenta rocas graníticas (KsGr) y granodiorítica (KiGd) de la Sierra Las Cruces (1270 msnm), y el bloque al oeste del graben presenta rocas reniscas-lutitas (TmArl) y conglomerados (TplCgp).

El relieve que cruza el municipio de La Paz es diverso (**Fig. 1**). La Sierra de la Giganta recorre el estado de Baja California Sur de norte a sur y, al llegar al municipio de La Paz, se vuelve una llanura con altitud de 250 msnm. Al sureste se localiza la Sierra de la Laguna con una altitud máxima de 2080 msnm, la cual constituye la mayor elevación del estado. Alrededor del municipio se encuentran diferentes elevaciones, como cerros y pequeños sistemas montañosos, con altitudes entre 250 y 1250 msnm (Choumiline et al. 2009).

Recolección de partículas suspendidas

Para la selección de los cuatro sitios de recolección de partículas suspendidas se tomaron en cuenta los siguientes factores:

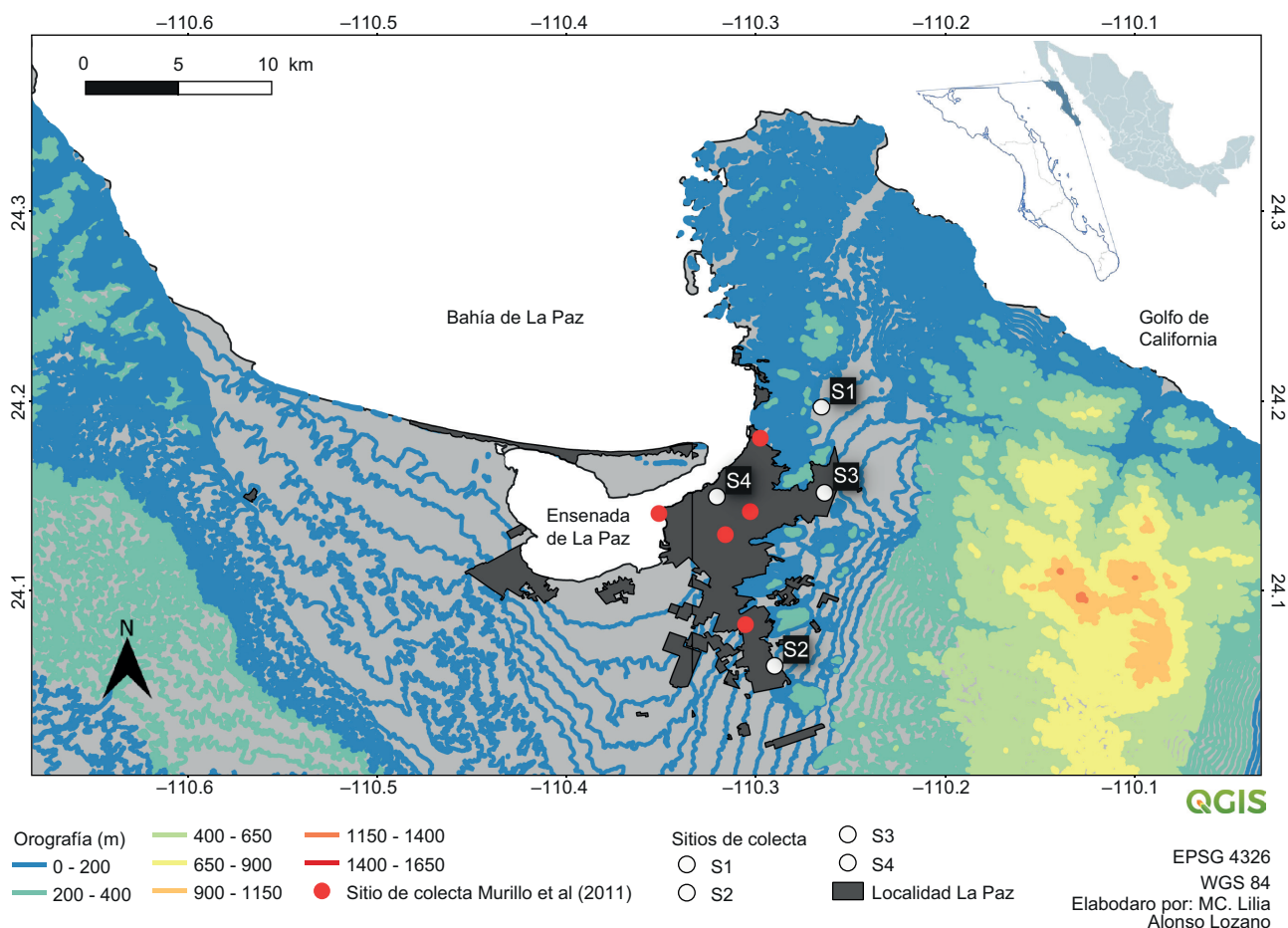


Fig. 1. Área de estudio con orografía. Los cinco círculos rojos indican los sitios (S) de recolección de partículas suspendidas reportados por Murillo et al. (2011). Los círculos blancos son los cuatro sitios de recolección de la presente investigación. (Elaboración propia con datos topográficos de INEGI [2023], escala 1:50 000.)

a. Patrón del viento en la ciudad: el viento es una de las variables ambientales más importantes, ya que está implicado en el transporte de las partículas. Por ello, y con el fin de que los sitios de muestreo fueran lo más representativos posible de la ciudad, se analizaron las magnitudes y dirección del viento con rutinas en el programa Matlab. Se utilizaron datos provenientes de la estación meteorológica de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), la Base Aeronaval de la Secretaría de Marina y del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz (CICESE). La información correspondiente a la última estación se seleccionó para el análisis, ya que era la más completa y de mejor resolución (15 min) para los siete años del periodo de estudio (2014-2020). De acuerdo con la Guía de instrumentos y

métodos de observación meteorológicos, actualización 2017, de la Organización Meteorológica Mundial (OMM 2017), en esta investigación se hizo referencia a la dirección de la cual proviene el viento cuando se trató de una estación meteorológica terrestre. La **figura 2** muestra las rosas de viento resultantes del análisis de la información, las cuales se presentan como el promedio de la velocidad y dirección del viento comprendido en los siete años de datos para las cuatro estaciones del año.

b. Sitios de recolección de Murillo et al. (2011): la presente investigación empleó la misma técnica de recolección de partículas suspendidas en el aire que se desarrolló en la citada investigación, la cual será explicada más adelante, por lo que los resultados encontrados en dichos puntos fueron tomados en cuenta (**Fig. 1**).

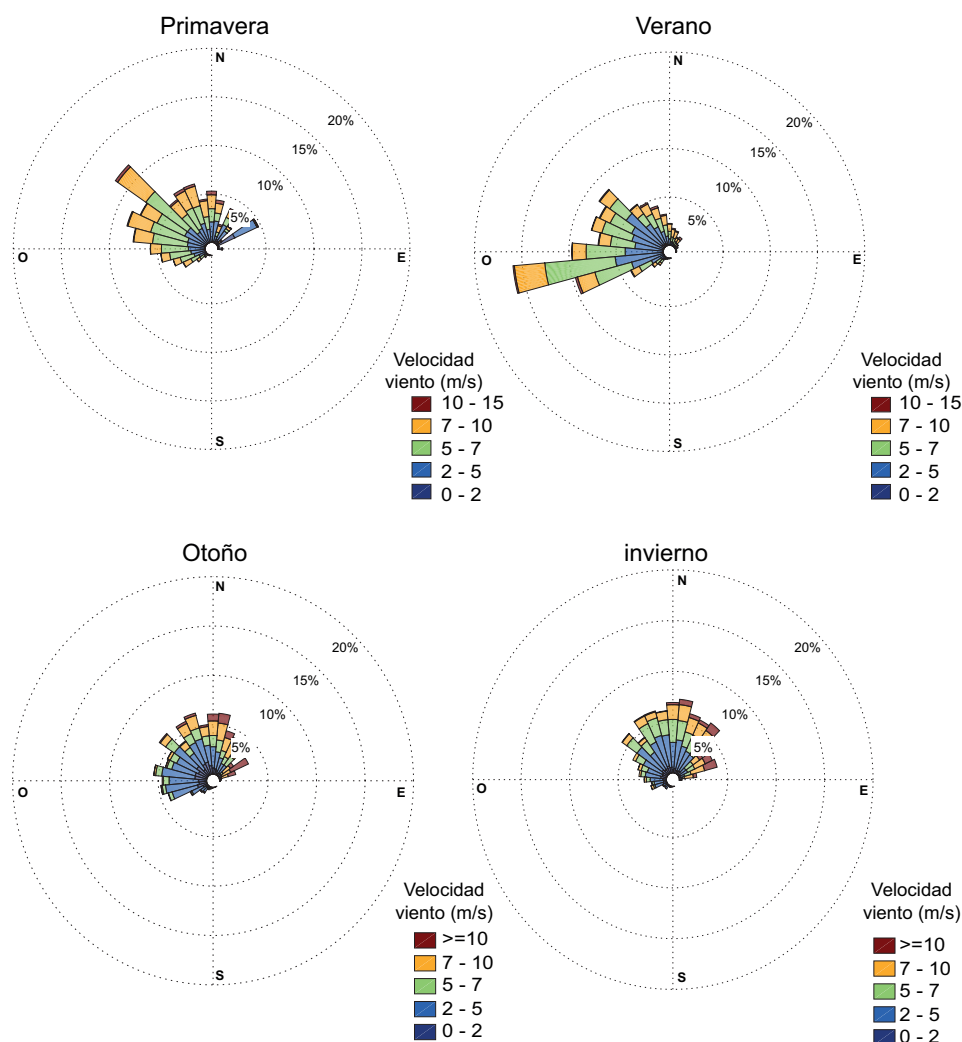


Fig. 2. Rosas de vientos de la estación meteorológica del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz, durante la primavera, verano, otoño e invierno.

c. Modelo híbrido lagrangiano de trayectoria integrada de partícula única (HYSPLIT): el HYSPLIT es un sistema que calcula la trayectoria, dispersión y deposición de contaminantes y materiales peligrosos desarrollado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) y por el Buró de Meteorología del gobierno de Australia (Marín-Hernández 2009, Filonchik y Yan 2019). El modelo usa datos meteorológicos archivados por el Centro Nacional de Predicción Ambiental (NCEP) de la NOAA e incluye las siguientes variables: componentes del viento (vector constituido por magnitud, dirección y sentido), temperatura y humedad del ambiente, altura del nivel de datos y presión de la superficie.

