



UNIVERSIDAD DEL BÍO-BÍO

FACULTAD DE EDUCACIÓN Y HUMANIDADES
DEPARTAMENTO DE EDUCACIÓN Y HUMANIDADES
ESCUELA DE PEDAGOGÍA EN CIENCIAS NATURALES CON MENCIÓN BIOLOGÍA,
FÍSICA O QUÍMICA

**EFECTO DE LA REDUCCIÓN DE MOVILIDAD DEBIDO AL COVID-19 EN LA
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DE ZONAS URBANAS DEL CENTRO SUR DE
CHILE**

AUTORA: MORALES SOLÍS, KARINA ELIZABETH

PROFESORES GUÍAS: Ahumada Gutiérrez, Hernán Raúl

Leiva Guzmán, Manuel Andrés

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE PROFESORA DE ENSEÑANZA MEDIA EN
CIENCIAS NATURALES MENCIÓN QUÍMICA

CHILLÁN, CHILE, ENERO 2020

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento al apoyo parcial de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica a través de los proyectos FONDECYT Regular n°1200674 y 1160617, gracias a los cuales desarrollamos esta investigación.

Agradezco a mis profesores guías, Dr. Hernán Ahumada Gutiérrez y Dr. Manuel Leiva Guzmán, por la dedicación y apoyo que han brindado a este trabajo, por el respeto a mis sugerencias e ideas y por la dirección y el rigor que ha facilitado a las mismas. Gracias por la confianza.

Un trabajo de investigación es siempre fruto de ideas, proyectos y esfuerzos previos que corresponden a otras personas. En este caso mi más sincero agradecimiento a los profesionales de la Universidad de Chile y al Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología de Perú por el material facilitado y sugerencias.

Gracias a mi familia, a mis padres y a mi hermano, por ser un apoyo fundamental durante este proceso. Gracias a mis amigos, que siempre me han alentado a seguir mis sueños.

INDICE

RESUMEN	5
INTRODUCCIÓN	6
<i>Contaminación atmosférica</i>	7
<i>Normativa de contaminantes atmosféricos</i>	10
<i>Contaminantes y su efecto en la salud</i>	13
<i>La contaminación atmosférica y el COVID-19</i>	14
HIPÓTESIS	17
OBJETIVOS	17
<i>Objetivo general</i>	17
<i>Objetivos específicos</i>	17
MATERIALES Y MÉTODOS	18
<i>Área de estudio</i>	18
<i>Concentración de contaminantes ambientales y variables meteorológicas</i>	21
<i>Análisis de datos</i>	22
<i>Análisis de distribución espacial</i>	24
RESULTADOS	25
<i>Comparación de las concentraciones de contaminantes atmosféricos debido a la disminución de movilidad.</i>	25
<i>Distribución espacial de NO₂</i>	27

<i>Correlación de los factores meteorológicos con la concentración de contaminantes atmosféricos.</i>	29
DISCUSIÓN	33
CONCLUSIÓN	38
BIBLIOGRAFÍA	42

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Comparación de diámetro entre un pelo humano con el diámetro de PM ₁₀ y PM _{2.5} .	8
Figura 2. Principales fuentes de emisión de contaminantes primarios y contaminantes secundarios formados principalmente.	9
Figura 3. Localizaciones e identificaciones de las ciudades en estudio. En la tabla 3 se proporciona más información.	19
Figura 4. Promedio de los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , NO y O ₃) y su cambio relativo por ciudad para PH (2017-2019) y PP (2020).	27
Figura 5. Variabilidad en la distribución espacial de la columna troposférica de NO ₂ (μmol/m ²) durante el período PH y PP, junto a su cambio relativo (%).	28
Figura 6. Promedio de las variables meteorológicas (Temperatura, Humedad Relativa y velocidad del viento) y su cambio relativo por ciudad para PH (2017-2019) y PP (2020).	31

Figura 7. Emisiones residenciales anuales y su relación con (a) la latitud de las ciudades en estudio y su población, y (b) la razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ y la concentración promedio de $PM_{2.5}$ en el período en estudio. 35

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones medias de contaminantes atmosféricos recomendadas por la OMS. 10

Tabla 2. Valores de concentración media declarado en las normas nacionales primarias de calidad de aire. 13

Tabla 3. Estaciones de monitoreo estudiadas ubicadas en diferentes ciudades del centro-sur de Chile. 20

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Pearson entre la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con los datos meteorológicos para 2017-2019 y 2020. 32

RESUMEN

Esta investigación tiene por objetivo analizar los cambios en la concentración de $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 , NO , O_3 y variables meteorológicas durante el período de marzo - mayo 2020 en comparación con el mismo período de los años 2017-2019, utilizando datos de superficie e información satelital. Los cambios relativos porcentuales en la concentración de contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas entre los períodos estudiados se utilizaron para cuantificar los efectos de la disminución de movilidad en la calidad del aire de las 16 zonas urbanas estudiadas. Los resultados para $PM_{2.5}$ mostraron disminuciones significativas en 10 de las 16 ciudades estudiadas, los cambios relativos varían entre -6.3% y -48%, en el caso de PM_{10} se observaron disminuciones significativas en 7 ciudades en las cuales los cambios varían entre -11% y -34%. Se observaron disminuciones significativas entre el -27% y -46% en las 4 ciudades donde se registran las concentraciones de NO_2 , mientras que se observaron disminuciones significativas en 3 de las 4 ciudades donde se mide el NO con cambios relativos entre -34% y -43% y en O_3 se observaron aumentos significativos en 4 de las 5 ciudades estudiadas con cambios entre 18% y 43%. Las variables meteorológicas locales no mostraron cambios significativos entre ambos períodos. Las emisiones de material particulado proceden principalmente de la quema de leña utilizada para calefacción residencial en todas las ciudades estudiadas. Sin embargo, aunque las cuarentenas impuestas durante la emergencia sanitaria podrían haber inducido un aumento de las emisiones residenciales, estos aumentos fueron compensados por las reducciones de las emisiones vehiculares y/o industriales. Por lo tanto, estos resultados deben interpretarse cuidadosamente y deben inspirar nuevas investigaciones considerando los factores sociales, culturales y económicos que podrían cambiar los patrones de emisión y la calidad del aire de las ciudades.

Palabras clave: Calidad del aire, disminución de movilidad, emisiones de quema de leña, ciudades del centro- sur de Chile.

INTRODUCCIÓN

Chile presenta una marcada estacionalidad en la contaminación atmosférica, siendo el período de otoño invierno el más crítico, especialmente en la zona centro-sur del país, debido a la pandemia mundial vivida en estos momentos y que las medidas para frenar su propagación comenzaron en marzo, se estudiará el efecto de la reducción de movilidad debido al COVID-19 en la contaminación atmosférica de zonas urbanas del centro sur de Chile.

