



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

**Análisis de la concentración de material particulado  
PM<sub>2,5</sub> en Coyhaique con relación a la ejecución de su  
Plan de Descontaminación Atmosférica**

Patrocinante: Sr. Claudio Bravo L.

Trabajo de Titulación como parte  
de los requisitos para optar al Título de  
**Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales**

**ELIZABETH DENISE SEPÚLVEDA BARRIENTOS**

VALDIVIA

2025

## Índice de materias

Página

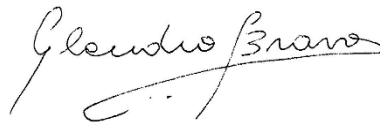
|      | Índice de materias  | Página |
|------|---|--------|
| I    | Calificación del Comité de Titulación   | I      |
| II   | Agradecimientos   | II     |
| III  | Dedicatoria   | III    |
| IV   | RESUMEN   | IV     |
| 1    | INTRODUCCIÓN  | 1      |
| 1.1  | Definición y generalidades de la contaminación atmosférica  | 4      |
| 1.2  | Contaminación atmosférica en Chile  | 5      |
| 1.3  | Influencia de la pandemia por COVID-19  | 7      |
| 1.4  | Contaminación atmosférica en Coyhaique  | 7      |
| 1.5  | Estrategias del PDA para reducir el PM <sub>2.5</sub> en Coyhaique.   | 9      |
| 2    | MATERIAL Y MÉTODOS  | 10     |
| 2.1  | Fuente de datos   | 10     |
| 2.2  | Prueba de Chi-cuadrado de independencia (Pearson)   | 10     |
| 2.3  | Cálculo de promedios y desviación estándar  | 10     |
| 2.4  | Prueba de Shapiro-Wilk  | 12     |
| 2.5  | Prueba de Kruscal-Wallis  | 12     |
| 2.6  | Prueba post-hoc de Dunn   | 12     |
| 2.7  | Test de Wilcoxon Mann-Whitney   | 13     |
| 2.8  | Regresión simple  | 13     |
| 2.9  | Metodología para la prueba de Fligner-Killeen   | 14     |
| 2.10 | Correlación de Spearman   | 14     |
| 3    | RESULTADOS  | 14     |
| 3.1  | Medias mensuales de PM <sub>2.5</sub> (2014-2024)   | 19     |
| 3.2  | Evaluación Estadística de las Concentraciones de PM <sub>2.5</sub> : Prueba de Normalidad y <u>Comparaciones Post-Hoc</u> | 33     |
| 3.3  | VARIABLES climáticas  | 40     |
| 4    | DISCUSIÓN   | 48     |
| 5    | CONCLUSIÓN  | 58     |
| 6    | REFERENCIAS   | 60     |



## I. Calificación del Comité de Titulación

|                                       | <b>Nota</b> |
|---------------------------------------|-------------|
| Patrocinante: Sr. Claudio Bravo L.    | <u>5,9</u>  |
| Informante: Sr. Enrique Muñoz A.      | <u>6,1</u>  |
| Informante: Sra. América Metzdorff G. | <u>5,7</u>  |

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



---

Dr. Claudio Bravo L.

## Agradecimientos

Agradezco profundamente a mi familia, cuyo apoyo incondicional ha sido mi fuerza en esta extremadamente larga odisea: a mis padres, Magdalena Barrientos y Héctor Raúl Sepúlveda y a mis hermanos, Katherine y Raúl, por estar siempre a mi lado.

A mi tía Elizabeth Sepúlveda, quien ha sido el familiar más cercano de toda la vida, me ha aportado en el desarrollo y potestad de mi personalidad.

Un agradecimiento especial a mi querido primo Mauricio Ortiz, cuya persistencia me impulsó a seguir adelante con este proyecto, y a su madre, mi tía Doris, por recibirme con tanto cariño en su hogar, por enseñarme sobre Dios y confiar en Él, junto a su esposo César.

Mi gratitud a mi tía María y a mi tío David, por ser refugio y apoyo en los momentos más huraños y difíciles, siempre brindándome comprensión y paciencia.

También a mi tía Verónica Barrientos por su bondad y virtud, a todos mis primos y tíos por su apoyo constante, por estar siempre alertas y atentos.

A mis amigas Kimberly Muñoz, Pamela Vivallo, Bárbara Rosal, y hasta a los gatos de mi primo, Roxy, Gatito Feo y Solovino, quienes fueron un soporte emocional vital en este camino.

Agradezco a Francisco Burgos, mi primer patrocinante de tesis, y a Claudio Bravo, quien me acogió a mí y a mi proyecto cuando todo era incierto y oscuro.

A la facultad que me enseñó tanto, y a mis compañeros, especialmente Ángel Muñoz, Tammy Vega, Carlitos Muñoz, por su compañía y amistad en Valdivia, así como a mis compañeros de residencia.

## **Dedicatoria**

A Dios, por ser mi guía y fortaleza a lo largo de este proceso, enseñándome a confiar y descansar en Él. A todos aquellos que me animaron y apoyaron profundamente en el transcurso de este largo camino, a mi familia, profesores y amigos, gracias. Dedico esta tesis con cariño a aquellos que ya no están con nosotros, en especial a Nico Vogt, mi amigo, y a mi tío Ignacio Delama.

## RESUMEN

La contaminación atmosférica por material particulado fino ( $PM_{2,5}$ ) es uno de los principales problemas ambientales del sur de Chile. Coyhaique, por su emplazamiento en una cuenca con escasa ventilación y su alta dependencia de leña húmeda, presenta concentraciones invernales que superan ampliamente los límites normativos nacionales y de la OMS. Pese a la implementación de planes de descontaminación, las reducciones han sido parciales debido a la pobreza energética y a la limitada eficacia de las políticas de calefacción limpia. El objetivo general fue analizar la evolución de las concentraciones de  $PM_{2,5}$  en Coyhaique entre 2014 y 2024, identificando el mes más contaminado y evaluando los efectos del Plan de Descontaminación Atmosférica (PDA) y de la pandemia sobre las tendencias observadas. La metodología integró análisis descriptivos y estadísticos no paramétricos (Shapiro–Wilk, Kruskal–Wallis, Dunn, Wilcoxon y correlaciones de Spearman) aplicados a registros horarios de  $PM_{2,5}$  y variables meteorológicas. Este enfoque permitió caracterizar tendencias, comparar periodos y evaluar relaciones entre clima y contaminación. Los resultados muestran una estacionalidad marcada, con máximos invernales y un patrón recurrente que sitúa a junio como el mes más crítico. Desde 2019 se observa una reducción aproximada del 12 % en las concentraciones promedio de junio y una menor dispersión de los datos, lo que sugiere un efecto moderado del PDA y de los cambios ocurridos durante la pandemia. Las correlaciones negativas con temperatura y viento confirman la influencia de condiciones de estancamiento atmosférico. Estas variaciones son resultado de interacciones entre políticas ambientales, factores meteorológicos y dinámicas sociales. Si bien el PDA ha logrado atenuar los valores extremos, no ha revertido la tendencia estructural. Coyhaique mantiene un patrón invernal crítico. Se recomienda fortalecer la transición energética, el reacondicionamiento térmico y la fiscalización del uso de leña, orientando las políticas hacia una estrategia multisectorial de mitigación sostenida.

Palabras clave:  $PM_{2,5}$ , Plan de Descontaminación, Coyhaique, contaminación atmosférica, Kruskal-Wallis, prueba de Dunn.

## 1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica por material particulado fino ( $PM_{2,5}$ ) representa uno de los principales problemas ambientales y de salud pública en ciudades del sur de Chile. Estas partículas, con un diámetro aerodinámico igual o inferior a 2,5 micrómetros, poseen la capacidad de penetrar profundamente en el sistema respiratorio, provocando efectos adversos especialmente en grupos vulnerables como niños, personas mayores y quienes presentan enfermedades respiratorias o cardiovasculares. Si bien existen fuentes naturales de  $PM_{2,5}$ , en entornos urbanos su origen es predominantemente antrópico, destacando la quema de leña como principal fuente emisora en zonas con climas fríos.

Coyhaique, capital de la Región de Aysén, se mantiene de forma persistente entre las ciudades más contaminadas de América Latina. Su emplazamiento en una cuenca precordillerana con escasa ventilación, sumado al uso masivo de leña húmeda como principal fuente de calefacción, configura una situación crítica durante los meses invernales. En este periodo se registran concentraciones de  $PM_{2,5}$  muy superiores a los límites establecidos tanto por la normativa chilena ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio anual) como por las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A ello se suman condiciones meteorológicas adversas como inversiones térmicas, baja temperatura y escasas precipitaciones que reducen la capacidad de dispersión del material particulado y favorecen su acumulación cerca del nivel del suelo.

Frente a esta problemática, el Estado de Chile implementó el Plan de Descontaminación Atmosférica (PDA) para Coyhaique en el año 2014, el cual busca reducir las emisiones mediante medidas como el recambio de calefactores, mejoras en aislación térmica y restricción al uso de leña húmeda. Sin embargo, los niveles de contaminación siguen siendo elevados, lo que sugiere limitaciones en la implementación, fiscalización y cobertura de las medidas adoptadas. A ello se suman factores estructurales como la pobreza energética, la informalidad del mercado de la leña y la resistencia cultural al cambio de matriz energética residencial.

Durante los años 2020 y 2021, la pandemia por COVID-19 alteró de manera significativa en las rutinas diarias, afectando los patrones de movilidad, consumo energético y permanencia en los hogares. Estos cambios podrían haber influido en los niveles de contaminación, ya sea intensificándolos por mayor uso de calefacción o atenuándolos debido a restricciones en la circulación y en la actividad económica.

Esta anomalía, que actuó como un experimento natural involuntario, requiere ser considerada al analizar la evolución de la calidad del aire en este periodo.

También se sabe que las condiciones del clima, como la temperatura, la lluvia y el viento, influyen directamente en la forma en que se acumulan o se dispersan los contaminantes en el aire. En ciudades del sur de Chile, distintos estudios han mostrado que durante el invierno suele haber más contaminación por el aumento del uso de calefacción a leña y por la estabilidad del aire, que dificulta la ventilación de la cuenca. Por eso, es importante analizar con detalle la magnitud y evolución del problema en Coyhaique y evaluar si las medidas del Plan de Descontaminación Atmosférica han tenido algún efecto real en mejorar la calidad del aire.

## **1.1 Definición y generalidades de la contaminación atmosférica**

La atmósfera es una capa de gases que rodea toda la Tierra y es importante dado que sirve para procesos vitales como regular el clima y protegerla contra la radiación ultravioleta gracias a la capa de ozono en la cual se encuentra conformada. La capa más baja de la atmósfera se llama troposfera, ahí se manifiestan fenómenos del clima que afectan cómo se dispersan o acumulan. Esta capa se encuentra constituida por cantidades muy bajas de elementos, como dióxido de carbono y metano, que, aunque estén en partes por millón, tienen un rol importante en el clima y la calidad del aire.

La contaminación atmosférica es la presencia en el aire de sustancias suspendidas. Estas sustancias, en cantidades elevadas, pueden dañar la vida, la salud humana, las plantas, los animales, la calidad del aire e incluso los bienes materiales (MMA 2013). No afecta solamente a los seres vivos, sino también al ambiente natural y cultural (Boldo 2016). Básicamente se representa un cambio ambiental causado por partículas, sustancias o energía, que amenaza la vida y la conservación del patrimonio natural.

En paralelo, la contaminación se manifiesta dadas las condiciones del lugar y el clima para entender la calidad del aire. Las fuentes de contaminación pueden ser naturales, como volcanes, descomposición, tormentas de arena o incendios forestales. Como también se pueden constituir a nivel antrópico, en el caso de Chile, las principales fuentes de contaminación del aire son los medios de transporte, las actividades industriales y la calefacción de las viviendas mediante combustión de leña (MMA, 2021). En este último, por ejemplo, quemar leña expulsa muchos gases y partículas, como dióxido de carbono,

vapor de agua, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, hidrocarburos sin quemar y material particulado (MMA, 2011).

En este sentido, el material particulado se divide según el tamaño, que son las partículas gruesas (PM<sub>10</sub>), que miden entre 2,5 y 10 micrómetros, y partículas finas (PM<sub>2,5</sub>), que miden 2,5 micrómetros o menos. Estas últimas son más dañinas porque pueden llegar profundo a los pulmones y pasar al torrente sanguíneo (MMA, 2011). Estar mucho tiempo expuesto al PM<sub>2,5</sub> aumenta el riesgo de muertes por enfermedades del corazón y pulmones. En Chile, se registraron unas 3.640 muertes prematuras atribuibles a estas causas durante el 2018 (MMA, 2011, 2019)

La contaminación está muy ligada al cambio climático, porque gases como el dióxido de carbono ocasionan el efecto invernadero y sube la temperatura del planeta. Este proceso natural ocurre cuando ciertos gases en la atmósfera (los llamados gases de efecto invernadero-GEI) como el CO<sub>2</sub>, el metano (CH<sub>4</sub>) y el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), absorben y reflejan radiación infrarroja. Así, ayudan a mantener la temperatura en la Tierra. Sin embargo, la concentración exagerada de estos gases, por acción humana, acelera el calentamiento y cambia los sistemas climáticos. Por eso, se hace necesario implementar políticas que atiendan simultáneamente la contaminación y el cambio climático (MMA, 2013).

## **1.2 Contaminación atmosférica en Chile**

La contaminación en Chile tiene variadas características, que abarcan su geografía, clima y forma de urbanizar. La cantidad de partículas finas (PM<sub>2,5</sub>) se orienta según la ciudad y las fuentes que poseen. En el sur de Chile, la leña es una fuente importante de contaminación, debido a que se usa mucho para la calefacción residencial en zonas frías. La combustión de esta biomasa genera, principalmente, partículas finas (PM<sub>2,5</sub>) que son las más peligrosas para la salud humana (MMA, 2014). La problemática de la calidad del aire en Chile ha sido abordada desde hace mucho tiempo. Las primeras normas que se incorporaron para controlar emisiones y calidad del aire fueron en 1978, por el Ministerio de Salud. Desde ahí, el país ha evolucionado regulando algunos contaminantes importantes (Matus & Lucero, 2002). En el presente, esas normas controlan PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, ozono troposférico, monóxido de carbono y plomo para cuidar la salud y el medio ambiente (Matus & Lucero, 2002).

En Chile se han establecido normas o estándares para el PM<sub>2,5</sub> que no deben pasar los 20 µg/m<sup>3</sup> en promedio anual ni los 50 µg/m<sup>3</sup> en promedio por 24 horas. Además, hay protocolos para alertas y emergencias ambientales (MMA, 2013). Aún así, la contaminación atmosférica sigue siendo un problema serio en nuestro país (MMA, 2018).

Las fuentes de contaminación provocada por humanos más importantes en Chile son el transporte, la industria y la calefacción residencial. Esta última es clave en la zona centro-sur, donde la leña es la principal fuente de energía (MMA, 2018a). En el sur, la leña es una forma de calefacción más económica, está arraigada culturalmente y se quema con artefactos que no son muy eficientes y poco regulados, lo que aumenta la emisión de partículas finas (MMA 2013, 2016). Esto hace difícil reducir contaminantes y hace falta presentar soluciones técnicas y sociales (Huneus, 2020). La pobreza en ciertas zonas hace evidente la vulnerabilidad de las personas, por ello se hace necesario incorporar soluciones integrales que aborden la salud pública, con especial atención a las personas mayores. Además, es necesario asegurar el acceso a fuentes de energía adecuadas y desarrollar políticas sociales que protejan a los grupos más afectados (Huneus, 2020). Sin embargo, tratar todas estas dimensiones al mismo tiempo significa asumir desafíos complejos debido a la diversidad de factores sociales, económicos y ambientales implicados (Huneus, 2020).

En Chile, el monitoreo ambiental tiene relación con redes para medir partículas, especialmente en las zonas más contaminadas del centro-sur del país. Esta función sirve para diseñar estrategias que buscan proteger la salud pública (MMA, 2018). La regulación ambiental en Chile tiene una trayectoria histórica que comienza a principios del siglo XX; de hecho, la promulgación de la Ley 3.133 en 1916 fue una de las primeras normativas ambientales destinadas a controlar las emisiones industriales, demostrando una preocupación temprana por la calidad del aire (Olave, 2001). Desde entonces, las políticas ambientales han evolucionado, integrando la creación de estándares internacionales y planes específicos para controlar las emisiones en las ciudades más afectadas (Olave, 2010). Por último, la rápida urbanización con más del 87% de la población viviendo en ciudades ha aumentado los niveles de contaminación. Esto es especialmente evidente en Santiago, Valparaíso y Temuco, donde hay fuentes industriales, vehículos y combustión residencial, que juntas hacen difícil mejorar el aire (Huneus, 2020; Olave, 2010).

### 1.3 COVID-19

La pandemia de COVID-19 ha puesto en evidencia cómo las condiciones ambientales y las medidas de aislamiento impactan la propagación del virus. Durante el invierno, el aumento de las cuarentenas y las restricciones de movilidad han obligado a las personas a pasar más tiempo en espacios cerrados y mal ventilados, lo que podría favorecer la duración y transmisión del SARS-CoV-2. En términos de propagación, el virus es altamente contagioso, con cada persona infectada transmitiéndolo en promedio a 2,5 personas (Cereceda y Díaz, 2020).

A pesar de los efectos negativos de la pandemia, las medidas de aislamiento social también han tenido un efecto positivo en la calidad del aire. La reducción de la actividad económica global ha llevado a una disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero, como el CO<sub>2</sub>, con una caída significativa en China de un 25% en las emisiones debido a la reducción en la producción industrial y el consumo de carbón. Sin embargo, esta mejora podría ser temporal, ya que se espera que la calidad del aire vuelva a empeorar con la reactivación económica y el aumento de las emisiones relacionadas con la calefacción en invierno (Cereceda & Díaz, 2020).

### 1.4 Contaminación atmosférica en la ciudad de Coyhaique

Coyhaique es una de las ciudades más contaminadas de Latinoamérica, sobre todo por partículas finas (PM<sub>2,5</sub>). Según un reporte mundial, esta ciudad está en tercer lugar en contaminación por PM<sub>2,5</sub>, pasando los límites que recomiendan la OMS (2006) y el Ministerio del Medio Ambiente (IQAir, 2021). Esto ocurre debido a factores geográficos, climáticos y sociales.

La inversión térmica es un fenómeno atmosférico que ocurre cuando una capa de aire cálido se encuentra sobre una masa de aire frío formando una barrera que impide que el aire frío suba y facilite la dispersión de contaminantes emitidos desde la superficie. En condiciones normales, el aire se enfría al subir y se calienta al bajar, un comportamiento llamado proceso adiabático. Debido a que las masas de aire frío son más densas y pesadas que las cálidas, quedan atrapadas bajo esta capa caliente. Esto dificulta la ventilación de valles y cuencas, provocando que los contaminantes se concentren, especialmente en las ciudades ubicadas en depresiones geográficas como la depresión intermedia de Chile, y aumenta los

problemas de contaminación atmosférica. Este fenómeno ocurre más frecuentemente durante los meses de invierno (MMA, 2018b).

