

Mapeo del Índice de Aire y Salud por contaminación atmosférica de partículas finas PM_{2.5} en la Zona Metropolitana del Valle de Puebla

Mapping of the Air and Health Index for PM_{2.5} fine particulate matter air pollution in the Metropolitan Area of the Valley of Puebla

Javier O. Castillo-Miranda¹, José A. García-Reynoso², Gabriela Pérez-Orsorio¹, José C. Mendoza-Hernández^{1,*}

(1) Facultad de Ingeniería Química, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Calle 4 Sur 104, Colonia Centro, C.P. 72000, Puebla, México

(2) Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Ciudad de México, México

*autor de correspondencia (josecarlos.mendozahdez@gmail.com)

Recibido 05/05/2026

Evaluado 25/06/2026

Aceptado 08/08/2026

<https://doi.org/10.65093/aci.v17.n3.2026.60>

RESUMEN

Se construyen mapas híbridos de índices de Aire y Salud (IAS) de partículas en suspensión menores a 2.5 micrómetros (PM_{2.5}), de mediciones de la Red Estatal de Monitoreo Automática (REMA) y estimaciones basadas en datos satelitales del Servicio de Monitoreo Atmosférico de Copernicus (CAMS). Se estima el IAS para PM_{2.5} en zonas donde la REMA no tienen alcance empleando la información de CAMS, para describir la contaminación atmosférica en la zona de estudio. Se emplea el sistema de información geográfica ArcGis para representar espacial y temporalmente los mapas de IAS promedio mensual del año 2021. Se observa que durante la temporada fría-seca se representa el mayor riesgo a la salud, donde la zona suroeste en el mes diciembre implican un nivel de riesgo muy alto. Los IAS en las estaciones CCA, DICA y UTP estimados mediante CAMS y utilizados en la modelación con ArcGIS contribuyen en la predicción de eventos de riesgo moderado de IAS de PM_{2.5}. Esto ocurre en las temporadas cálida-seca y fría-seca en una escala regional durante el año 2021.

Palabras clave: partículas suspendidas, modelación espacio-temporal, riesgo a la salud, monitoreo satelital

ABSTRACT

Hybrid Air and Health Index (AHI) maps for particulate matter smaller than 2.5 micrometers (PM_{2.5}) are constructed using measurements from the State Automatic Monitoring Network (REMA) and estimates based on satellite data from the Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). The AHI for PM_{2.5} is estimated in areas where REMA does not have coverage, using CAMS data, to describe air pollution in the study area. The ArcGIS geographic information systems are used to spatially and temporally represent the average monthly AHI maps for 2021. The highest health risk is observed during the cold-dry season, with the southwest region exhibiting a very high-risk level in December. The AHI values at CCA, DICA, and UTP stations, estimated using CAMS and incorporated into ArcGIS modeling, contribute to the prediction of moderate-risk PM_{2.5} AHI events. This occurs during the hot-dry, and cold-dry seasons on a regional scale during the year 2021.

Keywords: Suspended particles, spatio-temporal modeling, health risk, satellite monitoring

INTRODUCCIÓN

Los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud han sido motivo de diversos análisis alrededor del planeta. Estudios sobre los peligros de la contaminación atmosférica en Puebla y otras ciudades latinoamericanas, estimaron 1.34 millones de muertes prematuras (CAI, 2013). Otras investigaciones evidenciaron que el 64% de las muertes por asma en Puebla y otros estados de México, incluía a niños menores de cinco años (REDIM, 2013). Las $PM_{2.5}$ significaron el 7.6% de muertes en el mundo, esto equivale a 4.2 millones de muertes (Cohen *et al.*, 2017).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) determinó en 2016, que el 95% de la población se encuentra en riesgo por exposición a $PM_{2.5}$, al superarse el límite promedio anual de $10 \mu g/m^3$ (WHO, 2006). En el periodo 1990-2021 se presentó alrededor del mundo, una reducción en la tasa de mortalidad de un 46% por contaminación atmosférica. No obstante, en este mismo periodo las muertes ocasionadas por partículas suspendidas crecieron un 93%. Por tanto, se clasifican en el “nivel 2” de riesgo para la salud (IHME, 2024).

Las mediciones de concentración ambiental de $PM_{2.5}$ en la Zona Metropolitana del Valle de Puebla (ZMVP), son llevadas a cabo por la Red Estatal de Monitoreo Automática (REMA). El índice de Aire y Salud de $PM_{2.5}$ se obtiene mediante el procedimiento especificado en la norma NOM-172-SEMARNAT-2019. Los niveles de concentración de $PM_{2.5}$ detectados, revelan el peligro que representan para la salud con una alta posibilidad de morbilidad y mortalidad en la población (SMADSOT, 2021; SMADSOT - CAME - SEMARNAT, 2023).

La teledetección satelital establece una alternativa significativa, respecto a la evaluación de la contaminación fundamentada en mediciones terrestres. Representa modelos de emisiones naturales y antropogénicas que afectan la composición global de la atmósfera (Hollingsworth *et al.*, 2008).

Las partículas suspendidas son una mezcla compleja de partículas sólidas y líquidas, como, nitrato amoníaco, carbón negro, polvo mineral y agua. La medición de partículas suspendidas en áreas urbanas está condicionada por la ubicación y cantidad de estaciones terrestres. Por tanto, la información satelital tiene el beneficio de cubrir áreas de gran extensión (Shin *et al.*, 2020).

El Servicio de Monitoreo de la Atmósfera de Copernicus (CAMS, por sus siglas en inglés), emplea al Sistema Integrado de Pronóstico (IFS, por sus siglas en inglés) del Centro Europeo de Pronósticos Meteorológicos a Plazo Medio (ECMWF, por sus siglas en inglés) para agrupar registros satelitales relativos a la conformación atmosférica y métodos para la simulación de aerosoles. Además, se utilizan para estimar la magnitud de la calidad del aire, en áreas donde no tiene alcance las redes de monitoreo locales (Flemming *et al.*, 2013; Morcrette *et al.*, 2009; Benedetti *et al.*, 2009; Rowley & Karakuş, 2023).

CAMS emplea satélites para vigilar, predecir e investigar aerosoles y gases atmosféricos a nivel mundial. Conjunta la observación satelital con modelos innovadores en contaminación atmosférica, que analicen el riesgo de mortalidad por exposición a $PM_{2.5}$ (Hollingsworth *et al.*, 2008; Flemming *et al.*, 2013; Kloog *et al.*, 2013).

Es posible realizar el pronóstico de la calidad del aire en la ZMVP, aplicando el método de pronóstico con Índices de Aire y Salud (IAS) de $PM_{2.5}$ del CAMS y la REMA. Los hallazgos posibilitan predicciones de episodios de mala calidad del aire de acuerdo con la NOM-172-SEMARNAT-2019. Las comparaciones entre los valores de CAMS y las estaciones Universidad Tecnológica de Puebla (UTP) y Agua Santa (STA) presentan la mayor correspondencia para las temporadas cálida-seca y fría seca. Por tanto, esto puede considerarse como representativo de eventos de mala calidad del aire a nivel regional (Castillo-Miranda *et al.*, 2025).

La calidad del aire determinada por redes de monitoreo se vincula con el riesgo a la salud mediante un índice de calidad del aire (AQI, por sus siglas en inglés) o índice de contaminación del aire (API, por sus siglas en inglés). Los sistemas de indexación de la calidad del aire determinan los niveles de concentración de contaminantes y correlaciones empíricas. AQI informa y previene a la población el estado de la calidad del aire y regula los procesos de la calidad del aire (Kanchan *et al.*, 2015; Shah & Patel, 2021; Khatri & Kumar, 2022).

Índice de Aire y Salud en México

Ante la necesidad del Gobierno de México de regular, la manera de comunicar la calidad del aire en diferentes sistemas de monitoreo del país. El 18 de febrero de 2020 se implementó la Norma Oficial Mexicana NOM-172-SEMARNAT-2019, Lineamientos para la obtención y comunicación del Índice de Calidad del Aire y Riesgos a la Salud, que se denomina Índice AIRE y SALUD. Este se organiza en bandas que contienen advertencias orientadas a la gente sensible y la población en general (SEMARNAT, 2019) (Tabla 1).

La NOM-025-SSA1-2014, determina que la concentración promedio tolerable de partículas suspendidas PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el aire ambiente por día, debe obtenerse de un periodo continuo de 24 horas, iniciando a las 00:00 horas. Esta evaluación no contempla los peligros de exponerse a altas concentraciones de estos contaminantes. Esto motivó a que se utilice un promedio móvil ponderado de 12 horas, como lo contempla la NOM-172-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT, 2019).