En el país las principales fuentes de contaminación del aire son de origen antropogénico, específicamente debido al parque automotriz, las actividades industriales y calefacción de las viviendas.¹ En el sur la principal fuente de combustible utilizada para calefacción y para la cocina es la leña, lo que se debe a su bajo costo económico y a un apego cultural y social.² En general el aumento del uso de leña se ve reflejado con un aumento de la latitud, debido a que al ir hacia el sur, va disminuyendo la temperatura, por lo que su uso para calefacción aumenta.²

El 28% de la energía primaria consumida proviene de la leña, la cual es la segunda fuente de energía más importante después del petróleo, en la zona sur del país más de un 80% de los hogares usan leña para calefaccionar las viviendas.^{3,4} A nivel nacional se puede observar de forma general un aumento en el consumo de leña desde la zona centro a sur del país.⁵ Esto se evidencia en que el consumo promedio de leña en el sector residencial por región posee la siguiente distribución con un consumo de ~53% en la VI Región de O'Higgins, ~62% en la VII Región del Maule, ~70% en la VIII Región del Bío Bío, ~89% en la IX Región de la Araucanía, ~93% en la XIV Región de los Ríos, ~95% en la X Región de los Lagos, ~98% en la XI Región de Aisén y un ~13% en la XII de la Región de Magallanes.⁴ La Región de Magallanes es la excepción a la tendencia, esto debido a que el gas natural ocupa el rol principal como combustible para la calefacción, siendo usada en un ~88%.⁴

Contaminación atmosférica

La contaminación atmosférica hace referencia a la presencia de elementos que alteran la composición atmosférica y que afectan cualquier componente del ecosistema, corresponde a gases (NO_x , CO, O_3 , SO_x) y aerosoles.⁶ La contaminación atmosférica afecta la salud de los seres vivos, perjudicando al medio ambiente y dañando a los animales, la vegetación y el suelo, contribuyendo al cambio climático.⁷ El aerosol atmosférico también llamado material particulado es considerado como uno de los contaminantes más estudiados a nivel mundial.⁸ Según Morales y Leiva (2005) el aerosol atmosférico es un conjunto de partículas sólidas y/o líquidas que se encuentran suspendidas en el aire y corresponden a uno de los principales componentes de la atmósfera, definiéndose como material particulado (PM, por sus siglas en inglés) a las partículas sólidas que lo componen, estas pueden ser emitidas tanto por fuentes naturales como antropogénicas y se pueden clasificar según sus mecanismos de formación en primarias, las cuales son emitidas de forma directa a la atmósfera y secundarias las cuales son generadas por reacciones químicas en la atmósfera. Además, el material particulado se puede clasificar mediante su diámetro aerodinámico, el cual corresponde al diámetro de una partícula esférica de densidad equivalente y que presenta la misma velocidad de deposición.⁹

Se denominan partículas respirables a todas las que poseen un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 micrómetros ($\leq 10 \mu\text{m}$), debido a su capacidad para introducirse en las vías respiratorias, entre más pequeño sea el diámetro de estas partículas su capacidad de introducirse en las vías respiratorias será mayor.⁶ Además, se les denomina partículas finas a todas las partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 micrómetros ($\leq 2.5 \mu\text{m}$), las cuales derivan principalmente de la combustión.¹⁰ Este tipo de partículas alcanzan con facilidad los bronquios terminales y los alveolos, desde donde pueden acceder al torrente sanguíneo.⁶ La

figura 1 compara el diámetro de un cabello humano el cual posee un diámetro entre 50 μm y 70 μm con partículas de 10 μm de diámetro, conocidas como PM_{10} y con partículas de 2.5 μm conocidas como $\text{PM}_{2.5}$.¹¹

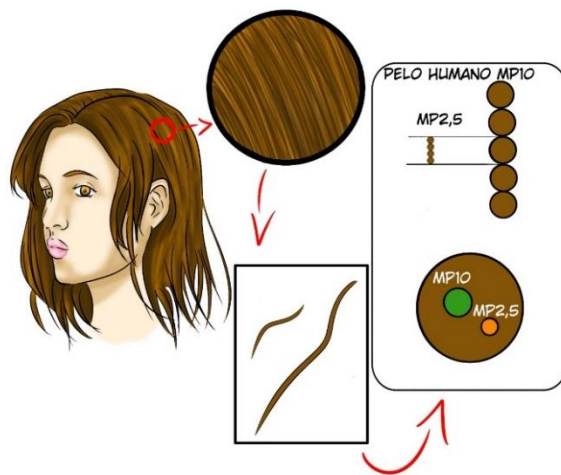


Figura 1: Comparación de diámetro entre un pelo humano con el diámetro de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. (Ministerio del medio ambiente (2016). Guía de calidad de aire y educación ambiental. [ilustración]. Adaptado de <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/Guia-para-Docentes-Sobre-Calidad-del-Aire-003.pdf>).¹¹

Los contaminantes atmosféricos gaseosos que se miden frecuentemente son el dióxido de carbono (NO_2), el monóxido de carbono (CO), el ozono (O_3) y el dióxido de azufre (SO_2).¹² Los óxidos de nitrógeno (NO_x) son gases en los cuales se incluyen (NO , NO_2 , NO_3 , entre otros) son emitidos mediante la combustión de maderas y de combustibles fósiles, siendo esta última la fuente principal de las emisiones.^{11,13} El monóxido de carbono (CO) es un gas producido mediante la combustión incompleta, debido a una insuficiencia de oxígeno, es emitido como producto de procesos industriales y al uso de combustibles fósiles como combustible para los medios de transporte, posee propiedades explosivas y un alto grado de toxicidad, en el aire se suele oxidar en poco tiempo potenciado por la temperatura formando dióxido de carbono

(CO₂).^{11,14} El ozono troposférico (O₃) es uno de los agentes oxidantes más fuertes, además de ser el principal componente del smog fotoquímico, es formado como producto de algunas reacciones químicas en la troposfera, por lo que se considera un contaminante secundario, debido a que su concentración depende de la disponibilidad de precursores como los compuestos orgánicos volátiles (COV), CH₄, NO_x y de radiación solar.^{11,13} El SO₂ es emitido tanto por fuentes naturales mediante la descomposición anaerobia de materia orgánica como de fuentes antropogénico siendo emitido por las industrias, debido a la combustión del carbón y el petróleo, el transporte y la eliminación de residuos.¹⁵ Existen normativas ambientales que regulan las emisiones de contaminantes atmosféricos en cada país.

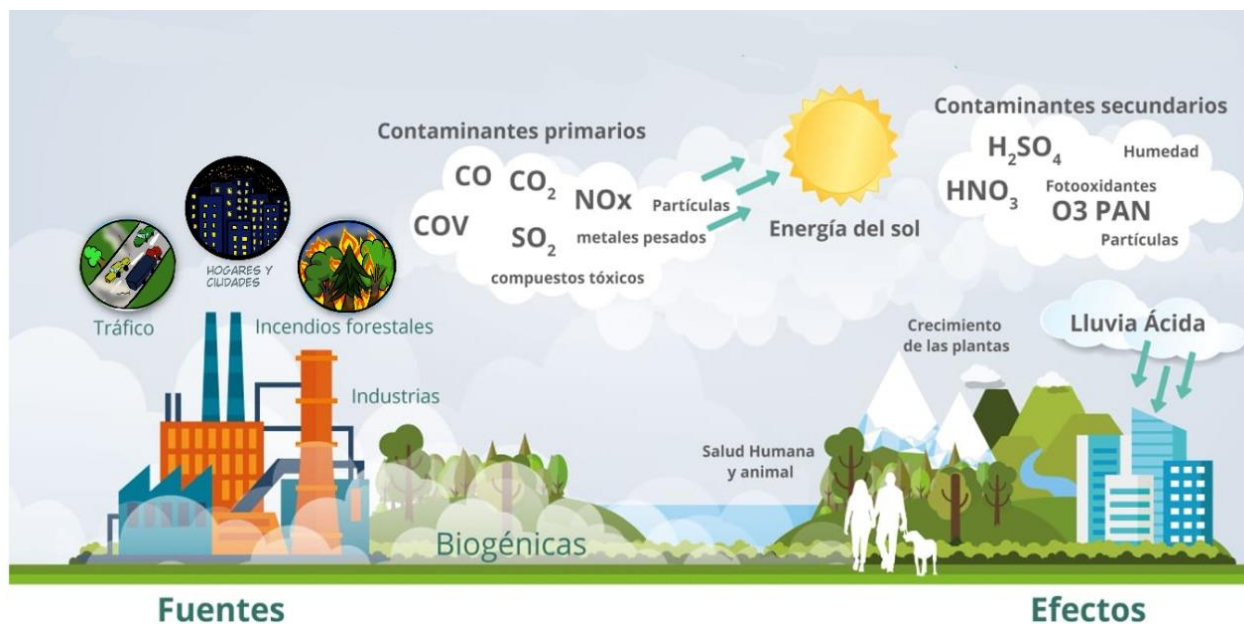


Figura 2. Principales fuentes de emisión de contaminantes primarios y contaminantes secundarios formados principalmente. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (s. f.). Aire [Ilustración]. Adaptada de SIAC. <http://www.siac.gov.co/aire>).¹⁶