Esta condición de inversión térmica se favorece en la ciudad de Coyhaique. Esta ciudad está en un valle a 330 metros sobre el nivel del mar y bordeada por montañas altas. Estas condiciones naturales dificultan la ventilación natural por la baja dispersión del aire y hace que los contaminantes se mantengan en la zona geográfica por mucho tiempo (Gómez, 2022). El clima es frío y templado, con vientos fuertes en verano y casi nada en invierno, lluvias moderadas y temperaturas que pueden bajar hasta -19 °C. Todo eso hace que la gente necesite mucha calefacción, casi siempre con leña (MMA, 2018a; Painemal, 2022). Presentando así episodios de inversión térmica, que bloquean la dispersión del aire y aumentan la contaminación (Gómez, 2022).

El uso de leña es la principal fuente de material particulado en la ciudad, representando un 99,7% de las emisiones (MMA, 2017). Aunque se han mejorado los sistemas y la calidad de la leña, su uso sigue siendo un problema grave. En 2010, el consumo anual fue de 360.000 m<sup>3</sup>, casi todo del mercado informal, lo que afecta los bosques y la biodiversidad (Sáez, 2009). La lenga (*Nothofagus pumilio*) es la especie arbórea más usada, con casi el 79% del total, porque es la más común en la región (CONAF, 2014; Sáez, 2009).

Además, la leña es económicamente accesible, lo que se identifica como la opción preferida por los ciudadanos. Complementariamente, las casas tienen mala aislación térmica, así que usan la calefacción en tiempos prolongados (Ministerio de Energía, 2020; MMA, 2022b). Se estima que cada casa consume en promedio 15 m<sup>3</sup> al año, lo que se percibe en una sobreexplotación de recursos forestales y afección en la calidad del aire (Baradit y Fernandez, 2013).

En cuanto a la salud, la contaminación es causa directa de enfermedades respiratorias. Un estudio en el Hospital de Coyhaique entre 2009 y 2014 demostró que el 31% de las consultas de urgencia fueron por problemas respiratorios, especialmente en menores de 15 años. Por otro lado, se ha evidenciado que la mortalidad por estas causas es mayor en adultos de la tercera edad (Acuña, 2014). Esto muestra el daño grave que causa la contaminación por partículas. Para controlar esto, existe un Plan Operacional que se activa cuando Coyhaique fue declarada zona saturada, para proteger a la gente y reducir la exposición a altos niveles de PM<sub>2,5</sub> (MMA, 2022a). Sin embargo, las condiciones naturales y el crecimiento poblacional dificultan controlar dicha contaminación (MMA, 2022b).

En resumen, Coyhaique es un caso donde los factores naturales y humanos se unen para crear una crisis ambiental con efectos graves en la salud y el bienestar. Por eso, se necesitan estrategias que consideren aspectos técnicos, sociales y económicos para lograr un manejo ambiental sostenible. Además de adherir cada arista del problema.

### **1.5 Estrategias del PDA para reducir el PM<sub>2.5</sub> en Coyhaique.**

El Plan de Descontaminación Atmosférica para la ciudad de Coyhaique y su zona circundante (Decreto Supremo N°7/2018 del Ministerio del Medio Ambiente) establece varias medidas estructurales y operativas para reducir los niveles de contaminación por material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) y grueso (PM<sub>10</sub>). Las medidas se centran en la mejora de la calidad del aire en el sector residencial, que es la principal fuente de emisiones en la zona. Una de las principales acciones es el uso y mejoramiento de la calidad de la leña. Por este motivo, se busca asegurar que la leña comercializada cumpla con estándares de humedad adecuados. Además, se promueve su secado y almacenamiento correctos. Otra medida importante es el uso y mejoramiento de artefactos de calefacción; se fomenta la sustitución de calefactores y cocinas a leña por modelos más eficientes y de bajas emisiones. También se promueve el uso de combustibles alternativos. En paralelo, se implementa el mejoramiento de la eficiencia térmica de las viviendas, con programas de reacondicionamiento térmico para reducir la demanda energética. Esto disminuye las emisiones asociadas a la calefacción. Se incluye también el control de emisiones de fuentes fijas, como las calderas y otras fuentes industriales, que se ven reguladas para reducir su impacto. La regulación también afecta las quemas agrícolas, forestales y domiciliarias, donde se prohíbe la quema de residuos y combustibles no autorizados en calefactores y cocinas a leña. Además, se implementa un sistema de pronóstico y monitoreo de la calidad del aire, junto con un plan de acción para gestionar episodios críticos de contaminación. Finalmente, se desarrollan campañas de sensibilización y educación sobre el uso responsable de la calefacción, y los efectos de la contaminación del aire en la salud. Estas medidas buscan no solo reducir las emisiones de contaminantes, sino también mejorar la calidad de vida de los habitantes de Coyhaique y su zona circundante, protegiendo su salud y el medio ambiente (MMA, 2018a).

En este contexto, el presente estudio tiene como propósito analizar la evolución de las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en Coyhaique durante el periodo 2014–2024, con énfasis en la comparación

entre los periodos pre y post pandemia, la identificación del mes más contaminado y la influencia de variables meteorológicas sobre la dinámica del contaminante.

### **Hipótesis:**

Durante el periodo 2014–2024, las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en Coyhaique mostraron una disminución en el mes de mayor contaminación, lo que indica un efecto moderado del Plan de Descontaminación Atmosférica y de los cambios ocurridos durante la pandemia.

### **Objetivo General:**

Analizar la evolución de las concentraciones de material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) en Coyhaique durante el periodo 2014–2024, identificando el mes de mayor contaminación atmosférica y evaluando los cambios ocurridos tras la implementación del Plan de Descontaminación Atmosférica y durante el periodo de pandemia.

### **Objetivos específicos:**

- Identificar el mes de mayor concentración de material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) en Coyhaique durante el periodo 2014–2024, caracterizando su comportamiento estacional y su relevancia como indicador crítico de la contaminación invernal.
- Comparar las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> del mes más contaminado entre distintos periodos temporales, diferenciando los años previos a la pandemia (2014–2019), los años pandémicos (2020–2021) y los años posteriores (2022–2024), con el fin de evaluar variaciones significativas y posibles efectos asociados a la implementación del Plan de Descontaminación Atmosférica.
- Analizar la relación entre las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> y las principales variables meteorológicas (temperatura, precipitación y velocidad del viento) durante el mes más contaminado, determinando cómo las condiciones climáticas locales influyen en la dispersión y acumulación de contaminantes.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1 Fuente de datos**

Se utilizaron registros horarios de  $PM_{2,5}$  obtenidos desde la plataforma SINCA, específicamente de la estación “Coyhaique 1  $PM_{2,5}$ ” (UTM: 729281 E, 4948421 N), para el período 2014–2024. Se incorporaron además datos mensuales de temperatura y precipitación desde fuentes oficiales como DMC, DGA y CR2.

Los datos fueron organizados y procesados en Excel y RStudio.. El análisis incluyó más de 87.000 registros.

### **2.2 Prueba de Chi-cuadrado de independencia (Pearson)**

El objetivo fue evaluar si existían diferencias significativas en la frecuencia de eventos contaminados ( $> 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) entre mayo, junio y julio, los meses con mayor concentración de  $PM_{2,5}$ . Para ello, se construyó una tabla cruzada de frecuencias observadas y esperadas bajo la hipótesis de independencia. Un p-valor  $< 0,05$  indica asociación entre mes y evento crítico. (ver Anexo 1)

### **2.3 Cálculo de promedios y desviación estándar**

Se calcularon promedios y desviaciones estándar mensuales de  $PM_{2,5}$  (2014–2024) para describir su evolución, identificar patrones estacionales y meses críticos, y evaluar la variabilidad interanual considerando eventos como la pandemia y el Plan de Descontaminación. Estos resultados sustentaron análisis gráficos y tablas comparativas.

### **2.4 Prueba de Shapiro-Wilk**

La prueba de Shapiro-Wilk evalúa si los datos provienen de una población con distribución normal, siendo especialmente recomendable en muestras pequeñas o medianas por su alta sensibilidad para detectar desviaciones (Zar, 2010). En este estudio se aplicó a las concentraciones horarias de  $PM_{2,5}$  del mes de junio (2014–2024), tras el filtrado y depuración de los datos

## **2.5 Prueba de Kruskal-Wallis**

Se usó la prueba de Kruskal-Wallis para ver si había diferencias significativas en las concentraciones de  $PM_{2,5}$  del mes de junio, entre 2014 y 2024. El objetivo fue comparar los años y saber si los valores de medianas y su distribución cambiaban. Esta prueba no paramétrica es útil cuando los datos no son normales y permite saber si existen cambios estadísticos entre grupos.

## **2.6 Prueba post hoc de Dunn**

Tras la prueba de Kruskal-Wallis, se aplicó la prueba post hoc de Dunn para identificar entre qué años existían diferencias en las concentraciones de  $PM_{2,5}$ . Este método no paramétrico compara pares de grupos y es útil cuando no hay normalidad en los datos. Se utilizó la corrección de Bonferroni para evitar falsos positivos en comparaciones múltiples. (Montgomery et al., 2018).

## **2.7 Test de Wilcoxon Mann-Whitney**

El test de Wilcoxon Mann-Whitney es una prueba no paramétrica útil para comparar dos muestras independientes cuando los datos no siguen una distribución normal, como en este caso (Zar, 2010). Se aplicó para comparar las concentraciones de  $PM_{2,5}$  en junio entre los periodos 2014–2019 y 2022–2024, usando la función `wilcox.test()`. El análisis permitió determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos.

## **2.8 Regresión simple**

La regresión lineal simple es una técnica estadística utilizada para modelar la relación entre dos variables cuantitativas: una dependiente (Y) y una independiente (X). Su objetivo es encontrar la ecuación de una recta que mejor describa cómo cambia Y en función de X (Montgomery et al., 2018).

En este caso, la regresión simple se utilizó para observar cómo varían las condiciones de contaminación o temperatura a lo largo del tiempo, permitiendo identificar tendencias generales y analizar la dispersión de los datos entre distintos años.

## **2.9 Metodología para la prueba de Fligner-Killeen**

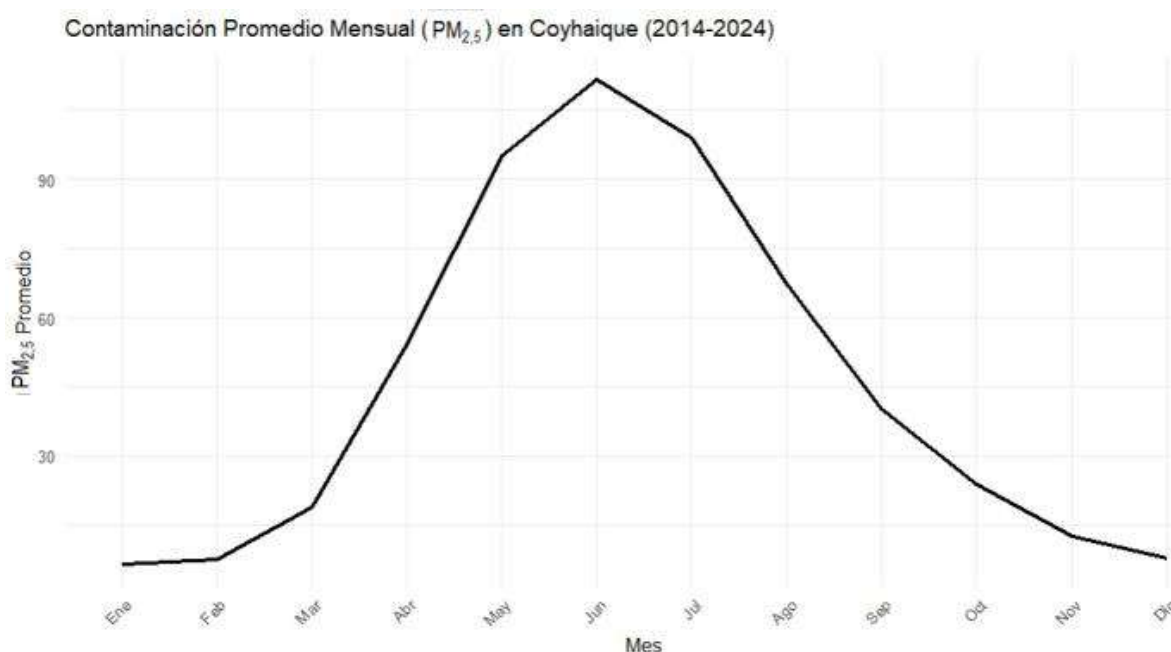
El objetivo fue evaluar si la variabilidad de las concentraciones de  $PM_{2,5}$  en junio se mantenía homogénea entre los años 2014 y 2024. Esta prueba no paramétrica permite verificar la homogeneidad de varianzas, incluso cuando los datos no siguen una distribución normal. Es robusta frente a valores atípicos y desviaciones importantes de la normalidad, lo que la hace preferible frente a métodos como Bartlett o Levene. En este estudio, sirvió para saber si la dispersión se mantenía estable o cambiaba de forma importante a lo largo del tiempo.

## **2.10 Correlación de Spearman**

Se aplicó la correlación de Spearman para evaluar la relación entre las concentraciones de  $PM_{2,5}$  y las precipitaciones acumuladas en junio. Esta prueba no paramétrica mide asociaciones sin requerir normalidad ni relación lineal (Zar, 2010).

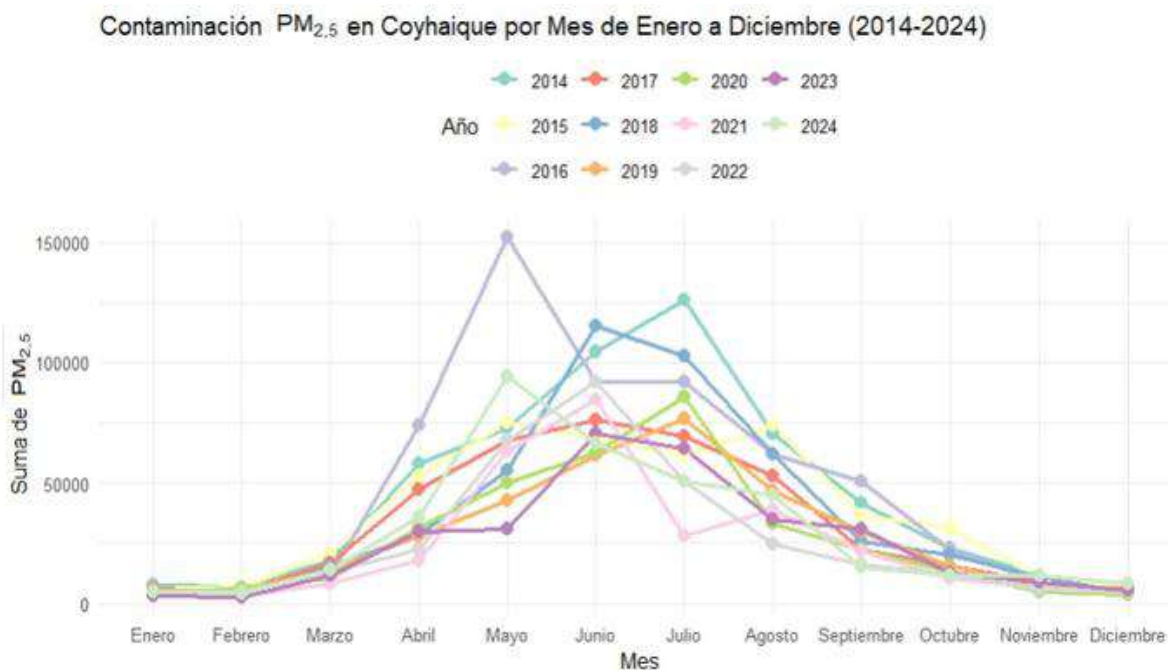
## **3. RESULTADOS**

La figura 1 muestra la evolución del promedio mensual de concentración de material particulado fino ( $PM_{2,5}$ ) en la ciudad de Coyhaique entre los años 2014 y 2024. El gráfico revela un aumento sostenido de las concentraciones desde el mes de marzo, con un alza pronunciada en abril y mayo, alcanzando su valor máximo en junio con un promedio cercano a los  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Posteriormente, se observa una disminución progresiva en los meses siguientes, con una caída marcada desde julio hasta noviembre, y estabilización en los meses de verano (diciembre, enero y febrero), donde los valores promedio se mantienen por debajo de los  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . El patrón estacional es claro, con niveles bajos en verano, incremento desde el otoño y un pico en pleno invierno, seguido de una disminución hacia la primavera.



**Figura 1.** Promedio mensual de concentración de PM<sub>2.5</sub> en μg/m<sup>3</sup> en Coyhaique durante el periodo 2014–2024.

La figura 2 presenta la suma mensual de PM<sub>2.5</sub> registrada en Coyhaique desde enero hasta diciembre para cada uno de los años del periodo 2014–2024. El gráfico permite visualizar la evolución temporal de las emisiones anuales, destacando una fuerte estacionalidad con aumentos marcados a partir de marzo y picos entre mayo y julio. El año 2016 presenta el mayor valor acumulado de PM<sub>2.5</sub> en mayo, superando los 150.000 μg/m<sup>3</sup>, seguido por los años 2018 y 2014, que también muestran acumulados superiores a los 100.000 μg/m<sup>3</sup> durante los meses invernales. En contraste, los años 2020 y 2021 registran valores considerablemente menores durante el mismo periodo. Para todos los años, se observa una disminución progresiva a partir de agosto, con valores bajos y estables entre octubre y febrero, cercanos a los 10.000 μg/m<sup>3</sup>.



**Figura 2.** Contaminación mensual por PM<sub>2.5</sub> en Coyhaique entre los años 2014–2024.

El cuadro 1 de medias, medianas de los años de estudio, puede visualizarse en el anexo 1, que los meses más contaminados varían según el año, destacándose principalmente mayo, junio y julio.