Tabla 1: Bandas de calidad del aire, riesgo asociado y recomendaciones para la población

CALIDAD DEL AIRE	NIVEL DE RIESGO A LA SALUD ASOCIADO	COLOR	RECOMENDACIONES	
			PARA GRUPOS SENSIBLES	PARA TODA LA POBLACIÓN
Buena	Bajo	Verde	Disfruta actividades al aire libre	
Aceptable	Moderado	Amarillo	Considera reducir las actividades al aire libre	Disfruta actividades al aire libre
Mala	Alto	Naranja	Evita las actividades físicas (tanto moderadas como vigorosas) al aire libre	Reduce las actividades físicas vigorosas al aire libre
Muy mala	Muy Alto	Rojo	No realices actividades al aire libre. Acude al médico si se presentan síntomas respiratorios o cardíacos	Evita las actividades físicas moderadas y vigorosas al aire libre
Extremadamente mala	Extremadamente alto	Morado	Permanece en espacios interiores. Acude al médico si se presentan síntomas respiratorios o cardíacos	

Fuente: SEMARNAT (2019)

Zona de estudio

La ZMVP se localiza en el Estado de Puebla, en el centro-oriente de México. El municipio de Puebla se sitúa en la parte centro-occidental, en una latitud norte de $19^{\circ}02'38''$ y una longitud oeste de $98^{\circ}11'50''$ y una elevación de 2,137 metros sobre el nivel del mar. Registra 1, 576,259 habitantes (INEGI, 2017).

La calidad del aire de la zona de estudio es influenciada por el deterioro de los ecosistemas forestales que se presentaron de 1984 a 2018. Cerca del 25.2% de la superficie boscosa experimentó una destrucción de alrededor de 2,800 hectáreas. Los bosques de conservación también se redujeron unas 1,689 hectáreas pasando del 27% al 15.8% (INEGI, 2018). Aunado a esto, la ganadería extensiva al interior de la Sierra del Tentzo y el crecimiento de la mancha urbana en las inmediaciones del Parque Estatal del Humedal de Valsequillo (PMD, 2021).

En Puebla, regularmente la circulación del viento es, al medio día es sur-sureste y por la mañana el aire proviene del Este. Por tanto, el movimiento de los vientos en Puebla depende de la topografía de la zona (Balderas *et al.*, 2004).

Considerando los estándares de la NOM-172-SEMARNAT-2019, en el año 2020 en Puebla. Los índices más altos de $PM_{2.5}$ se presentaron entre enero y mayo (INECC, 2020). En el año 2021, las temporadas fría-seca de noviembre a enero y seca-cálida de febrero a mayo se caracterizaron por elevados grados de concentración de partículas (SMADSOT, 2021; INECC, 2021).

Sistemas de Medición de la Calidad del Aire

La REMA del Estado de Puebla, tiene la función de comunicar la calidad del aire en el Municipio de Puebla y su zona metropolitana. Conformada por los municipios de: San Pedro Cholula, San Andrés Cholula, Cuautlancingo, Coronango y Amozoc (REMA, 2023).

La medición de la calidad del aire relacionada a $PM_{2.5}$ en la ZMVP, se realiza a través de la REMA y es operada por la Secretaría de Sustentabilidad Ambiental y Ordenamiento Territorial del Gobierno del Estado de Puebla. Se integra por cinco estaciones de monitoreo continuo: Universidad Tecnológica de Puebla (UTP), Agua Santa (STA), Ninfas (NIN), Benemérito Instituto Normal del Estado (BINE) en el Municipio de Puebla y la estación Velódromo en Coronango (INECC, 2019).

Los “Sistemas de Medición de la Calidad del Aire” (SMCA), constituyen un instrumento de análisis para los responsables de tomar decisiones en la problemática ambiental urbana (INE, 2010a). Además, con la información adquirida es posible diseñar un método de procesamiento eficiente de control ambiental. La representatividad espacial de las estaciones de monitoreo de la calidad del aire se relaciona con los objetivos en la medición de los contaminantes atmosféricos (OMS-(CEPIS/OPS), 2004; US-EPA, 2008). La escala local con una extensión 0.5 a 4 km², describe mediciones homogéneas en la parcela de aire del área. Las zonas con estas características son ciudades pequeñas, primordialmente superficies suburbanas, con vecindad a núcleos metropolitanos. Esto puede contribuir en la toma de decisiones, relacionados con los impactos de la contaminación sobre la salud (INE, 2010b).

Métodos de interpolación

El diseño de mapas de Índice de aire y salud involucra la aplicación de métodos de interpolación como herramienta de análisis estadístico espacial. En la modelación espacial se emplea un asistente de “análisis geoestadístico” (AG) dentro del software ArcGis. El AG tiene la función de inspeccionar los datos espaciales y estructurar capas superficiales óptimas de datos espaciales (ArcGis 10.2.2, 2014). Para tal efecto, se utiliza la técnica geoestadística “Kriging”, que se detallan con precisión en (Denby *et al.*, 2005; Denby *et al.*, 2010).

Los métodos de interpolación geoestadísticos Kriging ordinario (OK), Kriging universal se han utilizado para modelar procesos de contaminación del aire (Jha *et al.*, 2011). Estos métodos también se han empleado para representar la distribución de la mala calidad del aire a través de un Índice de Calidad de Aire (AQI). Se encontró que las $PM_{2.5}$ representan la mayor contribución a la mala calidad del aire (Saniei *et al.*, 2016). La difusión de contaminantes del aire como $PM_{2.5}$ e Índice de Calidad del Aire (AQI), pueden examinarse empleando procedimientos geoestadísticos como Kriging. Los parámetros utilizados en la evaluación son el error cuadrático medio (RMSE) y el error medio (ME) (Eslami & Ghasemi, 2018).

Mapeo de riesgos a la salud asociados a $PM_{2.5}$

Los cambios espaciales que experimentan las partículas suspendidas $PM_{2.5}$ sobre china en el año 2014, se estiman con métodos de interpolación basados en información de estaciones de monitoreo. Además, la implementación del Programa de Mapeo y Análisis de Beneficios Ambientales (BenMAP) encontró, que al reducir el nivel de concentración media anual de $PM_{2.5}$ al Grado II (35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), se prevenían muertes asociadas a enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias y cáncer de pulmón. De manera general, se impidieron 0.35 millones de muertes por todos los motivos (Chen *et al.*, 2017).

La distribución espacio-temporal de la concentración de $PM_{2.5}$ puede estimarse utilizando imágenes MODIS y métodos de interpolación Kriging de Sistemas de Información Geográfica (SIG). La información relativa a la densidad de población y modelos de riesgos de exposición, sirven para evaluar el peligro a la salud por la exposición a $PM_{2.5}$. La amenaza es significativa en primavera e invierno en áreas densamente pobladas (Xu *et al.*, 2022).

Un estudio sobre los riesgos para la salud por partículas $PM_{2.5}$ en Rumania entre 2009 y 2018, muestran que la mayor contribución por contaminación se presenta en la zona industrial de Bucarest. Además, durante la temporada invernal también se registran altos niveles de $PM_{2.5}$. Estas condiciones propician que se hayan reconocido la existencia de peligro de morbilidad cardiopulmonar y cáncer de pulmón (Bodor *et al.*, 2022).

Mapas de riesgo en Chiang Mai, Thailand de enero a abril de 2021, muestran la relación entre el nivel de concentración de $PM_{2.5}$ y los efectos en la salud humana. A través de, una correlación de Pearson y teniendo como fuente de datos sensores de bajo costo. Los resultados indican que las zonas que representan el mayor peligro por el grado de contaminación se ubican en el centro de la ciudad (Jarernwong *et al.*, 2023).

La carga de mortalidad por diversas causas atribuible a la exposición atmosférica a $PM_{2.5}$ en zonas urbanas en el periodo de 2000 a 2019, se estimó en alrededor de 1 millón de muertes prematuras anuales. Contempla una resolución espacial de $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ e implica el 2.08% de las defunciones que se presentan a nivel mundial (Yu *et al.*, 2024).

Validación cruzada

La validación cruzada proporciona información sobre el modelo que presenta la mejor predicción. Los parámetros estadísticos ofrecen un diagnóstico para construir la superficie con las mejores propiedades. Así mismo, la comparación del valor predicho con el valor observado proporciona información sobre la calidad del modelo. Además, la validación cruzada emplea el conjunto de datos para estimar el comportamiento y autocorrelación de los datos. Al finalizar se realiza un reajuste en la tendencia del modelo. Se generan diagramas de dispersión de los valores predichos frente a los valores reales para mostrar la precisión de la predicción. A su vez, en los gráficos de error los valores medidos se restan de los valores predichos. El error predicción es un factor clave que determina la incertidumbre de una interpolación (ArcGIS Desktop, 2026).

La visualización espacial y temporal de la mala calidad del aire representa una herramienta importante para el análisis sobre los riesgos a la salud, bienestar social y sus implicaciones en el crecimiento económico. Con base en los resultados presentados en los mapas se observa que los IAS de $PM_{2.5}$ que se presentan en las zonas urbanas y rurales influyen la calidad de vida de la población, al deteriorar paulatinamente la salud de la población más vulnerable y en consecuencia también de afectan los ecosistemas.

Conforme a los antecedentes, el objetivo de este estudio fue elaborar mapas de Índices de Aire y Salud (IAS) de $PM_{2.5}$ para la Zona Metropolitana del Valle de Puebla (ZMVP). Estos mapas tienen el propósito de conocer el nivel de riesgo asociado al que se encuentra expuesta la población en zonas donde la Red de Monitoreo no tiene alcance. La construcción de mapas emplea valores máximos de IAS de $PM_{2.5}$ de la Red de Monitoreo e IAS estimados máximos $PM_{2.5}$ con CAMS Copernicus. Esta estimación considera una distancia de vecindad a la Red de monitoreo. Por tanto, esto permite contar con mapas de capas con mejores propiedades estadísticas que describan eventos de mala calidad del aire que afecta la salud de la población.

