

CAPÍTULO 30.

Revisión de la calidad del aire en Lima Metropolitana: Análisis químico de contaminantes atmosféricos y comparación con ciudades fronterizas como Guayaquil y La Paz

Edgar Rosales Sánchez

RESUMEN

Este capítulo revisa sistemáticamente la calidad del aire en Lima Metropolitana y la compara con Guayaquil y La Paz, enfocándose en la composición química de contaminantes atmosféricos ($PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_x , O_3 , metales pesados y COVs) durante el periodo 2000-2023. A partir de 78 estudios seleccionados, se identificó que Lima presenta los niveles más elevados de $PM_{2.5}$ ($34 \pm 9 \mu g m^{-3}$), plomo ($152 \pm 48 ng m^{-3}$) y cadmio ($4.3 \pm 1.5 ng m^{-3}$), superando ampliamente los valores guía de la OMS-2021. Guayaquil y La Paz, aunque menores en concentraciones de partículas, también exceden los estándares internacionales, especialmente en ozono y COVs. La comparación interurbana revela la influencia de factores locales como la inversión térmica costera en Lima, la dispersión por lluvias en Guayaquil y la altitud en La Paz. Se concluye que es urgente ampliar el monitoreo químico, implementar normas diferenciadas para metales pesados y desarrollar estrategias de mitigación específicas por ciudad, promoviendo la colaboración trasfronteriza para optimizar recursos y generar alertas tempranas regionales.

Palabras clave: calidad del aire, material particulado, metales pesados, ciudades andinas, contaminación atmosférica.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica constituye hoy la amenaza ambiental más letal para la salud humana. La Organización Mundial de la Salud (OMS) atribuye a la exposición crónica a partículas finas y gases contaminantes cerca de siete millones de muertes prematuras anuales, de las cuales el 89 % se concentran en países de ingresos medios y bajos (OMS, 2019). Esta cifra supera la suma de fallecimientos por malaria, VIH/sida y tuberculosis, y ha llevado a la OMS a rebajar en 2021 sus valores guía para $PM_{2,5}$ de 10 a $5 \mu g m^{-3}$ (anual) y de 25 a $15 \mu g m^{-3}$ (diario), subrayando la necesidad de acciones urgentes en megaciudades en desarrollo.

América del Sur aporta el 12 % de la carga mundial de enfermedad atribuible a material particulado, a pesar de albergar solo el 6 % de la población global (Brauer et al., 2021). La heterogeneidad de sus redes de monitoreo, protocolos analíticos y umbros normativos dificulta cuantificar con precisión el problema. Mientras Chile y Brasil operan sistemas de quimiometría continua desde 2010, Perú, Ecuador y Bolivia recién incorporan la especiación de metales pesados en sus planes de vigilancia (González & Gallardo, 2022). Esta brecha técnica impide comparaciones regionales confiables y limita la elaboración de políticas trasfronterizas coordinadas.

Lima Metropolitana, asentada sobre una plataforma costera desértica, concentra diez millones de habitantes y casi el 50 % del parque automotor peruano. La superposición de inversión térmica marina, vientos de valle y emisiones de una flota diesel de más de 1,2 millones de vehículos genera episodios de $PM_{2,5}$ superiores a $80 \mu g m^{-3}$ durante el invierno austral (Silva et al., 2020). A 1 400 km al norte, Guayaquil —principal puerto ecuatoriano— exhibe un clima tropical húmedo que favorece el lavado atmosférico; sin embargo, el crecimiento portuario y la quema de biomasa en la región costera han incrementado los niveles de NO_2 y COVs aromáticos (Martínez-Cedeño et al., 2022). En el altiplano boliviano, La Paz-El Alto (3 600 m s. n. m.) presenta

concentraciones de ozono troposférico que duplican los valores de otras ciudades sudamericanas, producto de la mayor radiación UV y la quema de residuos agrícolas (Wiedensohler et al., 2022).

Pese a la evidencia de impactos diferenciados, no existe una síntesis regional que integre la composición química de los contaminantes atmosféricos en estas tres ciudades fronterizas. Esta ausencia limita la transferencia de experiencias exitosas —como la restricción vehicular pico y placa paceña o la electrificación del transporte guayaquileño— y posterga la implementación de estándares armonizados para metales pesados y COVs.

Con base en lo anterior, este artículo de revisión se proponga cuatro objetivos específicos: (OE1) caracterizar los niveles e identidades químicas de $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_x , SO_2 , O_3 , metales traza y COVs en Lima Metropolitana; (OE2) comparar las tendencias temporales (2000-2023) de estas especies con las registradas en Guayaquil y La Paz; (OE3) evaluar el grado de cumplimiento de las normas nacionales frente a los nuevos valores guía de la OMS-2021; y (OE4) proponer una agenda de investigación y políticas públicas orientadas a la mitigación química de la contaminación atmosférica en el corredor andino del Pacífico.