**Cuadro 1.** Promedios y desviaciones estándar de concentraciones de PM<sub>2.5</sub> para cada mes y año. Revisar detalle en el anexo 1.

| Año  | Mes | Media (µg/m <sup>3</sup> ) | Desviación estándar (µg/m <sup>3</sup> ) |
|------|-----|----------------------------|--|
| 2014 | 1   | 10.15                      | 11.55                                    |
| 2014 | 2   | 10.73                      | 12.17                                    |
| 2014 | 3   | 24.47                      | 35.82                                    |
| 2014 | 4   | 80.84                      | 93.65                                    |
| 2014 | 5   | 98.41                      | 122.36                                   |

En 2014, el mes más contaminado fue julio, con una concentración de 169.46 µg/m<sup>3</sup>, mientras que en 2015 y 2016, mayo lideró con 101.60 µg/m<sup>3</sup> y 204.66 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente. En 2017, junio alcanzó 107.79 µg/m<sup>3</sup>, mientras que, en 2018 junio nuevamente fue el mes más contaminado con 160.92 µg/m<sup>3</sup>. Los años posteriores muestran una tendencia similar con julio en 2019 (103.39 µg/m<sup>3</sup>), julio en

2020 ( $116.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y junio en 2021 ( $118.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En 2022, junio se mantiene como el mes más contaminado con  $128,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en 2023 este mes sigue siendo el más afectado, con  $98,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Finalmente, mayo de 2024 lidera nuevamente con  $126,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Estos datos reflejan una tendencia de mayor contaminación atmosférica en los meses cercanos al invierno, particularmente en mayo, junio y julio. En estos meses, de manera recurrente, se observan las concentraciones más altas de  $\text{PM}_{2,5}$ , que oscilan entre  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $204 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , destacando especialmente mayo y junio, que son claves en la investigación y monitoreo de la contaminación del aire.

Los promedios mensuales indican que los valores más bajos se concentran entre enero y marzo, con concentraciones inferiores a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras que a partir de abril comienzan a observarse aumentos sostenidos que superan los  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alcanzando valores máximos en junio, mes en el que las concentraciones promedio superan los  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (figura 1). Este comportamiento se mantiene de forma sistemática en todos los años del periodo analizado, lo que posiciona al mes de junio como el mes más contaminado del año en Coyhaique, seguido por los meses de mayo y julio, los cuales presentan concentraciones elevadas, pero raramente superan el nivel de contaminación alcanzado por junio (figura 1 y 2).

En los años más críticos, como 2014, 2016 y 2018, las concentraciones promedio mensuales en junio superaron los  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alcanzando en algunos casos valores cercanos a  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , con una alta dispersión diaria dentro del mes, reflejada en desviaciones estándar superiores a los  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En contraste, en los años con menor carga contaminante, como 2019, 2020 y 2024, los promedios mensuales de junio se mantuvieron en torno a los  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , evidenciando una diferencia considerable respecto a los años más contaminados (figura 1). Sin embargo, incluso en esos años más bajos, junio continuó siendo el mes de mayor concentración dentro del ciclo anual.

La trayectoria de las concentraciones a lo largo del año sigue un patrón en forma de campana: desde valores estables y bajos en verano (enero y febrero), con concentraciones cercanas a los  $10\text{--}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , las curvas de los promedios mensuales muestran un ascenso continuo que inicia en marzo, se intensifica en abril, y llega a un máximo durante junio, con un promedio anual consolidado para este mes que supera los  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Posteriormente, en julio se produce un descenso moderado, con promedios aún altos (en torno a los  $95\text{--}105 \mu\text{g}/\text{m}^3$  según el año), seguido de una disminución más pronunciada en agosto, septiembre y octubre, y una estabilización en noviembre y diciembre, donde las concentraciones retornan a niveles similares a los del verano (figura 1). Esta forma del ciclo anual se repite con precisión a lo largo de toda la serie, sin inversiones del patrón. La suma de concentraciones mensuales acumuladas

de PM<sub>2,5</sub> refuerza esta estructura: junio registra sistemáticamente los valores acumulados más altos de cada año, alcanzando en los años más extremos cargas superiores a los 150.000 µg/m<sup>3</sup>, mientras que en los años menos contaminados estas cargas se reducen a cifras entre 60.000 y 80.000 µg/m<sup>3</sup> (figura 2). Por ejemplo, en 2016, el acumulado mensual de junio fue el más alto de toda la serie, superando los 150.000 µg/m<sup>3</sup>, seguido de cerca por los años 2014 y 2018, cuyos acumulados también superaron los 100.000 µg/m<sup>3</sup>. En el otro extremo, los acumulados más bajos se registraron en los años 2019, 2020 y 2024, todos con cargas mensuales inferiores a 80.000 µg/m<sup>3</sup>. Pese a estas diferencias en magnitud, en todos los años junio fue el mes que presentó el mayor total de concentración acumulada en el calendario anual (figura 2).

La comparación de los valores mensuales del trimestre invernal (mayo, junio y julio) evidencia que junio concentra sistemáticamente las mayores concentraciones promedio de PM<sub>2,5</sub> en casi todos los años del periodo 2014–2024 (figura 7). Este predominio es particularmente marcado en los años 2016 y 2018, donde las concentraciones de junio alcanzan los valores más altos de toda la serie, superando los 200 µg/m<sup>3</sup> y sobrepasando en más de 40 µg/m<sup>3</sup> al mes de mayo y en más de 70 µg/m<sup>3</sup> al mes de julio. En años con menor carga contaminante, como 2019 y 2020, las diferencias entre los tres meses son más acotadas, aunque junio sigue registrando los niveles más elevados, con concentraciones que bordean los 120 µg/m<sup>3</sup>. En 2023, se observa una disminución importante en los niveles de mayo, lo que incrementa la diferencia relativa respecto a junio. El patrón general muestra que, independientemente de las fluctuaciones interanuales, junio permanece como el mes con mayores concentraciones en cada año. Al comparar bloques de tiempo, se observa que en el periodo 2014–2019 las concentraciones de junio superan ampliamente los 120 µg/m<sup>3</sup> en la mayoría de los años, mientras que en el bloque 2022–2024, si bien algunos años muestran valores por debajo de esa cifra, los niveles siguen siendo elevados, manteniéndose entre 110 y 150 µg/m<sup>3</sup>. Esto sugiere una reducción parcial pero insuficiente, ya que las concentraciones continúan muy por sobre los estándares nacionales e internacionales de calidad del aire.

Las desviaciones estándar de las concentraciones de junio permiten observar la magnitud de la variabilidad diaria dentro del mes. En los años más contaminados, las desviaciones superaron los 150 µg/m<sup>3</sup>, con valores extremos observados en 2018, donde se registraron eventos diarios cercanos a los 300 µg/m<sup>3</sup>. En los años con menor carga, la dispersión fue menor, pero aún significativa, manteniéndose por sobre los 80 µg/m<sup>3</sup>. Esto indica que incluso en años con promedios moderadamente bajos, existieron episodios agudos de contaminación durante algunos días de junio. Esta alta dispersión interanual y diaria refleja la sensibilidad del sistema atmosférico local ante condiciones particulares, como fenómenos meteorológicos o eventos puntuales de emisiones residenciales.

La trayectoria anual completa, medida por la suma mensual de  $PM_{2,5}$  desde enero a diciembre para cada año del periodo, muestra que en todos los años la curva alcanza su punto más alto en junio, con una reducción posterior que se mantiene hasta diciembre. Esta dinámica se repite con estabilidad en los once años analizados. Esta estabilidad temporal en la ocurrencia del mes más contaminado contrasta con las variaciones interanuales en magnitud, lo que permite distinguir entre años de alta y baja carga, pero sin modificar el patrón general.

En conjunto, los resultados numéricos entregados para el periodo 2014–2024 muestran de forma consistente que junio es el mes de mayor concentración de  $PM_{2,5}$  en Coyhaique, con valores promedio superiores al resto del año, con máximos históricos que superan los  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , acumulados mensuales que han alcanzado más de  $150.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y desviaciones estándar elevadas que reflejan la presencia frecuente de episodios críticos dentro del mismo mes. Esta situación se mantiene estable a lo largo de toda la serie evaluada, sin interrupciones en el patrón estacional, y con diferencias marcadas respecto a los meses más limpios del año, cuya concentración promedio se mantiene bajo los  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La diferencia entre los meses de menor y mayor concentración es en todos los años superior a  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y en algunos casos excede los  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , lo que refuerza la magnitud del contraste estacional observado en la ciudad.

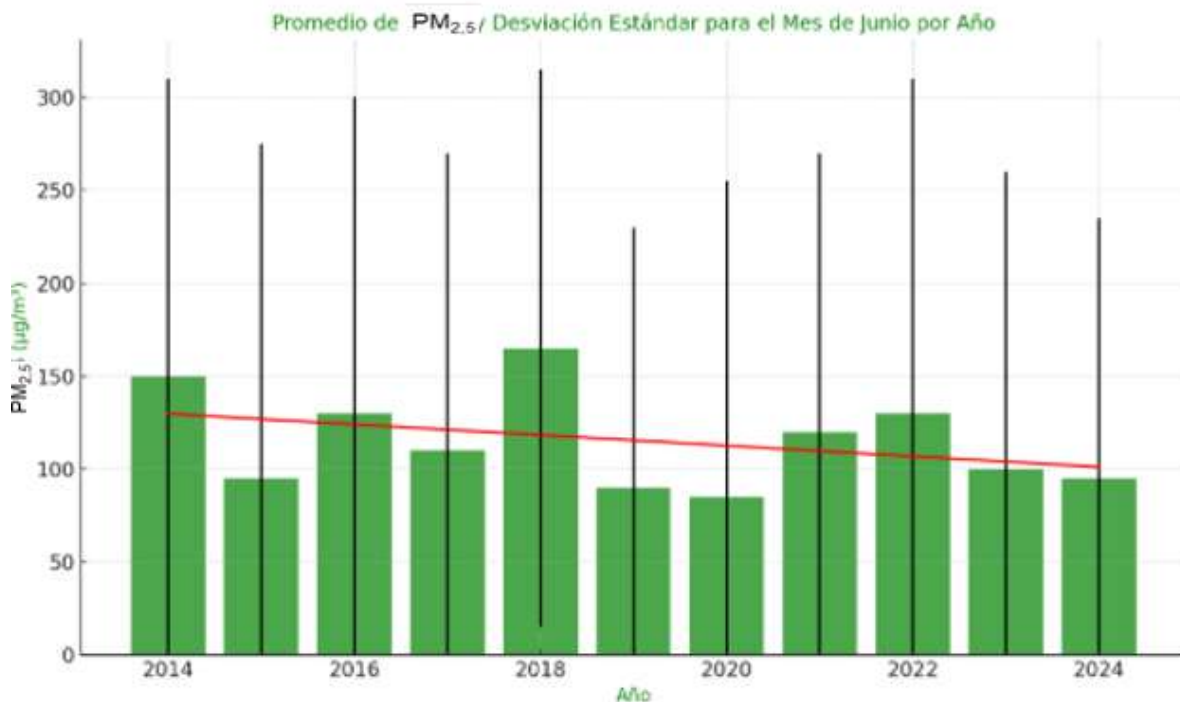
### **3.1 Medias mensuales de $PM_{2,5}$ (2014-2024)**

Durante el periodo 2014–2024, las concentraciones de material particulado fino ( $PM_{2,5}$ ) registradas en el mes de junio en Coyhaique presentan una marcada variabilidad interanual, con un comportamiento que permite identificar dos bloques temporales con características diferenciadas. En los primeros años del periodo, específicamente entre 2014 y 2018, se concentraron los valores más altos de contaminación atmosférica, con promedios mensuales que superaron los  $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en varios años, y valores puntuales que incluso excedieron los  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los años 2014 ( $146,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 2016 ( $135,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y 2018 ( $160,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) destacan por presentar no solo concentraciones promedio elevadas, sino también desviaciones estándar muy altas, superiores a los  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , lo que evidencia una gran dispersión de los datos diarios y la ocurrencia recurrente de episodios extremos. A partir de 2019 se observa una reducción progresiva de los niveles de  $PM_{2,5}$  en junio, con un descenso en los valores promedio que, si bien siguen superando los límites recomendados por la normativa nacional e internacional, ya no alcanzan los niveles críticos del quinquenio anterior. Por ejemplo, en 2019 el

promedio mensual de junio fue de  $86,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en 2020 fue de  $87,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y en 2024 alcanzó los  $92,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , todos valores considerablemente más bajos que los registrados en los años iniciales. El año 2021 representó una excepción parcial, con un aumento en las concentraciones promedio a  $118,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , aunque sin alcanzar los niveles de los años más contaminados.

Esta evolución se refleja también en los gráficos de promedios y sumas mensuales (figuras 3 y 6), donde se aprecia una disminución en la magnitud de los picos invernales y una mayor estabilidad interanual desde 2019 en adelante. Los diagramas de caja elaborados a partir de los datos diarios de junio permiten visualizar esta transición: entre 2014 y 2018 se observa una alta mediana, un amplio rango intercuartílico y numerosos valores atípicos en el extremo superior, mientras que en los años posteriores las medianas tienden a bajar y la dispersión se reduce, especialmente en 2020, 2022 y 2024 (figura 8). Esta reducción no ha sido uniforme ni lineal, pero los años recientes muestran una disminución de la intensidad y frecuencia de los episodios más críticos. La comparación entre dos bloques de años 2014–2019 y 2022–2024 evidencia una baja de  $15,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en los promedios mensuales de junio, al pasar de  $125,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $110,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , lo que equivale a una disminución cercana al 12%, aunque ambos promedios siguen representando niveles altos de contaminación (figura 6). Las desviaciones estándar asociadas a cada bloque muestran también una ligera reducción, lo que se relaciona con una menor ocurrencia de eventos extremos en los años más recientes. Esta diferencia se refuerza al observar que entre 2014 y 2018, cuatro de los cinco años analizados superaron los  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en promedio, mientras que desde 2019 ningún año ha vuelto a alcanzar ese umbral. Si se analiza la evolución conjunta de los tres meses invernales más críticos (mayo, junio y julio), se confirma que junio continúa siendo el mes con mayores concentraciones, pero con una disminución progresiva desde 2019 en adelante, interrumpida por un repunte en 2021 y una estabilización posterior en 2022–2024 (figura 7). En términos de sumas mensuales acumuladas, los valores más altos del periodo se concentran en junio de 2016, con más de  $150.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , seguido por 2018 y 2014, ambos con sumas superiores a  $100.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En contraste, los años 2019, 2020 y 2024 muestran acumulados inferiores a los  $90.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (figura 2). Esta transición también se evidencia en la evolución de las medianas anuales, que descendieron de valores superiores a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre 2014 y 2018 a valores cercanos o inferiores a  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a partir de 2019, con excepciones puntuales. Las concentraciones diarias muestran además que los valores máximos han disminuido, con menor frecuencia de registros superiores a  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en los años más recientes, mientras que los valores mínimos y el primer cuartil han tendido a mantenerse estables, reflejando una compresión de la distribución (figura 3 y 4). El patrón estacional también se ha mantenido constante, con aumentos pronunciados desde marzo y abril, alcanzando su punto máximo en junio y disminuyendo gradualmente

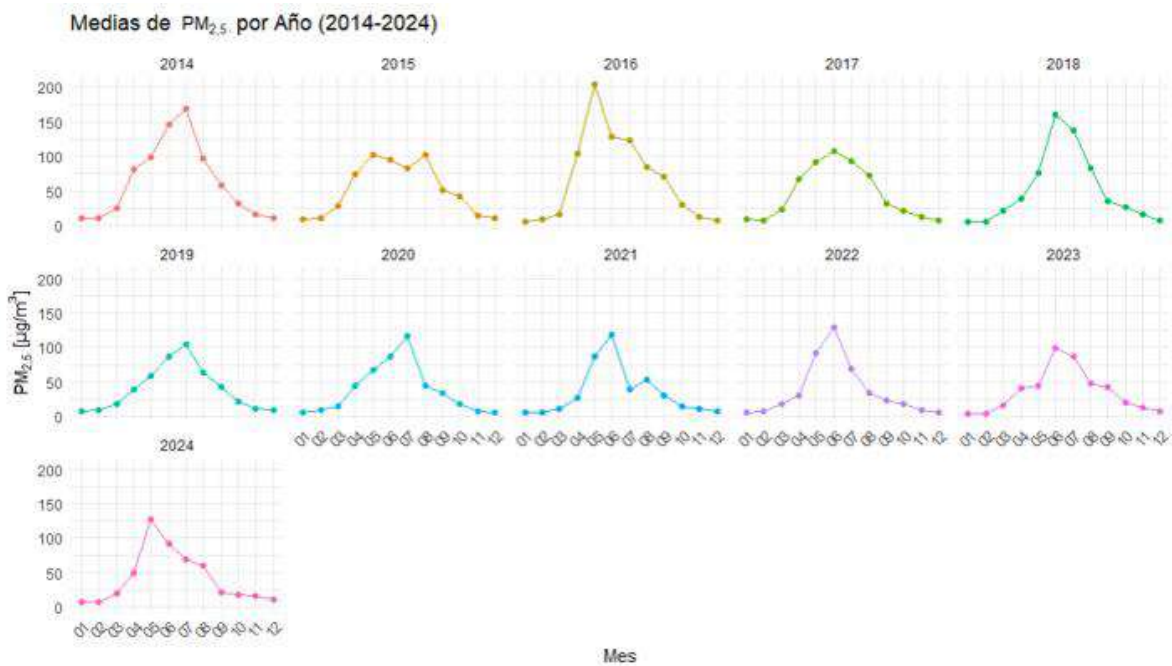
desde julio hasta estabilizarse en los meses de primavera y verano, con concentraciones por debajo de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (figura 4). La evaluación comparativa de los promedios mensuales muestra que la estacionalidad sigue presente, pero con picos menos pronunciados en los últimos años. En definitiva, los datos del periodo 2014–2024 evidencian una transición desde un escenario con frecuentes episodios extremos de contaminación hacia uno con menores promedios y menor dispersión interanual durante el mes de junio, especialmente a partir de 2019.



**Figura 3.** Promedio anual de  $\text{PM}_{2.5}$  y desviación estándar para el mes de junio según año.

Este gráfico muestra la evolución de las concentraciones promedio de material particulado  $\text{PM}_{2.5}$  en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  durante los meses de junio entre los años 2014 y 2024. Dado que ha sido escogido por ser moda a lo largo de los años, se identifican patrones notables: las concentraciones en 2014 fueron relativamente más altas en comparación con años posteriores. Después, hubo una disminución continua hasta alcanzar su nivel más bajo alrededor de 2018 o incluso 2020. Sin embargo, después de este descenso, las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  comenzaron a aumentar nuevamente.