MATERIALES Y MÉTODOS

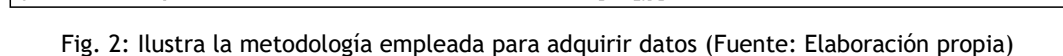
Secuencia de cálculos

El proceso de cálculo contempla la integración de una base de datos, conformada con datos Índice de Aire y Salud (IAS) de $PM_{2.5}$ de los sitios de la REMA y valores estimados de IAS de $PM_{2.5}$ de CAMS Copernicus de sitios de interés ambiental en la ZMVP. En el proceso de estimación se emplean factores, que permiten realizar un ajuste geográfico de los valores de IAS de $PM_{2.5}$ de sitios de interés ambiental. De tal manera, que los IAS de $PM_{2.5}$ tengan el mayor valor de precisión posible, Tabla 2. Los sitios seleccionados se muestran en la figura 1. Posteriormente, utilizando el software ArcGIS para georeferenciar los sitios y generar las geodatabases. A continuación, se construyen los mapas de IAS empleando métodos de interpolación basados en parámetros estadísticos producto del proceso de validación cruzada.

Base de datos

La base de datos de IAS de $PM_{2.5}$ de REMA se conforma con la descarga de los datos obtenidos de la página correspondiente al año 2021 (REMA, 2023). Los valores de IAS de $PM_{2.5}$ de CAMS Copernicus de sitios de interés ambiental en la ZMVP, se estiman mediante la descarga de valores de concentración de $PM_{2.5}$ de la plataforma Almacén de datos atmosféricos (ADS) de pronósticos de composición atmosférica global de CAMS, la principal fuente de datos provenientes del Servicio de Vigilancia Atmosférica de Copernicus (CAMS) (CAMS, 2025).

El sistema ADS otorga acceso a la sección de pronósticos de composición atmosférica global de CAMS. El proceso implica la descarga directa de las especies químicas $PM_{2.5}$, a nivel de superficie. El período de estudio abarca desde el 31 de diciembre de 2020 hasta el 31 de diciembre de 2021, con descargas diarias programadas a las 00:00 UTC, que abarcan un período de entrega de 0 a 23 horas.



El procedimiento continúa con la integración de las bases de datos mediante el procesamiento de datos utilizando un script en Python. Este script extrae los valores de $PM_{2.5}$ en función de las ubicaciones georreferenciadas de las estaciones de la Red de Monitoreo, empleando el método del vecino más cercano. Las unidades originales en kg/m^3 , se convierten a $\mu g/m^3$ dentro del mismo script.

Posteriormente, se conforma las bases de datos que se generan al calcular los Índices de Aire y Salud (IAS). El cálculo del IAS con datos del pronóstico CAMS Copernicus se realiza conforme al procedimiento descrito en la norma [NOM-172-SEMARNAT-2019, (2019)]. Para este propósito se emplea otro script en Python, que emplea 8,760 registros de IAS por estación. La base de datos del Índice de Aire y Salud de previsión del CAMS comprende 43,800 registros, correspondientes a los valores estimados para las cinco estaciones de la Red de Monitoreo (REMA).

La base de datos de IAS de $PM_{2.5}$ de REMA se conforma con la descarga de los datos obtenidos de la página de la Red de Monitoreo Automático de la Calidad del Aire correspondiente al año 2021 (REMA, 2023). La base de datos de concentraciones para $PM_{2.5}$ integra 4,045 registros para la Estación Agua Santa (STA), 4,567 registros para la Estación BINE, 7,200 registros para la estación NINFAS, 6,822 registros para la estación UTP y ningún registro para la estación VELÓDROMO. Es decir, las estaciones registran faltantes de datos STA=4,715, BINE=4,193, NINFAS=1,560 y UTP=1,938. Esto se debe a factores como Fuera de operación (F.O), Datos insuficientes (D.I) y Mantenimiento (Mtto) (SMADSOT, 2023).

Posteriormente, se comparan las bases de datos de máximos de IAS por día de CAMS y REMA para obtener factores de escalamiento mensual por diferencia y cociente IAS de CAMS. Las concentraciones de $PM_{2.5}$ proporcionadas por el pronóstico CAMS, están definidas dentro de una grilla de dimensiones aproximadas de 40x40 km, mientras que las mediciones de la estación son puntuales. Esta discrepancia introduce un error sistemático, ya que las concentraciones de CAMS tienden a subestimar las observaciones de las estaciones de monitoreo de superficie. Para rectificar este error, se utilizan factores de escala para diferencia y cociente, obteniendo así un valor CAMS ajustado al Índice de Aire y Salud (IAS).

A continuación, se comparan los valores de IAS de CAMS ajustados por diferencia y cociente para determinar cuál ajuste pronostica mejor los eventos de mala calidad del aire de $PM_{2.5}$. El procedimiento incluye extraer los valores de IAS máximos diarios de CAMS y REMA correspondiente a cada mes del año de estudio. El factor de escalamiento por diferencia implica restarle a los IAS de REMA, los IAS obtenidos de CAMS para cada día y con estas diferencias obtener un valor promedio mensual. Esta diferencia promedio se suma a los IAS de CAMS diaria para conseguir el valor de CAMS ajustado por diferencia. El factor de escalamiento por cociente conlleva dividir los IAS obtenida de la REMA entre los IAS del CAMS para cada día y obtener un valor promedio mensual. Este valor se multiplica al IAS de CAMS diario para alcanzar el CAMS ajustado por cociente.

Asimismo, se comparan los valores de concentración de CAMS ajustado por diferencia y cociente para determinar que ajuste pronostica mejor los eventos de mala calidad del aire de $PM_{2.5}$. El IAS indica una mala calidad del aire cuando es mayor a 45 ($\mu g/m^3$) para $PM_{2.5}$, según el intervalo de promedio móvil ponderado de 12 horas [NOM-172-SEMARNAT-2019, (2019)]. Este procedimiento permite determinar que factor de escalamiento proporciona el mejor ajuste para pronosticar eventos de mala calidad del aire en las estaciones de la Red de Monitoreo Atmosférico.

La tabla 2 muestra los factores de escalamiento promedio mensual por diferencia y cociente para $PM_{2.5}$. Estos se derivan de una comparación entre los valores máximos de IAS por día entre CAMS y REMA y tiene la finalidad de determinar que ajuste pronostica mejor los eventos de mala calidad del aire de IAS $PM_{2.5}$.

La tabla 3 muestra que el ajuste por cociente para IAS $PM_{2.5}$ presenta una mayor numero de eventos donde el IAS es mayor a 45 $\mu g/m^3$, en las estaciones Agua Santa, Ninfas y UTP. El ajuste por diferencia solo es mayor en la estación BINE de la Red de Monitoreo Atmosférico. Por tanto, el ajuste por cociente es el indicado para predecir eventos de mala calidad del aire de $PM_{2.5}$.

Los factores de ajuste por cociente que se muestran en la Tabla 3, se emplean para obtener el IAS de $PM_{2.5}$ con mayor precisión para los sitios de interés ambiental. Estos factores están condicionados por las estaciones de la REMA ubicadas a una distancia máxima de 4 km, como se muestra en la Tabla 4. Esto debido a que se considera la escala de vecindario, que sea representativa de la concentración de $PM_{2.5}$.

Tabla 2: Factores de escala por cociente y diferencia promedio mensual de IAS $PM_{2.5}$

Mes	Factor de escalamiento por cociente (REMA/CAMS) promedio mensual de $PM_{2.5}$				Factor de escalamiento por diferencia (REMA-CAMS) promedio mensual de $PM_{2.5}$			
	Agua Santa	BINE	Ninfas	UTP	Agua Santa	BINE	Ninfas	UTP
Enero	0.00	1.58	1.41	1.77	-24.35	1.04	7.64	10.74
Febrero	0.00	1.41	1.77	1.76	-9.80	20.04	7.07	16.67
Marzo	0.00	0.76	1.52	1.73	20.64	9.54	3.01	14.44
Abril	2.38	1.48	1.12	1.55	22.22	6.76	-0.06	9.40
Mayo	2.05	1.07	0.85	1.52	13.20	-3.09	-6.61	8.61
Junio	1.31	0.82	0.76	0.86	3.17	-7.66	-3.14	-0.89
Julio	0.81	1.20	1.06	1.49	-2.46	2.27	-0.69	7.03
Agosto	0.00	0.37	1.13	1.10	-14.36	-11.60	0.42	0.52
Septiembre	0.00	0.27	0.90	1.13	-14.80	-15.16	-2.69	-0.96
Octubre	0.67	0.79	0.70	1.26	-5.33	-4.11	-5.98	3.33
Noviembre	3.79	0.81	0.86	1.45	22.97	-4.76	-4.21	5.93
Diciembre	3.67	0.17	1.16	1.83	35.01	-19.53	1.73	12.74

0.00= Datos faltantes

Tabla 3: Ajuste de factores de escala por cociente y diferencia mensual de $PM_{2.5}$