Normativa de contaminantes atmosféricos

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que la media de material particulado respirable PM_{10} sea de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas y de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media anual, en cambio, en las partículas finas $PM_{2,5}$ la media de 24 horas es de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media anual, esto con el fin de promover la reducción gradual de las concentraciones de material particulado para reducir los riesgos de enfermedades agudas y crónicas derivadas de la contaminación atmosférica. Además, posee recomendaciones para las concentraciones medias de otros contaminantes, para el dióxido de nitrógeno (NO_2) posee una de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media de una hora y $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media anual, para el ozono (O_3) recomienda que sea de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media de ocho horas y para el dióxido de azufre (SO_2) es de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media de 10 minutos y $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas (Tabla 1).¹⁷

Tabla 1. Concentraciones medias de contaminantes atmosféricos recomendadas por la OMS.

CONTAMINANTE	MEDIA ANUAL	MEDIA DE 24 HORAS	MEDIA DE 8 HORAS	MEDIA DE 1 HORA
PM_{2,5}	$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$	-	-
PM₁₀	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	-	-
NO₂	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	-	-	$200 \mu\text{g}/\text{m}^3$
O₃	-	-	$100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	-
SO₂	-	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	-	-

En Chile existen estándares establecidos para evaluar el estado de calidad del aire (Tabla 2), los cuales están establecidos en la ley de bases del medio ambiente (ley n°19.300), estos se obtienen por medio de registros validados a través de estaciones de monitoreo las cuales deben poseer representatividad poblacional según las normas primarias de calidad de aire. La concentración

diaria de material particulado se calcula a partir del promedio de las mediciones horarias, tanto para la concentración PM_{10} como para $PM_{2.5}$, se considerará válido el promedio diario si posee un mínimo de 18 horas medidas durante el día, a partir de los promedios diarios validos se calculan los promedios mensuales los que serán válidos si poseen un mínimo del 75% de los promedios diarios validos durante el mes y la concentración anual se calcula a partir del promedio de los promedios mensuales válidos y se considerara valido si posee por lo menos 9 meses válidos.¹⁸

En Chile el artículo n°2 del decreto supremo n°59 establece que la norma primaria de calidad de aire para el contaminante material particulado respirable PM_{10} es de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como concentración diaria (24 horas). Se considerará sobrepasada la norma de calidad de aire cuando el percentil 98 de las concentraciones de 24 horas registradas durante un año en cualquier estación de monitoreo sea igual o superior los $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o si en un período de un año las mediciones del material particulado respirable PM_{10} iguala o supera el valor de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante más de siete días o si la concentración anual calculada como promedio de tres años consecutivos de cualquier estación de monitoreo es igual o mayor a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.¹⁹ El artículo n°3 del decreto supremo n°12 establece que la norma primaria para el material particulado fino $PM_{2.5}$ es de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como concentración diaria y se considerará sobrepasada la norma de calidad de aire cuando el percentil 98 de las concentraciones de 24 horas registradas durante un año en cualquier estación de monitoreo se iguala o supera los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o si el promedio tri-anual de las concentraciones anuales sea mayor a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en cualquier estación de monitoreo.²⁰ Además el artículo n°2 de la ley 19.300 establece como zona latente a aquella en donde la concentración de contaminantes en el aire, suelo o agua se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la norma de calidad ambiental respectiva y como zona saturada a aquella en donde una o más normas de

calidad ambiental se encuentran sobrepasadas, la declaración de un territorio como zona saturada o zona latente es de gran importancia para la elaboración e implementación de un plan de descontaminación o de prevención, ya que, no se puede realizar un plan sin previa declaración del territorio como zona saturada o latente, debido a que así lo indica el artículo n° 6 del decreto n°94.²¹ Los niveles más altos de concentración de PM_{2.5} y PM₁₀ presentan una marcada estacionalidad siendo la temporada de otoño-invierno el período en donde las concentraciones diarias superan el valor establecido por la norma.²²

El artículo n°3 del decreto supremo n°114 establece que la norma primaria de calidad de aire para dióxido de nitrógeno (NO₂) es de 100 µg/m³ o su equivalente 53 ppbv como media anual, esta se verá sobrepasada si el promedio de tres años consecutivos (a partir del mes de inicio de las mediciones) de cualquier estación de monitoreo es igual o mayor a la norma establecida o si en el primer o segundo período de 12 meses a partir del mes de inicio de las mediciones y reemplazando la concentración anual para los períodos faltantes por cero, el promedio de los tres períodos es mayor o igual a la norma.²³ El artículo n°3 del decreto supremo n°112 de la norma primaria de calidad de aire para ozono (O₃) es de 120 µg/m³ o su equivalente de 61 ppbv para la concentración media de 8 horas, la cual se verá sobrepasada si el promedio de tres años seguidos del percentil 99 de los máximos diarios registrados de concentración de 8 horas de 12 meses es igual o mayor a la norma o si el primer o segundo período de 12 meses a partir del mes de inicio de las mediciones y reemplazando el percentil 99 de los máximos diarios de 8 horas para los períodos faltantes por cero, el promedio de los tres períodos es mayor o igual a la norma.²⁴

En Chile un gran porcentaje de las estaciones de monitoreo de calidad de aire poseen equipos especializados para medir variables meteorológicas algunas pueden tener temperatura (°C), humedad relativa (%), velocidad del viento (m/s) y dirección del viento (°), siendo las dos

últimas las más frecuentes junto con la temperatura.²⁵ Xu et al. (2020) evidencio que a mayor velocidad del viento se dispersan de mejor manera los contaminantes atmosféricos.²⁶ Ahora bien, a menor velocidad del viento, precipitaciones y mayor humedad relativa las concentraciones de los contaminantes atmosféricos pueden empeorar.²⁶

Tabla 2. Valores de concentración media declarado en las normas nacionales primarias de calidad de aire.

CONTAMINANTE	NORMA (MEDIA)	UNIDAD	PERÍODO DE EVALUACIÓN
PM _{2.5}	50	µg/m ³ N	Diario
	20	µg/m ³ N	Anual
PM ₁₀	150	µg/m ³ N	Diario
	50	µg/m ³ N	Anual
NO ₂	400	µg/m ³ N	1 Hora
	100	µg/m ³ N	Anual
O ₃	120	µg/m ³ N	8 Horas

Contaminantes y su efecto en la salud

Borm (2008) citado en Madariaga (2018) afirma que una larga exposición a altas concentraciones de PM₁₀, puede reducir la expectativa de vida, debido al aumento de enfermedades cardiopulmonares y a la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón, exaltando los síntomas respiratorios leves y reduciendo la función pulmonar en niños y ancianos. Además, la contaminación atmosférica producida por los gases de combustión vehicular pueden terminar alojados en el cerebro, afectando la actividad cerebral y causando estrés oxidativo, Parkinson y Alzheimer.²⁷ Meléndez (2012) reportó que el PM_{2.5} a diferentes concentraciones produce daños en el ADN de linfocitos humanos, esto indica que gran parte de los mutágenos que llegan en las

partículas del aire pueden penetrar hasta el núcleo celular y dañar el ADN desencadenando una mayor probabilidad de desarrollar cáncer.¹⁰