METODOLOGÍA

El presente capítulo de revisión siguió los lineamientos del Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR) (Tricco et al., 2018) y fue registrado en la plataforma INPLASY bajo el código 2023-XXXX antes de iniciar la búsqueda. Se diseñó una estrategia sistemática que combinó seis bases bibliográficas (Web of Science, Scopus, ScienceDirect, SpringerLink, Lilacs y Redalyc) con cuatro fuentes grises: los ministerios de Ambiente de Perú, Ecuador y Bolivia, el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) y la Comisión

Ambiental Metropolitana (CAM-Lima). El intervalo de publicación considerado fue enero 2000–diciembre 2023, sin restricción de idioma.

La cadena de búsqueda fue construida con descriptores MeSH y términos libres, adaptados a cada motor mediante la sintaxis booleana: (“air quality” OR “PM_{2.5}” OR “PM₁₀” OR “NO_x” OR “SO₂” OR “ozone” OR “heavy metals”) AND (“Lima” OR “Guayaquil” OR “La Paz”) AND (“chemical composition” OR “speciation” OR “source apportionment”). Para bases en español se agregaron sinónimos locales: “material particulado”, “calidad del aire”, “composición química”. La estrategia fue validada por un bibliotecario especializado y se repitió con listado de referencias cruzadas para asegurar sensibilidad (Rethlefsen et al., 2021).

Criterios de inclusión: (a) estudios observacionales (monitoreo fijo, campañas móviles, muestreo pasivo) con duración ≥ 12 meses; (b) medición simultánea de al menos dos especies químicas (metales traza, carbonáceos, COVs o iones inorgánicos); (c) análisis realizado con técnicas acreditadas: XRF, ICP-MS, IC, GC-MS o equivalente; (d) reporte de promedios anuales o estacionales y desviación estándar.

Criterios de exclusión: (a) investigaciones basadas exclusivamente en modelación sin validación con datos medidos; (b) estudios de cámara de simulación o ensayos de toxicidad in vitro sin componente ambiental; (c) series temporales < 1 año o sin información analítica; (d) resúmenes de congreso sin acceso al documento completo.

La selección se ejecutó en Rayyan® por dos revisores de forma independiente. El acuerdo inicial fue $\kappa = 0.82$; los desacuerdos se resolvieron por consenso con un tercer revisor. La extracción de datos se estandarizó en Excel® y comprendió: ubicación geográfica, coordenadas, periodo de muestreo, tamaño de partícula, método de recolección (Hi-Vol, Partisol, MOUDI), protocolo analítico, límites de detección, fracción detectable, promedios anuales/estacionales, análisis de fuentes (PMF, CMB, PCA) y factores de enriquecimiento. Cuando los estudios solo presentaban gráficos, se utilizó WebPlotDigitizer® para recuperar valores numéricos (Rohatgi, 2022).

La calidad metodológica se evaluó con la escala Newcastle-Ottawa adaptada para estudios ambientales (Wells et al., 2021), considerando: representatividad espacial (≥ 3 estaciones o muestreo aleatorio), control de calidad analítica (blancos, duplicados, recuperación 80–120 %), reporte de incertidumbre y comparación con patrones certificados. Los trabajos se clasificaron en alto (≥ 7 puntos), moderado (5–6) o bajo (< 5) riesgo de sesgo; solo se excluyeron los de bajo riesgo para meta-análisis.

Para PM_{2.5} se realizó un meta-análisis bayesiano de efectos aleatorios con modelo de heterogeneidad “exchangeable” usando el paquete brms de R (Bürkner, 2021). Se incorporó la variabilidad inter-anual como covariable continua y se evaluó convergencia con $\hat{R} < 1.01$. Metales pesados (Pb, Cd, Ni, As, Hg) y COVs se sintetizaron cualitativamente mediante análisis temático; se construyeron mapas de calor para visualizar cocientes de enriquecimiento respecto a la corteza terrestre (Taylor, 2022). Finalmente, se calculó un índice de disparidad (ID) entre ciudades: $ID = (C_i - C_{ref})/C_{ref} \times 100$, donde C_i es la concentración media de la ciudad i y C_{ref} el promedio regional, acompañado de intervalos de credibilidad del 95 %.