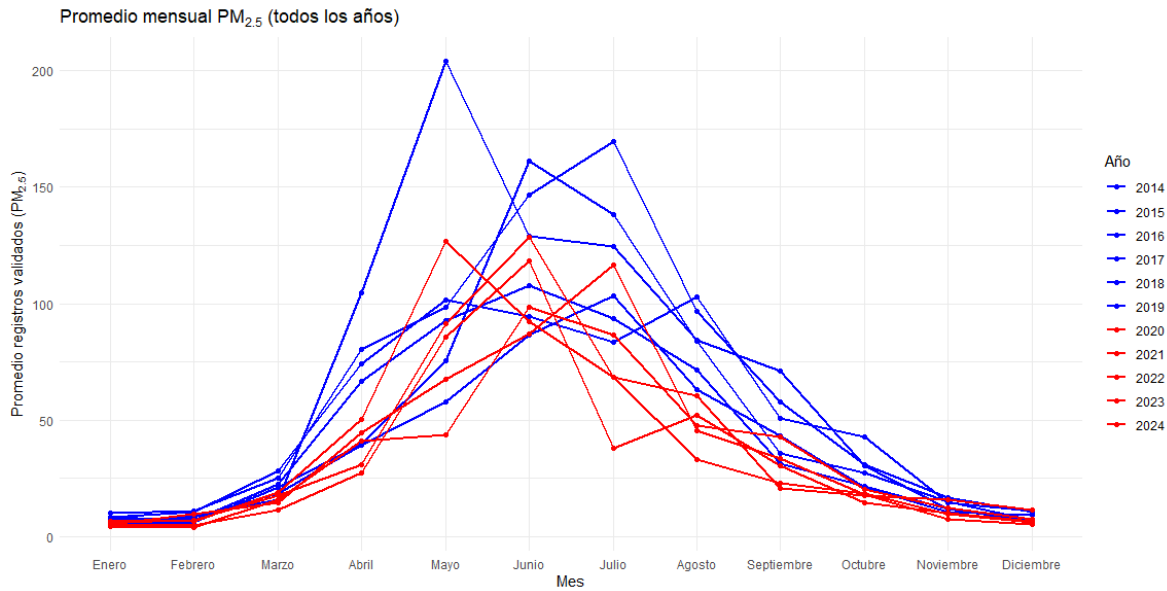
Hasta 2019, se observó una disminución significativa en los niveles de  $PM_{2.5}$ . No obstante, este descenso no se mantuvo de manera constante, ya que, a partir de 2021, las concentraciones volvieron a niveles similares a los previos. En 2020, se evidenció una disminución marcada del promedio de  $PM_{2.5}$ , junto con una reducción en la desviación estándar. A partir de 2021, aunque la media aumentó ligeramente, la dispersión permaneció relativamente amplia, reflejando variabilidad en los niveles de contaminación. Este gráfico no solo permite evaluar la tendencia central de las concentraciones, sino también la incertidumbre y la variabilidad interanual, lo cual es fundamental para realizar análisis más profundos. Además, destaca la importancia de considerar tanto las políticas estructurales como las condiciones meteorológicas al realizar modelos predictivos de calidad del aire.



**Figura 4.** El análisis de las concentraciones de  $PM_{2.5}$  entre 2014 y 2024 muestra un patrón estacional claro.

Los picos se dan principalmente en los meses de invierno, especialmente en mayo y julio. En 2016 y 2014, los valores fueron altos, con un máximo en mayo. Desde 2019, se observa una reducción, pero no tan drástica. En 2020, por ejemplo, hubo una caída significativa. Sin embargo, los meses fríos siguen siendo los más contaminados. Aunque la concentración ha disminuido en general, los meses de invierno mantienen altos niveles de contaminación. En 2024, mayo sigue siendo el mes más contaminado, aunque con una caída moderada. Esto indica que, aunque ha habido mejoras, las emisiones

residenciales siguen siendo un problema importante. El patrón estacional persiste, pero con menos extremos.

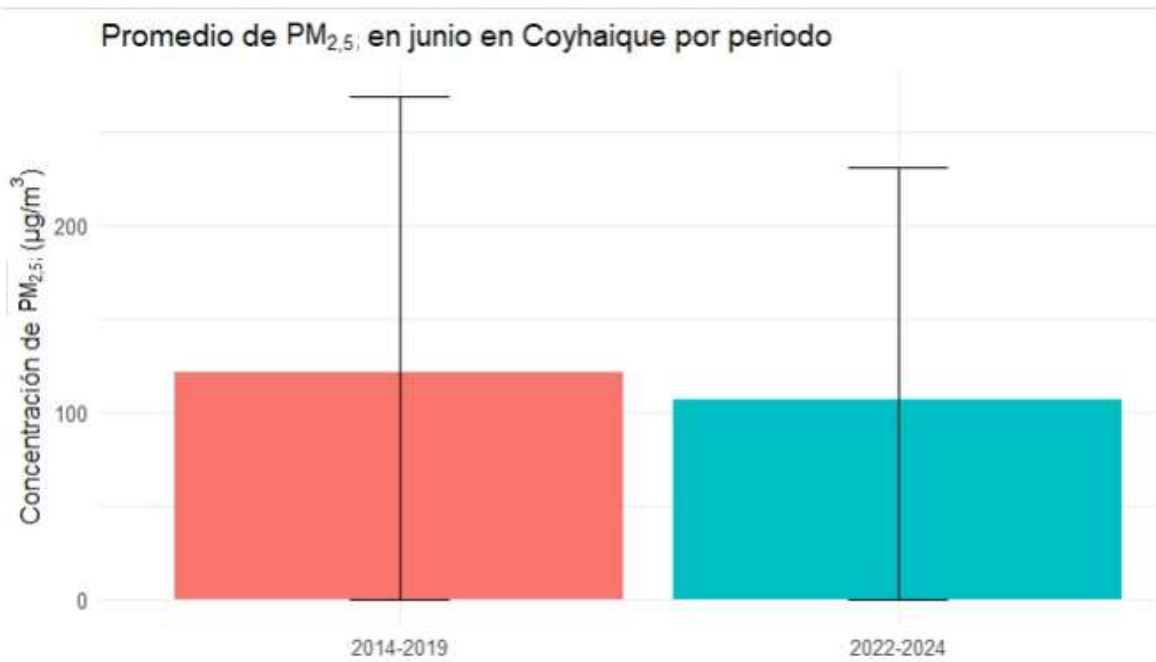


**Figura 5.** Tendencia general del PM<sub>2.5</sub> mensual validado (líneas por año, colores diferenciados por época) el análisis de las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> antes y después de la implementación del Plan de Descontaminación (2014-2024)

Observamos un perfil típico en forma de campana a lo largo de los meses. En verano las concentraciones son bajas (menos de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pero a partir de abril o mayo hay un alza clara, alcanzando máximos entre mayo y julio. Los años en azul (2014–2019) exhiben picos más marcados (superando 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en algunos casos), mientras que los años en rojo (2020–2024) tienden a valores intermedios o más bajos, aunque con variabilidad. Esto sugiere una reducción parcial postpandemia. La dispersión entre años revela que la Inter anualidad sigue siendo alta, no hay un aplanamiento uniforme en la serie, lo cual se interpreta como evidencia de efectos climáticos, medidas de control variables, o incluso cambios en la fuente. Aunque la tendencia general parece ir bajando, todavía hay eventos puntuales con alta contaminación.

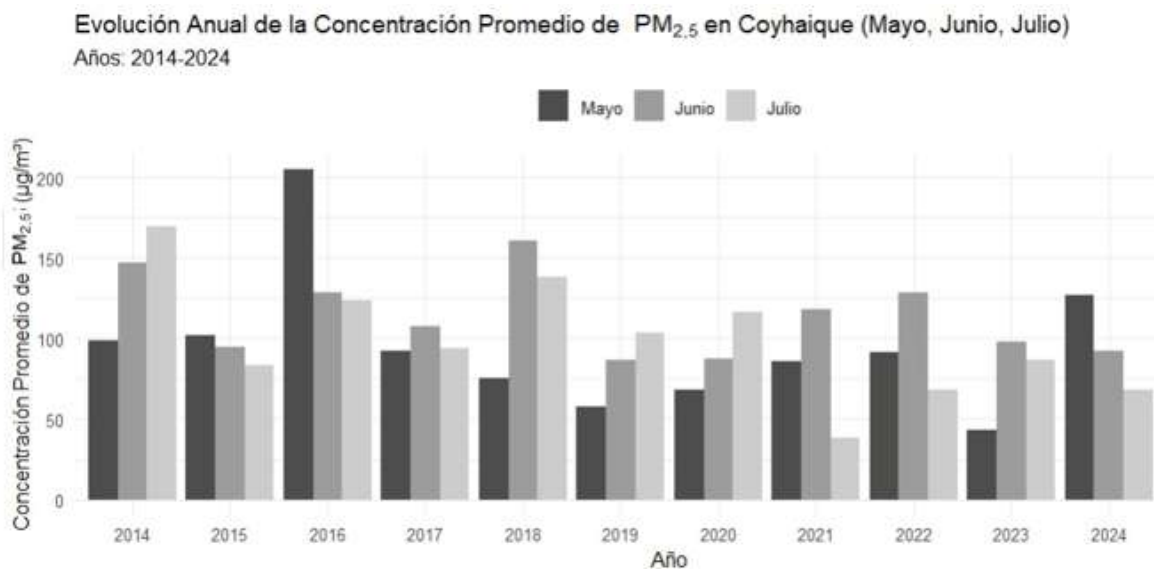
Cuadro 2. Estadísticos descriptivos de las concentraciones horarias de PM<sub>2,5</sub> en el mes de junio (2014–2024)

| Año  | Media      | Mediana | DE        | Mínimo | Máximo    | N   |
|------|------------|---------|-----------|--------|-----------|-----|
| 2014 | 14.680,197 | 92,000  | 1.538,045 | 7      | 974,000   | 712 |
| 2015 | 9.472,961  | 48,290  | 1.204,630 | 4      | 739,696   | 719 |
| 2016 | 12.887,370 | 60,565  | 1.609,003 | 1      | 1.091,000 | 716 |
| 2017 | 10.779,320 | 66,000  | 1.163,252 | 1      | 868,000   | 706 |
| 2018 | 16.092,469 | 84,000  | 2.015,135 | 2      | 1.324,000 | 717 |
| 2019 | 8.665,682  | 57,000  | 906,344   | 1      | 709,000   | 711 |
| 2020 | 8.712,083  | 52,000  | 1.034,134 | 1      | 764,000   | 720 |
| 2021 | 11.822,797 | 52,000  | 1.633,465 | 1      | 1.027,000 | 715 |
| 2022 | 12.868,436 | 60,500  | 1.548,580 | 2      | 908,000   | 716 |
| 2023 | 9.812,239  | 53,000  | 1.200,992 | 1      | 869,000   | 719 |
| 2024 | 9.233,380  | 66,000  | 854,958   | 1      | 762,000   | 719 |



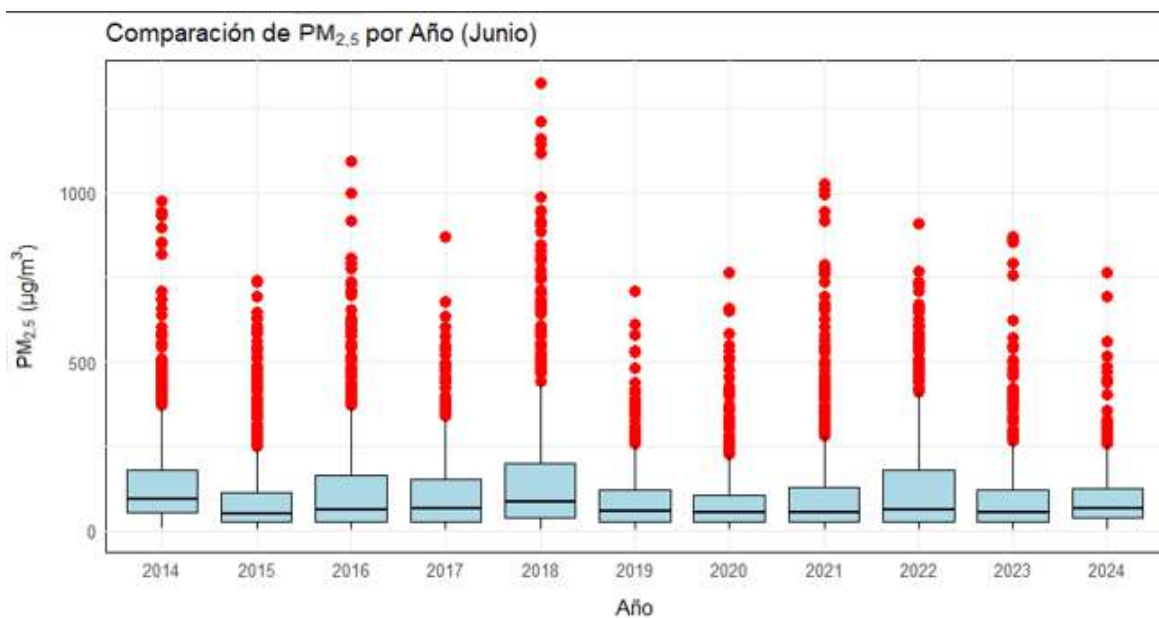
**Figura 6.** Comparación de promedios de PM<sub>2.5</sub> en junio entre los periodos 2014–2019 y 2022–2024 en Coyhaique, con barras de error que representan la desviación estándar.

La Figura 6 presenta los promedios de concentración de material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) durante el mes de junio en Coyhaique para los periodos 2014–2019 y 2022–2024, incluyendo barras de error que representan la desviación estándar. En el periodo 2014–2019, el promedio de PM<sub>2.5</sub> en junio fue de aproximadamente 125,6 µg/m<sup>3</sup>, con una desviación estándar de cerca de 110 µg/m<sup>3</sup>, lo que indica una alta variabilidad interanual, con años que superaron los 230 µg/m<sup>3</sup> y mínimos por debajo de 20 µg/m<sup>3</sup>. En el periodo 2022–2024, el promedio se redujo a aproximadamente 110,4 µg/m<sup>3</sup>, con una desviación estándar de alrededor de 90 µg/m<sup>3</sup>, manteniéndose también una dispersión considerable en los datos, aunque con valores máximos levemente inferiores al primer periodo. Ambos bloques presentan amplitudes amplias en sus barras de error, reflejando la presencia de años con episodios de alta concentración y otros con niveles significativamente más bajos, dentro del mismo mes de análisis.



**Figura 7.** Evolución anual de la concentración promedio de PM<sub>2,5</sub> en Coyhaique durante los meses de mayo, junio y julio, para el periodo 2014–2024.

La Figura 7 presenta las concentraciones promedio mensuales de material particulado fino (PM<sub>2,5</sub>) registradas en los meses de mayo, junio y julio entre los años 2014 y 2024 en Coyhaique. Los años 2014 y 2018 también exhiben concentraciones elevadas en junio, con promedios sobre los 160 µg/m<sup>3</sup>. En contraste, los años 2020 y 2021 presentan reducciones significativas, especialmente en julio, donde las concentraciones caen por debajo de los 50 µg/m<sup>3</sup>. Durante el periodo posterior a la pandemia (2022–2024), las concentraciones se estabilizan, con valores de junio que oscilan entre 100 y 130 µg/m<sup>3</sup>, aunque sin retornar a los niveles críticos de 2016–2018. En mayo y julio, las concentraciones tienden a ser más bajas que en junio, con variabilidad interanual marcada. La figura permite observar la estacionalidad de la contaminación y el comportamiento interanual de los tres meses más críticos del invierno austral.



**Figura 8.** Boxplot por mes más contaminado y año

El gráfico muestra que, aunque las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en junio de 2014 a 2024 son generalmente similares en términos de dispersión, algunos años como 2018 y 2022 presentan mayor variabilidad (cuadro 2). Los valores extremos de PM<sub>2.5</sub> son más altos en 2018, lo que sugiere fuentes de contaminación fuera de lo común. A partir de 2020, con la pandemia, se observa una disminución de estos valores extremos, lo que podría estar relacionado con la reducción de actividades humanas.

Durante el periodo 2014–2024, las concentraciones de material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) en Coyhaique han mostrado una marcada estacionalidad, alcanzando sus máximos niveles en el mes de junio, lo que motivó un análisis centrado en este mes para identificar diferencias entre los años 2020 y 2021 correspondientes al periodo de pandemia por COVID-19 en relación con el resto del periodo. Los resultados indican que, si bien el promedio de PM<sub>2.5</sub> en junio para todo el periodo analizado fue de aproximadamente 115,4 µg/m<sup>3</sup>, los años 2020 y 2021 presentan valores diferenciados (figura 3). El año 2020 muestra una de las concentraciones más bajas del periodo con un promedio de 87,1 µg/m<sup>3</sup>, mientras que 2021 exhibe un aumento con respecto al año anterior, alcanzando 118,2 µg/m<sup>3</sup>. Sin embargo, ambos valores se mantienen por debajo de los niveles críticos observados en años anteriores como 2014, 2016 y 2018, donde las concentraciones superaron los 135 µg/m<sup>3</sup>. En cuanto a la desviación estándar, 2020 registró una dispersión menor (103,4 µg/m<sup>3</sup>) en comparación con años como 2016 (192,9 µg/m<sup>3</sup>) o 2018 (201,5 µg/m<sup>3</sup>), lo que sugiere una menor frecuencia de episodios extremos. Las medianas también

reflejan esta reducción, ya que en 2020 y 2021 se situaron entre los valores más bajos del conjunto de años evaluados (figura 8). Esta disminución se visualiza gráficamente en los diagramas de caja, donde los valores atípicos en ambos años se reducen notablemente respecto de los años más contaminados. Al observar la evolución de la concentración promedio de  $PM_{2,5}$  en junio a lo largo del tiempo, se aprecia que los valores registrados en 2020 y 2021 se sitúan por debajo de la media general del periodo y por debajo del promedio del primer bloque temporal (2014–2019), que alcanzó los  $125,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En cambio, durante el bloque posterior (2022–2024), los promedios vuelven a aumentar levemente, pero sin llegar a los niveles extremos del periodo previo a la pandemia.

La tendencia observada indica que 2020 fue el año con menor concentración promedio de  $PM_{2,5}$  en junio desde la entrada en vigencia del Plan de Descontaminación Atmosférica, seguido por 2019 y luego por 2024 (figura 3 y tabla 2). El año 2021, a pesar de presentar un aumento respecto a 2020, no alcanzó niveles equivalentes a los años de mayor concentración. Al comparar el periodo 2020–2021 con el conjunto de años 2014–2019, se observa una caída promedio de más de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tanto en valores medios como en la mediana mensual (figura 5 y 7). Esta diferencia también se manifiesta en la frecuencia y magnitud de los eventos extremos: en 2020 hubo menos días con concentraciones por sobre los  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y los máximos diarios se ubicaron en el rango inferior del periodo analizado (figura 8). Además, se evidencia una reducción en la dispersión intercuartílica, con rangos más estrechos y menos valores atípicos elevados. Si bien los datos de 2021 muestran un leve repunte respecto al año anterior, los valores continúan siendo significativamente menores que los registrados entre 2014 y 2018, lo que se refleja también en la menor variabilidad interanual observada (figura 8). Este comportamiento sugiere que, durante los años de pandemia, se registró una reducción parcial en las concentraciones de  $PM_{2,5}$  durante junio, con valores que no solo estuvieron por debajo del promedio del periodo completo, sino también por debajo de la mayoría de los años del bloque 2014–2019.