Hwang (2020) reportó que existe un riesgo significativamente mayor de sufrir cáncer de mama en ciudades donde la contaminación por PM₁₀ y NO₂ es mayor.²⁸ Además, Zheng (2020) demostró que cuanto más grave es la contaminación por NO₂ mayor es la posibilidad de contagiarse de la influenza.²⁹ Ortega (2020) reportó que existe una relación entre la exposición a corto plazo a PM, O₃, SO₂ y NO₂ con un incremento en el asma y un mayor riesgo de ingreso hospitalario.³⁰ Reigs (2012) reportó que en concentraciones elevadas el SO₂ (el cual se encuentra en la atmósfera) puede ser perjudicial para la salud, debido a que puede causar irritación de ojos, mucosa, garganta, piel y pulmones, debilitando el sistema inmunológico. Además, en la atmósfera el SO₂ se transforma en ácido sulfúrico (H₂SO₄) el cual es el responsable de la lluvia ácida provocando la acidificación de las aguas y suelos, arruinando la vegetación.¹⁵

La contaminación atmosférica y el COVID-19

En diciembre del 2019 en la ciudad de Wuhan en China fue notificado por primera vez el síndrome respiratorio agudo severo coronavirus 2 (SARS-CoV-2) el cual es el agente patógeno del Covid-19, el cual se propagó posteriormente a todo el mundo. Debido a su alto nivel de contagio y su rumbo agresivo, a finales de enero del 2020 la Organización Mundial de la Salud (OMS) lo declaró emergencia mundial de la salud pública.^{31,32} El COVID-19 posee distintos síntomas, los cuales pueden variar entre fiebre, tos seca, cefalea, dolor de garganta, congestión nasal, entre otros. Debido a esto puede ser confundido con un resfriado o gripe siendo una enfermedad leve en el 80% de los casos, sin embargo, el 20% de los infectados presenta complicaciones, siendo las más frecuentes la neumonía grave y el fallo multiorgánico, lo que podría causar la muerte.³³

Es probable que exista una relación positiva entre la infección por SARS-CoV-2 y la contaminación del aire, esto podría ser de gran utilidad para detectar las zonas donde se pueden producir mayor cantidad de casos graves de esta enfermedad, debido a su impacto entre infección y mortalidad.³⁴ Según estudios el 78% de las muertes por coronavirus de Alemania, Francia, España e Italia se produjeron en las zonas con mayor concentración de NO₂ de cada país.³⁵ En Estados Unidos se observó que una exposición prolongada a PM_{2.5} aumenta la mortalidad del Covid-19.³⁶ Zhang (2020) reportó que en China un aumento de 10 unidades en el índice de calidad de aire incrementa en un 5-7% los casos confirmados por COVID-19 diariamente.³⁷

Con el fin de controlar la expansión del Covid-19, se redujeron de forma significativa las actividades humanas, tales como: operaciones industriales, tránsito de vehículos, construcciones, entre otras. Lo cual contribuyó a disminuir las emisiones de contaminantes ambientales.³⁸

Singh (2020) reportó lo ocurrido con PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂, O₃, CO y SO₂ durante el período de cuarentena en la India en comparación con años anteriores, los contaminantes que presentaron un descenso más significativo fueron el PM_{2.5} y el PM₁₀, especialmente en la zona norte del país en donde llegaron a disminuir entre un 50-60%, mientras el NO₂ disminuyó entre un 40-70% en la misma zona, el CO presentó una reducción en sus concentraciones a nivel nacional y una reducción secundaria de SO₂, mientras el O₃ no tuvo cambios significativos.³⁹ Chen (2020) evidenció que en Shanghai, China las concentraciones de PM_{2.5}, SO₂, NO_x y CO disminuyeron de forma significativa durante el período de cuarentena debido al COVID-19.⁴⁰

Rodríguez-Urrego (2020) analizó lo ocurrido con el PM_{2.5} en diversas ciudades del mundo, desde el momento que cada ciudad instauró medidas de disminución de movilidad debido al COVID-

19, en América estudio las ciudades Bogotá, Ciudad de México, Santiago y Lima, ordenadas desde la que presenta mayor concentración de $PM_{2.5}$ a la que posee una menor concentración, debido al confinamiento para prevenir la expansión del COVID-19 la ciudad de Bogotá disminuyó la concentración de $PM_{2.5}$ en un 57%, en Ciudad de México se realizó un confinamiento voluntario disminuyendo la concentración de $PM_{2.5}$ en un 2%, en Santiago no existió una cuarentena total para toda la ciudad, sin embargo, se realizaron cuarentenas por comunas durante el período analizado, disminuyendo en un 10% la concentración de $PM_{2.5}$.⁴¹

Debido a la crisis a nivel mundial causada por el COVID-19 Chile se sitúa como uno de los países más afectados por millón de habitantes en el mundo, lo que ha causado que se tomen diversas medidas en el país con tal de frenar los contagios, tales como: cuarentenas por ciudad, reducción de desplazamientos, toque de queda, distanciamiento social, entre otras. Debido a esto se analizarán los posibles cambios en la calidad del aire debido a las medidas de confinamiento y examinar lo que ocurre en el sur del país durante el período de marzo a mayo, producto de las emisiones de quema de leña, condiciones meteorológicas y geográficas, las que no son favorables para la dispersión de contaminantes. Se estudian 16 ciudades del centro y sur de Chile, en las cuales se analizan las concentraciones de $PM_{2.5}$, PM_{10} , óxidos de nitrógeno ($NO_x = NO_2 + NO$) y ozono (O_3), comparando el período de marzo-mayo del año 2020 con el mismo período de los últimos tres años (2017-2019) y el efecto de las condiciones meteorológicas durante cada período.

HIPÓTESIS

- La concentración de contaminantes atmosféricos disminuirá durante el período de marzo - mayo 2020 en distintas ciudades del centro-sur de Chile en comparación con el mismo período 2017-2019, según datos obtenidos del SINCA.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Analizar los cambios en la concentración de contaminantes atmosféricos durante el período de marzo - mayo 2020 en comparación con el mismo período de los años 2017-2019 y el efecto que tienen las variables meteorológicas sobre estas concentraciones.

Objetivos específicos

- Comparar el promedio de la concentración de contaminantes atmosféricos en el período marzo-mayo 2020 en 16 ciudades distintas del centro-sur de Chile con el mismo período de los años 2017-2019.
- Comparar las concentraciones de NO₂ obtenidos a través de imágenes satelitales con las obtenidas mediante estaciones de monitoreo.
- Evaluar el efecto de la concentración de contaminantes atmosféricos durante el período marzo-mayo en distintas ciudades del centro-sur de Chile con las variables meteorológicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio considera 29 estaciones de monitoreo de 16 ciudades de la zona centro-sur de Chile localizadas a diferentes latitudes. Estas ciudades no son geográficamente adyacentes por lo que no ocurre transporte atmosférico entre ellas, con excepción de Concepción, Talcahuano y Coronel las que se encuentran unidas en una conurbación conocida como Gran Concepción (Figura 3). Debido a la ubicación geográfica de estas ciudades sus características climáticas son diferentes, en la zona centro del país, entre los 31° y 37° de latitud sur predomina un clima templado con paisajes mediterráneos, el cual se caracteriza por poseer un período lluvioso invernal y un período seco en verano. Las ciudades situadas en la zona sur, entre los 38° y 42° de latitud sur, se caracterizan por tener un clima templado lluvioso, con lluvias frecuentes y temperaturas menores en comparación con la zona central. En latitudes sur mayores a 42° se encuentra la Patagonia, en donde el clima se vuelve más frío y lluvioso disminuyendo considerablemente las temperaturas.⁴²

En las ciudades estudiadas residen aproximadamente 2 millones de habitantes, lo que corresponde al 11,4% de la población total del país y engloban un área total de 658 km².⁴³ Las ciudades estudiadas con mayor población son Rancagua, Concepción y Temuco las cuales poseen entre 200.000 a 260.000 habitantes; Talca, Chillán, Los Ángeles, Valdivia, Osorno, Puerto Montt, Punta Arenas, Talcahuano, Coronel y Curicó poseen entre 90.000 a 200.000 habitantes, mientras Rengo, San Fernando y Coyhaique poseen entre 30.000 a 50.000 habitantes (Tabla 3). Esto nos permite estudiar los cambios en la calidad del aire como resultado del distanciamiento social y disminución de movilidad, considerando las condiciones geográficas, climáticas y demográficas.