Se llevaron a cabo las simulaciones de las trayectorias hacia delante en la versión en línea del HYSPLIT con el fin de conocer las posibles trayectorias de las emisiones de las dos centrales de generación de electricidad CTPP y CCIBCS. Se empleó la base meteorológica del Sistema de Pronóstico Global (GFS) la cual contiene datos de pronóstico cada 3 h en una cuadrícula de 0.25 grados de latitud/longitud, lo que equivale a 27.77 km (Marín-Hernández 2009).

La recolección de partículas suspendidas abarcó del 25 de marzo de 2021 al 13 de abril de 2022. Se analizaron un total de 96 filtros en 15496.41 h de muestreo. La **figura 1** muestra los sitios elegidos: sitio 1 (S1: 24.1965°, -110.2653°); sitio 2 (S2: 24.0601°, -110.2899°); sitio 3 (S3: 24.1516°, -110.2636°);

sitio 4 (S4: 24.1493°, -110.3203°). Los sistemas de recolección de partículas fueron instalados en techos a alturas de 3 (S1, S3 y S4) y 4 m (S2), siguiendo con las recomendaciones indicadas en los manuales de medición de la calidad del aire del Instituto Nacional de Ecología (INE) y el Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA-INE 2008). Lo anterior permite, por un lado, evitar que se sustraigan los equipos y, por el otro, hacer inferencias sobre el impacto en la salud de la población por la composición de partículas.

En los cuatro sitios de muestreo se empleó un sistema recolector de partículas (**Fig. 3**) compuesto por una bomba de succión de aire marca Environmental Monitoring Systems (EMS) con un medidor de flujo integrado, el cual fue ajustado para extraer un volumen de 30 L/min. Mediante el uso de un temporizador automático, la bomba se mantuvo en funcionamiento 12 h/día, de 06:00 a 12:00 y de 18:00 a 24:00 LT. Estos horarios se eligieron con base en las horas de mayor tránsito vehicular y las de mayor demanda eléctrica.

La bomba de succión de aire se conectaba mediante una manguera de silicón a un casete de polipropileno marca SKC Quality Products for Air Sampling que contenía en su interior un soporte de celulosa y un filtro de teflón marca Pall, de 2 µm de tamaño de poro y 47 mm de diámetro, respectivamente (**Fig. 3**). Dado el tamaño del poro del filtro, se infiere que las partículas recolectadas tienen un tamaño mayor o igual a 2 µm de diámetro aerodinámico. De acuerdo con la USEPA (2024), las partículas PM₁₀ y PM_{2.5} son de interés para la salud humana.

Antes de usarse los filtros se colocaron en un desecador con sílica gel por 24 h para extraer la humedad

y posteriormente se pesaron en una balanza analítica serie PW marca ADAM en el Laboratorio de Química del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN). Los filtros se etiquetaron y guardaron de forma individual en cajas de Petri también etiquetadas. Dado que los casetes son reutilizables se lavaron con detergente líquido de pH 7.0 marca Hycel y con agua estéril para su siguiente uso. Cada filtro recolectó una muestra durante aproximadamente 15 días. Para facilitar el manejo de la información, se tomó como día de muestreo el de la mitad del periodo comprendido entre la puesta de cada filtro y el retiro para colocar un filtro nuevo. Cabe mencionar que, para evitar daños en el equipo de recolección, éste se retiró ante la amenaza o presencia de fenómenos hidrometeorológicos, cuya temporada abarca los meses de mayo a noviembre, y se reinstaló una vez que fue posible.

Composición de las partículas suspendidas *Validación de análisis químicos*

La composición de las partículas suspendidas es diversa, pudiéndose encontrar compuestos como los sulfatos, nitratos, amonio, carbón negro e hidrocarburos aromáticos, entre otros (Máster y Ela 2008). Sin embargo, este estudio se centra únicamente en elementos que son potencialmente tóxicos para la salud humana incluso a bajas concentraciones, como los metales. Los elementos de interés se eligieron considerando tres criterios: que fueran potencialmente tóxicos, que en la literatura estuvieran reportados como asociados a la generación de electricidad o a fuentes móviles, y que estuvieran registrados en la línea base reportada por el Servicio Geológico Mexicano (SGM 1999).

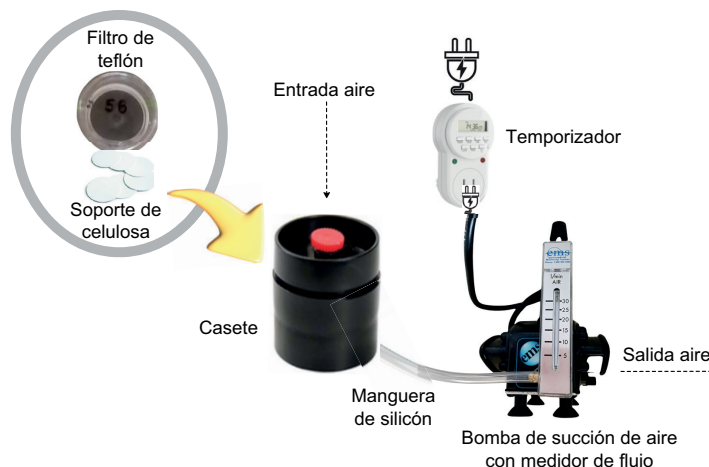


Fig. 3. Diagrama del sistema recolector de partículas suspendidas.

Las partículas recolectadas fueron analizadas mediante la técnica de espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) en el Centro de Geociencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), unidad Juriquilla, Querétaro. En el análisis se determinaron 21 elementos: aluminio (Al), arsénico (As), bario (Ba), berilio (Be), cadmio (Cd), cerio (Ce), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), fierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plomo (Pb), antimonio (Sb), selenio (Se), estaño (Sn), estroncio (Sr), titanio (Ti), vanadio (V) y zinc (Zn).

Para conocer el peso de la muestra, los filtros se volvieron a pesar en una balanza analítica de 210 g. Posteriormente se cortó el anillo que rodeaba al teflón y los filtros se colocaron en vasos de cristal previamente lavados. Se llevó a cabo la digestión de cada filtro con ácido nítrico (HNO₃) y ácido fluorhídrico (HF) tres veces destilados y se dejaron en reflujo por cuatro días. El líquido fue transportado a un vial previamente limpio (se enjuagó tres veces con agua desionizada) y se dejó en proceso de reflujo durante 1 h. Las muestras se sometieron a evaporación y se aforaron a 10 mL con HNO₃ al 2 %.

La exactitud de las mediciones realizadas con la técnica de ICP-MS se verificó con los estándares del Material de Referencia Certificado (MRC) para partículas de áreas urbanas (NIST-SRM 1648), repitiendo a la par la digestión de la misma manera que las muestras. Dicha exactitud se expresa como porcentaje de recuperación (ecuación 1) y es un parámetro que enuncia la proximidad al valor real de la media de una serie de resultados obtenidos con el método (Rodríguez et al. 2012, Salmanighabeshi et al. 2015).

$$\% R = \frac{x}{xa} \times 100 \quad (1)$$

donde % *R* es porcentaje de recuperación, *x* la cantidad del analito encontrado y *xa* la cantidad de MRC.

Normalización de los datos y factor de enriquecimiento

Con el objeto de conocer si los valores de las concentraciones de los elementos medidos presentan o no una distribución paramétrica, se aplicó la prueba estadística Lilliefors con el programa Statística 8. Dado que el resultado indicó una distribución no paramétrica (*p* > 0.05), se procedió a normalizar los datos con el método del factor de enriquecimiento (FE).

El FE (ecuación 2) fue desarrollado por Buat-Menard y Cherselet (1979) y modificado por Loska et al. (2004). Es un método basado en la estandarización

de la concentración de un elemento de interés frente a la concentración de un elemento de referencia y de un elemento de la línea geoquímica base (Yaylali-Abanuz 2011, Salmanighabeshi et al. 2015).

$$FE = \frac{[Cn(muestra)/Cref(muestra)]}{[Cn(línea base) / Cref(línea base)]} \quad (2)$$

donde *Cn(muestra)* es la concentración del elemento *n* en la muestra, *Cref(muestra)* la concentración del elemento de referencia en la muestra, *Cn(línea base)* la concentración del elemento *n* de acuerdo con la línea geoquímica de base y *Cref(línea base)* la concentración del elemento de referencia de acuerdo con la línea geoquímica de base.

De acuerdo con Salmanighabeshi et al. (2015), los elementos comúnmente utilizados para normalizar (Al, Co, Fe, Mn y Ti) presentan menor variabilidad en el ambiente. Para este estudio se eligió el Al como elemento de referencia, debido a que sus concentraciones a lo largo del año de recolección permanecieron casi sin variación en comparación con las de los otros cuatro elementos litogénicos mencionados. Los valores de las concentraciones de la línea base para los elementos considerados en este estudio se consultaron en la carta geológica-minera, escala 1:250 000, publicada por el SGM (1999), en la cual se obtuvieron los promedios de las concentraciones de los sedimentos de arroyos ubicados dentro de la localidad de La Paz, con excepción de los elementos Ce, Ti y V. Para éstos se consideraron los valores promedio de la corteza continental superior (CCS) propuestos por Wedepohl (1995), debido a falta de información por parte del SGM.