Mes	Ajuste por diferencia de CAMS de $PM_{2.5}$				Ajuste por cociente de CAMS de $PM_{2.5}$			
	No de veces > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$				No de veces > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			
	Agua Santa	BINE	Ninfas	UTP	Agua Santa	BINE	Ninfas	UTP
Enero	0	0	1	0	0	3	5	2
Febrero	0	1	1	0	0	0	11	1
Marzo	5	4	1	2	0	1	9	3
Abril	15	3	4	4	18	14	8	11
Mayo	2	1	2	3	11	1	2	10
Junio	0	1	0	0	0	1	0	0
Julio	0	0	0	0	0	1	0	1
Agosto	0	1	0	0	0	0	0	0
Septiembre	0	0	0	0	0	0	0	0
Octubre	0	0	0	0	0	0	0	0
Noviembre	0	1	0	0	8	0	0	0
Diciembre	24	0	0	1	18	0	0	4

Tabla 4: Sitios de interés ambiental y cercanía a estaciones REMA

No	Sitio	Distancia a estación más cercana
1	Centro Comercial Angelopolis	2,675.22 m a Estación Agua Santa
2	Centro-Zócalo	1,720 m a Estación Ninfas
3	Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas (DICA)-BUAP	3,985.32 m a Estación Ninfas
4	Hospital General del Sur	858.32 m a Estación Agua Santa
5	Lomas de Angelopolis	2,864.00 m a Estación Agua Santa
6	Parque Industrial Puebla 2000	1,589 m a Estación UTP
7	Parque Ecológico	3,229.98 m a Estación Ninfas
8	Parque Centenario Laguna de Chapulco	3,225.85 m a Estación Agua Santa
9	Parque Industrial San Jerónimo Caleras	3,183 m a Estación BINE
10	Zona de Cementos Atoyac	1,455.45 m a Estación BINE

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mapas de Índice de Aire y Salud de PM_{2.5}

Las capas con las mejores propiedades estadísticas se construyen para estimar el IAS de PM_{2.5}. El procedimiento de interpolación emplea la validación cruzada para generar un conjunto de estadísticos, que se utilizan para construir una capa vectorial. La capa vectorial posteriormente se transforma en una capa raster como parte final del proceso. Así mismo, como criterio de validación se obtiene el coeficiente R² de predicción que determina la habilidad del modelo para predecir valores en lugares carentes de información. Si el coeficiente es próximo a 1 representa convenientemente la variabilidad de los datos.

La tabla 5 muestra los resultados de los métodos de interpolación R² de predicción y errores de la predicción. Los meses que presentan el R² de predicción más elevado son septiembre, diciembre, noviembre, junio, agosto, abril y octubre con valores de 0.72, 0.71, 0.54, 0.54, 0.51, 0.49 y 0.45 respectivamente. Mientras que los meses más bajos en R² de predicción son enero y marzo con valores de 0.04 y 0.11 respectivamente. Los resultados se consideran satisfactorios cuando la media estandarizada es 0 y la raíz cuadrada media estandarizada está muy próxima a 1. Además, obtener el valor menor de la Raíz Cuadrada Media (RMS, por sus siglas en inglés).

Mientras que el trabajo de Castillo-Miranda *et al.* (2025) se centró en la validación técnica del pronóstico de CAMS frente a la persistencia en puntos específicos de monitoreo (estaciones UTP y STA), la presente investigación evoluciona hacia la espacialización de dicho riesgo. La novedad reside en el uso de los factores de ajuste derivados de CAMS para generar mapas híbridos mediante Kriging ordinario, permitiendo por primera vez estimar el Índice de Aire y Salud (IAS) en zonas de la ZMVP donde la Red Estatal de Monitoreo Automático (REMA) no tiene alcance.

La tabla 6 muestra los parámetros de interpolación. El método utilizado en todos los casos fue Kriging ordinario. Respecto al semivariograma, el número de lag es 12 y el % de error de medición es 100 en todos los meses. Con relación al tipo de modelo estable, no se presenta anisotropía.

Las figuras 3a y 3b muestran la dispersión espacio-temporal del IAS de PM_{2.5} máximo diario promedio mensual correspondiente al año 2021. La propuesta metodológica permite incluir el máximo promedio móvil ponderado a 12 horas por día y servir como un referente mensual de eventos de calidad del aire. Los meses se pueden clasificar en temporadas climáticas. La temporada cálida-seca comprende, febrero, marzo, abril y mayo. La temporada cálida-húmeda incluye, junio, julio, agosto, septiembre y octubre. La temporada fría-seca contiene enero, noviembre y diciembre.

Tabla 5: R^2 y errores de predicción de la interpolación para el año 2021 de IAS $PM_{2.5}$.

Mes	R^2 Predicción	Raíz cuadrada media	Media estandarizada	Raíz cuadrada media estandarizada	Error estándar promedio
Enero	0.11	8.17	0.0262	1.02	7.99
Febrero	0.34	7.68	0.0084	0.95	8.25
Marzo	0.04	9.27	0.0203	0.91	10.35
Abril	0.49	7.98	-0.0427	0.98	7.72
Mayo	0.43	8.37	-0.0278	1.01	8.19
Junio	0.54	3.20	-0.1076	1.41	2.00
Julio	0.35	3.04	0.0002	0.94	3.22
Agosto	0.51	3.76	-0.1242	1.61	3.09
Septiembre	0.72	2.94	-0.0855	1.10	4.29
Octubre	0.45	1.99	-0.0081	0.97	2.06
Noviembre	0.54	13.21	-0.0388	0.90	14.66
Diciembre	0.71	13.12	-0.0827	1.21	10.37

Tabla 6: Parámetros geoestadísticos de la interpolación

Mes	Buscando vecindario-Estándar				Semivariograma		Tipo de modelo		
	Vecinos a incluir	Incluir al menos	Tipo de sector	semieje mayor y menor	tamaño de lag	Nugget	Parámetro	Rango	Parcial Sill
Enero	5	3	Cuatro	6,919.98	1067.76	0	0.37	6,919.98	62.60
Febrero	5	3	Cuatro	8,762.36	1232.25	40.22	2	8,762.36	78.15
Marzo	5	3	Cuatro	6,597.94	750.21	75.09	2	6,597.94	38.73
Abril	5	2	Cuatro y 45 grados	17,685.15	1473.76	40.90	2	17,685.15	180.54
Mayo	5	3	Cuatro	17,685.15	1473.76	45.56	2	17,685.15	217.70
Junio	5	3	Cuatro	17,685.15	1473.76	0.00	1.58	17,685.15	49.38
Julio	5	3	Cuatro	17,685.15	1473.76	7.76	2	17,685.15	15.49
Agosto	5	3	Completo	6,597.94	751.76	0.03	2	6,597.94	32.56
Septiembre	5	3	Completo	8,934.92	1008.30	0.00	2	8,934.92	0.52
Octubre	5	3	Cuatro	17,685.15	1473.76	2.99	2	17,685.15	10.81
Noviembre	5	2	Cuatro y 45 grados	17,685.15	1473.76	183.76	2	17,685.15	63.21
Diciembre	5	3	Completo	17,685.15	1473.76	51.09	2	17,685.15	1340.70

Así mismo, las capas de las figuras 3a y 3b se basan en los parámetros de la tabla 7. Esta muestra el promedio móvil ponderado a 12 horas de los intervalos de concentración de $PM_{2.5}$. Los niveles de concentración se asocian a la calidad del aire y al nivel de riesgo al cual se expone la población. Además, permiten visualizar el peligro espacial y temporal, al que se expuso la población en la zona de estudio.

Tabla 7: Parámetros del INDICE AIRE Y SALUD para Partículas Menores a 2.5 Micrómetros (PM_{2.5})

Calidad de aire	Nivel de riesgo asociado	Intervalo de PM _{2.5} promedio móvil ponderado a 12 horas (µg/m ³)
Buena	Bajo	≤ 25
Aceptable	Moderado	> 25 y ≤ 45
Mala	Alto	> 45 y ≤ 79
Muy mala	Muy Alto	> 79 y ≤ 147
Extremadamente Mala	Extremadamente Alto	> 147

Fuente: NOM-172-SEMARNAT-2019

En primer lugar, en la temporada cálida-seca febrero y marzo indican intervalos de buena y aceptable calidad del aire, con un nivel de riesgo bajo y moderado respectivamente. Tanto en febrero como en marzo la mayoría de los sitios se ubican en un nivel de riesgo aceptable (> 25 y ≤ 45 µg/m³). En el mes de abril la mayoría de los sitios se encuentran en una zona de riesgo aceptable, excepto LAG, HGS, PLC y STA que se sitúan en un nivel de riesgo alto (> 45 y ≤ 79 µg/m³). Por otra parte, en el mes de mayo se identifican zonas de buena, aceptable y mala calidad del aire. Los sitios PI2000, UTP, CCA, DICA, STA, HGS y PLC presentan un riesgo aceptable, mientras que LAG se localiza con mala calidad del aire.