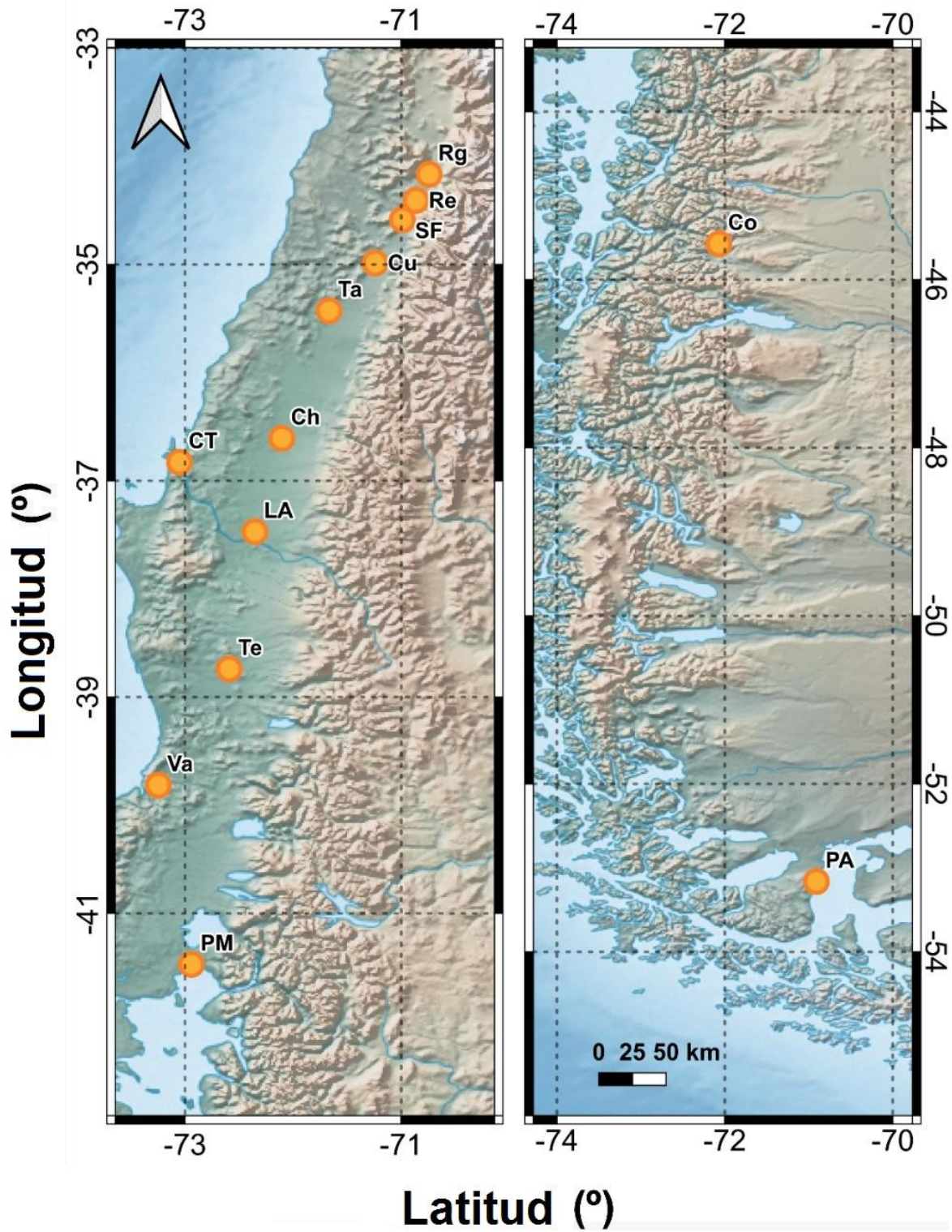


Figura 3. Localizaciones e identificaciones de las ciudades en estudio. En la tabla 3 se proporciona más información.

Tabla 3. Estaciones de monitoreo estudiadas ubicadas en diferentes ciudades del centro-sur de Chile; véase figura 1

Ciudad	Región	ID Ciudad	Ubicación (Lat; Lon)	Población (N° hab)	Área (km ²)	Nombre estación	Ubicación estación (Lat; Lon)	Variables medidas
Rancagua	VI O'Higgins	Rg	-34.1666°; -70.75°	206,971	50.36	Rancagua 1	-34.1622°; -70.7139°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
						Rancagua 2	-34.1438°; -70.7370°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Rengo		Re	-34.4166°; -70.8666°	30,891	9.28	Rengo	-34.3945°; -70.8529°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
San Fernando		SF	-34.5833°; -70.9833°	49,519	12.37	San Fernando	-34.5797°; -70.9896°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , O ₃ , T, RH, ws
Curicó	VII Maule	Cu	-34.9833°; -71.2333°	93,447	20.5	Curicó	-34.9749°; -71.2339°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, ws
Talca	VII Maule	Ta	-35.4166°; -71.6666°	189,505	46.04	U.C. Maule	-35.4357°; -71.6195°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
						La Florida	-35.4352°; -71.6781°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃ , T, RH, ws
						U. Talca	-35.4065°; -71.6332°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Chillán	XVI Ñuble	Ch	-36.6°; -72.1166°	165,528	41.03	INIA Chillán	-36.5948°; -72.0893°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
						Purén	-36.6162°; -72.0930°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Concepción	VIII Bío Bío	Cp	-36.8280°; -73.0513°	220,803	109.5	Kingston	-36.7846°; -73.0520°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃ , T, RH, ws
						ENAP	-36.7913°; -73.1191°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃ ,
						JUNJI	-36.7807°; -73.1156°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃ ,
Talcahuano	VIII Bío Bío	Th	-36.7247°; -73.1166°	92,843	92.3	C. San Vicente	-36.7236°; -73.1236°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , NO
						Indura	-36.7699°; -73.1138°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃
						Inpesca	-36.7373°; -73.1044°	PM ₁₀ , PM _{2.5}
						Nueva Libertad	-36.7361°; -67.1188°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , O ₃ , ws
Coronel	VIII Bío Bío	Cl	-37.0166°; -73.2166°	91,469	24.52	Cerro Merquín	-37.0211°; -73.1495°	PM _{2.5} , PM ₁₀
Los Ángeles	VIII Bío Bío	LA	-37.4666°; -72.35°	117,972	27.35	21 de Mayo	-37.4711°; -72.3614°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Temuco	IX Araucanía	Te	-38.75°; -72.6666°	260,783	53.23	Las Encinas	-38.7487°; -72.6207°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
						Ñielol	-38.7269°; -72.5798°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, ws
						Padre Las Casas	-38.7647°; -72.5987°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , T, RH, ws
Valdivia	XIV Los Ríos	Va	-39.8138°; -73.2458°	127,750	42.39	Valdivia	-39.8313°; -73.2285°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Osorno	X Los Lagos	Os	-40.5725°; -73.1352°	132,245	31.82	Osorno	-40.5844°; -73.1186°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
Puerto Montt	X Los Lagos	Pm	-41.4666°; -72.9333°	153,118	39.58	Mirasol	-41.4795°; -72.9688°	PM _{2.5} , T, RH, ws
						Alerce	-41.3991°; -66.8995°	PM _{2.5} , T, RH, ws
Coyhaique	XI Aisén	Co	-45.5666°; -72.0666°	44,850	18.27	Coyhaique 1	-45.5799°; -72.0610°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , T, RH, ws
						Coyhaique 2	-45.5798°; -72.0499°	PM ₁₀ , PM _{2.5} , O ₃ , T, RH, ws
Punta Arenas	XII Magallanes	PA	-53.1666°; -70.9333°	116,005	39.03	Punta Arenas	-53.1583°; -70.9215°	PM _{2.5}