El factor de enriquecimiento también es utilizado como indicador de posibles contribuciones antrópicas o la presencia de depósitos minerales que pudieran representar un potencial riesgo ecológico con relación a la línea base (Sutherland 2000, Salmanighabeshi et al. 2015). Los valores de FE calculados se clasificaron en cinco categorías de acuerdo con Sutherland (2000): enriquecimiento mínimo (FE < 2); enriquecimiento moderado (> 2 FE < 5); enriquecimiento significativo (> 5 FE < 20); muy enriquecido (> 20 FE < 40); y extremadamente enriquecido (FE > 40).

Identificación de fuentes de emisiones: análisis de factores

El análisis de factores es una técnica estadística de interdependencia cuyo propósito es establecer una estructura entre las variables del análisis, a partir de una correlación entre ellas, definiendo así grupos de variables conocidos como factores. En este caso se empleó para identificar las posibles fuentes de

emisión de los elementos que componen las partículas suspendidas. Por otro lado, el análisis permite reducir la complejidad de un número amplio de variables y de esta manera explicar mejor los datos (Méndez y Rondón 2012). Ello permitió que el número de elementos analizados se redujera de 21 a 14 para su discusión.

Se realizó un análisis de factores en el programa Statistica 8 con el método de rotación ortogonal Varimax, para una mejor interpretación de los datos. Para este análisis se consideraron tres factores y se obtuvieron tanto el porcentaje de varianza total de cada factor como los coeficientes de correlación de Pearson (r) de cada una de las variables que conformaron los factores. El criterio de selección de la mejor correlación fue que tuviera coeficientes del 70 % o más ($r \geq 70$) de la variación en la respuesta del modelo.

Variabilidad estacional

La concentración y dispersión de los contaminantes atmosféricos no permanecen constantes a lo largo del año, ya que están estrechamente relacionadas con diversos agentes. Con base en ello, se analizó si el promedio de las concentraciones de los elementos que conforman los tres factores identificados a partir del análisis anterior, mostraba diferencias significativas entre las estaciones del año (variabilidad intranual). Para ello se efectuaron análisis de varianza de un factor (ANDEVA) en el programa Statistica 8.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición de las partículas suspendidas

Validación de los análisis químicos

Los porcentajes de recuperación de los 11 elementos contenidos en el material de referencia se presentan en el **cuadro I**. Los resultados indican que las concentraciones de los elementos medidos en el estándar se encuentran dentro del rango establecido para su validación, teniendo un porcentaje de recuperación del 80 a 120 %, tal como se menciona en la literatura (Rodríguez et al. 2012, Salmanighabeshi et al. 2015). Lo anterior señala que los datos obtenidos por la técnica analítica ICP-MS utilizada para el análisis químico de las partículas suspendidas en el aire de este trabajo son confiables dada la exactitud de las mediciones.

Los resultados de las concentraciones de Al, As, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V y Zn, medidas en las partículas suspendidas de la ciudad de La Paz, se indican en

CUADRO I. PORCENTAJES DE RECUPERACIÓN DE LOS ELEMENTOS MEDIDOS Y VERIFICADOS CON LOS ESTÁNDARES DE MATERIAL DE REFERENCIA CERTIFICADO PARA PARTÍCULAS URBANAS (NIST-SRM 1648).

Elemento	Valor certificado ($\mu\text{g/g}$)	Valor medido ($\mu\text{g/g}$)	% de recuperación
Al	34 300.0	34 076.1	99.3
As	115.5	113.4	98.2
Cd	73.7	73.4	99.6
Co	17.9	16.9	94.7
Cu	610.0	621.2	101.9
Mn	790.0	805.3	101.9
Ni	81.1	84.5	104.2
Pb	6 550.0	6 562.5	100.1
Se	28.4	24.9	87.6
V	127.0	133.1	104.8
Zn	4 800.0	4 835.7	100.7

el **cuadro II**, el cual presenta los valores mínimo, máximo, promedio, así como la desviación estándar, de la concentración de cada elemento de las 96 muestras analizadas. Las concentraciones promedio de Al, Ba, Cd y Sr en las partículas suspendidas en el aire estuvieron dos veces por arriba de los valores de referencia del SGM, en tanto que las de Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, V y Zn estuvieron tres veces o más por arriba de los valores de referencia del SGM y de Wedepohl (Sb, 63 veces; Ni, 11 veces; V, nueve veces; Sn y Zn, seis veces; y Cu, Mo y Pb, cuatro veces).

La ciudad de La Paz tiene una población menor a 300 mil habitantes y tiene escasa actividad industrial, por lo que inicialmente no se esperarían concentraciones elevadas de los elementos analizados en comparación con la geoquímica base empleada, ni en comparación con lo reportado en zonas metropolitanas. La Ciudad de México es un buen ejemplo de ello, con 9 209 944 habitantes, y gran número de automóviles y de industrias manufactureras. La investigación de Delgado et al. (2019), reporta concentraciones promedio menores en el polvo urbano de la ciudad a las registradas en el presente trabajo: 97, 88 y 51 mg/kg de Cu, V y Ni, respectivamente.

Como se mencionó en la introducción, la única investigación sobre composición de partículas suspendidas en el aire de La Paz es la desarrollada por Murillo et al. (2011). Sin embargo, sus resultados muestran concentraciones mayores: 10 a 53, 5.29 a 30.8 y 22.48 a 68.97 mg/m³ de Pb, Ti y V, respectivamente. En comparación, las concentraciones de dichos elementos encontradas en la presente investigación fueron de 2.44E-09 a 6.58E-07, 1.17E-07

CUADRO II. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LOS ELEMENTOS ANALIZADOS EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS EN EL AIRE DE LA PAZ.

Elemento	Media (mg/kg)	Mínimo (mg/kg)	Máximo (mg/kg)	Desviación estándar (mg/kg)	Wedepohl (1997) (mg/kg)	SGM (1999) (mg/kg)
Al	41 827.2	13 413.1	89 098.6	14 925.8	77 440.0	22 813.2
As	7.15	1.0	39.87	4.1	2.0	9.6
Ba	516.2	102.6	900.4	149.6	668.0	181.5
Be	0.7	0.1	2.9	0.4	3.1	0.9
Cd	1.4	0.0	4.9	0.7	0.1	0.7
Ce	9.5	1.0	47.3	5.4	65.7	—
Co	5.3	1.0	27.0	3.1	11.6	9.0
Cr	17.1	1.0	75.8	9.6	35.0	47.9
Cu	118.1	1.0	900.5	137.2	14.3	30.4
Fe	18 595.8	5 705.5	50 539.2	6 194.0	30 890.0	25 806.3
Mn	416.6	81.7	924.4	134.0	527.0	384.0
Mo	4.1	0.8	76.0	7.8	1.4	1.1
Ni	103.6	6.2	658.7	84.5	18.6	9.0
Pb	62.2	17.8	58.2	35.1	17.0	17.0
Sb	43.3	1.25	365.4	56.1	0.3	0.6
Se	7.4	1.5	20.1	3.4	0.0	97.9
Sn	6.0	0.5	20.7	3.3	2.5	0.9
Sr	344.0	78.9	600.6	100.0	316.0	162.0
Ti	769.8	190.7	2 181.1	281.0	3 117.0	—
V	454.4	19.9	3 256.3	425.9	53.0	—
Zn	295.2	79.94	2 151.5	224.8	52.0	48.6

a 4.72E-06 y 1.17E-0 a 4.72E-06 mg/m³ de Pb, Ti y V, respectivamente.

Es muy probable que las diferencias tan marcadas entre el estudio de Murillo et al. (2011) y el presente se deban a: a) las horas diarias de succión de aire (2 h [8:30 a 9:30 y 15:30 a 16:30 LT] vs. 12 h [6:00 a 12:00 y 18:00 a 00:00 LT]); b) el material del filtro (fibra de vidrio vs. filtro de teflón); c) el volumen de succión (277 L/h vs. 1800 L/h); d) las características ambientales de los años de muestreo; e) errores asociados con la recolección y manejo de las muestras; f) la técnica de medición: se ha observado que la técnica química analítica de fluorescencia de rayos X (empleada por Murillo et al.) se ha visto limitada por una baja sensibilidad de algunos elementos traza de importancia ambiental como el Pb y el Cd, y por una menor exactitud y precisión de los resultados en comparación con otras técnicas de espectrometría como el ICP-MS (Marguá et al. 2011, Fuente 2015).

De cualquier forma, las concentraciones superiores a las referencias aquí empleadas (Wedepohl 1995, SGM 1999) en algunos elementos de las partículas suspendidas en el aire de La Paz, apuntaría a que hay un aporte antrópico importante en el área y/o un aporte natural de elementos liberados por procesos de erosión e intemperismo de rocas y suelos locales, y por ende un enriquecimiento de ciertos elementos.

Normalización de los datos y factor de enriquecimiento

Los 14 elementos que se incluyen en los análisis estadísticos para su discusión, a partir de los cuales se generaron las conclusiones, fueron As, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Ti y V. Para una mejor visualización de los resultados, los valores de FE obtenidos en las 96 muestras recolectadas en los cuatro sitios, se convirtieron a porcentajes de contribución de las cinco categorías de FE en los elementos encontrados (**Figs. 4 y 5**). Los elementos Ni, Pb, Sn y V correspondieron en su mayoría a categorías de moderado ($> 2 \text{ FE} < 5$) y significativamente enriquecido ($> 5 \text{ FE} < 20$) en todos los sitios. Los elementos Ni y V se inscribieron en la categoría de extremadamente enriquecidos ($\text{FE} > 40$) en el sitio 4 (4 % ambos). Los valores más altos del FE del Cu se hallaron en los sitios 2 y 3 con categoría de significativamente enriquecido ($> 5 \text{ FE} < 20$; 4 y 8.3 %, respectivamente) y, en los sitios 1 y 4 este elemento alcanzó la categoría de muy enriquecido ($> 20 \text{ FE} < 40$; 4 y 4.1 %, respectivamente).