### 3.2 Evaluación Estadística de las Concentraciones de PM<sub>2,5</sub>: Prueba de Normalidad y Comparaciones Post-Hoc

La prueba de Shapiro-Wilk aplicada a las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> en junio de los años 2015 a 2024 mostró que los datos no siguen una distribución normal (cuadro 3). Esto significa que se rechaza la hipótesis nula. Debido a esto, no pueden usarse métodos paramétricos. Por lo tanto, se recomienda emplear métodos no paramétricos para los análisis en las siguientes secciones, asegurando la validez de los resultados.

**Cuadro 3.** Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk para los meses de junio.

| Año  | Mes | N   | p-valor  | Normalidad |
|------|-----|-----|----------|------------|
| 2014 | 6   | 712 | —        | No normal  |
| 2015 | 6   | 719 | 9,99E-29 | No normal  |
| 2016 | 6   | 716 | 4,20E-27 | No normal  |
| 2017 | 6   | 706 | 2,98E-23 | No normal  |
| 2018 | 6   | 717 | 7,68E-28 | No normal  |
| 2019 | 6   | 711 | 2,10E-25 | No normal  |
| 2020 | 6   | 720 | 3,96E-28 | No normal  |
| 2021 | 6   | 715 | 2,77E-29 | No normal  |
| 2022 | 6   | 716 | 1,33E-25 | No normal  |
| 2023 | 6   | 719 | 6,14E-28 | No normal  |
| 2024 | 6   | 719 | 1,41E-24 | No normal  |

**Cuadro 4.** La aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis

| .y.               | n    | statistic | df | p        | method         |
|-------------------|------|-----------|----|----------|----------------|
| PM <sub>2,5</sub> | 7859 | 2.431.667 | 10 | 1.48e-46 | Kruskal-Wallis |

Con un total de 7.859 observaciones, el estadístico obtenido fue de 2.431.667, con 10 grados de libertad. El valor p asociado a esta prueba fue extremadamente bajo (1.48e-46), lo que indica diferencias estadísticamente significativas entre al menos dos de los años analizados. Estos resultados permiten rechazar la hipótesis nula de igualdad de distribuciones, y sugieren que las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> presentan variaciones relevantes entre los distintos años del período evaluado, lo que justifica el uso de pruebas post hoc para identificar los pares de años con diferencias significativas.

En los cuadros 5 y 6 se pueden observar el nivel de significancia de las distintas pruebas estadísticas realizadas en este estudio

**Cuadro 5.** Comparación estadística de concentraciones de PM<sub>2,5</sub>: resultados de pruebas de Dunn, Kruskal-Wallis, Wilcoxon y Chi-cuadrado (2014–2024)

| Año                  | Año           | Test Estadístico                 | p-valor    | Significancia | Nivel de Significancia |
|----------------------|---------------|----------------------------------|------------|---------------|------------------------|
| 2014                 | 2020          | Test de Dunn                     | 5,4253E-21 | ****          | Sí                     |
| 2015                 | 2020          | Test de Dunn                     | 1,0000000  | Ns            | No                     |
| 2016                 | 2020          | Test de Dunn                     | 2217,998   | **            | Sí                     |
| 2017                 | 2020          | Test de Dunn                     | 117144,6   | Ns            | No                     |
| 2018                 | 2020          | Test de Dunn                     | 4,8585E-09 | ***           | Sí                     |
| 2014                 | 2021          | Test de Dunn                     | 1,0000000  | Ns            | No                     |
| 2015                 | 2021          | Test de Dunn                     | 8,1913E-14 | ****          | Sí                     |
| 2016                 | 2021          | Test de Dunn                     | 1,0000000  | Ns            | No                     |
| 2017                 | 2021          | Test de Dunn                     | 62777,5    | Ns            | No                     |
| 2018                 | 2021          | Test de Dunn                     | 0,00084047 | ***           | Sí                     |
| 2020                 | 2021          | Test de Dunn                     | 1,0000000  | Ns            | No                     |
| Desde 2014 a<br>2024 | —             | Test de Kruskal-<br>Wallis       | 1,48e-46   | significativo | Sí                     |
| 2014                 | 2019          | Test de Kruskal-<br>Wallis       | 2,62e-37   | significativo | Sí                     |
| 2022                 | 2024          | Test de Kruskal-<br>Wallis       | 0,00373    | significativo | Sí                     |
| 2014-2019            | 2022-<br>2024 | Test de Wilcoxon                 | 0,0004043  | Significativo | Sí                     |
| —                    | —             | Test de Pearson Chi-<br>cuadrado | <2,2e-16   | Significativo | Sí                     |

**Cuadro 6.** Resultados de pruebas estadísticas aplicadas para evaluar diferencias significativas en las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> durante el mes de junio (2014–2024)

| Año 1     | Año 2     | Test Estadístico             | p-valor    | Significancia | Nivel de Significancia |
|-----------|-----------|------------------------------|------------|---------------|------------------------|
| 2014      | 2020      | Test de Dunn                 | 5,4253E-21 | ****          | Sí                     |
| 2015      | 2020      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2016      | 2020      | Test de Dunn                 | 2217,998   | **            | Sí                     |
| 2017      | 2020      | Test de Dunn                 | 11714,6    | Ns            | No                     |
| 2018      | 2020      | Test de Dunn                 | 4,4858E-09 | ****          | Sí                     |
| 2019      | 2020      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2014      | 2021      | Test de Dunn                 | 8,1913E-14 | ****          | Sí                     |
| 2015      | 2021      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2016      | 2021      | Test de Dunn                 | 627777,7   | Ns            | No                     |
| 2017      | 2021      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2018      | 2021      | Test de Dunn                 | 0,0008407  | ****          | Sí                     |
| 2019      | 2021      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2020      | 2021      | Test de Dunn                 | 1,000000   | Ns            | No                     |
| 2014–2019 | 2024      | Test de Kruskal-Wallis       | 1,48E-46   | Significativo | Sí                     |
| 2014–2019 | 2022–2024 | Test de Wilcoxon             | 0,0004043  | Significativo | Sí                     |
|           |           | Test de Pearson Chi-cuadrado | < 2,2e-16  |               |                        |

La aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis reveló que existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos de años comparados, con valores de  $p$  extremadamente bajos, lo que deja claro que no se debe tratar los datos horarios del mes de junio como un solo bloque homogéneo en el análisis (cuadro 4).

Se presentan los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis, que compara las concentraciones de  $PM_{2,5}$  en junio entre diferentes años (cuadro 5). La tabla muestra estadísticas clave: tamaño de muestra ( $n$ ), estadístico de prueba, grados de libertad ( $df$ ), valor  $p$ , el método aplicado y el mes. Además, se incluye una interpretación binaria: Sí o No, según el criterio convencional de  $p < 0.05$ . Los valores de  $p$  son muy bajos, lo que indica diferencias marcadas entre los años. Es claro que no hay homogeneidad en las medianas de las concentraciones de  $PM_{2,5}$  entre los años, en junio. De manera definitiva, existe una diferencia estadísticamente significativa. Esto muestra que los niveles de contaminación por  $PM_{2,5}$  no son los mismos durante el mes de junio a lo largo de los años.

**Cuadro 7.** Comparación post-hoc de las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> en junio entre los años 2020 y 2014-2024 utilizando la prueba de Dunn (con contraste 2020)

| group<br>1 | group<br>2 | n1      | n2      | statistic            | p               | p.adj           | p.adj.signi<br>f | Distint<br>o | mayo<br>r |
|------------|------------|---------|---------|----------------------|-----------------|-----------------|------------------|--------------|-----------|
| 2020       | 2014       | 71<br>1 | 71<br>9 | -<br>1112146180<br>3 | 9,86424E<br>-23 | 5,42533E<br>-21 | ****             | Distint<br>o | bajo      |
| 2020       | 2015       | 71<br>8 | 71<br>9 | -<br>0.004638947     | 996298,7        | 1000000         | Ns               | Igual        | igual     |
| 2020       | 2016       | 71<br>5 | 71<br>9 | -4105596784          | 40,32724        | 2217,998        | **               | Distint<br>o | bajo      |
| 2020       | 2017       | 70<br>5 | 71<br>9 | -3070806990          | 214,811         | 117414,6        | Ns               | Igual        | igual     |
| 2020       | 2018       | 71<br>6 | 71<br>9 | -8328953023          | 8,15604E<br>-11 | 4,48582E<br>-09 | ****             | Distint<br>o | bajo      |
| 2020       | 2019       | 71<br>0 | 71<br>9 | -1198214497          | 230833,5        | 1000000         | Ns               | Igual        | igual     |
| 2020       | 2021       | 71<br>9 | 71<br>4 | 1570874084           | 116211,9        | 1000000         | Ns               | Igual        | igual     |
| 2020       | 2022       | 71<br>9 | 71<br>5 | 3570059232           | 356,9005        | 19629,53        | *                | Distint<br>o | bajo      |
| 2020       | 2023       | 71<br>9 | 71<br>8 | 1027120020           | 304364          | 1000000         | Ns               | Igual        | igual     |
| 2020       | 2024       | 71<br>9 | 71<br>8 | 4113377412           | 38,99121        | 2144,517        | **               | Distint<br>o | bajo      |

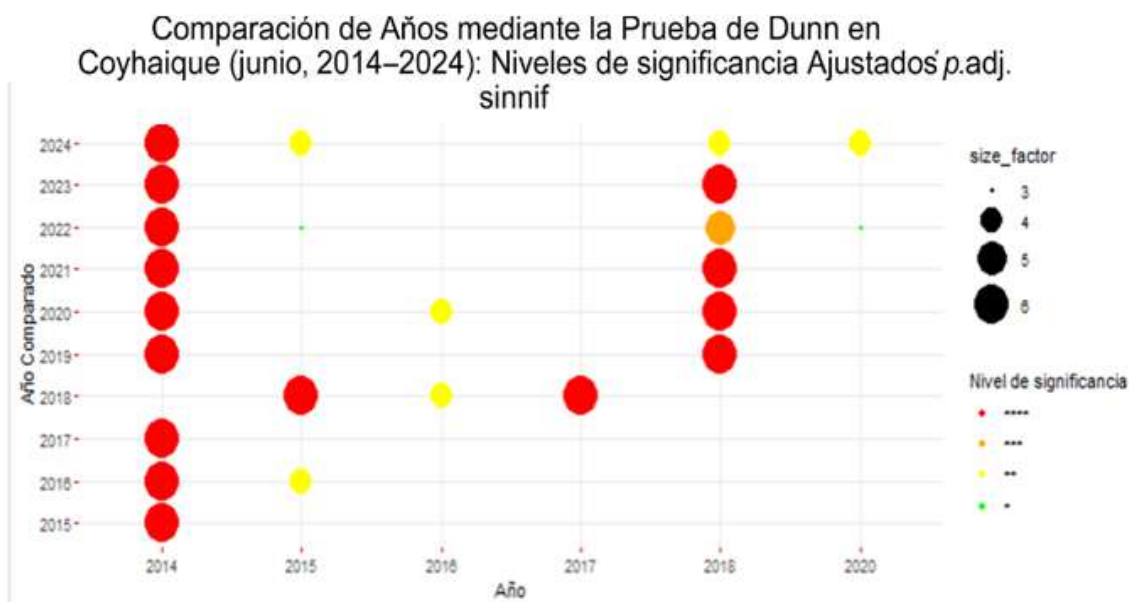
En 2020, las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> fueron moderadamente bajas (\*\*) en comparación con los años 2016 y 2024. Los valores de p indican una diferencia significativa, aunque estos años están más distantes entre sí. Esto sugiere que los cambios en la calidad del aire no solo se deben a la pandemia, sino que las políticas de control ambiental de la última década también habrían tenido un impacto.

**Cuadro 8.** Comparación post-hoc de las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> en junio entre los años 2021 y 2014-2024 utilizando la prueba de Dunn (con un nivel de significancia de 0,05)

| <b>Grupo 1</b> | <b>Grupo 2</b> | <b>n<sub>1</sub></b> | <b>n<sub>2</sub></b> | <b>Estadístico</b> | <b>p-valor</b>           | <b>p-ajustado</b>        | <b>Significancia</b> | <b>¿Distinto?</b> | <b>¿Mayor?</b> |
|----------------|----------------|----------------------|----------------------|--------------------|--------------------------|--------------------------|----------------------|-------------------|----------------|
| <b>2021</b>    | 2014           | 71                   | 71                   | -                  | 1.49 × 10 <sup>-15</sup> | 8.19 × 10 <sup>-14</sup> | ****                 | Sí                | Bajo           |
|                |                | 1                    | 4                    | 9.535.661.638      |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2015           | 71                   | 71                   | 1.565.698.48       | 117.419,20               | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 8                    | 4                    | 62                 |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2016           | 71                   | 71                   | -                  | 11.414,10                | 627.775,70               | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 5                    | 4                    | 2.529.758.589      |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2017           | 70                   | 71                   | -                  | 133.009,90               | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 5                    | 4                    | 1.502.337.755      |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2018           | 71                   | 71                   | -                  | 1.53 × 10 <sup>-5</sup>  | 0.000840472              | ****                 | Sí                | Bajo           |
|                |                | 6                    | 4                    | 6.745.203.108      |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2019           | 71                   | 71                   | 0.369801280        | 711.530,60               | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 0                    | 4                    | 9                  |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2020           | 71                   | 71                   | 1.570.874.09       | 116.211,90               | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 9                    | 4                    | 84                 |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2022           | 71                   | 71                   | 1.995.153.54       | 46.026,14                | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 4                    | 5                    | 47                 |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2023           | 71                   | 71                   | -                  | 585.752,50               | 1.000.000                | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 4                    | 8                    | 0.545001521        |                          |                          |                      |                   |                |
| <b>2021</b>    | 2024           | 71                   | 71                   | 2.535.870.64       | 11.216,82                | 616.924,90               | ns                   | No                | Igual          |
|                |                | 4                    | 8                    | 47                 |                          |                          |                      |                   |                |

En junio de 2021, las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> mostraron una diferencia significativa en comparación con los años 2014 y 2018, siendo más bajas en 2021 (\*\*\*\*) (cuadro 7). Esto sugiere una mejora en la calidad del aire en esos años debido a las políticas de descontaminación. Sin embargo, en comparación con los años 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2022, 2023 y 2024, no se encontraron diferencias significativas (ns).

**Figura 9.** Representación de los Datos de Dunn meses de junio para los Años 2014-2024 (Con un Nivel de Significancia de 0,05)



En la figura 9, cada punto corresponde a una comparación entre un año de referencia (eje x) y un año comparado (eje y), y su color indica el nivel de significancia alcanzado tras la corrección por comparaciones múltiples. Los puntos rojos (●) muestran diferencias altamente significativas ( $p < 0.0001$ ), los naranjos (\*) significativas ( $p < 0.001$ ), los amarillos (●) moderadamente significativas ( $p < 0.01$ ), y los verdes (●) no significativas. El tamaño de los puntos (size\_factor) representa la magnitud relativa de la diferencia observada. Se observa una marcada significancia estadística en las comparaciones que involucran los años 2014, 2018 y 2024, lo cual indica que durante esos años las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> en junio difieren significativamente respecto a otros años del período. Este gráfico permite identificar visualmente los pares de años con mayores contrastes en los niveles de contaminación, lo que

complementa la interpretación de tendencias y variabilidad interanual en el mes más crítico del invierno coyhaiquino.

### Prueba de Chi-cuadrado

- Estadístico  $\text{Chi}^2 = 114.91$
- p-valor  $\approx 1.12 \times 10^{-25}$

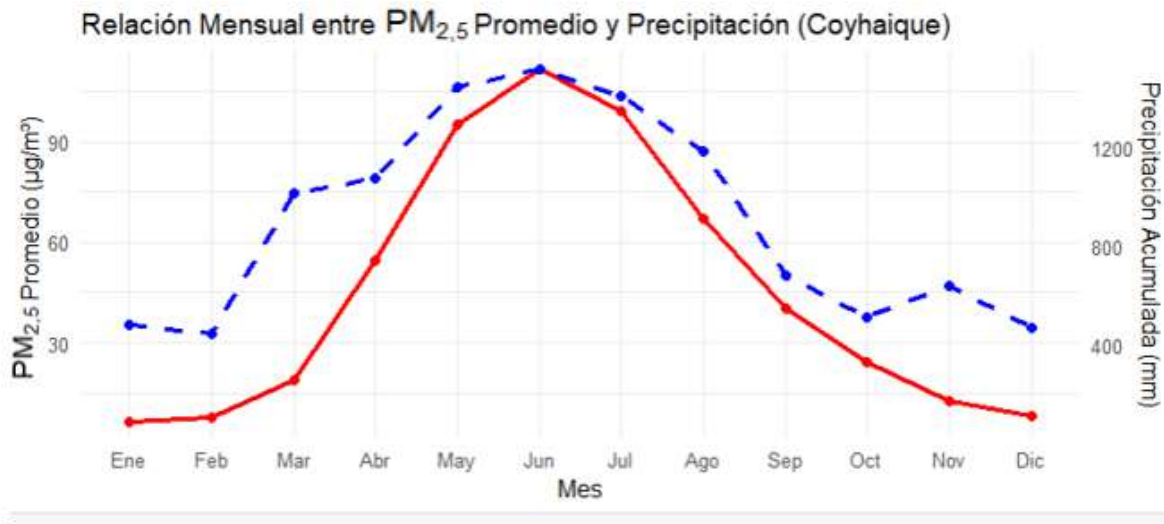
**Cuadro 9.** Eventos diarios con  $\text{PM}_{2.5}$  superiores a  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en mayo, junio y julio (2014–2024)

| Mes   | Total registros | Eventos $>80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | Proporción (%) |
|-------|-----------------|--------------------------------------|----------------|
| Mayo  | 8 099           | 2 692                                | 33.24 %        |
| Junio | 7 870           | 3 261                                | 41.44 %        |
| Julio | 8 146           | 3 019                                | 37.06 %        |

Junio tiene el mayor número absoluto de eventos contaminados ( $>80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (cuadro 8).