Concentración de contaminantes ambientales y variables meteorológicas

Se consideran los datos horarios de calidad del aire de diversos contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_2 , NO y O_3) y variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa y velocidad del viento) disponibles en el Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire de Chile (SINCA), el cual es administrado por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) del gobierno de Chile a través de un portal web online de acceso libre.²⁵ Los datos fueron descargados de la página web del SINCA (<https://sinca.mma.gob.cl>), donde además se puede encontrar información sobre la instrumentación, funcionamiento y ubicación de las estaciones de monitoreo.²⁵

Los equipos de medición ocupados por el SINCA son de medición continua, los cuales suelen contar con sistemas de control y aseguramiento de la calidad que controlan la velocidad del flujo, detectan fugas automáticamente e identifican el ruido instrumental, además se realizan verificaciones semanales para validar los datos y corregirlos en caso de ser nulos, estar duplicados y/o poseer anomalías.²⁵

Se adquirieron, validaron y analizaron datos de 29 estaciones de monitoreo, ubicadas en 16 ciudades de la zona centro-sur de Chile (Tabla 3). Algunas ciudades cuentan con más de una estación de monitoreo, Talcahuano cuenta con cuatro; Talca, Concepción y Temuco cuentan con tres; Rancagua, Chillán, Puerto Montt y Coyhaique cuentan con dos y las ocho ciudades restantes cuentan con una estación de monitoreo en funcionamiento en el área urbana. Los datos de $PM_{2.5}$ y PM_{10} fueron considerados validos si la razón entre la concentración de $PM_{2.5}/PM_{10}$ era menor a 1, los óxidos de nitrógeno se validaron

considerando que NO_x debía ser igual a la suma de NO_2 y NO . En el caso de solo existir una de estas variables se consideraron todos los datos validos al igual que para O_3 .

Para facilitar el análisis del comportamiento de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos estos se deben trabajar en la misma unidad, la cual es microgramos dividido metros cúbicos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), como no todas las estaciones reportan los datos en esta unidad es necesario realizar una conversión. Las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} son reportadas en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en todas las estaciones estudiadas, las concentraciones de NO_2 y NO se miden en partes por billón (ppb) en Ta, Th y Te, en Cp los datos se miden en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y las concentraciones de O_3 para las 5 ciudades en estudio se miden en ppb. Debido a la necesidad de analizar los datos uniformemente, las concentraciones entregadas en ppb fueron transformadas a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para esto se utilizaron las siguientes igualdades: NO_2 1 ppb = 1.91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO 1 ppb = 1.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y O_3 1 ppb = 2.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.⁴⁴

Análisis de datos

En este estudio, se considera como condiciones de referencia para las concentraciones de contaminantes atmosféricos al período incluido entre el 15 de marzo al 31 de mayo de los años 2017-2019 (período histórico: PH), respecto al mismo período del año 2020 (período de pandemia: PP). La calidad del aire se puede ver influenciada por las emisiones locales a corto plazo y por variaciones meteorológicas, por lo que se considera el período 2017-2019 con el fin de reducir el efecto de la variabilidad interanual de los niveles de contaminación atmosférica y variables meteorológicas en el PH. Se consideró el período de marzo a mayo debido que en marzo se comenzaron a tomar las primeras medidas preventivas contra el COVID-19 en el país y que durante ese período se instauraron las primeras cuarentenas y/o cordones sanitarios en 8 de las 16 ciudades estudiadas.

El análisis estadístico descriptivo de los datos se llevó a cabo mediante el software MS-Excel© (Microsoft Corporation, Redmond, WA, EE.UU.), a través de la herramienta de tablas dinámicas, mediante la cual se obtuvo un promedio de la concentración (\bar{X}), la desviación estándar (Ds) y el número de datos válidos (N) para PH y PP tanto de los contaminantes atmosféricos como de las variables meteorológicas. Además, se calculó para los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas el intervalo de confianza (IC) con un nivel de significancia de 0.01 mediante la función del intervalo de confianza normal (0.01;Ds;N). A partir de estos datos se calculó el error estándar (Ds/\sqrt{N}), y el valor máximo y mínimo de concentración para ambos períodos ($\bar{X} \pm 3*IC$).

Se calculó el cambio relativo (CI) entre PH y PP en Excel para el promedio de las concentraciones de contaminantes y para las variables meteorológicas por ciudad. El cambio relativo es un porcentaje, el cual se obtuvo mediante la razón de la diferencia de los promedios de PP y PH con PH y este a su vez tiene asociado un rango de variación. Además, se obtuvo la razón entre $PM_{2.5}/PM_{10}$, la cual favorece al estudio del tamaño de las partículas, ya que, es un indicador de la presencia de partículas finas en el aire, para analizar el efecto de las variables meteorológicas en la concentración de los contaminantes atmosféricos se calculó mediante funciones estadísticas el coeficiente de correlación de Pearson, la cual entrega la relación entre estas variables..⁴⁵

Se utilizó el software Origin® para la realización de gráficos el cual incluye un entorno programable, el que permite generar hojas de cálculo, gráficos e importar datos de terceras aplicaciones como por ejemplo Excel.⁴⁶ Además, se utilizó el software de código abierto R con el entorno RStudio: Entorno de desarrollo integrado para R y el paquete de

herramientas para análisis de calidad de aire para R llamado OpenAir para procesar las imágenes satelitales.^{47,48}

Los gráficos se realizaron con las concentraciones promedio de PH y PP, además se realizó un análisis de varianza entre ambos períodos y se calculó los cambios relativos, el que fue expresado como porcentaje respecto al período HP para todos los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas. Esto fue empleado para cuantificar el efecto que las medidas de distanciamiento físico y disminución de movilidad en el año 2020 y evaluar si han tenido efecto en la calidad del aire de cada una de las ciudades.

Análisis de distribución espacial

Se realizó un análisis de la distribución espacial de NO₂ en los niveles de la columna troposférica de los períodos 2017-2019 y 2020 a partir de datos de monitoreo remoto. Los datos fueron proporcionados por el Instrumento de Vigilancia Troposférica Precursora Copérnico Sentinel-5 (S5p/TROPOMI), el cual es un espectrómetro de imagen espacial que utiliza técnicas de teleobservación pasiva en la parte superior de la atmósfera y posee un ancho de barrido de ~2600 km en la superficie de la Tierra, su visión cubre bandas longitudinales entre el ultravioleta y el infrarrojo, este instrumento fue desarrollado por la Agencia Espacial Europea (ESA), la cual posee una resolución espacial de 0.01° x 0.01° y resolución temporal diaria, los datos fueron descargados en formato NetCDF para posteriormente ser procesados en el programa R.^{49,47,50}

RESULTADOS

Comparación de las concentraciones de contaminantes atmosféricos debido a la disminución de movilidad.