Estos resultados son congruentes con estudios realizados en diferentes partes del mundo, los cuales reportan categorías muy altas y extremadamente altas de FE en elementos como Cd, Cu, Pb, Ni, V y Sn, entre otros, asociadas a emisiones antrópicas relacionadas con actividades industriales, mineras y

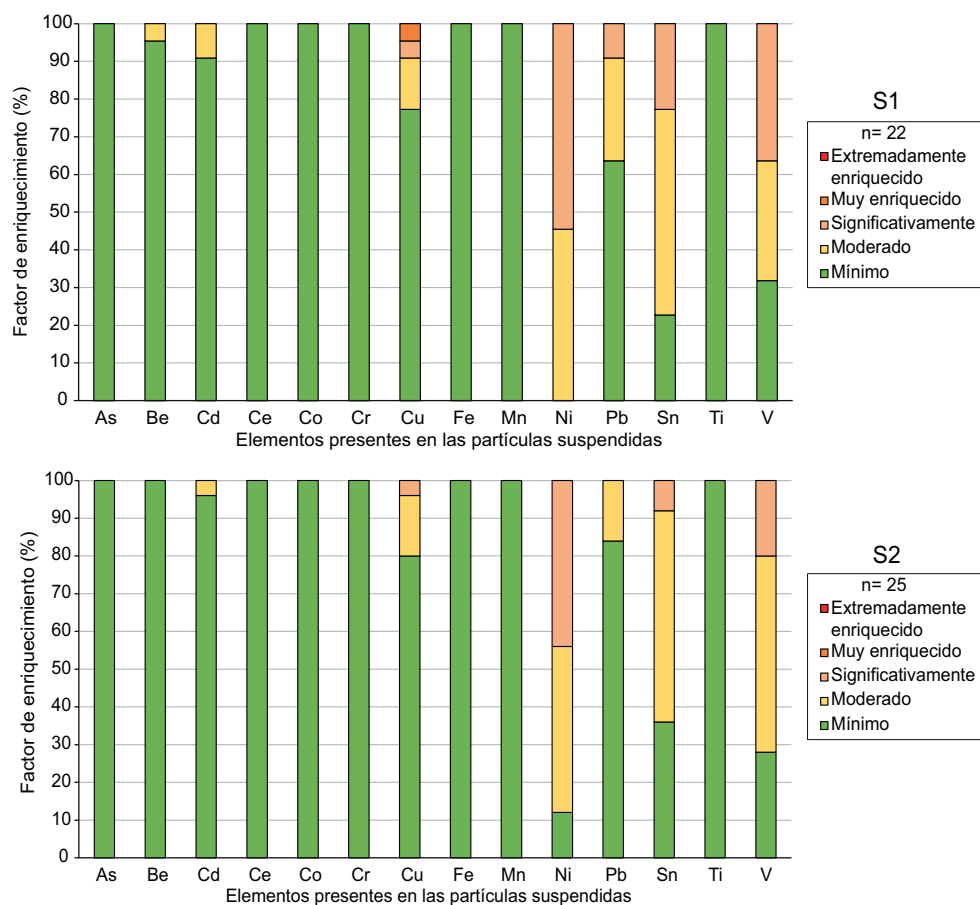


Fig. 4. Factor de enriquecimiento de los elementos presentes en las partículas suspendidas en el aire de los sitios (S) de recolección S1 (n = 22 muestras) y S2 (n = 25 muestras).

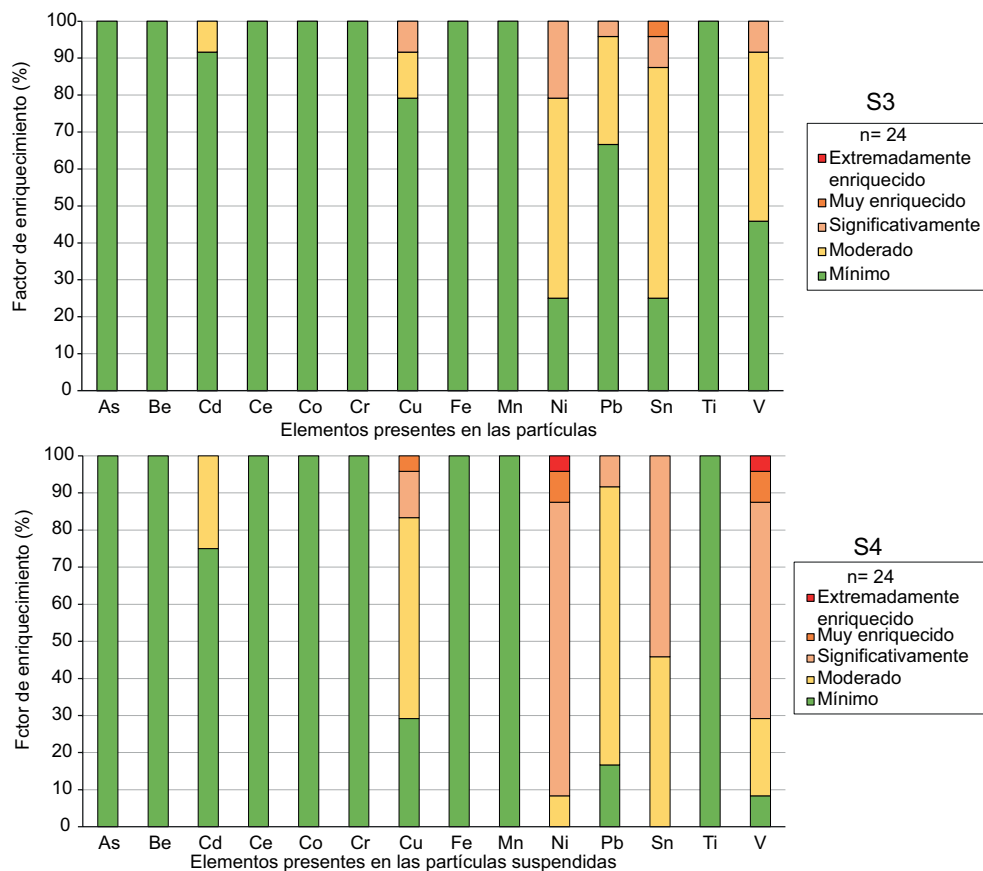


Fig. 5. Factor de enriquecimiento de los elementos presentes en las partículas suspendidas en el aire de los sitios (S) de recolección S3 (n = 22 muestras) y S4 (n = 26 muestras).

vehiculares. En contraste, elementos como Al, Fe, Mn y Ti se vinculan con origen geológico, por lo que su aporte suelen ser mínimo (Sutherland 2000, Basha et al. 2010, Hernández et al. 2011, Posada 2011, Yaylali-Abanuz 2011, Salmanighabeshi et al. 2015). La discusión de la fuente de emisión de los elementos presentes en las partículas suspendidas se retoma en los resultados de la siguiente sección.

De los cuatro sitios de recolección, los FE de mayor categoría se encontraron en el sitio 4, incluyendo los elementos Cd, Cu, Ni, Pb, Sn y V. Este sitio se ubicó en un edificio de la calle Guillermo Prieto, que de acuerdo con el Plan Integral de Movilidad Urbana Sustentable (PIMUS) elaborado para La Paz, es una vialidad secundaria del centro urbano de la ciudad, área donde se concentran tanto la mayor densidad poblacional como los espacios laborales y los centros turísticos y de importancia cultural. Las altas concentraciones de metales como Cd, Cu, Pb, Zn son características de áreas con capacidades vehiculares medias y altas. La cercanía a las vías de alto tráfico vehicular, como es el caso del sitio 4, es un factor de mayor exposición poblacional. Las altas concentraciones suelen disminuir de manera gradual desde el borde de la vía hasta 570 m, con una reducción del 50 % en los primeros 150 m (Sternbeck et al. 2002, Zegarra et al. 2020).

Identificación de fuentes de emisiones: análisis de factores

Este análisis se realizó con el fin de identificar las posibles fuentes de emisión de los elementos presentes en las partículas suspendidas en el aire con base en sus correlaciones (indicador de un origen en común). El origen de las partículas y su composición puede ser variado e incluye la combustión de combustibles fósiles en procesos industriales y el uso de vehículos convencionales, la quema de basura, la sal marina, el polvo suspendido y zonas de construcción, entre otros elementos (Fernández et al. 2000, Machado et al. 2008, Majestic et al. 2008, Moreno et al. 2011).

Los valores de las correlaciones del análisis de factores se muestran en el **cuadro III**. Los tres factores de variables suman el 72.44 % de la varianza total. El Factor 1 aporta el 50 % de la varianza y está conformado por los elementos As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti. El Factor 2 representa el 12.28 % de la varianza total e incluye Cd, Cu, Pb y Sn. Finalmente, el Factor 3 constituye el 10.16 % del total de la varianza está conformado por los elementos Ni y V.

La duración del periodo de muestreo (un año) permitió identificar la variación temporal en las concentraciones de los elementos (**Figs. 6 y 7**), y

CUADRO III. ELEMENTOS QUE CONFORMAN LOS TRES GRUPOS DE VARIABLES (FACTORES) IDENTIFICADOS TRAS EL ANÁLISIS DE FACTORES.