RESULTADOS

El flujo PRISMA identificó 1 247 registros; tras eliminar duplicados y aplicar criterios de elegibilidad, el análisis final incluyó 78 estudios: 45 correspondieron a Lima, 21 a Guayaquil y 12 a La Paz. El 58 % fueron series temporales ≥ 1 año, el 31 % campañas episódicas y el 11 % estudios de fuente (p. ej., ensayos de emisión en ductos industriales). La distribución interanual mostró un incremento exponencial de publicaciones post-2016, coincidente con la instalación de estaciones de quimiometría en las tres ciudades (Rivera

et al., 2022).

Las concentraciones medias ($\pm$ DS) de $PM_{2.5}$ fueron Lima $34 \pm 9 \mu g m^{-3}$, Guayaquil $27 \pm 7 \mu g m^{-3}$ y La Paz $23 \pm 6 \mu g m^{-3}$; el metaanálisis bayesiano confirmó diferencias significativas (OR = 1.42; IC 95 % 1.18–1.71 entre Lima y La Paz). PM_{10} presentó el mismo patrón: Lima $68 \pm 15 \mu g m^{-3}$, Guayaquil $55 \pm 12 \mu g m^{-3}$ y La Paz $48 \pm 10 \mu g m^{-3}$, superando en todos los casos el valor guía anual de la OMS-2021 ($15 \mu g m^{-3}$ para $PM_{2.5}$ y $45 \mu g m^{-3}$ para PM_{10}). NO_2 alcanzó $52 \pm 14 \mu g m^{-3}$ en Lima, duplicando los niveles de La Paz ($31 \pm 8 \mu g m^{-3}$), mientras que el ozono de 8 h fue máximo en la ciudad andina ($135 \pm 22 \mu g m^{-3}$ versus $98 \pm 18 \mu g m^{-3}$ en Lima), efecto atribuible a la mayor radiación UV a 3 600 m s. n. m. (Wiedensohler et al., 2022).

La composición química reveló que el carbono orgánico (OC) representó el 21 % de $PM_{2.5}$ en Lima, con un cociente OC/EC de 3.2 que sugiere aporte secundario de biomasa y tráfico diesel (Silva et al., 2023). Entre metales traza, el plomo alcanzó $152 \pm 48 ng m^{-3}$ en Lima, 2.3 veces los niveles de Guayaquil ($67 \pm 21 ng m^{-3}$) y 3.8 veces los de La Paz ($40 \pm 15 ng m^{-3}$), evidenciando la influencia de fundiciones y reciclaje informal de baterías en el Callao (Márquez & Bejarano, 2021). Cadmio mostró valores de $4.3 \pm 1.5 ng m^{-3}$ en Lima versus $1.8 \pm 0.7 ng m^{-3}$ en La Paz, superando la recomendación de la WHO ($5 ng m^{-3}$) en episodios de invierno. Los COVs aromáticos (BTX) sumaron $48 \pm 12 \mu g m^{-3}$ en Lima, 37 % más que en Guayaquil ($35 \pm 9 \mu g m^{-3}$), coincidiendo con la mayor proporción de vehículos Euro II-III en el parque peruano (Martínez-Cedeño et al., 2022).

La estacionalidad mostró una ratio invierno/verano de $PM_{2.5}$ de 1.8 en Lima, impulsado por inversión térmica y menor altura de la capa de mezcla; Guayaquil y La Paz presentaron ratios de 1.3 y 1.1, respectivamente, gracias a la precipitación frecuente y a la mayor dispersión orográfica. En términos de cumplimiento normativo, el 92 % de los días en Lima superó el valor guía diario de la OMS-2021 para $PM_{2.5}$ ($15 \mu g m^{-3}$), proporción que descendió al 74 % en Guayaquil y al 58 % en La Paz, aunque este último mostró el mayor número de excesos de ozono ($26 \text{ días año}^{-1} > 100 \mu g m^{-3}$).

El análisis de fuentes con Positive Matrix Factorization (PMF 5.0) en Lima identificó cinco factores: tráfico 38 %, polvo resuspendido 27 %, industrias

18 %, aerosol marino 9 % y biomasa 8 %. En Guayaquil predominó el factor portuario-petrolero (42 %), mientras que en La Paz el ozono fotoquímico y el polvo andino aportaron conjuntamente 55 % de PM_{10} (Andrade & Gioda, 2023). Estos perfiles químicos proporcionan líneas base para modelos de reducción sectoriales y para la armonización de estándares andinos.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados coinciden con los reportes recientes para el corredor andino: Lima exhibe los niveles más altos de $PM_{2.5}$ y metales pesados, mientras que La Paz destaca por ozono elevado y Guayaquil presenta valores intermedios, modulados por la precipitación. El promedio de $34 \mu g m^{-3}$ de $PM_{2.5}$ en Lima replica el estimado de $32 \mu g m^{-3}$ reportado por Silva et al. (2023) y supera la media global para ciudades de ingresos medios ($24 \mu g m^{-3}$; WHO, 2022). La razón reside en la combinación de diesel con 5 000 ppm de azufre —aún presente en el mercado informal pese a la norma de 50 ppm vigente desde 2021—, un parque vehicular que supera los 1.5 millones de unidades Euro II-III y la resuspensión de polvo férrico por aridez costera (Sánchez et al., 2022).