La figura 4 muestra las concentraciones promedio para $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 , NO y O_3 para los períodos 2017-2019 (PH: barra roja) y 2020 (PP: barra azul), junto con el cambio relativo entre períodos (barra celeste) para las 16 ciudades estudiadas. Es importante mencionar que todas las ciudades estudiadas poseen mediciones de $PM_{2.5}$ y 13 de ellas presentan mediciones para PM_{10} . El resto de los contaminantes no poseen la misma representatividad, debido a que NO_2 y NO solo se miden en 4 ciudades y el O_3 se mide en 5 ciudades.

Se pueden observar que los cambios relativos porcentuales para $PM_{2.5}$ entre PH y PP son tanto positivos como negativos. En las ciudades de Rancagua: -3.8% (CI: -8.5 a 1.5), Curicó: -2.4% (CI: -9.3 a 4.5%), Coronel: 10% (CI: -0.1 a 19%), Valdivia: 0.5% (CI: -11 a 12%), Puerto Montt: -14% (CI: -0.7 a 12%) y Punta Arenas: -5.8% (CI: -12 a 0.2%) no se registran cambios relativos significativos debido a que CI al nivel de confianza de un 95% contiene al 0%. Las ciudades de Rengo: -10% (CI: -15 a -4.7%), San Fernando: -6.3% (CI: -11 a -1.8%), Talca: -18 (CI: -25 a -11%), Chillán: -48% (CI: -55 a -40%), Concepción: -11% (CI: -20 a -2.3%), Talcahuano: -17% (CI: -25 a -8.3%), Los Ángeles: -21% (CI: -32 a -11%), Temuco: -34% (CI: -43 a -25%), Osorno: -25% (CI: -36 a -14%) y Coyhaique: -17% (CI: -26 a -6.7%) presentan cambios relativos negativos.

En el caso del PM_{10} también se pueden observar cambios relativos positivos y negativos en ambos períodos estudiados, en Rengo: 14% (CI: 8.9 a 19%), San Fernando: 12% (CI: 6.9 a 16%) y Curicó 13% (CI: 7.1 a 20%), se observó un cambio porcentual positivo con

diferencias significativas. En Rancagua: -1.8% (CI: -5.9 a 2.2%), Concepción: -12% (CI: -15 a 7.5%) y Valdivia: -1.3% (CI: -12 a 9.1%) se observaron disminuciones en la concentración de PM₁₀ no significativas. En cambio, se presentan diferencias significativas en las ciudades de Talca: -16% (CI: -22 a -10%), Chillán: -24% (CI: -31 a -18%), Talcahuano: -11% (CI: -18 a -3.8 %), Los Ángeles: -22% (CI: -30 a -14%), Temuco - 34% (CI: -41 a -27%), Osorno: -27% (CI: -37 a -17%) y Coyhaique: -20% (CI: -28 a -11%).

En las ciudades donde se mide la concentración de NO₂ se observa una disminución significativa en la concentración en PP. El cambio relativo reportado en estas ciudades es para Talca: -27% (CI: -32 a -22%), Temuco: -27% (CI: -33 a - 21%), Concepción: -41% (CI: -45 a -37%) y en Talcahuano: -46% (CI: -49 a -42%). Las concentraciones de NO disminuyeron significativamente en Talca, Talcahuano y Concepción con unos cambios relativos de -43% (CI: -54 a -32%), - 38% (CI: -47 a -30%) y -34% (CI: -43 a -24%) respectivamente, en Coyhaique no se reportó una disminución significativa con un cambio relativo de -2.3% (CI: -18 a 13%). Las concentraciones de O₃ sufrieron un aumento significativo en PP con respecto a PH en San Fernando: 18% (CI: 11 a 24%), Concepción: 28% (CI: 22 a 34%), Talcahuano: 29% (CI: 23 a 36%) y Coyhaique: 43% (CI: 37 a 49%), Talca fue la única ciudad analizada para este contaminante que no presentó un aumento significativo en su concentración con un cambio relativo de 6.7% (CI: -0.7 a 14%).

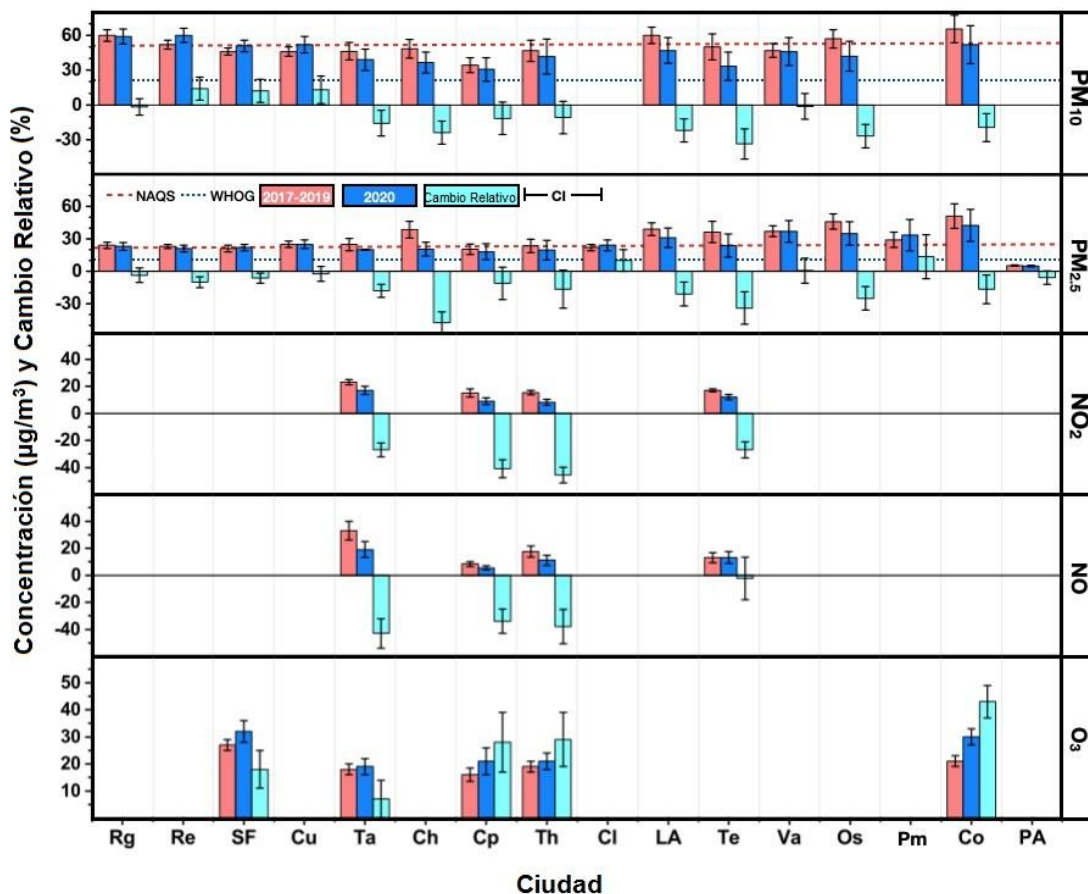


Figura 4. Promedio de los contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_2 , NO y O_3) y su cambio relativo por ciudad para PH (2017-2019) y PP (2020).

Distribución espacial de NO_2

La figura 6 muestra la variabilidad en la distribución espacial de la columna troposférica de NO_2 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2$) para todas las ciudades estudiadas durante el período PH y PP, además del cambio relativo entre períodos. Se puede observar que durante PP los valores de NO_2 troposférico disminuyeron en comparación con PH. Los cambios relativos de NO_2 en la columna troposférica de las ciudades estudiadas alcanzaron reducciones de 40% en Cl, Te y OS; un 30% en Rg, SF, Cu, Ch, Cp, Th, LA y Co; un 20% en Re, Ta, Va y PA y un 15% en Pm.