Elemento	Factor 1	Factor 2	Factor 3
As	0.78	0.18	0.32
Ba	0.62	0.46	0.30
Be	0.86	0.23	-0.11
Cd	0.10	0.85	0.14
Ce	0.85	0.00	0.21
Co	0.92	-0.00	0.21
Cr	0.84	0.12	0.38
Cu	0.17	0.79	0.15
Fe	0.87	0.14	0.17
Mn	0.86	0.18	0.08
Mo	0.11	0.00	0.56d
Ni	0.22	0.17	0.89
Pb	0.12	0.84	0.27
Sb	0.63	0.50	-0.08
Se	0.56	0.23	0.50
Sn	0.32	0.75	0.03
Sr	0.69	0.46	0.05
Ti	0.90	0.21	0.10
V	0.19	0.18	0.87
Zn	0.09	0.14	0.53
Varianza explicada	50 %	12.28 %	10.16 %

Factor 1: As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti; Factor 2: Cd, Cu, Pb y Sn; Factor 3: Ni y V.

con ello examinar si estas tendencias pudieran ser otro indicador de que los contaminantes son emitidos por la misma fuente de origen, como han señalado otros trabajos (Basha et al. 2010, Zhao et al. 2013, Doria-Argumedo y Fagundo Castillo 2017, Doria Argumedo 2020). Los elementos del Factor 1 mostraron una variación constante hasta la segunda mitad de diciembre, cuando aumentan las concentraciones, para después disminuir hasta tener otro incremento en marzo. Las concentraciones de los elementos del Factor 2 se acentuaron en enero y febrero, para disminuir a partir de la tercera semana de marzo. Finalmente, la concentración de los elementos del Factor 3 fue constante a lo largo del año, con excepción de un pico en enero. Con base en lo analizado, se determinó que:

La fuente de los elementos encontrados en las partículas suspendidas en el aire que conforman el Factor 1 (As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti) se relacionan con la geología local. Ninguno de los elementos que integran este factor tuvieron promedios por arriba de los valores de la geología local reportados por el SGM (**Cuadro II**), a excepción del Be, que obtuvo categoría de enriquecimiento

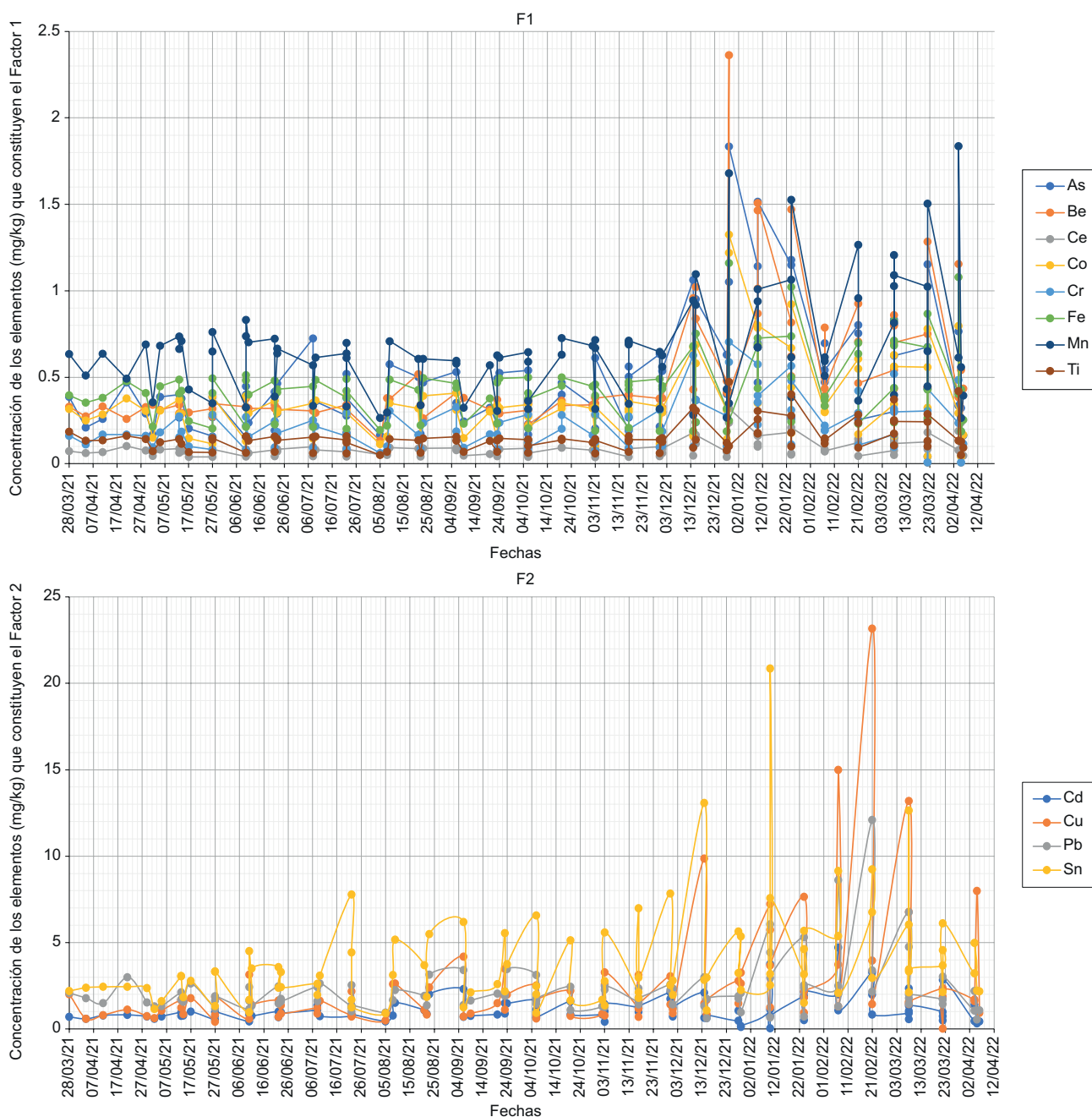


Fig. 6. Dispersión de los elementos que constituyen los factores (F) F1 y F2 a lo largo del periodo de muestreo. Factor 1: As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti. Factor 2: Cd, Cu, Pb y Sn.

moderado en 4.5 % de las muestras del sitio 1 (Fig. 4). El resto de los elementos que conforman el Factor 1 mostraron enriquecimiento mínimo. La concentración de estos elementos depende de la geología de la cuenca, de los procesos de intemperismo y lixiviación, de las interacciones con la materia orgánica, de su entrada por vía atmosférica,

y de las interacciones físicas y químicas con otros contaminantes (Chester 2003).

Diversas investigaciones han asociado a los elementos Al, As, Co, Cr, Fe, Mn y Ti presentes en partículas suspendidas a metales de la corteza terrestre superior, que generalmente provienen de rocas erosionadas y degradadas, y que por la acción del

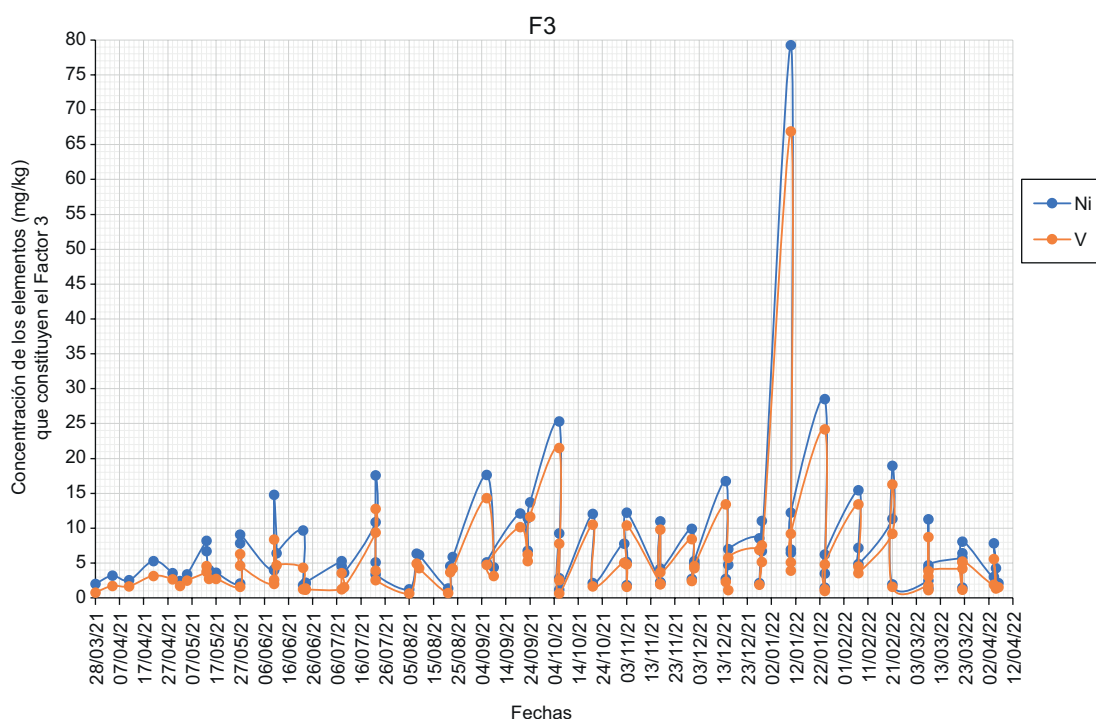


Fig. 7. Dispersión de los elementos que constituyen el factor (F) F3 a lo largo del periodo de muestreo. Factor 3: Ni y V.

viento quedan suspendidas en la atmósfera (Shah y Shaheen 2008, Posada Ayala 2011, Doria y Fagundo 2017, Doria 2020). Un ejemplo es la investigación de Fernández et al. (2000), quienes, tras la especiación de metales pesados de partículas urbanas en el aire de Sevilla, España, y después de realizar análisis estadísticos de componentes principales (PCA, por su sigla en inglés), concluyeron que la fuente de Al, Co, Fe y Mn es de origen natural y que estos elementos se incorporan al material suspendido por la acción del viento. Hay que resaltar que diversas calles de La Paz no están pavimentadas y algunas son arroyos que atraviesan la ciudad, lo que puede incrementar la presencia de elementos litogénicos en las partículas suspendidas.

La fuente de emisión de los elementos que conforman el Factor 2 (Cd, Cu, Pb y Sn) puede ser resultado de una mezcla de los elementos presentes en la geología local (SGM 1999), más residuos provenientes de pinturas, especialmente la amarilla utilizada en el pavimento de las calles y la antiincrustante para embarcaciones, así como de emisiones de fuentes móviles y/o un legado del plomo que estuvo presente en la gasolina en México hasta 1997 (Caprari 2006, del Río-Salas et al. 2012, Meza-Figueroa et al. 2016, 2018).