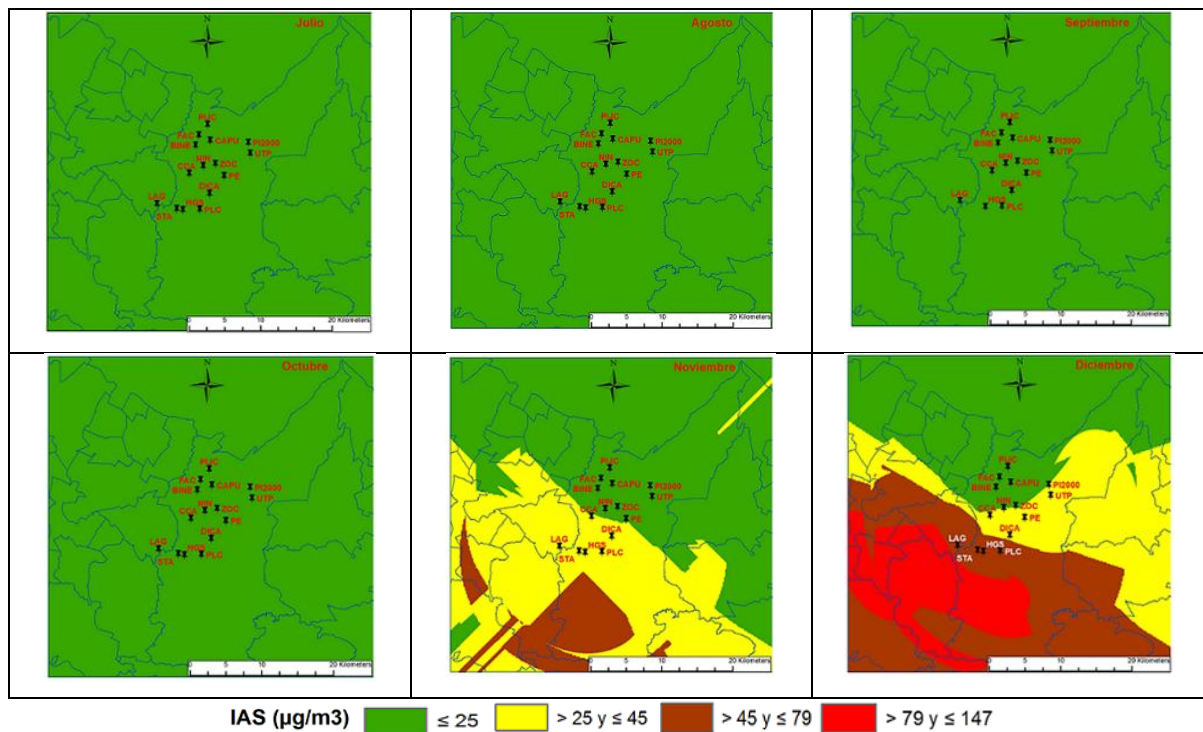
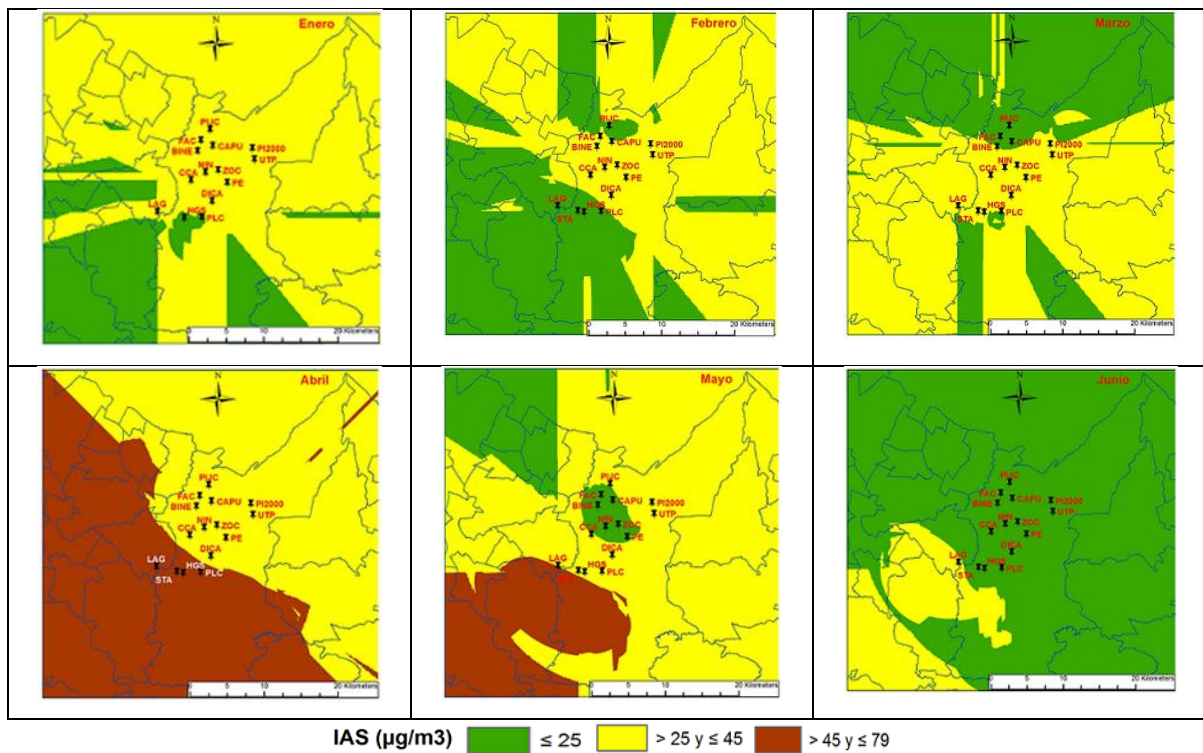
En segundo lugar, en la temporada cálida-húmeda el mes de junio presenta zonas de buena y aceptable calidad del aire. El mayor número de sitios se localizan en buena calidad del aire, excepto el sitio LAG se sitúa en un riesgo aceptable. Respecto a los meses de julio, agosto, septiembre y octubre todos los sitios se ubican dentro del límite ≤ 25 , que corresponde a una calidad del aire buena y un nivel de riesgo asociado determinado como bajo. Los valores observados en los IAS para esta temporada probablemente se deban a que los niveles de concentración de PM_{2.5} son influenciados por los procesos de remoción por la precipitación pluvial.

En tercer lugar, en la temporada fría-seca en enero se observan dos regiones, una con los intervalos de buena y la otra con intervalos de aceptable calidad del aire (> 25 y ≤ 45 µg/m³). Esta zona de mayor extensión incluye al mayor número de sitios con un riesgo moderado. Los sitios HGS y PLC se ubican en la zona de buena calidad del aire. En el mes de noviembre se pueden observar áreas con buena, aceptable y mala calidad del aire. Los sitios CCA, PE, DICA, LAG, STA, HGS y PLC se localizan con un riesgo aceptable. Las zonas de mala calidad en el suroeste de la zona de estudio representan un nivel de riesgo asociado alto. En diciembre se presentan cuatro regiones, buena, aceptable, mala y muy mala calidad del aire. En la zona de calidad del aire aceptable se ubican los sitios CCA, ZOC, PI2000, UTP, PE y DICA. En el área de mala calidad del aire (> 45 y ≤ 79), se visualizan los sitios LAG, STA, HGS y PLC. En el sur-oeste se localiza la zona de muy mala calidad del aire (> 79 y ≤ 147). Esta puede servir de referencia para predecir eventos con un riesgo asociado muy alto.

Los resultados del estudio son consistentes con el Informe Anual de Calidad del Aire 2021 de la SMADSOT y el Informe Nacional del INECC (2021), los cuales reportan que las concentraciones más elevadas de partículas en la Zona Metropolitana del Valle de Puebla (ZMVP) ocurren durante las temporadas fría-seca (noviembre a enero) y cálida-seca (febrero a mayo). Nuestro mapeo confirma espacialmente esta tendencia, identificando el mes de diciembre como el de mayor riesgo (alcanzando niveles de "Muy Mala" calidad del aire en el suroeste), lo que coincide con los diagnósticos oficiales sobre el impacto de la estabilidad atmosférica estacional en la región.

La integración de herramientas de teledetección satelital, como el producto global CAMS, representa una alternativa significativa frente a las limitaciones de las redes de monitoreo terrestre en la región central de México. Mientras que las estaciones de la REMA poseen una representatividad espacial limitada a la escala de vecindario (0.5 a 4 km), el uso de modelos globales ajustados localmente permite cubrir áreas de gran extensión donde no existe cobertura directa. Este enfoque de geoprocusamiento se alinea con la literatura reciente que emplea sensores satelitales (como MODIS) para identificar riesgos a la salud en zonas densamente pobladas y con deterioro de ecosistemas forestales, condiciones presentes en la Zona Metropolitana del Valle de Puebla.

Asimismo, este trabajo avanza respecto a la validación puntual realizada por Castillo-Miranda *et al.* (2025), al evolucionar hacia una espacialización del riesgo mediante métodos híbridos que permiten estimar el Índice de Aire y Salud en zonas sin cobertura de monitoreo oficial.



Mapas de errores estándar de la predicción

Los mapas de errores estándar de la predicción sirven para analizar la variabilidad de los valores predichos. Estos permiten observar que los valores son más altos, es decir, la variabilidad es mayor conforme nos alejamos de los puntos muestrales. Las figuras 4a, 4b y 4c muestran los errores estándar de predicción mensual correspondiente al año 2021. Considerando la diferencia entre el valor extremo superior del primer intervalo y el valor extremo superior del último intervalo, podemos determinar la variabilidad extrema respecto a los sitios de referencia. Los meses con la variabilidad más alta son: diciembre, septiembre, mayo, abril y febrero. Mientras que los meses con la variabilidad más baja son: enero, julio y octubre.