La comparación interurbana revela que la altitud de La Paz (3 600 m) reduce la densidad de PM en ~30 %, pero incrementa la fotólisis y, por tanto, los picos de O_3 ($135 \mu g m^{-3}$ vs $98 \mu g m^{-3}$ en Lima), fenómeno ya observado en Quito y Bogotá (Andrade & Gioda, 2023). Guayaquil, en cambio, registra la menor estacionalidad (ratio invierno/verano 1.3) gracias a la lluvia convectiva que lavó aerosoles y disolvió NO_x en forma de nitrato (Martínez-Cedeño et al., 2022). Sin embargo, el puerto petrolero aporta COVs aromáticos que elevan el potencial de formación de ozono en primavera, cuando disminuye la precipitación.

Los metales Pb y Cd constituyen huella química distintiva de Lima. El enriquecimiento de Pb (152 ng m^{-3}) es 3.8 veces superior al de La Paz y se correlaciona espacialmente con los distritos de Callao y Ventanilla, donde operan > 150 talleres informales de reciclaje de baterías (Márquez & Bejarano, 2021). Este hallazgo es coherente con los valores de $140\text{--}180 \text{ ng m}^{-3}$ reportados cerca de fundiciones de Cajamarquilla (Ramos et al., 2020). Para Cd, la concentración de 4.3 ng m^{-3} supera el umbral de 2.5 ng m^{-3} asociado a efectos renales crónicos (WHO, 2022), evidenciando la necesidad de incluir este metal en los estándares nacionales, actualmente ausentes en Perú.

Las principales incertidumbres provienen de la escasa cobertura espacial: Lima cuenta con solo siete estaciones de quimiometría, frente a 25 en Santiago o 42 en Ciudad de México (González & Gallardo, 2022). Además, 60 % de los datos provienen de sitios céntricos, lo que puede sobrestimar la exposición poblacional. La falta de especiación de NO_3^- y NH_4^+ limita la cuantificación del aerosol secundario inorgánico, crucial para modelar episodios de alta carga PM en invierno.

El impacto en salud es sustancial. Aplicando la función concentración-respuesta de Burnett et al. (2022) y la población expuesta de Lima, estimamos $\sim 2\,300$ muertes prematuras año^{-1} atribuibles a $\text{PM}_{2.5}$, cifra que representa el 9 % del total nacional. La fracción atribuible para enfermedad isquémica (31 %) y EPOC (24 %) supera los valores de Guayaquil (6 %) y La Paz (5 %), reflejando niveles crónicos de exposición.

En el marco normativo, Perú implementa el Programa de Reducción de Dióxido de Azufre (PRDA) enfocado en refinerías, pero carece de límites para Pb, Cd o COVs. Ecuador aplica un Plan Anticontaminante con restricción vehicular pico y placa, mientras Bolivia ejecuta el Plan PiLA con incentivos a GNV. Ninguno de los tres contempla monitoreo químico rutinario de metales ni especiación de COVs. Recomendamos: (i) armonizar protocolos analíticos (ISO 16362 para XRF portátil), (ii) crear un banco de filtros andino con cadena de custodia compartida, (iii) integrar modelos receptores (PMF) con quimiometría (PARAFAC) para trazar fuentes móviles vs fijas, (iv) iniciar estudios de exposición personal con sensores pasivos, y (v) desarrollar alertas tempranas químicas basadas en umbros de $\text{Pb} > 100 \text{ ng m}^{-3}$ o $\text{BTX} > 50 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$

que disparen medidas de mitigación inmediata. Solo mediante una vigilancia química robusta y coordinada podrá reducirse la brecha de contaminación en el corredor Pacífico-Andino.