La pintura para pavimento es una mezcla compuesta de pigmentos minerales de crocoíta (PbCrO_4) que se combinan en una matriz orgánica de polímeros o un sistema aglutinante para el color amarillo. En países desarrollados como EUA e Inglaterra esta pintura es fuente importante de Pb; sin embargo, en los países en vías de desarrollo se conoce poco sobre el riesgo potencial que puede implicar para la salud humana. Meza-Figueroa et al. (2018) explican que la fotodegradación de la pintura, así como la degradación del asfalto, se intensifican en el clima característico de las zonas áridas, por lo que los componentes de la crocoíta se integran como partículas a la atmósfera por procesos de resuspensión ocasionados por el viento.

Otro tipo de pintura con concentraciones importantes de Cd, Cu, Pb y Sn es la utilizada en embarcaciones para evitar incrustaciones biológicas. Esta pintura contribuye al sedimento marino y también se puede adsorber a las partículas suspendidas en el aire circundante y posteriormente ser transportada. Sin embargo, aún es difícil detectar la contribución de los metales provenientes de esta fuente, ya que la dispersión de los elementos se puede confundir con otras fuentes antrópicas como desechos industriales y urbanos (Caprari 2006).

La contaminación por fuentes móviles se genera a partir de una combustión completa o incompleta del combustible y el aceite, así como del uso de los frenos y el desgaste de los neumáticos, que liberan elementos como Cd, Cu y Sn, entre otros, especialmente en áreas cercanas a grandes avenidas y carreteras (Fernández et al. 2000, Sternbeck et al. 2002, Zegarra et al. 2020). Como ya se explicó, el sitio 4 de recolección es un punto de alto tráfico vehicular en el cual se presentan las categorías más significativas de FE de Cd, Cu, Pb y Sn (**Fig. 4**). Por otro lado, el sitio 4 se ubica en la colonia Centro, una de las zonas más antiguas de la ciudad de La Paz. De acuerdo con lo observado por Meza-Figueroa et al. (2018), en Hermosillo, Sonora, las concentraciones más altas de Pb ocurren especialmente en las zonas más antiguas de la ciudad, lo cual también podría ocurrir en La Paz.

Es pertinente recapitular que el parque vehicular de La Paz es una de las principales fuentes de contaminantes atmosféricos en esa ciudad (Bermúdez et al. 2017, SEMARNAT 2018). El Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) reportó 285 620 vehículos registrados en La Paz en 2022; sin embargo, el conteo no tomó en cuenta autos sin registro (ilegales), que son importados desde otros países (generalmente EUA o Canadá) y por lo general están en mal estado, son antiguos e ineficientes, lo cual implica un gran consumo de combustible y una gran cantidad de emisiones, evaporación del combustible y/o levantamiento del polvo al circular (Bermúdez et al. 2017). El PIMUS estima que el número de automóviles no registrados puede ubicarse alrededor de los 300 000 en todo el municipio. La estimación del número de autos en circulación por persona para 2019 fue de 1.27, una de las más altas del mundo (IDOM 2014).

A las características del parque vehicular se suma un servicio de transporte público deficiente, con unidades de más de 40 años de antigüedad y, en general, un servicio mal gestionado en una ciudad sin una correcta planeación dado su rápido crecimiento en los últimos años. Lo anterior obliga a la población al uso excesivo de vehículos privados para su transporte diario.

Si bien la gasolina en México no contiene plomo desde hace más de 20 años, del Río-Salas et al. (2012) identificaron una firma isotópica del Pb de gasolina en polvo recolectado de techos en la ciudad de Hermosillo, Sonora. La firma indica la presencia del metal en suelo, así como procesos de resuspensión relacionados con el tráfico, el clima árido, el viento y la barrera topográfica propia de la ciudad, que evita la dispersión de las partículas por

la acción del viento (condiciones muy similares al área de estudio). Los autores señalan que las firmas isotópicas se incorporan a las partículas suspendidas en el aire, especialmente en la columna inferior a los 3 m de altura.

Finalmente, el Factor 3 está constituido por Ni y V. El origen de estos elementos se relaciona con emisiones de centrales de generación de electricidad (Majestic et al. 2008, Lara 2013). Los inventarios de contaminación del aire indican que las centrales de electricidad CTPP y CCIBCS son las dos fuentes de contaminación atmosférica más importantes de La Paz. Ambas funcionan con combustible intermedio 15, una mezcla de 15 % de diésel y 85 % de combustóleo, el cual se caracteriza por un alto contenido de azufre (hasta 3.5 %), níquel y vanadio (Bermúdez et al. 2017, SEMARNAT 2018).

Además, a lo largo del año analizado, las categorías de FE en los cuatro sitios de recolección y los patrones de variación de las concentraciones de Ni y V fueron iguales (**Fig. 7**). Como se explicó, esta similitud suele ser indicador de una fuente de contaminación común. Zhao et al. (2013) observaron que las concentraciones de Ni y V en el puerto de Shanghai, China, así como los factores de enriquecimiento para ambos elementos, tenían los mismos patrones de variación estacional y los asociaron con la misma fuente de emisión, en este caso los barcos presentes en el Puerto.

Variabilidad estacional

El ANDEVA indicó diferencias significativas entre las concentraciones de la mayoría de los elementos que conforman los tres factores de análisis y las estaciones del año, especialmente en el invierno (**Cuadro IV**).

Con base en las pruebas a posteriori de Tukey, los resultados indican que los elementos del Factor 1, con excepción del Mn, tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el invierno y el resto de las estaciones del año. En el caso del Mn, el invierno fue significativamente diferente ($p < 0.05$) al verano y el otoño, más no así a la primavera. Kulshrestha et al. (2009) explican que las concentraciones de elementos que provienen de la corteza terrestre presentes en las partículas suspendidas en el aire responden a las características ambientales de cada estación del año, siendo el viento un elemento importante para la incorporación de estos elementos a las partículas. En su estudio determinan que las tormentas de polvo y del desierto de Thar son fuentes importantes de elementos provenientes de la corteza terrestre que conforman la composición de las partículas.

CUADRO IV. DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ($P < 0.05$) TRAS LAS PRUEBAS A POSTERIORI DE TUKEY DE LOS ANÁLISIS DE VARIANZA DE UN FACTOR, ENTRE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS QUE CONFORMAN LOS TRES FACTORES Y LAS ESTACIONES DEL AÑO (2021-2022).

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Factor 1				
As				
Primavera		0.89	0.47	0.00
Verano	0.89		0.87	0.00
Otoño	0.47	0.87		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Be				
Primavera		0.99	0.56	0.00
Verano	0.99		0.66	0.00
Otoño	0.56	0.66		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Ce				
Primavera		0.99	0.86	0.00
Verano	0.99		0.89	0.00
Otoño	0.86	0.89		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Co				
Primavera		0.99	0.96	0.00
Verano	0.99		0.82	0.00
Otoño	0.96	0.92		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Cr				
Primavera		0.99	0.85	0.00
Verano	0.99		0.94	0.00
Otoño	0.85	0.94		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Fe				
Primavera		0.99	0.98	0.02
Verano	0.99		0.90	0.00
Otoño	0.98	0.90		0.03
Invierno	0.02	0.00	0.03	
Mn				
Primavera		0.78	0.99	0.07
Verano	0.78		0.76	0.00
Otoño	0.99	0.76		0.03

Factor 1: As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti; Factor 2: Cd, Cu, Pb y Sn; Factor 3: Ni y V.

CUADRO IV. DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ($P < 0.05$) TRAS LAS PRUEBAS A POSTERIORI DE TUKEY DE LOS ANÁLISIS DE VARIANZA DE UN FACTOR, ENTRE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS QUE CONFORMAN LOS TRES FACTORES Y LAS ESTACIONES DEL AÑO (2021-2022).

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Invierno	0.07	0.00	0.03	
Ti				
Primavera		0.96	0.98	0.00
Verano	0.96		0.81	0.00
Otoño	0.98	0.81		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Factor 2				
Cd				
Primavera		0.63	0.23	0.00
Verano	0.63		0.90	0.16
Otoño	0.23	0.90		0.45
Invierno	0.00	0.16	0.45	
Cu				
Primavera		0.99	0.83	0.00
Verano	0.99		0.92	0.00
Otoño	0.83	0.92		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Pb				
Primavera		0.99	0.98	0.00
Verano	0.99		0.99	0.00
Otoño	0.98	0.99		0.00
Invierno	0.00	0.00	0.00	
Sn				
Primavera		0.42	0.18	0.00
Verano	0.84		0.60	0.01
Otoño	0.53	0.60		0.08
Invierno	0.00	0.03	0.08	
Factor 3				
Ni				
Primavera		0.98	0.86	0.17
Verano	0.98		0.97	0.29
Otoño	0.86	0.97		0.50
Invierno	0.17	0.29	0.50	
V				
Primavera		0.98	0.86	0.17
Verano	0.98		0.97	0.29
Otoño	0.86	0.97		0.50
Invierno	0.17	0.29	0.50	

Factor 1: As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti; Factor 2: Cd, Cu, Pb y Sn; Factor 3: Ni y V.

De manera similar al Factor 1, los elementos del Factor 2 tuvieron las concentraciones más altas durante el invierno. Las pruebas a posteriori también señalan que las concentraciones de Cd en invierno fueron diferentes únicamente de la primavera ($p < 0.05$), más no del resto de las estaciones del año. En el caso del Sn, el invierno fue significativamente diferente ($p < 0.05$) de la primavera y el verano; a partir del otoño la concentración del elemento comenzó a ascender. Por otro lado, las concentraciones de Cu y Pb durante el invierno fueron significativamente diferentes al resto de las concentraciones del año ($p < 0.05$). Este incremento en el promedio de las concentraciones de los elementos que conforman el Factor 2 durante el invierno se reporta en la investigación de Shah y Shaheen (2008), quienes indican que el promedio de las concentraciones de Cd, Cu y Pb fue mayor durante el invierno; asimismo, la velocidad del viento fue una variable importante en el efecto de dilución de los metales.