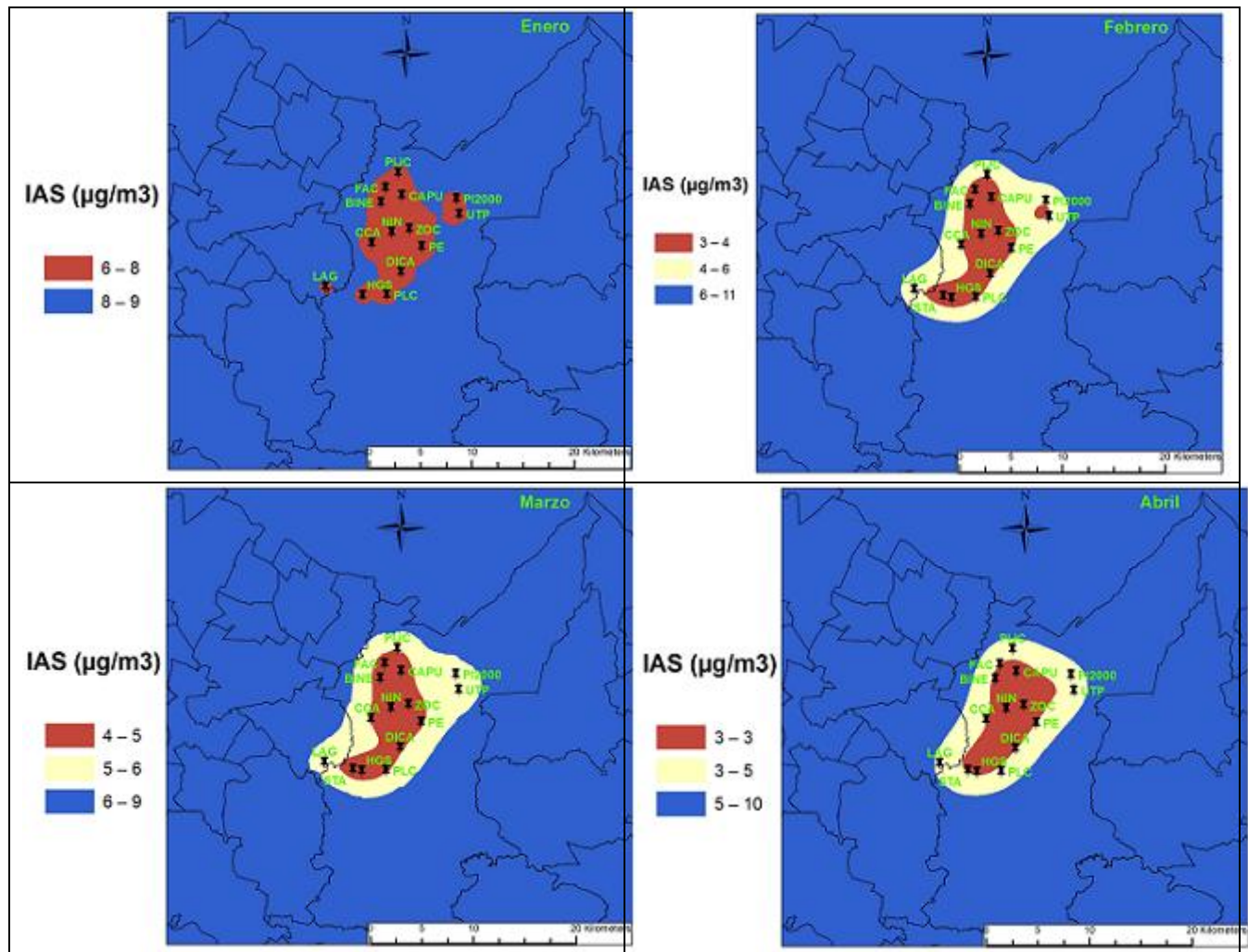


Fig. 4a: Mapas de errores estándar de la predicción de enero a abril del Índice de Aire y salud (IAS) de $\text{PM}_{2.5}$ del año 2021

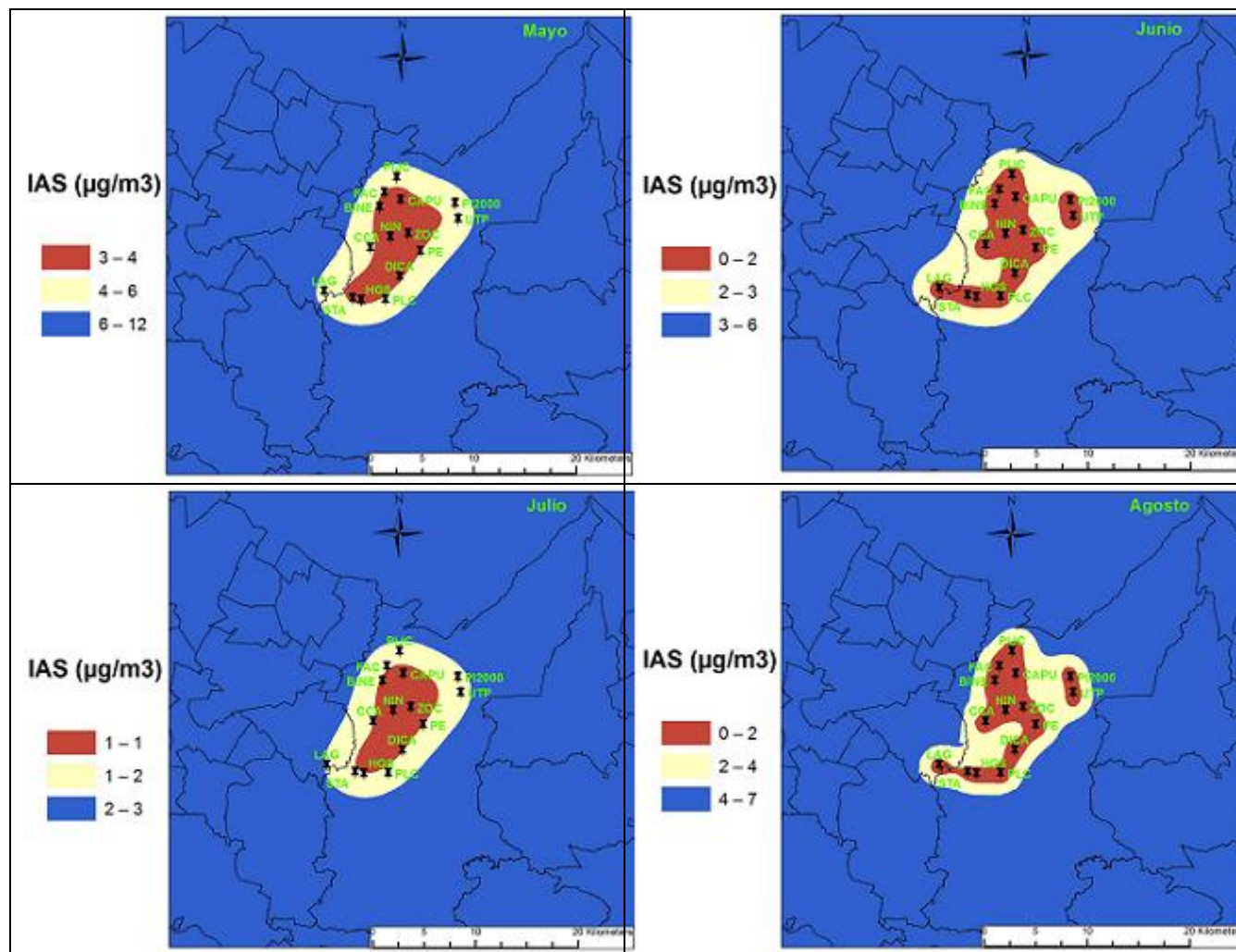


Fig. 4b: Mapas de errores estándar de la predicción de mayo a agosto del Índice de Aire y salud (IAS) de PM_{2.5} del año 2021