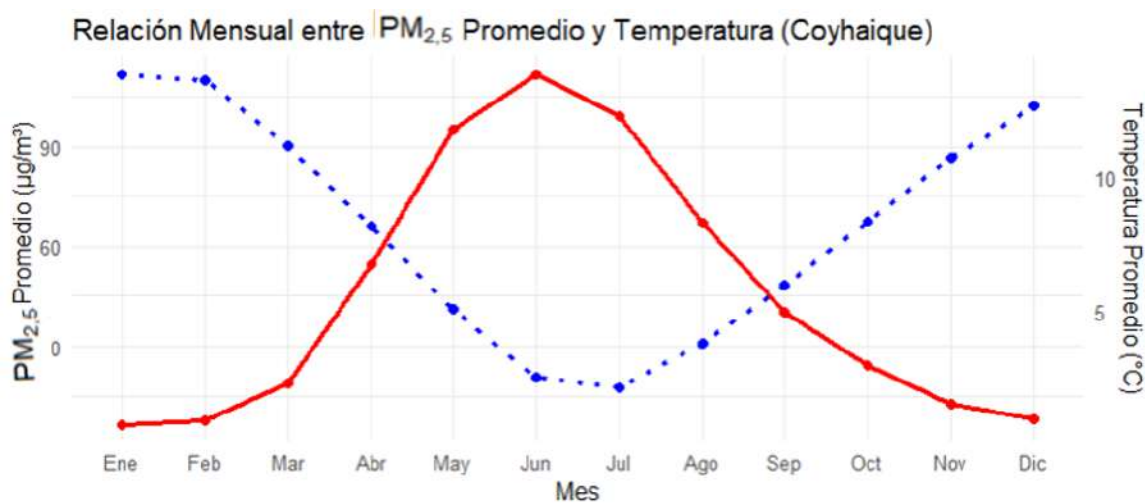
Existe evidencia altamente significativa ( $p < 0.05$ ) de que las proporciones de eventos contaminados difieren entre los meses. Junio presenta una frecuencia significativamente mayor de eventos contaminados en comparación con mayo y julio (cuadro 9).

### 3.3 Variables climáticas



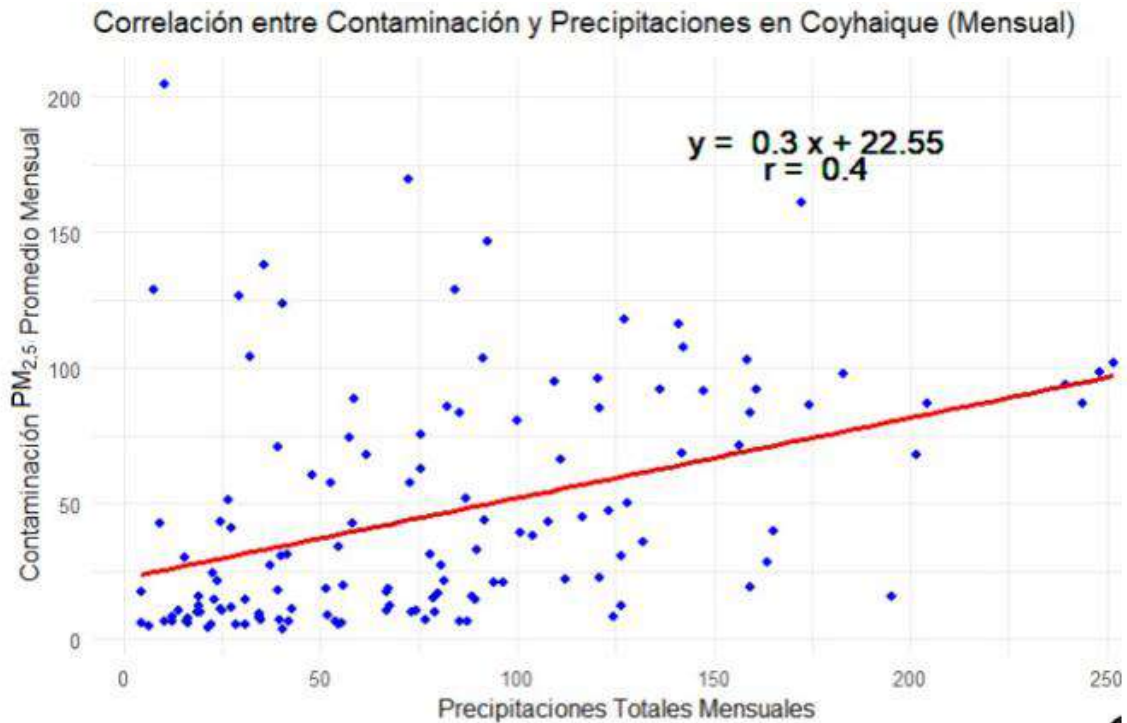
**Figura 10.** PM<sub>2,5</sub> y precipitación mensual en Coyhaique (2014–2024).

El gráfico muestra la relación mensual entre las concentraciones promedio de PM<sub>2,5</sub> y la precipitación acumulada en Coyhaique (líneas azules). Se observa que las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> alcanzan su punto máximo en junio y disminuyen hacia diciembre, mientras que la precipitación acumulada muestra un patrón similar, con niveles más bajos en los meses más secos (enero a marzo) y un aumento hacia el invierno (junio a septiembre) (figura 10).



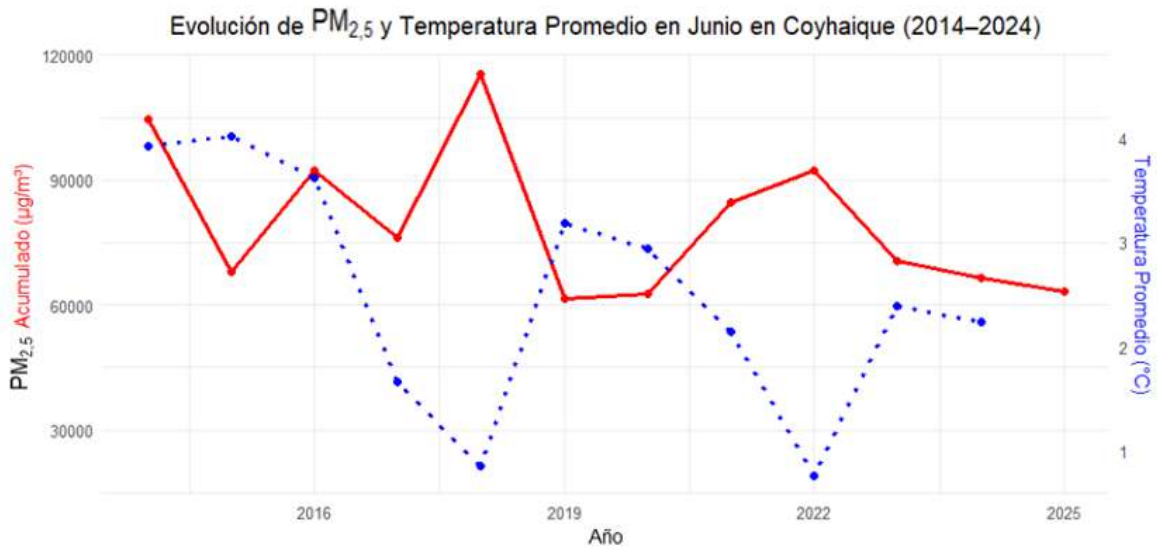
**Figura 11.** Promedio mensual de PM<sub>2,5</sub> y temperatura en Coyhaique (2014–2024).

Como resultado, el gráfico indica una correlación inversa entre el PM<sub>2,5</sub> promedio y la temperatura promedio en Coyhaique. A medida que las temperaturas disminuyen durante los meses de invierno (especialmente entre mayo y julio), los niveles de PM<sub>2,5</sub> aumentan, lo que sugiere una mayor contaminación atmosférica en los meses fríos (figura 11).



**Figura 12.** Correlación entre la concentración promedio mensual de  $PM_{2.5}$  y las precipitaciones totales mensuales en Coyhaique (2014–2024).

La gráfica muestra una relación positiva entre las precipitaciones totales mensuales y la concentración promedio de  $PM_{2.5}$  en Coyhaique. Se observa un ajuste lineal con pendiente positiva ( $r = 0.4$ ), indicando asociación directa entre ambas variables en el periodo analizado (figura 12).



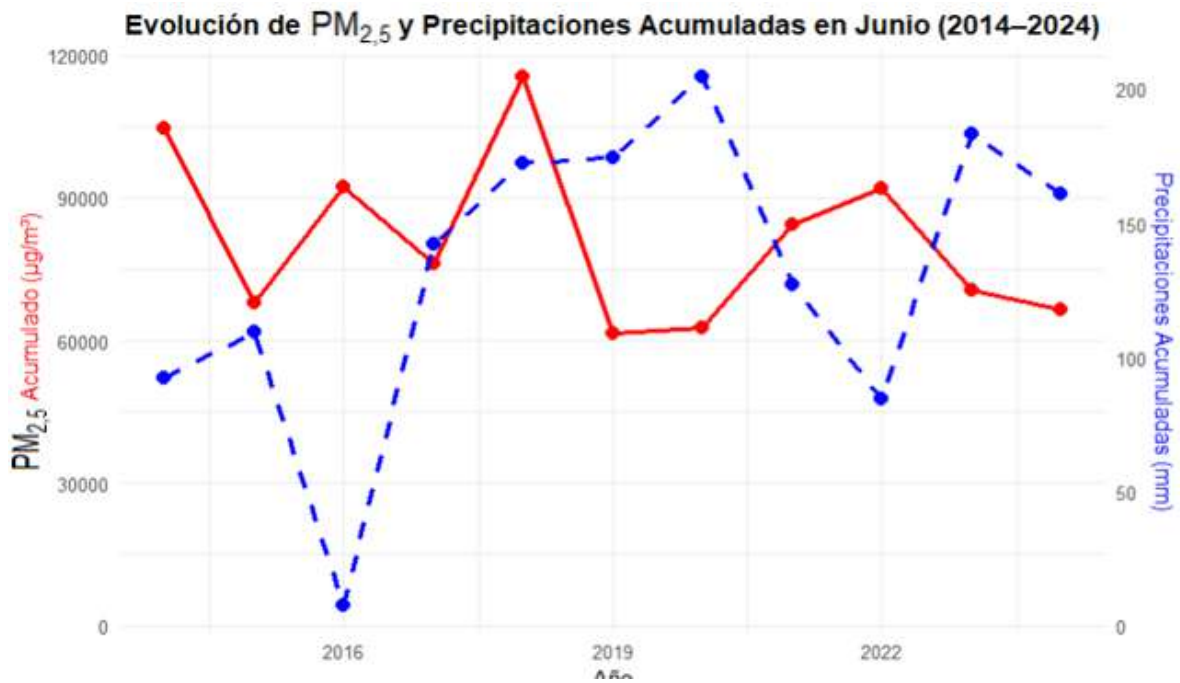
**Figura 13.** Evolución interanual del PM<sub>2.5</sub> acumulado y la temperatura promedio en junio en Coyhaique (2014–2024).

En junio se observan variaciones interanuales en los valores acumulados de PM<sub>2.5</sub> y en la temperatura promedio en Coyhaique. Hay años con registros más altos y otros con valores más bajos para ambas variables, mostrando cambios marcados a lo largo del periodo 2014–2024 (figura 13). Se observa que cuando hay menores temperaturas, hay mayor contaminación.

**Cuadro 10.** Correlación de Spearman entre concentraciones de PM<sub>2.5</sub> y temperatura en junio (2014–2024)

| Estadístico   | Valor                           |
|---------------|---------------------------------|
| Variable 1    | PM <sub>2,5</sub> junio         |
| Variable 2    | Temperatura junio               |
| Método        | Correlación de Spearman         |
| rho           | -0.25                           |
| p-value       | 0.45                            |
| Significancia | No significativa ( $p > 0.05$ ) |

En los cuadros 10 y 11 se puede observar los resultados de la prueba de Correlación de Spearman aplicada en este estudio.

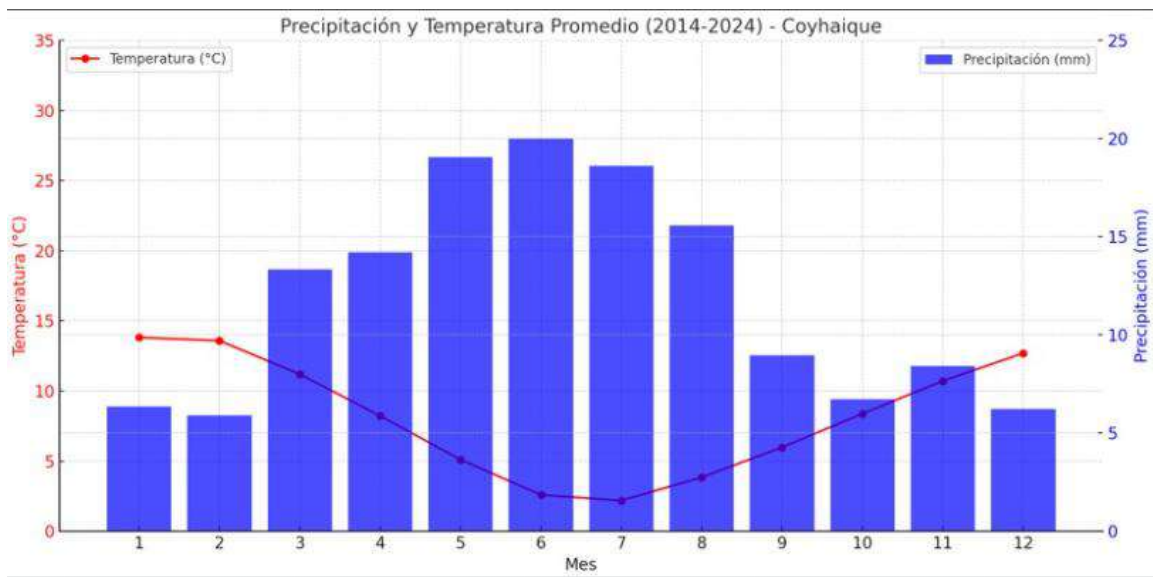


**Figura 14.** En junio entre 2014 y 2024, se observan valores altos de PM<sub>2,5</sub> acumulado, con variaciones interanuales marcadas.

Los máximos se concentran antes de 2019, mientras que 2020 y 2021 muestran niveles más bajos. Las precipitaciones también presentan variabilidad, sin un patrón claro de relación directa con la evolución de PM<sub>2,5</sub> en el periodo (figura 14).

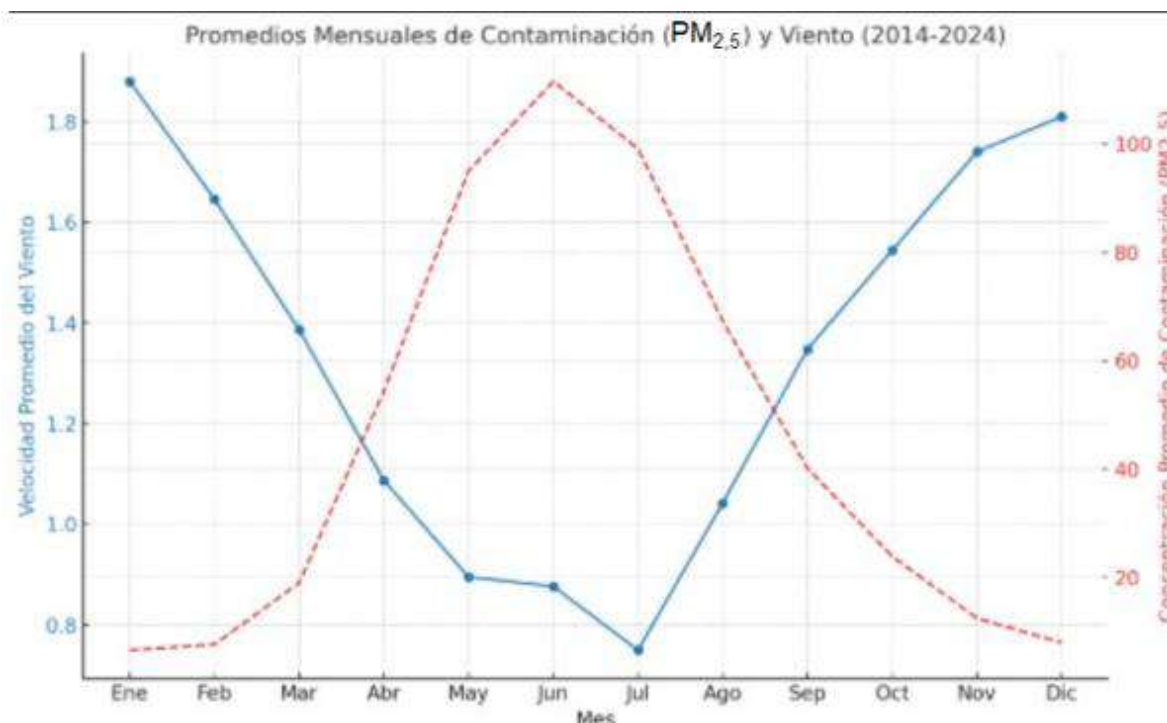
**Cuadro 11.** Correlación de Spearman entre PM<sub>2.5</sub> y precipitaciones en junio (2014–2024)

| Estadístico           | Valor                           |
|-----------------------|---------------------------------|
| Prueba                | Spearman's rank correlation rho |
| Variable 1            | PM <sub>2.5</sub> junio         |
| Variable 2            | Precipitación junio             |
| Estadístico S         | 402                             |
| rho                   | -0.4056                         |
| p-value               | 0.1926                          |
| Hipótesis alternativa | rho distinto de 0               |
| Significancia         | No significativa ( $p > 0.05$ ) |



**Figura 15.** Diagrama ombrotérmico de Coyhaique (2014-2024).

En junio se registran los valores más altos de precipitación promedio y las temperaturas promedio más bajas del año en Coyhaique (figura 15).



**Figura 16.** Relación entre promedios mensuales de PM<sub>2.5</sub> y viento.

La figura 16 muestra la relación mensual entre la velocidad promedio del viento (línea azul continua) y la concentración promedio de PM<sub>2.5</sub> (línea roja discontinua) en Coyhaique durante el periodo 2014–2024. Se observa una clara correspondencia inversa entre ambas variables: a medida que disminuye la velocidad del viento, aumentan las concentraciones de contaminantes, especialmente entre abril y julio. El mes de junio presenta simultáneamente la menor velocidad promedio del viento (cerca a 0,75 m/s) y la mayor concentración de PM<sub>2.5</sub> (sobre 100 µg/m<sup>3</sup>), lo que sugiere una fuerte influencia del estancamiento atmosférico en la acumulación de material particulado fino. Esta dinámica se revierte en los meses de primavera y verano, cuando la ventilación atmosférica mejora y las concentraciones disminuyen progresivamente. La figura evidencia que la baja circulación eólica en los meses invernales constituye un factor clave en la persistencia de episodios críticos de contaminación en Coyhaique.