Finalmente, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de los elementos Ni y V entre estaciones del año. Las concentraciones de ambos elementos fueron constantes a lo largo del año. Únicamente se observó un pico el 10 de enero de 2022 (**Fig. 7**), muy probablemente debido a la influencia de algún cambio en la estabilidad atmosférica en los días cercanos a la fecha de registro, como lo reportado por Zhao et al. (2013). Estos autores destacan un pico en la concentración de Ni entre el 15 y 16 de enero de 2011, relacionado con un flujo de aire a través de la península de Jiaodong, China, contaminado por las emisiones de las industrias pesadas y centrales eléctricas cercanas.

La dispersión y cambios en la concentración de contaminantes depende altamente de características físicas como la orografía y el uso de suelo de la zona, así como de las características ambientales, especialmente la velocidad y dirección del viento, la temperatura y la precipitación (Máster et al. 2008, Zhao et al. 2013, Salmanighabeshi et al. 2015, Vidal-Daza y Pérez-Vidal 2017). Los resultados aquí encontrados sugieren que durante el invierno las concentraciones de la mayoría de los elementos que componen las partículas se incrementan, lo que distingue estadísticamente a esta estación del resto ($p < 0.05$). Durante los meses del invierno el viento cambia de velocidad y dirección, la temperatura ambiental desciende y se producen inversiones térmicas.

A pesar de que el periodo de siete años de datos meteorológicos provenientes de la estación del CICE-SE (2014-2020) (**Fig. 2**) no coincide con el periodo de recolección de partículas de este estudio (marzo

2021 a abril 2022), es posible realizar inferencias a partir de los patrones encontrados. Durante los meses de invierno y primavera la velocidad del viento se incrementa (10-12 y 5-7 m/s, respectivamente) y los vientos provienen con mayor frecuencia del NO y NE. Durante el verano y otoño la velocidad disminuye (2-5 m/s, aunque durante el verano se alcanzan velocidades mayores a 5-7 m/s), y la dirección del viento proviene con más frecuencia del SO y NO.

Con el incremento de la velocidad del viento y el cambio de dirección durante el invierno, idealmente se esperaría que las partículas se dispersaran en dirección contraria, disminuyendo tanto su concentración como la de los elementos. Sin embargo, la disminución de la temperatura en invierno también favorece la modificación del movimiento vertical en la atmósfera, volviéndola más estable. Esto a su vez influye en la concentración de partículas suspendidas, las concentraciones de los elementos que las componen y el impacto que pueden significar para la salud de la población (Masters y Ela 2008).

Durante los meses más fríos del año, enero y febrero (con temperaturas de 20 °C en promedio), las inversiones térmicas ocurren principalmente en las mañanas (cuando se observa con mayor intensidad la nube de contaminación sobre la ciudad) y las noches. La capa de aire que está en contacto con el suelo adquiere menor temperatura que las capas superiores, por lo que se vuelve más densa y pesada; las capas de aire que se encuentran a mayor altura adquieren temperaturas más altas, por lo que limitan el movimiento ascendente del aire contaminado, pudiendo llegar a altas concentraciones de contaminantes incluso a nivel del suelo (García et al. 2012).

La topografía de la zona es otro factor importante que determina la dispersión y concentración de las partículas y los elementos que las componen. La Paz se encuentra rodeada por relieves de altura media. Al oeste del municipio se ubica la Sierra El Mechudo y al este de la ciudad se encuentra la Sierra de las Cruces, así como diversos cerros de diferentes alturas (200 msnm en promedio) que pueden condicionar el ascenso del viento, y el descenso de la presión atmosférica y la temperatura (Choumiline et al. 2009). Esto a su vez limita la circulación regional de los vientos y, por tanto, incrementa la disponibilidad de partículas contaminantes en el aire.

CONCLUSIONES

En la presente investigación se logró examinar la composición de las partículas suspendidas y sus

posibles fuentes. Los análisis de factores de enriquecimiento, el análisis de factores y la variabilidad intranual en la concentración de los elementos presentes en las partículas, sugieren lo siguiente: As, Be, Ce, Co, Cr, Fe, Mn y Ti son de origen natural, en tanto que Cd, Cu, Pb y Sn son emitidos por diversas fuentes que pudieran incluir la propia geología local, pinturas, el tránsito vehicular y/o huellas de Pb en la gasolina, y Ni y V son emitidos por las centrales de generación de electricidad. Sin embargo, en futuras investigaciones es necesario contemplar métodos como los isótopos estables, microscopia electrónica de barrido, con el fin de identificar el tamaño y forma de las partículas y, con ello, tener mayor claridad en cuanto a las fuentes de los elementos presentes en las partículas suspendidas en el aire.

Una de las zonas con mayor actividad en la ciudad de La Paz es el centro, sitio en que los elementos que constituyen el F3 alcanzaron la categoría más alta de factor de enriquecimiento por actividades antrópicas (extremadamente enriquecido), seguido de los elementos que conforman el F2 (en su mayoría moderado y significativamente enriquecido).

Los resultados estadísticos sugieren que la concentración de los elementos presentes en las partículas suspendidas en el aire de la ciudad de La Paz se incrementa durante los meses de invierno, lo cual se atribuye a los cambios en el ambiente durante los meses fríos (disminución de la temperatura, cambio en la dirección del viento e inversiones térmicas).

Se requiere establecer campañas de monitoreo y recolección con técnicas estandarizadas, registros más finos y continuos, de mayor duración y con mayor número de sitios de recolección. Lo anterior permitirá tener un punto de comparación y determinar si las variaciones observadas en un año son normales o se debieron a un evento en específico ocurrido en el año de muestreo. Se sugiere colocar estaciones meteorológicas en cada sitio de recolección de las partículas, para contar con información in situ de las variables ambientales que determinan la concentración y dispersión de partículas, así como la variabilidad de los elementos que las constituyen.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el Consejo Sudcaliforniano de Ciencia y Tecnología a través de la "Convocatoria 2021 para proyectos" (convenio INV-EX/381). Asimismo, al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología por la beca de posgrado para la realización

del proyecto de tesis doctoral (becario: 633443), del cual este artículo forma parte; a la Asociación Civil Centro de Energía Renovable y Calidad Ambiental por el apoyo en la logística de la recolección de las partículas, y, finalmente, a la Dra. María Yesenia Torres Hernández por su apoyo en el manejo del programa Matlab.

REFERENCIAS

- Álvarez A.A., Rojas S.H. y Prieto M.J. (1997). Geología de la Bahía de La Paz y áreas adyacentes. En: La Bahía de La Paz, investigación y conservación (J. Urbán Ramírez y M. Ramírez Rodríguez, Eds.). Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México, pp. 13-29.
- Basha S., Jhala J., Thorat R., Goel S., Trivedi R., Shah K., Menon G., Gaur P., Mody K.H. y Jha B. (2010). Assessment of heavy metal content in suspended particulate matter of coastal industrial town, Mithapur, Gujarat, India. *Atmospheric Research* 97, 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.04.012>
- Bermúdez A.S., Ivanova A. y Martínez J.A. (2017). Polluting emissions in the City of La Paz, Mexico: Emissions inventory and monitoring data. *Current Urban Studies* 5, 54-67. <https://doi.org/10.4236/cus.2017.51004>
- Buat-Menard P. y Cherselet R. (1979). Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters* 42, 399-411. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(79\)90049-9](https://doi.org/10.1016/0012-821X(79)90049-9)
- Caprari J.J. (2006). Capítulo 12. Pinturas antiincrustantes. En: Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano (G. Darrigan y C. Damborenea, Eds.). Edulp, La Plata, Argentina, pp. 220.
- Chester R. 2003. *Marine geochemistry*. Unwin Hyman, Londres, Inglaterra, 506 pp.
- Choumiline K., Godínez Orta L., Nikolaeva N., Derkachev A. y Shumilin E. (2009). Evaluation of contribution sources for the sediments of the La Paz Lagoon, based on statistical treatment of the mineralogy of their heavy fraction and surrounding rock and drainage basin characteristics. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana* 61 (1), 97-109. <https://doi.org/10.18268/BSGM2009v61n1a9>
- Del Río-Salas R., Ruiz J., De la O-Villanueva M., Valencia-Moreno M., Moreno-Rodríguez V., Gómez-Álvarez A., Grijalva T., Méndivil H., Paz-Moreno F. y Meza-Figueroa D. (2012). Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: Insights from lead isotopes. *Atmospheric Environment* 60, 202-210. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.061>