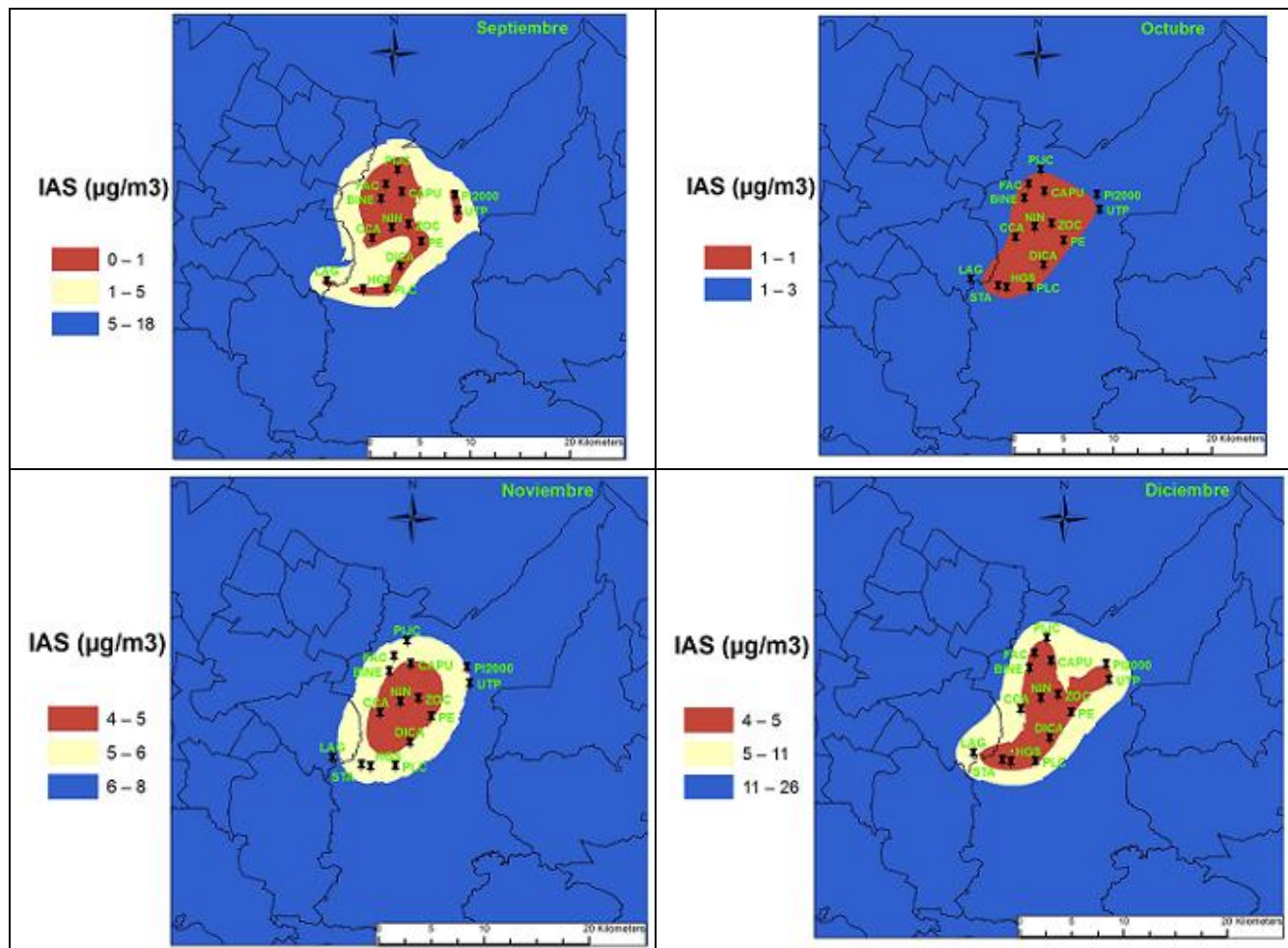


Fig. 4c: Mapas de errores estándar de la predicción de septiembre a diciembre del Índice de Aire y salud (IAS) de $PM_{2.5}$ del año 2021

CONCLUSIONES

Los mapas de Índice de Aire y Salud resaltan la importancia del uso de modelos globales que emplean datos satelitales como: Servicio de Monitoreo Atmosférico de Copernicus (CAMS), Este utiliza información de $PM_{2.5}$ para representar el marco normativo de la NOM-172-SEMARNAT-2019. Además, puede ser referente en estudios regionales de organismos como la Secretaría de Salud y la Organización Mundial de la Salud (OMS).

La construcción de mapas de IAS promedio mensual clasificados en función de la temporada climática, permiten tener una valoración de lo que ocurre en las temporadas cálida-húmeda, cálida-seca y fría-seca. Los mapas de espacio-temporales pueden proveer de información para investigaciones epidemiológicas en la población sobre las zonas que presenten altos niveles de $PM_{2.5}$ para correlacionarlas con riesgo de cáncer, enfermedades respiratorias, cardíacas y pulmonares. La capacidad espacio-temporal de mapas está relacionada con la facultad de revelar los meses y las zonas de mayor riesgo debido a la exposición de $PM_{2.5}$.

El estudio reveló que la temporada fría-seca es la de mayor riesgo. Los sitios CCA, DICA y PE presentan un riesgo moderado en los meses de noviembre, diciembre y enero. En el mes de diciembre resalta una zona de muy mala calidad del aire al sur-oeste. Además, una zona de mala calidad del aire donde se ubican los sitios LAG, STA, HGS y

PLC. Estos mismos sitios, también presentan un riesgo alto en el mes de abril correspondiente a la temporada cálida-seca. Así mismo, en la temporada cálida-seca en el mes de mayo se encuentra con mala calidad del aire el sitio IAG. Los sitios CCA, DICA y UTP, pueden considerarse como referentes de eventos de riesgo moderado a escala regional, debido a que se presentan en las temporadas cálida-seca y fría-seca. Respecto a los mapas de errores de la predicción, destaca el mes de diciembre también con un valor alto de error estándar promedio de 10.37.

La generación de mapas representa una ventaja metodológica que se puede reproducir para posteriores actualizaciones de normas ambientales y el uso de datos satelitales. Describe una alternativa de gestión de calidad del aire y salud. Debido a que, en el corto plazo, no se tiene planeado la ampliación de la red de monitoreo atmosférico del Gobierno del Estado de Puebla.

La detección de la zona suroeste en la temporada fría-seca como indicadora de eventos de muy mala calidad del aire en la ZMVP. Requiere estudios adicionales no se encuentran en el ámbito de este trabajo como: La construcción de mapas de temperatura y humedad relativa. Además, existe la posibilidad de la presencia de emisiones provenientes del volcán Popocatepetl.

AGRADECIMIENTOS

Javier Omar Castillo-Miranda agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca posdoctoral que apoyó este estudio. Además, los autores agradecen al colegio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería Química de la BUAP.

Este trabajo contiene información modificada del Servicio de Monitoreo Atmosférico de Copernicus (2021).

REFERENCIAS

- ArcGIS - Software ArcGIS (2014). *ArcMap Version 10.2.2*. Environmental Systems Research Institute (ESRI). New York, USA.
- ArcGIS Desktop. Software ArcGIS (2026). *ArcMap. Performing cross-validation and validation*. Recuperado, enero 25, 2026, de <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/latest/extensions/geostatistical-analyst/performing-cross-validation-and-validation.htm>.
- Balderas, G.D., Mayorga, R. & Jáuregui, E. (2004). *Patrones de viento y topografía local en la Ciudad de Puebla*. Presentado en: Congreso Internacional "Climatología Urbana, Contaminación Atmosférica y Bioindicación". La Paz - Bolivia, junio.
- Benedetti, A., Morcrette, J.-J., Boucher, O., Dethof, A., Engelen, R.J., Fisher, M., *et al.* (2009). Aerosol Analysis and Forecast in the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Integrated Forecast System. Part II: Data Assimilation; *J. Geophys. Res.*, 114, D13205. <https://doi.org/10.1029/2008JD011115>.
- Bodor, K., Szép, R. & Bodor, Z. (2022). The human health risk assessment of particulate air pollution (PM_{2.5} and PM₁₀) in Romania. *Toxicology reports*, 9, 556-562. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.03.022>.
- CAI - Clean Air Institute. (2013). *La Calidad del Aire en América Latina: Una Visión Panorámica*. ELABORADO POR: Clean Air Institute. EUA, Washington D.C. Recuperado, febrero 14, 2023, de <https://naturalezasintoxicos.wordpress.com/wp-content/uploads/2013/10/cai-report-spanish.pdf>.
- CAMS - Copernicus Atmosphere Monitoring Service (2025). *Atmosphere Data Store (ADS)*. Recuperado febrero 14, 2025, <https://ads.atmosphere.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/cams-global-atmospheric-composition-forecasts?Tab=form>
- Castillo-Miranda, J.O., Mendoza-Hernández J.C., García-Reynoso, J.A. & Pérez-Osorio G., (2025). Air quality in the Metropolitan Zone of the Valley of Puebla: Comparative evaluation of CAMS and persistence forecasts. *Atmósfera*, 39, 77-105. <https://doi.org/10.20937/ATM.53408>