#### 4. DISCUSIÓN

El primer objetivo, determinar el mes de mayor contaminación atmosférica por  $PM_{2.5}$  en Coyhaique durante el periodo 2014–2024, se aborda de forma adecuada mediante un análisis mensual de las concentraciones, que permite identificar con claridad la estacionalidad del fenómeno. Los datos muestran que, de manera consistente a lo largo de toda la serie, los meses invernales presentan las concentraciones más elevadas, siendo junio el mes que sistemáticamente exhibe los valores promedio más altos. Esta tendencia no es aleatoria ni circunstancial, sino que responde a una combinación estructural de factores que convergen en el patrón de emisiones y acumulación de contaminantes durante esta época del año. Por una parte, las bajas temperaturas de Coyhaique en junio intensifican el uso de calefacción domiciliaria, especialmente basada en la combustión de leña húmeda, lo cual es reconocido como el principal aporte a las emisiones de material particulado fino en la zona. Por otra parte, las condiciones meteorológicas invernales, caracterizadas por inversión térmica, escasa ventilación y ausencia de precipitaciones prolongadas, dificultan la dispersión del material particulado, favoreciendo su acumulación a nivel del suelo. Esta conjunción de alta emisión y baja dispersión genera un entorno propicio para los eventos críticos de contaminación.

El análisis estadístico revela que en junio se concentran los episodios más extremos, con valores promedio que en varios años superan los  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y con máximos diarios que han alcanzado hasta  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en los años más críticos. Este comportamiento no solo es atribuible al clima y al uso energético, sino que también se relaciona con dinámicas socioeconómicas estructurales como la pobreza energética, la informalidad en la cadena de suministro de leña y la limitada eficacia de los programas de recambio de calefactores. La estacionalidad observada en la serie no solo es estable, sino que también es robusta frente a las variaciones interanuales, lo que justifica plenamente la decisión metodológica de centrar los análisis comparativos en ese mes. Esta focalización en junio como unidad de análisis refuerza la pertinencia ambiental y epidemiológica del estudio, considerando que los impactos en la salud humana son más severos cuando las concentraciones se mantienen elevadas durante varios días consecutivos, como suele ocurrir durante los episodios de mala ventilación en ese mes.

Desde una perspectiva técnica, el enfoque adoptado evita diluir las señales del fenómeno en promedios anuales que pueden ocultar los momentos más críticos del año. Además, la elección de junio como mes representativo facilita la comparación entre años y reduce el sesgo estacional, dado que las condiciones estructurales del sistema urbano y energético de Coyhaique tienden a mantenerse constantes

en ese periodo. Esta decisión permite también focalizar la discusión sobre medidas de control y mitigación que deben aplicarse con prioridad durante ese mes, reforzando la relevancia de políticas públicas específicas para la temporada invernal. En términos de salud pública, centrar el análisis en junio aporta evidencia clave para fortalecer las alertas preventivas, campañas de educación y estrategias de fiscalización del uso de combustibles sólidos, dado que es durante ese mes cuando se concentran los riesgos más altos para la población.

Si bien el análisis no incorpora información sobre fuentes puntuales ni inventarios de emisiones, la correlación entre el comportamiento estacional y el aumento de la contaminación en junio es suficientemente clara para sustentar inferencias sólidas. La evidencia presentada en los resultados es coherente con estudios previos desarrollados por el Ministerio del Medio Ambiente, la Superintendencia del Medio Ambiente y diversos centros de investigación nacional, que han señalado repetidamente a junio como el mes de mayor criticidad ambiental en la cuenca de Coyhaique. El hecho de que esta tendencia se mantenga estable durante los once años evaluados refuerza la validez externa de los hallazgos y aporta insumos útiles para el diseño de políticas territoriales basadas en evidencia.

En términos de gestión del riesgo ambiental, este resultado también permite visibilizar la importancia de establecer umbrales específicos y planes de contingencia adaptados a los patrones reales de comportamiento del contaminante, en lugar de aplicar medidas genéricas para todo el año. Asimismo, aporta insumos para orientar la focalización de futuras evaluaciones de impacto regulatorio y de planes de mejoramiento ambiental centrados en los periodos de mayor exposición poblacional. Aunque no se evalúan directamente los efectos en salud, la literatura disponible ha establecido vínculos consistentes entre episodios de alta contaminación por  $PM_{2,5}$  en invierno y aumentos en consultas por enfermedades respiratorias, hospitalizaciones y mortalidad atribuible, por lo que los datos presentados permiten anticipar la carga sanitaria desproporcionada que junio implica para Coyhaique.

Finalmente, la alta desviación estándar registrada en los datos de junio, con presencia de numerosos valores atípicos hacia el extremo superior, indica no solo la severidad de los promedios, sino también la frecuencia con que ocurren episodios extremos dentro del mismo mes. Este patrón debe ser considerado no solo como una anomalía estadística, sino como un síntoma estructural de las dinámicas socioambientales que caracterizan a Coyhaique: clima riguroso, vulnerabilidad energética, baja rotación del aire y alta dependencia de fuentes contaminantes. A diferencia de ciudades con mayor diversidad de fuentes emisoras, Coyhaique presenta una fuente dominante claramente identificable y una estacionalidad marcada, lo que refuerza la posibilidad de aplicar medidas estructurales y focalizadas. En

síntesis, los resultados obtenidos permiten afirmar con claridad técnica y respaldo empírico que junio constituye el mes de mayor contaminación atmosférica por PM<sub>2,5</sub> en Coyhaique, siendo el mejor indicador para evaluar la evolución de las concentraciones y el desempeño de las políticas públicas orientadas a su reducción.

El segundo objetivo específico se centró en comparar las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> en el mes de junio entre dos periodos definidos: los años 2014–2018, correspondientes a los cinco años anteriores a la aplicación del Plan de Descontaminación Atmosférica (PDA), y los años posteriores a la aplicación del plan, 2022–2024. Esta comparación buscó evaluar si existía alguna diferencia significativa que pudiera vincularse a los efectos del PDA tras un periodo de implementación. La elección de estos bloques responde tanto a una lógica temporal como a una necesidad de excluir los años 2019–2021 debido a que el bienio 2020–2021 estuvo fuertemente condicionado por la pandemia de COVID-19, lo que pudo alterar de manera transitoria los patrones de emisión, tal como se analiza en el tercer objetivo.

Al contrastar los valores de concentración promedio de PM<sub>2,5</sub> en junio entre ambos bloques, los datos muestran una disminución parcial. En el periodo 2014–2018, los valores promedio de junio fueron particularmente elevados, con años que superaron con creces los 140 µg/m<sup>3</sup>. Destacan especialmente 2014 (146,80 µg/m<sup>3</sup>), 2016 (135,19 µg/m<sup>3</sup>) y 2018 (160,92 µg/m<sup>3</sup>), cifras que dan cuenta de una situación crítica y de alta frecuencia de episodios extremos. En cambio, en el bloque más reciente (2022–2024), los valores promedio de junio son más bajos: 106,50 µg/m<sup>3</sup> en 2022, 92,60 µg/m<sup>3</sup> en 2023 y 92,33 µg/m<sup>3</sup> en 2024. Esta disminución representa una baja aproximada del 27,7% al comparar los promedios extremos de 2018 con los de 2024. Aunque no se trata de una reducción uniforme o progresiva, pues 2022 aún presenta valores sobre los 100 µg/m<sup>3</sup>, sí se evidencia una menor recurrencia de eventos extremos, lo que sugiere un cierto control o estabilización parcial del fenómeno.

Los diagramas de caja de los años seleccionados refuerzan esta idea: en el primer bloque, además de promedios altos, se observa una mayor dispersión de datos, presencia de valores atípicos y amplitudes intercuartílicas significativamente más amplias, especialmente en 2018. Por el contrario, en el periodo reciente, aunque los niveles siguen siendo elevados, la distribución de los datos es más compacta, con menor número de días críticos y menores máximos diarios. Esta evolución sugiere que, aunque las condiciones estructurales de contaminación no han sido revertidas, sí podría haberse moderado la intensidad de los episodios, o al menos su frecuencia.

Desde una perspectiva de evaluación de políticas públicas, esta diferencia parcial es relevante. El hecho de que los años más recientes no hayan replicado los niveles críticos de los años iniciales,

particularmente los valores extremos de 2016 y 2018, permite hipotetizar que las medidas implementadas por el PDA, aunque insuficientes para cumplir con los estándares de calidad del aire, podrían estar contribuyendo a una reducción acotada de la contaminación atmosférica en invierno. Esta reducción, sin embargo, no debe sobrevalorarse: los valores actuales siguen excediendo ampliamente la norma chilena diaria de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $\text{PM}_{2,5}$ , y se mantienen muy por sobre los límites recomendados por la OMS, que establecen un máximo de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para concentraciones promedio diarias. Por tanto, más que una mejora sustantiva, lo que se observa es una atenuación de los niveles extremos.

Es importante considerar que el análisis comparativo entre bloques no demuestra causalidad directa, y que otros factores pueden haber incidido en esta evolución. Entre ellos destacan la renovación parcial del parque de calefactores, mejoras graduales en aislación térmica de viviendas, cambios en patrones de consumo de leña y variabilidad meteorológica interanual. No obstante, el patrón de descenso observado en los datos sugiere que el conjunto de medidas implementadas desde 2019 podría haber tenido algún efecto moderador, lo que resulta pertinente a la hora de evaluar el desempeño del PDA desde una perspectiva técnica.

Al revisar las medianas anuales del mes de junio, también se constata una evolución favorable. Mientras que en el primer bloque temporal las medianas se mantenían sobre los  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría de los años, en el segundo bloque las medianas se aproximan a los  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  o menos. Esta reducción de las medianas es coherente con la disminución de la dispersión y la frecuencia de días sobre el umbral crítico de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , que, según el sistema nacional de gestión de episodios críticos, es una referencia clave para activar medidas de contingencia. Esta evolución sugiere que la carga total de exposición ha disminuido, incluso si el nivel base sigue siendo inaceptable desde una perspectiva sanitaria.

En términos de análisis territorial, los resultados de este objetivo permiten visualizar que Coyhaique continúa enfrentando niveles estructuralmente altos de contaminación invernal, pero con una dinámica menos extrema que la registrada en los años anteriores del PDA. Esta constatación debería orientar ajustes en la política pública que transiten desde una lógica correctiva hacia una más preventiva y estructural, fortaleciendo programas como el recambio de calefactores, la formalización del mercado de leña y la aislación térmica masiva, particularmente en sectores más vulnerables de la ciudad.

Finalmente, si bien el análisis se centró solo en el mes de junio, por ser el más representativo del fenómeno, los resultados comparativos entre bloques temporales entregan una señal técnica clara: si bien las concentraciones siguen siendo críticas, se ha reducido parcialmente la magnitud y frecuencia de los

eventos extremos. Esta evidencia es útil no solo para evaluar el cumplimiento de metas del PDA, sino también para reorientar sus acciones hacia medidas estructurales de mayor impacto y cobertura.

El tercer objetivo específico buscó identificar si durante los años 2020 y 2021, coincidentes con la pandemia por COVID-19, se produjo una disminución significativa en las concentraciones de  $PM_{2,5}$  en la ciudad de Coyhaique. Esta evaluación es clave porque esos dos años representaron un contexto excepcional, caracterizado por una disminución transitoria de actividades económicas, confinamientos prolongados y cambios en los patrones de movilidad y consumo, lo que podría haber influido en los niveles de contaminación atmosférica, especialmente en una ciudad como Coyhaique, donde el uso residencial de leña representa la principal fuente emisora.

Al observar las concentraciones promedio de  $PM_{2,5}$  del mes de junio de 2020 y 2021, se constata que ambos años presentan valores inferiores respecto al bloque 2014–2018, con promedios de  $87,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $118,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. El año 2020 en particular muestra uno de los valores más bajos de toda la serie analizada, solo superado por 2019 y 2024. Este dato es relevante, ya que indica una baja sensible en comparación con años como 2016 ( $135,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) o 2018 ( $160,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), y también en relación con el promedio general del periodo 2014–2024. Además, la mediana de junio de 2020 fue de  $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , más de 20 puntos por debajo de la mediana de 2018 ( $94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), lo que confirma una reducción en la distribución central de los datos. Por su parte, el año 2021, aunque presenta un promedio más alto, sigue estando por debajo de la mayoría de los años previos al inicio de la pandemia, incluyendo 2014, 2016 y 2018.

Los diagramas de caja muestran que en 2020 la concentración diaria de  $PM_{2,5}$  en junio fue más estable, con menos valores extremos y menor dispersión. Se observa una contracción en el rango intercuartílico y una menor cantidad de outliers por encima de los  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , lo que indica que la frecuencia de episodios críticos disminuyó durante ese año. Esta reducción puede atribuirse, al menos parcialmente, a los cambios asociados a las restricciones sanitarias impuestas en el país durante gran parte del invierno de 2020, que podrían haber influido en el tipo y cantidad de combustible utilizado en los hogares, así como en la ventilación de las viviendas y la dinámica de quema. En el caso de 2021, si bien hubo un cierto retorno a la actividad, aún se mantenían condiciones sanitarias excepcionales, lo que podría explicar que los valores, aunque más altos que en 2020, siguieran estando por debajo del umbral crítico de  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registrado en años previos.

Estos datos sugieren que los años de pandemia constituyeron una anomalía dentro de la serie, marcada por una disminución temporal de las emisiones residenciales o por una mejora en los patrones

de uso del calefactor, posiblemente asociada a una mayor permanencia de las personas en sus hogares. Esta hipótesis se ve reforzada por el hecho de que, al finalizar el periodo de restricciones (2022–2024), los niveles de  $PM_{2.5}$  vuelven a estabilizarse, pero sin alcanzar los extremos registrados entre 2014 y 2018. Es decir, si bien los años pandémicos se sitúan como un punto de inflexión en la serie, los valores posteriores no retornan a los máximos históricos, lo que sugiere que parte de los cambios observados podrían haber tenido efectos más duraderos o que, al menos, se consolidó un patrón de descenso iniciado en 2019.

Cabe señalar que el análisis de estos dos años también se apoya en la evolución de las desviaciones estándar y los máximos registrados. En 2020, la desviación estándar fue de  $84,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , considerablemente menor que la de 2018 ( $150,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mientras que los máximos diarios en 2020 no superaron los  $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a diferencia de los  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registrados en 2016 o los más de  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en 2018. Esto indica que no solo disminuyó la media, sino también la severidad de los eventos de mayor contaminación. En 2021, aunque la desviación aumenta ( $109,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), aún se mantiene bajo los niveles observados en la primera mitad del periodo.

La relevancia de este análisis radica en que permite diferenciar entre una mejora estructural atribuible a la implementación del PDA y una mejora coyuntural derivada de un evento externo de carácter global. La pandemia actuó como un experimento natural que alteró las condiciones de emisión en múltiples territorios, y en Coyhaique su efecto fue evidente, aunque limitado en el tiempo. Sin embargo, el hecho de que en los años posteriores (2022–2024) no se haya producido un rebote hacia los valores extremos del pasado podría indicar que el descenso de 2020 fue más que una anomalía estadística. La posibilidad de que algunos hábitos de consumo hayan cambiado o que las medidas del PDA hayan comenzado a tener mayor efectividad a partir de ese punto no puede descartarse, aunque esa evaluación requiere un análisis más detallado de variables estructurales y sociales que exceden el alcance de esta tesis.

En síntesis, los resultados del objetivo 3 confirman que durante los años 2020 y 2021 se registraron niveles más bajos de concentración de  $PM_{2.5}$  en junio, tanto en términos de promedios como de valores extremos. Esta disminución puede explicarse por las condiciones particulares de la pandemia, las que generaron una modificación temporal de los patrones de emisión en la ciudad. Aunque no es posible atribuir estos cambios directamente al PDA, la continuidad de niveles relativamente menores en los años posteriores sugiere una posible articulación entre los efectos transitorios del contexto sanitario y una evolución más estable del desempeño ambiental del territorio. En cualquier caso, estos resultados

son claves para interpretar correctamente las variaciones interanuales y evitar atribuciones causales erróneas en los análisis sobre efectividad de políticas públicas ambientales.

El análisis de las variables climáticas revela una interacción compleja entre las condiciones meteorológicas locales y la concentración de material particulado fino (PM<sub>2,5</sub>) en Coyhaique. En primer lugar, la relación entre temperatura y contaminación atmosférica muestra una asociación robusta y coherente a lo largo del ciclo anual (figura 12). La gráfica “Relación mensual entre PM<sub>2,5</sub> promedio y temperatura” evidencia una relación inversa entre ambas variables: los niveles más altos de PM<sub>2,5</sub> coinciden con los meses de menor temperatura promedio, especialmente entre mayo y julio. Esta tendencia se refuerza al observar la correlación lineal entre temperatura promedio mensual y concentración de PM<sub>2,5</sub>, cuyo coeficiente de correlación lineal de Pearson alcanza un valor de  $r = -0.83$ . Esta correlación negativa indica que, a menor temperatura, las concentraciones de material particulado tienden a aumentar significativamente (figura 12).

Además del efecto termodinámico sobre la dispersión atmosférica, esta asociación puede explicarse por el aumento en el uso de leña como fuente de calefacción en los meses fríos, principal fuente emisora de material particulado en Coyhaique. El gráfico de evolución de temperatura promedio en junio refuerza esta observación: los años con menor temperatura (por ejemplo, 2019 y 2022) muestran simultáneamente las concentraciones más altas de PM<sub>2,5</sub> acumulado. Aunque la correlación de Spearman entre temperatura y concentración en junio no resulta significativa ( $\rho = -0.25$ ,  $p = 0.45$ ), probablemente debido a la baja cantidad de observaciones y a la variabilidad interanual, la tendencia visual y los datos anuales sostienen una relación ambientalmente plausible. (cuadros 10 y 11, figura 14)

En segundo lugar, el comportamiento de la variable precipitación evidencia patrones más complejos y menos concluyentes. La relación mensual entre PM<sub>2,5</sub> promedio y precipitación acumulada muestra, en principio, una coincidencia temporal entre los máximos de ambas variables en el mes de junio (figuras 11 y 16). Sin embargo, esta coincidencia no debe interpretarse como una causalidad directa. Las precipitaciones altas no necesariamente conducen a una reducción de los niveles de contaminación en Coyhaique, al menos en el contexto de este análisis. La gráfica de correlación entre PM<sub>2,5</sub> promedio mensual y precipitaciones totales mensuales arroja un coeficiente positivo débil ( $r = 0.4$ ), lo que sugiere que la precipitación no ejerce un efecto limpiador sistemático sobre el material particulado en suspensión. Esta interpretación se ve respaldada por la correlación de Spearman entre PM<sub>2,5</sub> y precipitación en junio ( $\rho = -0,40$ ,  $p = 0,19$ ), que, si bien muestra un signo negativo, no alcanza significancia estadística (figuras 14 y 16).