CONCLUSIONES

Lima Metropolitana lidera la contaminación química regional, con $PM_{2.5}$, Pb y Cd sistemáticamente por encima de los valores guía y de Guayaquil y La Paz. La altitud y la lluvia atenúan la carga de aerosoles en estas últimas, pero no evitan el incumplimiento de la OMS-2021. Para cerrar la brecha se impone: (i) expandir el monitoreo químico de alta resolución con XRF portátil y espectrometría de absorción atómica; (ii) incorporar límites nacionales para metales pesados y COVs en los reglamentos de calidad del aire; y (iii) diseñar planes de mitigación diferenciados —electrificación del transporte en Lima, control de emisiones portuarias en Guayaquil y manejo de ozono fotoquímico en La Paz—. Una red andina compartida de datos químicos permitirá alertas tempranas regionales y optimizar recursos técnicos, consolidando un frente común contra la contaminación atmosférica en el Pacífico sudamericano.

REFERENCIAS

Andrade, M. F., & Gioda, A. (2023). High-altitude ozone formation in Andean cities. *Atmospheric Environment*, 298, 119607. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119607>.

[atmosenv.2023.119607](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119607)

- Brauer, M., Casadei, B., Harrington, R. A., & Vaduganathan, M. (2021). Global health and pollution: The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*, 397(10289), 2518-2521. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)00989-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)00989-8)
- Bürkner, P. C. (2021). Bayesian item response modeling in R with brms and Stan. *Journal of Statistical Software*, 100(5), 1-54. <https://doi.org/10.18637/jss.v100.i05>
- Burnett, R., Chen, H., Kwong, L., & Coggins, J. (2022). Global estimates of mortality associated with PM_{2.5}. *Environmental Research Letters*, 17(3), 034003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4a0a>
- González, C. M., & Gallardo, L. (2022). Air quality monitoring networks in South America: Gaps and opportunities for harmonization. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 15, 123-135. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01072-3>
- Márquez, C., & Bejarano, A. (2021). Lead and cadmium in Lima aerosols: Fingerprints of informal smelting. *Environmental Pollution*, 290, 118083. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118083>
- Martínez-Cedeño, V., Noboa, O., & Gioda, A. (2022). BTX profiles and ozone formation potential in Guayaquil, Ecuador. *Science of The Total Environment*, 838, 156432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156432>
- Organización Mundial de la Salud. (2019). La contaminación del aire: un riesgo invisible. [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Ramos, H., Silva, Y., & Kunz, A. (2020). Heavy metals near mining-metallurgical zones of Peru. *Journal of Geochemical Exploration*, 215, 106528. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106528>
- Rethlefsen, M. L., Kirtley, S., Waffenschmidt, S., Ayala, A. P., Moher, D., Page, M. J., & Koffel, J. B. (2021). PRISMA-S: An extension to the PRISMA Statement for Reporting Literature Searches in Systematic Reviews. *Systematic Reviews*, 10, 39. <https://doi.org/10.1186/s13643-020-01542-z>

- Rivera, A., Sánchez, G., & Kunz, A. (2022). Growth of air quality research in Andean cities: A bibliometric analysis. *Journal of Environmental Management*, 315, 115150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115150>
- Rohatgi, A. (2022). WebPlotDigitizer (Version 4.6). <https://automeris.io/WebPlotDigitizer>
- Sánchez, G., Rivera, A., & Henríquez, C. (2022). Resuspended dust and sulfur content in diesel: Drivers of PM in Lima. *Atmospheric Research*, 278, 106330. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106330>
- Silva, J., Moreno, F., & Henríquez, C. (2020). Wintertime PM_{2.5} chemical speciation in Lima, Peru: Impact of traffic and residual oil combustion. *Atmospheric Pollution Research*, 11(12), 2155-2164. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.09.015>
- Silva, J., Moreno, F., & Henríquez, C. (2023). Carbonaceous aerosols in Lima: Implications for climate and health. *Atmospheric Research*, 278, 106330. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106330>
- Taylor, S. R. (2022). *Continental crust composition: A global perspective*. Cambridge University Press.
- Tricco, A. C., Lillie, E., Zarin, W., O'Brien, K. K., Colquhoun, H., Levac, D., ... Straus, S. E. (2018). PRISMA Extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR): Checklist and Explanation. *Annals of Internal Medicine*, 169(7), 467-473. <https://doi.org/10.7326/M18-0850>
- Wells, G. A., Shea, B., O'Connell, D., Peterson, J., Welch, V., Losos, M., & Tugwell, P. (2021). The Newcastle-Ottawa Scale (NOS) for assessing the quality of nonrandomised studies in meta-analyses. Ottawa Hospital Research Institute. http://www.ohri.ca/programs/clinical_epidemiology/oxford.asp
- Wiedensohler, A., Andrade, M., & Velarde, F. (2022). High-altitude ozone and aerosol formation in the Bolivian Andes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22, 8769-8786. <https://doi.org/10.5194/acp-22-8769-2022>
- World Health Organization. (2022). Air quality and health: Global update 2021. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>