- Cohen, A.J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H.R., Frostad, J., Estep, K., *et al.* (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389 (10082), 1907-1918. [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)
- Chen, L., Shi, M., Gao, S., Li, S., Mao, J., Zhang, H., *et al.* (2017). Assessment of population exposure to PM_{2.5} for mortality in China and its public health benefit based on BenMAP. *Environmental Pollution*, 221, 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.080>
- Denby, B., Horálek, J., Walker, S., Eben, K. & Fiala, J. (2005). *Interpolation and assimilation methods for European scale air quality assessment and mapping, part 1: Review and recommendations*. Europ. Topic Centre Air Climate Change. 14-18. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etcacc_techpaper_2005_7_spatial_aq_interpol_part_i
- Denby, B., Sundvor, I., Cassiani, M., De Smet, P., De Leeuw, P. & Horálek, J. (2010). Spatial mapping of ozone and SO₂ trends in Europe. *Sci. Total Environ*, 408 (20), 4795-4806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.021>
- Eslami, A. & Ghasemi, S.M. (2018). Determination of the best interpolation method in estimating the concentration of environmental air pollutants in Tehran city in 2015. *JAPH*, 3 (4), 187-198. <https://doi.org/10.18502/japh.v3i4.402>
- Flemming, J., Peuch, V.-H., Engelen, R. & Kaiser, J.W. (2013). A European Global-to-Regional Air Pollution Forecasting System that Combines Modeling with Satellite Observations, *EM Magazine of A&WMA*, November 2013, pp. 6-10. https://www.researchgate.net/publication/259535688_A_European_Global-to-Regional_Air_Pollution_Forecasting_System_that_Combines_Modeling_with_Satellite_Observations
- Hollingsworth, A., Engelen, R.J., Textor, C., Benedetti, A., Boucher, O., Chevallier, F., *et al.* (2008). The GEMS Consortium, Toward a Monitoring and Forecasting System for Atmospheric Composition: *The GEMS Project*; *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 89, 1147-1164. <https://doi.org/10.1175/2008BAMS2355.1>
- IHME - Institute for Health Metrics and Evaluation. (2024). *Air Pollution*. Recuperado, octubre 18, 2024, de <https://www.healthdata.org/research-analysis/health-risks-issues/air-pollution>.
- INE - Instituto Nacional de Ecología - INE (2010a). *Manual 2 Sistemas de Medición de la Calidad del Aire*. Instituto Nacional de Ecología, México, s.a. Recuperado, febrero 25, 2025, de <https://sinaica.inecc.gob.mx/archivo/guias/2%20-%20Sistemas%20de%20Medici%C3%B3n%20de%20la%20Calidad%20del%20Aire.pdf>
- INE - Instituto Nacional de Ecología - INE (2010b). *Manual 3, Redes Estaciones y Equipos de Medición de la Calidad del Aire*. Instituto Nacional de Ecología, México, s.a. Recuperado, marzo 12, 2025 de <https://sinaica.inecc.gob.mx/archivo/guias/3%20-%20Redes,%20Estaciones%20y%20Equipos%20de%20Medici%C3%B3n%20de%20la%20Calidad%20del%20Aire.pdf>
- INECC - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (2019). *Informe Nacional de Calidad del Aire 2018, México*. Ciudad de México: Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, Dirección de Investigación de Calidad del Aire y Contaminantes Climáticos. Recuperado, febrero 28, 2024, de <https://sinaica.inecc.gob.mx/pags/informes.php>
- INECC - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (2020). *Informe Nacional de la Calidad del Aire 2020, México*. Ciudad de México: Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, Dirección de Investigación de Calidad del Aire y Contaminantes Climáticos. Ciudad de México. 488 pp. Recuperado, marzo 15, 2024, de <https://sinaica.inecc.gob.mx/archivo/informes/Informe2020.pdf>
- INECC - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (2021). *Informe Nacional de la Calidad del Aire 2021, México*. Ciudad de México: Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, Dirección de Investigación de

- Calidad del Aire y Contaminantes Climáticos. Ciudad de México. 381 pp. Recuperado, enero 15, 2025, de <https://sinaica.inecc.gob.mx/archivo/informes/Informe2021.pdf>
- INEGI - Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Puebla 2017*, México, 940 pp. Recuperado, marzo 20, 2023, de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825094973>.
- INEGI - Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2018). *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, Escala 1:250 000*. Serie VII. Conjunto Nacional. Aguascalientes, México: INEGI. Recuperado, junio 18, 2023 de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463842781>
- Jarernwong, K., Gheewala, S.H. & Sampattagul, S. (2023). Health Impact Related to Ambient Particulate Matter Exposure as a Spatial Health Risk Map Case Study in Chiang Mai, Thailand. *Atmosphere*, 14 (2), 261. <https://doi.org/10.3390/atmos14020261>
- Jha, D.K., Sabesan, M., Das, A., Vinithkumar, N.V. & Kirubakaran, R. (2011). Evaluation of Interpolation Technique for Air Quality Parameters in Port Blair, India. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 1 (3), 301-310. <https://www.environmentaljournal.org/1-3/ujert-1-3-10.pdf>
- Kanchan, K., Gorai, A.K. & Goyal P. (2015). A review on air quality indexing system. *Asian J. Atmos. Environ.* 9, 101-113. <https://doi.org/10.5572/ajae.2015.9.2.101>
- Khatrri, P. & Kumar, P. (2022). A critical evaluation of air quality index models (1960-2021). *Environ. Monit. Assess.*, 194, 324. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09896-8>
- Kloog, I., Ridgway, B., Koutrakis, P., Coull, B.A. & Schwartz J.D. (2013). Long- and Short-Term Exposure to PM_{2.5} and Mortality Using Novel Exposure Models. *Epidemiology*, 24 (4), 555-561. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e318294beaa>
- Morcrette, J.-J., Boucher, O., Jones, L., Salmond, D., Bechtold, P., Beljaars, A., *et al.* (2009). Aerosol Analysis and Forecast in the ECMWF Integrated Forecast System. Part I: Forward Modeling; *J. Geophys. Res.*, 114, D06206. <https://doi.org/10.1029/2008JD011235>
- OMS-(CEPIS/OPS) - Organización Mundial de la Salud- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (2004). *Guías para la Calidad del Aire*. Ginebra, Suiza, 239 pp. Recuperado, enero 15, 2025, de <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD000457.pdf>
- PMD - Plan Municipal de Desarrollo del Municipio de Puebla (2021). *Ayuntamiento de Puebla 2021-2024*. Recuperado abril date 25, 2023, de <https://ojp.puebla.gob.mx/normatividad-municipal/item/3778-plan-municipal-de-desarrollo-de-puebla-puebla-2021-2024>
- REDIM - Red por los Derechos de la Infancia en México. (2013). *Diagnóstico de fuentes de información sobre calidad del aire y derecho a la salud de niñas, niños y adolescentes en México*, 45 pp. Recuperado, abril 30, 2024, de <https://aularedim.net/wp-content/uploads/22DiagnosticoAireLimpio.pdf>.
- REMA - Red Estatal de Monitoreo Atmosférico (2023). *Históricos, Índice Aire y Salud*. Recuperado, febrero 20, 2024, de https://calidaddel Aire.puebla.gob.mx/views/principal_monitoreo.php
- Rowley, A. & Karakuş, O. (2023). Predicting air quality via multimodal AI and satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 293, 113609. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113609>
- Saniei, R., Zangiabadi, A., Sharifikia, M. & Ghavidel, Y. (2016). Air quality classification and its temporal trend in Tehran, Iran, 2002-2012. *Geospat Health.*, 11 (2), 213-220. <https://doi.org/10.4081/gh.2016.442>
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2019). NORMA Oficial Mexicana NOM-172-SEMARNAT-2019, *Lineamientos para la obtención y comunicación del Índice de Calidad del Aire y Riesgos a la Salud*.

- Shah, D.P. & Patel, P.A. (2021). Review of Chronological Evolution of Air Quality Indexing Systems (1966 to 2021). *Curr. World Environ.* 16 (3). <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.16.3.5>
- Shin, M., Kang, Y., Park, S., Im, J., Yoo, C. & Quackenbush, L.J. (2020). Estimating ground-level particulate matter concentrations using satellite-based data: a review. *GIScience & Remote Sensing*, 57 (2), 174-189. <https://doi.org/10.1080/15481603.2019.1703288>
- SMADSOT - Secretaría de Medio Ambiente Desarrollo Sustentable y Ordenamiento Territorial (2021). *Informe Anual de Calidad del Aire Zona Metropolitana del Valle de Puebla ZMVP*. Del 01 de enero al 31 de diciembre de 2021. Diagnóstico de contaminantes criterio. Partículas PM-10 y PM-2.5, Ozono, Monóxido de Carbono, Bióxido de Azufre y Bióxido de Nitrógeno en la Zona Metropolitana del Valle de Puebla (ZMVP). Subsecretaría de Gestión Ambiental y Sustentabilidad Energética. Dirección de Gestión Calidad del Aire. Departamento de Monitoreo y Evaluación de Emisiones. Recuperado, mayo 15, 2024 de https://calidaddelaire.puebla.gob.mx/views/reportes_monitoreo.php.
- SMADSOT-CAME-SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente Desarrollo Sustentable y Ordenamiento Territorial - Comisión Ambiental de la Megalópolis - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023). *Incidencia de la Contaminación Atmosférica sobre la Salud en el Estado de Puebla, 2023*. Programa de Gestión de Calidad del Aire y de Acción ante el Cambio Climático, 2021-2030. Recuperado, mayo 15, 2024 de https://calidaddelaire.puebla.gob.mx/documents/ProAire-PEACC_2021-2030/extensos/5-1-Incidencia-Salud.pdf.
- US-EPA - United States Environmental Protection Agency (2008). *Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems Volume II Part 1. Ambient Air Quality Monitoring Program*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Air Quality Assessment Division. Research Triangle Park, NC, USA. Report No.: EPA- 454/B-08-003.
- WHO - World Health Organization. (2006). *Air Quality Guidelines. Global Update 2005. Particulate 631 Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide*; World Health Organization. Recuperado, junio 1, 2024, de <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06.02>
- Xu, D., Lin, W., Gao, J., Jiang, Y., Li, L. & Gao, F. (2022). PM2.5 Exposure and Health Risk Assessment Using Remote Sensing Data and GIS. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (10), 6154. <https://doi.org/10.3390/ijerph19106154>
- Yu, W., Xu, R., Ye, T., Abramson, M.J., Morawska, L., Jalaludin, B. et al. (2024). Estimates of global mortality burden associated with short-term exposure to fine particulate matter (PM2.5). *The Lancet. Planetary health*, 8 (3), e146-e155. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(24\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(24)00003-2)