La evolución interanual de ambas variables durante junio permite identificar eventos puntuales de divergencia. Por ejemplo, en 2016 y 2019, las precipitaciones fueron particularmente bajas, y a su vez se registraron concentraciones elevadas de  $PM_{2.5}$ . Esto sugiere que la escasa lluvia puede contribuir a la acumulación de contaminantes al reducir la deposición húmeda. No obstante, en otros años como 2017 o 2021, pese a contar con precipitaciones moderadas o elevadas, los niveles de  $PM_{2.5}$  siguieron siendo altos, lo que apunta a la predominancia de otros factores emisivos o de retención atmosférica por sobre la influencia del régimen pluviométrico (figura 16).

En tercer lugar, el análisis de la variable viento refuerza la hipótesis de estancamiento atmosférico como condición propicia para los altos niveles de contaminación. El gráfico “Promedios mensuales de contaminación ( $PM_{2.5}$ ) y viento” muestra que los meses con menor velocidad promedio del viento coinciden con los valores máximos de concentración. Entre mayo y julio, la velocidad del viento desciende por debajo de 1 m/s, lo que dificulta la dispersión de contaminantes y favorece la acumulación en las capas bajas de la atmósfera. Este fenómeno se intensifica en el mes de junio, donde tanto la baja temperatura como la escasa ventilación atmosférica configuran condiciones propicias para episodios agudos de contaminación (figura 16).

En conjunto, el comportamiento de las variables meteorológicas permite identificar al invierno austral como una ventana crítica de riesgo ambiental en Coyhaique. Las bajas temperaturas promueven el uso intensivo de leña, mientras que las condiciones de estancamiento atmosférico impiden la dispersión eficiente del material particulado (figura 15). Las precipitaciones, si bien pueden contribuir a procesos de deposición, no muestran una relación suficientemente fuerte como para ejercer un rol regulador. Esto sugiere que la principal relación entre clima y contaminación en la ciudad está mediada por la temperatura y el viento, más que por la lluvia.

Desde una perspectiva metodológica, los resultados también invitan a reflexionar sobre los límites del análisis bivariado en contextos ambientales complejos. La interacción no lineal entre variables, los efectos de umbral y la influencia de factores no medidos —como inversión térmica, estabilidad atmosférica o patrones de uso horario de calefacción— podrían explicar parte de la varianza no capturada. Por ello, futuros estudios podrían incorporar modelos multivariantes o análisis de series temporales con descomposición estacional para capturar de mejor forma la dinámica conjunta entre clima y contaminación.

En definitiva, si bien los resultados no permiten atribuir causalidad directa, sí configuran un marco de comprensión coherente entre condiciones meteorológicas adversas y niveles críticos de  $PM_{2.5}$

en Coyhaique. Las variables temperatura y viento emergen como factores de alta relevancia en la configuración del problema, mientras que la precipitación parece desempeñar un papel más circunstancial. Estas evidencias refuerzan la necesidad de abordar la gestión de la calidad del aire considerando no solo el control de emisiones, sino también las condiciones climáticas locales que favorecen su acumulación.

## 5. CONCLUSIÓN

Esta tesis tuvo como propósito analizar la evolución de las concentraciones de material particulado fino ( $PM_{2,5}$ ) en Coyhaique entre los años 2014 y 2024, con énfasis en el comportamiento del mes de junio, la comparación entre periodos pre- y postpandemia, y la posible incidencia del Plan de Descontaminación Atmosférica (PDA) vigente desde 2014. Los resultados obtenidos permiten afirmar que, pese a la persistencia de niveles elevados de contaminación atmosférica, se ha verificado una tendencia parcial a la disminución de los promedios extremos de junio en los años más recientes. La trayectoria interanual muestra que los primeros cinco años del plan concentran los mayores promedios mensuales, con cifras que superan reiteradamente los  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y desviaciones estándar que reflejan una alta frecuencia de eventos críticos. En contraste, a partir de 2019 se observan valores más moderados y una menor dispersión, con promedios que no superan los  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y con reducciones particularmente evidentes en 2020, 2022 y 2024. La aplicación de pruebas estadísticas no paramétricas refuerza esta tendencia, evidenciando diferencias significativas entre los años de mayor contaminación y los de menor carga, especialmente al comparar los bloques temporales 2014–2019 y 2022–2024. El promedio de junio se redujo en torno a un 12%, aunque sin alcanzar los estándares recomendados para la protección de la salud. La identificación de junio como el mes más contaminado resultó crucial para direccionar el análisis posterior. En todos los años analizados, junio presenta no solo los valores promedio más altos, sino también las mayores medianas, máximos diarios y sumas acumuladas del trimestre invernal, reafirmando su condición de mes crítico en la evaluación de la efectividad del PDA.

La comparación con mayo y julio confirma esta concentración estacional, con diferencias consistentes de hasta  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre meses del mismo año, particularmente entre 2016 y 2018. Por otra parte, los resultados correspondientes al periodo de pandemia muestran reducciones puntuales que, si bien coinciden con las restricciones de movilidad y actividad económica, deben ser interpretadas con

cautela, dado que se trataría de factores externos no atribuibles al diseño estructural del PDA. El cruce con variables meteorológicas, como temperatura, humedad relativa, presión atmosférica y viento, permite corroborar que las condiciones invernales más estables, especialmente aquellas asociadas a alta presión, baja velocidad del viento y temperaturas negativas persistentes, favorecen la acumulación de contaminantes en la cuenca, intensificando los episodios críticos. A pesar de las mejoras registradas, los niveles actuales siguen estando por sobre los umbrales establecidos en la norma primaria de calidad del aire, lo que indica que las acciones implementadas por el plan han sido insuficientes para revertir estructuralmente la situación. Entre las limitaciones de esta investigación se debe mencionar que el análisis se concentró exclusivamente en el mes más contaminado, lo que, si bien responde a criterios técnicos y epidemiológicos, impide realizar una evaluación integral de la calidad del aire a lo largo del año. Tampoco se abordaron dimensiones cualitativas relacionadas con el comportamiento de los hogares, el acceso a calefacción limpia o las barreras sociales para el cambio tecnológico, elementos que podrían enriquecer la comprensión del fenómeno. No obstante, los hallazgos permiten afirmar que el PDA ha contribuido parcialmente a contener los niveles más extremos de contaminación en invierno, aunque sin consolidar una tendencia decreciente sostenida ni asegurar el cumplimiento de los objetivos sanitarios.

Los resultados entregados pueden ser de utilidad para las autoridades regionales y nacionales en el rediseño de estrategias de mitigación, focalización territorial de medidas y evaluación del impacto de las políticas ambientales. En adelante, se sugiere ampliar el enfoque temporal del análisis, integrar modelos predictivos con variables meteorológicas y socioeconómicas, y considerar estudios de percepción ciudadana sobre la calidad del aire y las prácticas de calefacción residencial. También se plantea como relevante la comparación con otras ciudades del centro-sur de Chile que enfrentan desafíos similares, para situar el caso de Coyhaique dentro de un marco territorial más amplio. En definitiva, esta tesis proporciona evidencia empírica actualizada sobre la evolución del  $PM_{2,5}$  en la ciudad más contaminada de Chile, aportando elementos técnicos concretos para la evaluación crítica de los planes de descontaminación y la necesidad de transitar hacia una estrategia multisectorial más ambiciosa y coherente con los desafíos sanitarios y climáticos del presente.

## 6. REFERENCIAS

- Acuña M. 2014. Impacto de la contaminación del aire por PM<sub>10</sub> en la morbi-mortalidad por enfermedad respiratoria, cardiovascular y algunos cánceres en la población de Coyhaique, 2009-2014 [Universidad de Chile]. <http://bibliodigital.saludpublica.uchile.cl/dspace/handle/123456789/4>
- Baradit E, A Fernández. 2013. Propiedades físico—mecánicas de algunas maderas nativas chilenas coníferas y latifoliadas por ultrasonido. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 15(2), 235-244.
- Cereceda F, L Díaz. 2020. El Covid-19 y la Contaminación: Las bajas temperaturas y mayor concentración de PM en invierno favorecerían al Covid-19. : <https://www.induambiente.com/especial/aire-olores-y-ruido/el-covid-19-y-la-contaminacion>
- CONAF. 2014. Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones período 1997—2014.
- Gómez L. 2022. Caracterización meteorológica de los episodios extremos de contaminación por material particulado fino en Coyhaique, Patagonia, Chile. Universidad de Chile.
- Huneus N. 2020. El aire que respiramos: Pasado, presente y futuro—Contaminación atmosférica por PM<sub>2,5</sub> en el centro y sur de Chile. [https://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2020/09/Informe\\_Contaminacion\\_Espanol\\_2020.pdf](https://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2020/09/Informe_Contaminacion_Espanol_2020.pdf)
- IQAir. 2021. World Air Quality Report. <https://www.iqair.com/es/world-most-polluted-cities>
- Matus P, R Lucero. 2002. Norma primaria de calidad del aire. 18(2), 112--122.
- Ministerio de Energía (CL). 2020. Estrategia de transición energética residencial (p. 34) [Informe oficial].
- MMA. 2011. Decreto 12 Establece norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable PM<sub>2,5</sub> [Normativa oficial].
- MMA. 2013. Primer Reporte del Estado del Medio Ambiente.

- MMA. 2014. Comienza a regir nueva norma de calefactores en Chile. <https://mma.gob.cl/comienza-a-regir-nueva-norma-de-calefactores-en-chile/>
- MMA. 2016. Proyecto Definitivo del Plan de Descontaminación Atmosférica para la comuna de Valdivia, Santiago.
- MMA. 2017. Actualización inventario de emisiones para la zona saturada de Coyhaique [Informe técnico].
- MMA. 2018a. Decreto 7 establece plan de descontaminación atmosférica para la ciudad de Coyhaique y su zona circundante [Normativa oficial].
- MMA. 2018b. Guía de calidad del aire y educación ambiental. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/Guia-para-Docentes-Sobre-Calidad-del-Aire-003.pdf>
- MMA. 2019. Quinto Reporte del Estado del Medioambiente [Informe oficial].
- MMA. 2022a. Informe de Estado del Medio Ambiente 2022: Plan Operacional de Episodios Críticos para Coyhaique. [https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/01/Of-Ord\\_224251\\_Congreso-septiembre-2022\\_ComisionMedioAmbiente-Senado\\_Glosa-5-8-10-12-13-15-16-17-25-26.pdf](https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/01/Of-Ord_224251_Congreso-septiembre-2022_ComisionMedioAmbiente-Senado_Glosa-5-8-10-12-13-15-16-17-25-26.pdf)
- MMA. 2022b. Informe sistema de información nacional de la calidad del aire. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/estacion/index/id/267>
- Olave C. 2010. Conjunto de la composición del material particulado 2,5 en ciudades de Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias.
- OMS. 2006. WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06-02>
- Painemal J. 2022. Eficiencia de remoción de material particulado por combustión de leña de baja humedad de un precipitador electrostático. Universidad Austral de Chile.
- Sáez N. 2009. Distribución y caracterización de lugares boscosos proveedores de leña nativa destinada a la ciudad de Coyhaique (45°30'S). 23, 7--24.

## ANEXOS

### Promedio mensual de cada año

| año  | mes | media  | desvest |
|------|-----|--------|---------|
| 2014 | 1   | 10.15  | 11.55   |
| 2014 | 2   | 10.73  | 12.17   |
| 2014 | 3   | 24.47  | 35.82   |
| 2014 | 4   | 80.84  | 93.65   |
| 2014 | 5   | 98.41  | 122.36  |
| 2014 | 6   | 146.80 | 153.80  |
| 2014 | 7   | 169.46 | 214.17  |
| 2014 | 8   | 96.19  | 118.17  |
| 2014 | 9   | 57.74  | 88.07   |
| 2014 | 10  | 31.00  | 43.67   |
| 2014 | 11  | 16.74  | 29.21   |
| 2014 | 12  | 10.47  | 11.08   |
| 2015 | 1   | 8.14   | 8.80    |
| 2015 | 2   | 10.49  | 14.33   |
| 2015 | 3   | 28.21  | 44.58   |
| 2015 | 4   | 74.05  | 100.54  |
| 2015 | 5   | 101.60 | 130.63  |
| 2015 | 6   | 94.73  | 120.46  |
| 2015 | 7   | 83.35  | 83.11   |
| 2015 | 8   | 102.89 | 106.94  |
| 2015 | 9   | 51.15  | 62.12   |
| 2015 | 10  | 42.81  | 67.08   |
| 2015 | 11  | 14.51  | 16.61   |

|      |    |        |        |
|------|----|--------|--------|
| 2015 | 12 | 11.05  | 10.79  |
| 2016 | 1  | 5.82   | 8.49   |
| 2016 | 2  | 9.27   | 15.34  |
| 2016 | 3  | 15.53  | 23.43  |
| 2016 | 4  | 104.21 | 168.56 |
| 2016 | 5  | 204.66 | 248.22 |
| 2016 | 6  | 128.87 | 160.90 |
| 2016 | 7  | 123.82 | 139.78 |
| 2016 | 8  | 85.24  | 109.61 |
| 2016 | 9  | 70.84  | 103.59 |
| 2016 | 10 | 30.56  | 41.84  |
| 2016 | 11 | 12.03  | 15.11  |
| 2016 | 12 | 6.51   | 7.86   |
| 2017 | 1  | 8.09   | 9.37   |
| 2017 | 2  | 7.06   | 8.02   |
| 2017 | 3  | 22.32  | 31.89  |
| 2017 | 4  | 66.46  | 110.41 |
| 2017 | 5  | 92.22  | 110.28 |
| 2017 | 6  | 107.79 | 116.33 |
| 2017 | 7  | 93.79  | 117.28 |
| 2017 | 8  | 71.45  | 86.31  |
| 2017 | 9  | 31.39  | 38.83  |
| 2017 | 10 | 21.36  | 29.35  |
| 2017 | 11 | 12.03  | 13.44  |
| 2017 | 12 | 6.44   | 6.89   |
| 2018 | 1  | 5.58   | 5.40   |
| 2018 | 2  | 6.28   | 9.17   |

|      |    |        |        |
|------|----|--------|--------|
| 2018 | 3  | 20.93  | 34.23  |
| 2018 | 4  | 39.64  | 50.16  |
| 2018 | 5  | 75.65  | 87.86  |
| 2018 | 6  | 160.92 | 201.51 |
| 2018 | 7  | 138.30 | 193.61 |
| 2018 | 8  | 83.51  | 115.80 |
| 2018 | 9  | 36.13  | 40.41  |
| 2018 | 10 | 27.33  | 36.94  |
| 2018 | 11 | 15.30  | 19.86  |
| 2018 | 12 | 6.81   | 7.03   |
| 2019 | 1  | 7.10   | 10.05  |
| 2019 | 2  | 8.44   | 10.94  |
| 2019 | 3  | 18.66  | 25.55  |
| 2019 | 4  | 39.12  | 80.45  |
| 2019 | 5  | 57.82  | 75.51  |
| 2019 | 6  | 86.66  | 90.63  |
| 2019 | 7  | 103.39 | 111.32 |
| 2019 | 8  | 62.98  | 90.72  |
| 2019 | 9  | 43.29  | 58.68  |
| 2019 | 10 | 21.25  | 23.75  |
| 2019 | 11 | 10.80  | 10.29  |
| 2019 | 12 | 9.06   | 10.16  |
| 2020 | 1  | 5.39   | 6.78   |
| 2020 | 2  | 9.77   | 12.29  |
| 2020 | 3  | 14.68  | 19.30  |
| 2020 | 4  | 44.13  | 65.97  |
| 2020 | 5  | 67.77  | 72.10  |

|      |    |        |        |
|------|----|--------|--------|
| 2020 | 6  | 87.12  | 103.41 |
| 2020 | 7  | 116.37 | 130.60 |
| 2020 | 8  | 45.05  | 59.83  |
| 2020 | 9  | 34.11  | 44.86  |
| 2020 | 10 | 18.04  | 19.33  |
| 2020 | 11 | 7.45   | 6.62   |
| 2020 | 12 | 5.24   | 5.75   |
| 2021 | 1  | 5.30   | 6.81   |
| 2021 | 2  | 4.69   | 5.08   |
| 2021 | 3  | 11.43  | 16.76  |
| 2021 | 4  | 26.96  | 30.36  |
| 2021 | 5  | 85.79  | 119.17 |
| 2021 | 6  | 118.23 | 163.35 |
| 2021 | 7  | 38.14  | 38.00  |
| 2021 | 8  | 52.15  | 81.06  |
| 2021 | 9  | 30.35  | 43.01  |
| 2021 | 10 | 14.39  | 16.67  |
| 2021 | 11 | 10.10  | 12.38  |
| 2021 | 12 | 6.67   | 5.96   |
| 2022 | 1  | 6.10   | 5.84   |
| 2022 | 2  | 7.01   | 6.94   |
| 2022 | 3  | 17.42  | 22.19  |
| 2022 | 4  | 30.88  | 39.75  |
| 2022 | 5  | 91.35  | 136.28 |
| 2022 | 6  | 128.68 | 154.86 |
| 2022 | 7  | 68.48  | 61.47  |
| 2022 | 8  | 32.87  | 42.80  |

|      |    |        |        |
|------|----|--------|--------|
| 2022 | 9  | 22.74  | 23.04  |
| 2022 | 10 | 18.51  | 27.29  |
| 2022 | 11 | 9.79   | 8.22   |
| 2022 | 12 | 6.30   | 7.56   |
| 2023 | 1  | 4.17   | 5.12   |
| 2023 | 2  | 3.79   | 5.26   |
| 2023 | 3  | 15.90  | 20.83  |
| 2023 | 4  | 41.26  | 67.48  |
| 2023 | 5  | 43.44  | 62.13  |
| 2023 | 6  | 98.12  | 120.10 |
| 2023 | 7  | 86.96  | 77.11  |
| 2023 | 8  | 47.52  | 64.37  |
| 2023 | 9  | 42.92  | 56.25  |
| 2023 | 10 | 20.04  | 23.79  |
| 2023 | 11 | 12.56  | 17.01  |
| 2023 | 12 | 7.60   | 10.56  |
| 2024 | 1  | 6.53   | 9.44   |
| 2024 | 2  | 6.58   | 8.70   |
| 2024 | 3  | 19.11  | 22.97  |
| 2024 | 4  | 50.33  | 80.11  |
| 2024 | 5  | 126.84 | 145.70 |
| 2024 | 6  | 92.33  | 85.50  |
| 2024 | 7  | 68.13  | 75.00  |
| 2024 | 8  | 60.74  | 62.49  |
| 2024 | 9  | 20.81  | 20.52  |
| 2024 | 10 | 17.50  | 25.69  |
| 2024 | 11 | 16.01  | 21.07  |

|      |    |       |       |
|------|----|-------|-------|
| 2024 | 12 | 11.58 | 20.24 |
|------|----|-------|-------|