- Delgado C., Bautista F., Gogichaishvili A., Cortés J.L., Quintana P., Aguilar D. y Cejudo R. (2019). Identificación de las zonas contaminadas con metales pesados en el polvo urbano de la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 35 (1), 10-100. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.06>
- Doria Argumedo C. y Fagundo Castillo J. (2017). Niveles de metales en partículas atmosféricas en la zona minera de carbón, norte de Colombia. *ITECKNE* 14 (2), 110-121. <https://doi.org/10.15332/iteckne.v14i2.1765>
- Doria Argumedo C. (2020). Niveles de metales (Al, Cr, V, As, Se) en partículas PM₁₀ en la atmósfera de la localidad de Barrancas, Norte de Colombia. *Revista de Investigación, Administración e Ingeniería* 8 (1), 116-123. <https://doi.org/10.15649/2346030X.804>
- Fernández A., Ternero M., Barragán F. y Jiménez J. (2000). An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. *Chemosphere-Global Change Science* 2 (2), 123-136. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00002-7](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00002-7)
- Filonchik M. y Yan H. (2019). Research of aerosol optical depth and urban heart island in Lanzhou City by means of Earth remote sensing. En: *Urban air pollution monitoring by ground-based stations and satellite data: Multi-season characteristics from Lanzhou City, China* (M. Filonchik y H. Yan, Eds.). Springer International Publishing, Cham, Suiza, 41-60.
- Fuente Merino I. (2015). Puesta a punto de un equipo de fluorescencia de rayos X portátil con fuentes radiactivas: aplicaciones medioambientales. Tesis de Doctorado. Universidad de Cantabria. Santander, España, 234 pp.
- García M., Ramírez H., Ulloa H., Arias H. y Pérez A. (2012). Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la zona metropolitana de Guadalajara (México). *Investigaciones Geográficas* 58, 09-29.
- Hernández Mena L., Murillo Tovar M., Ramírez Muñiz M., Colunga Urbina E., de la Garza Rodríguez I. y Saldarriaga Noreña H. (2011). Enrichment factor and profiles of elemental composition of PM_{2.5} in the city of Guadalajara, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87, 545-549. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0369-x>
- Herrera-Cervantes H., Beier E. y Balart E. (2017). Red de Monitoreo Ambiental para el estudio de la variabilidad océano-atmósfera en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Recursos Naturales y Sociedad* 3 (2), 32-44. <https://doi.org/10.18846/renaysoc.2017.03.03.02.0003>
- IDOM (2014). Plan integral de movilidad urbana sustentable de la ciudad de La Paz, Baja California Sur. Iniciativa de Ciudades Emergentes y Sostenibles. Ingeniería y Dirección de Obras y Montaje, Ciudad de México, México, 174 pp.
- INE (2008). Manual 1. Principios de medición de la calidad del aire. Instituto Nacional de Ecología. Distrito Federal, México, 43 pp.
- INEGI (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010. La Paz Baja California Sur. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea]. https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/03/03003.pdf 06/10/2024
- INEGI (2020). Censo de población y vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea]. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/#Tabulados> 22/05/2024
- INEGI (2023). Topografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea]. <https://www.inegi.org.mx/temas/topografia/> 17/08/2024
- Kulshrestha A., Satsangi P.G., Masih J. y Taneja A. (2009). Metal concentration of PM_{2.5} and PM₁₀ particles and seasonal variations in urban and rural environment of Agra, India. *Science of The Total Environment* 407, 6196-6204. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.050>
- Lara Campos L. (2013). Recuperación de pentaóxido de vanadio en sedimentos de efluentes químicos de una central termoeléctrica que usa combustóleo. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México, 83 pp.
- Loska K., Wiechula K. y Korus I. (2003). Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30, 159-165. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)
- Machado A., García N., García C., Acosta L., Córdova A., Linares Ma., Giraldoth D. y Velásquez H. (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 24 (4), 171-182.
- Majestic B.J., Schauer J.J., Shafer M.M., Fine P.M., Singh M. y Sioutas C. (2008). Trace metal analysis of atmospheric particulate matter: A comparison of personal and ambient samplers. *Journal of Environmental Engineering and Science* 7, 289-298. <https://doi.org/10.1139/S08-005>
- Marguí E., González-Fernández O., Hidalgo M., Pardini G. y Queralt I. (2011). Aplicación de la técnica de espectrometría de fluorescencia de rayos X en el estudio de dispersión de metales en áreas mineras. *Boletín Geológico Minero* 122 (2), 273-286.
- Marín-Hernández A. (2009). Evaluación, prevención y control de precursores de lluvia ácida en el estado de Veracruz. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México, 193 pp.

- Masters G. y Ela W. (2008). Introducción a la ingeniería medioambiental. 3a ed. Pearson Prentice Hall, Madrid, España, 752 pp.
- Méndez Martínez C. y Rondón Sepúlveda M.A. (2012). Introducción al análisis factorial exploratorio. *Revista Colombiana de Psiquiatría* 41 (1), 197-207. [https://doi.org/10.1016/S0034-7450\(14\)60077-9](https://doi.org/10.1016/S0034-7450(14)60077-9)
- Meza-Figueroa D., González-Grijalva B., del Río-Salas R., Coimbra R., Ochoa-Landin L. y Moreno-Rodríguez V. (2016). Traffic signatures in suspended dust at pedestrian levels in semiarid zones: Implications for human exposure. *Atmospheric Environment* 138, 4-14. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.005>
- Meza-Figueroa D., González-Grijalva B., Romero F., Ruiz J., Pedroza-Montero M., Ibáñez-del Rivero C., Acosta-Eliás M., Ochoa-Landin L. y Navarro-Espinoza S. (2018). Source apportionment and environmental fate of lead chromates in atmospheric dust in arid environments. *Science of The Total Environment* 630, 1596-1607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.285>
- Moreno T., Querol X., Alastuey A. y Gibbons W. (2011). Geoquímica inorgánica atmosférica: elementos trazadores de fuentes emisoras de contaminantes. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía* 15, 143-144.
- Morera Salas M. (2006). Análisis comparativo de patrones geográficos de contaminación del aire e incidencia por cáncer de tráquea, bronquios y pulmón. *Gestión* 14 (2), 37-42.
- Murillo Jiménez J.M., Nava Sánchez E.H., Troyo Diéguez S., León Manilla A., Medina M.A. y Ruíz Beltrán A.P. (2011). Evaluación geoquímica del material eólico en la Ciudad de La Paz, BCS. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México, 71 pp.
- Nordberg G. (1998). Capítulo 63. Metales: propiedades químicas y toxicidad. En: *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo* (J. Finklea, G. Coppée, V. Hunt, R. Kraus, W. Laurant, J. Messite, S. Sauter, J. Spiegel, C. Soskolne, B. Terracini y M. Myers, Eds). Subdirección General de Publicaciones, Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. Madrid, España, 63.1-63.75.
- Obeso Nieblas M. (2003). Variabilidad espacio-temporal de las condiciones oceanográficas de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Doctorado. Departamento de Oceanología, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México, 361 pp.
- OMM (2017). Guía de instrumentos y métodos de observación meteorológicos. Organización Meteorológica Mundial. Ginebra, Suiza, 1265 pp.
- OMS (2022). Contaminación del aire ambiente exterior. Organización Mundial de la Salud [en línea]. [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health#:~:text=Los%20efectos%20combinados%20de%20la,2%20millones%20de%20muertes%20prematuras](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health#:~:text=Los%20efectos%20combinados%20de%20la,2%20millones%20de%20muertes%20prematuras) 22/05/2024
- Pérez-Vidal H., Lunagómez-Rocha M.A. y Acosta-Pérez L.I. (2010). Análisis de partículas suspendidas totales (PST) y partículas fracción respirable (PM₁₀), en Cunduacán, Tabasco. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 26 (2), 151-162.
- Posada Ayala I. (2011). Geoquímica ambiental del distrito minero San Antonio, sedimentos de los arroyos de la cuenca de San Juan de los Planes y plataforma continental de Bahía la Ventana, BCS, México. Tesis de Maestría. Departamento de Oceanología. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México, 237 pp.
- Rodríguez S.C., Pellerano R.G., Romero C.H., Acevedo H.A. y Vázquez F.A. (2012). Validación de un método analítico para la determinación de boro en muestras foliares de *Citrus reticulata*. *Revista Tumbaga* 7, 55-71.
- Rojano R., Arregoces H. y Restrepo G. (2014). Composición elemental y fuentes de origen de partículas respirables (PM₁₀) y partículas suspendidas totales (PST) en el área urbana de la Ciudad de Riohacha, Colombia. *Información Tecnológica* 25 (6), 3-12. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642014000600002>
- Salmanighabeshi S., Palomo-Marín M.R., Bernalte E., Rueda-Holgado F., Miró-Rodríguez C., Fadic-Ruiz X. y Vidal-Cortez V. (2015). Long-term assessment of ecological risk from deposition of elemental pollutants in the vicinity of the industrial area of Puchuncaví-Ventanas, central Chile. *Science of The Total Environment* 527, 335-343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.010>
- SEMARNAT (2018). Programa de gestión para mejorar la calidad del aire del estado de Baja California Sur 2018-2027. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. La Paz, Baja California Sur, México, 157 pp.
- SGM (1999). Banco de datos del Servicio Geológico Mexicano. Servicio Geológico Mexicano [en línea]. <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/> 06/10/2024
- Shah M.H. y Shaheen N. 2008. Annual and seasonal variations of trace metals in atmospheric suspended particulate matter in Islamabad, Pakistan. *Water Air Soil Pollution* 190, 13-25. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9575-x>
- SINAICA-INE (2008). Manual 3. Redes estaciones y equipos de medición de la calidad del aire. Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire-Instituto Nacional de Ecología. Distrito Federal, México, 75 pp.
- SSA (2020). Anuario estadístico 2020. Secretaría de Salud. La Paz, Baja California Sur, México, 53 pp.
- Sternbeck J., Sjödin A. y Andréasson K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of

- resuspension – Results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36, 4735-4744. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7)
- Sutherland R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39 (6), 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- USEPA (2024). Conceptos básicos sobre el material particulado (PM, por sus siglas en inglés). United States Environmental Protection Agency [en línea]. <https://espanol.epa.gov/espanol/conceptos-basicos-sobre-el-material-particulado-pm-por-sus-siglas-en-ingles#effects> 11/08/2024
- Vidal-Daza O.A. y Pérez-Vidal A. (2017). Estimation of dilution of atmospheric contaminants from a paper factory using the AERMOD model. *Ingeniería* 23 (1), 31-47. <https://doi.org/10.14483/23448393.12262>.
- Wedepohl K.H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 1217-1232. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)
- Yaylali-Abanuz G. (2011). Heavy metal contamination of surface soil around Gebze industrial area, Turkey. *Microchemical Journal* 99, 82-92.
- Zegarra R., Andrade S., Parra M., Mejía D. y Rodas C. (2020). 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. *MASKANA* 11 (1), 57-68. <https://doi.org/10.18537/mskn.11.01.06>
- Zhao M., Zhang Y., Ma W., Fu Q., Yang X., Li Ch., Zhou B., Yi Q. y Che L. (2013). Characteristics and ship traffic source identification of air pollutants in China's largest port. *Atmospheric Environment* 6, 277-286. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.007>