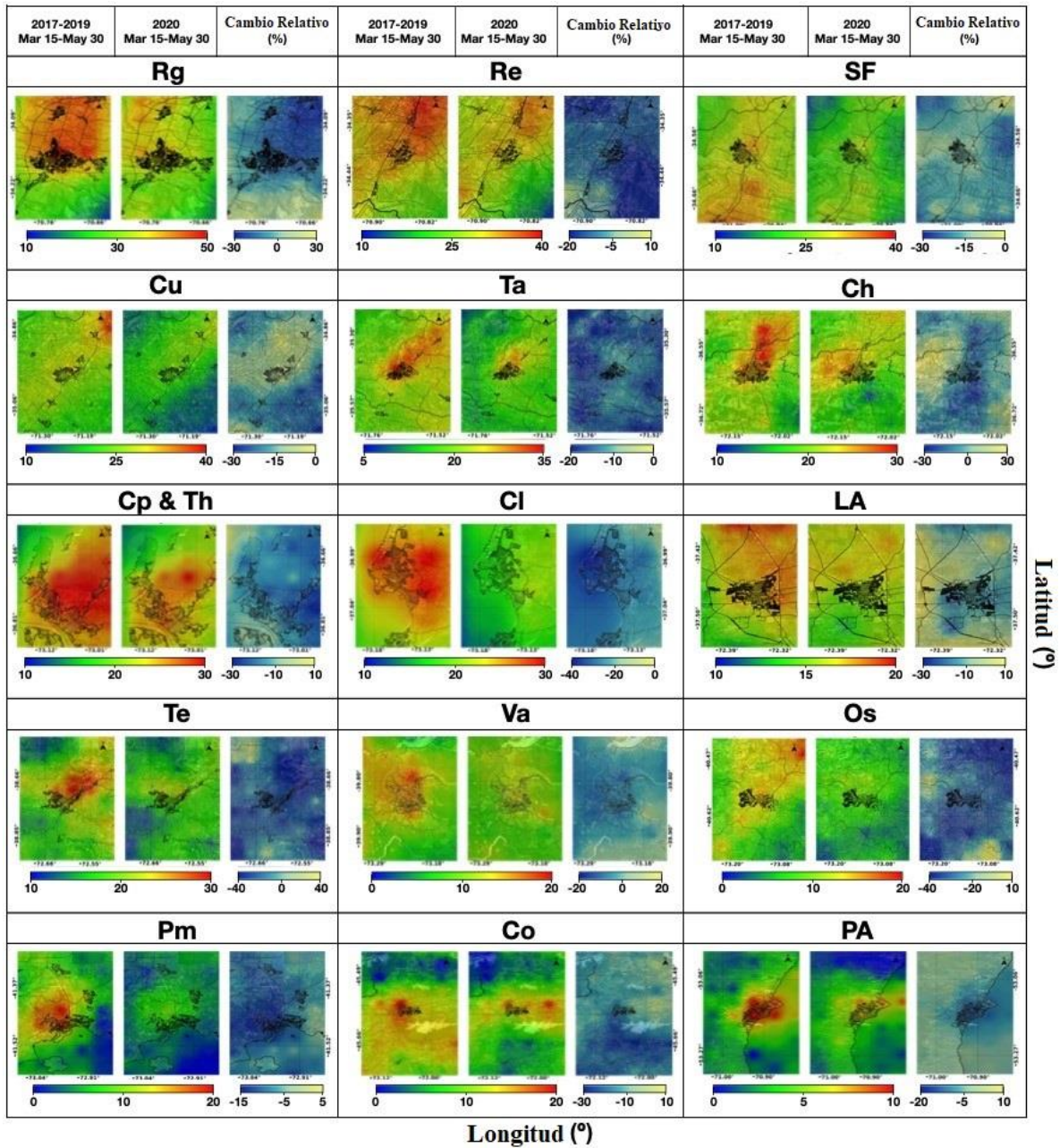


Figura 5. Variabilidad en la distribución espacial de la columna troposférica de NO_2 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2$) durante el período PH y PP, junto a su cambio relativo (%).

Correlación de los factores meteorológicos con la concentración de contaminantes atmosféricos.

La figura 6 muestra los promedios de la temperatura (T), humedad relativa (HR) y velocidad del viento (ws, por sus siglas en inglés) para los períodos 2017-2019 (PH: barra roja) y 2020 (PP: barra azul), junto con el cambio relativo entre períodos expresado como la diferencia entre ellos (barra celeste) para las ciudades estudiadas. Se reportan los datos de temperatura y humedad relativa en 12 de las ciudades estudiadas y 13 ciudades reportan la velocidad del viento.

En general, se observa un leve aumento en la temperatura promedio en PP en comparación con PH, aunque esta diferencia no es significativa. El cambio relativo para estas ciudades es positivo para Rancagua: 0% (CI: -0.3 a 0.2%), Rengo: 5.8% (CI: 14 a -2.7%), San Fernando: 6.4% (CI: 3.6 a 9.2%), Talca: 8.1 % (CI: 5.1 a 11%), Chillán: 9.6% (CI: 6.3 a 13%), Concepción: 7.5% (CI: 5.1 a 10%), Los Ángeles: 8.9% (CI: 5.9 a 12%), Temuco: 9.1% (CI: 6.2 a 12%), Valdivia: 5.7% (CI: 3.2 a 8.3%), Osorno: 5.3% (CI: 2.4 a 8.3%) y Coyhaique: 7.6% (CI: 4.2 a 11%). La única ciudad que en la que no se observa esto es en Puerto Montt: -20% (CI: -22 a -18%) en donde se reportó una disminución significativa en la temperatura en PP.

Para la humedad relativa a pesar de presentar disminuciones en el PP en la mayoría de las ciudades con respecto al PH estas no son significativas. Los cambios relativos para Rancagua: -7.5% (CI: -11 a -4.0%), Rengo: -6.5% (CI: -14 a 1.2%), San Fernando: -9.1% (CI: -11 a -6.8%), Talca: -7.6% (CI: -10 a -5.4%), Chillán: -7.5% (CI: -10 a -5.5%), Concepción: -3.4% (CI: -5.1 a -1.6%), Los Ángeles: -3.7% (CI: -5.8 a -1.5%), Temuco: -5.7% (CI: -7.3 a -4.0%) Valdivia: -1.3% (CI: -2.7 a 0.1%) y Puerto Montt: -0.12% (CI: -1.2

a 0.93%) son negativos y no significativos. Los cambios relativos para Osorno: 1.2% (CI: -0.22 a 2.6%) y Coyhaique: 2.0% (CI: 0.6 a 3.4%) mostraron un aumento casi imperceptible, por lo que no fue significativo.

Se observa algo similar con la velocidad del viento, a pesar de que se reporta una disminución en PP en general, la diferencia entre PH y PP resultan no significativas. Las ciudades de Rancagua: -2.8% (CI: -5.5 a 0.1%), Curicó: -7.1% (CI: -11 a -3.1%), Talca: -7.5% (CI: -10 a -5.0%), Chillán: -19% (CI: -24 a -14%), Concepción: -26% (CI: -32 a -20%), Temuco: -7.1% (CI: -14 a 0.15%), Valdivia: -16% (CI: -24 a -8.3%), Osorno: -28% (CI: -35 a -20%) y Coyhaique: -32% (CI: -39 a -26%) presentaron cambios relativos negativos y no significativos. Los cambios relativos de Talcahuano: 17% (CI: 13 a 20%) y Los Ángeles: 5.0% (CI: -0.37 a 10%) fueron positivos, pero no significativos, Rengo y San Fernando no presentaron cambios en la velocidad del viento entre PH y PP, por lo que, su cambio relativo fue 0.

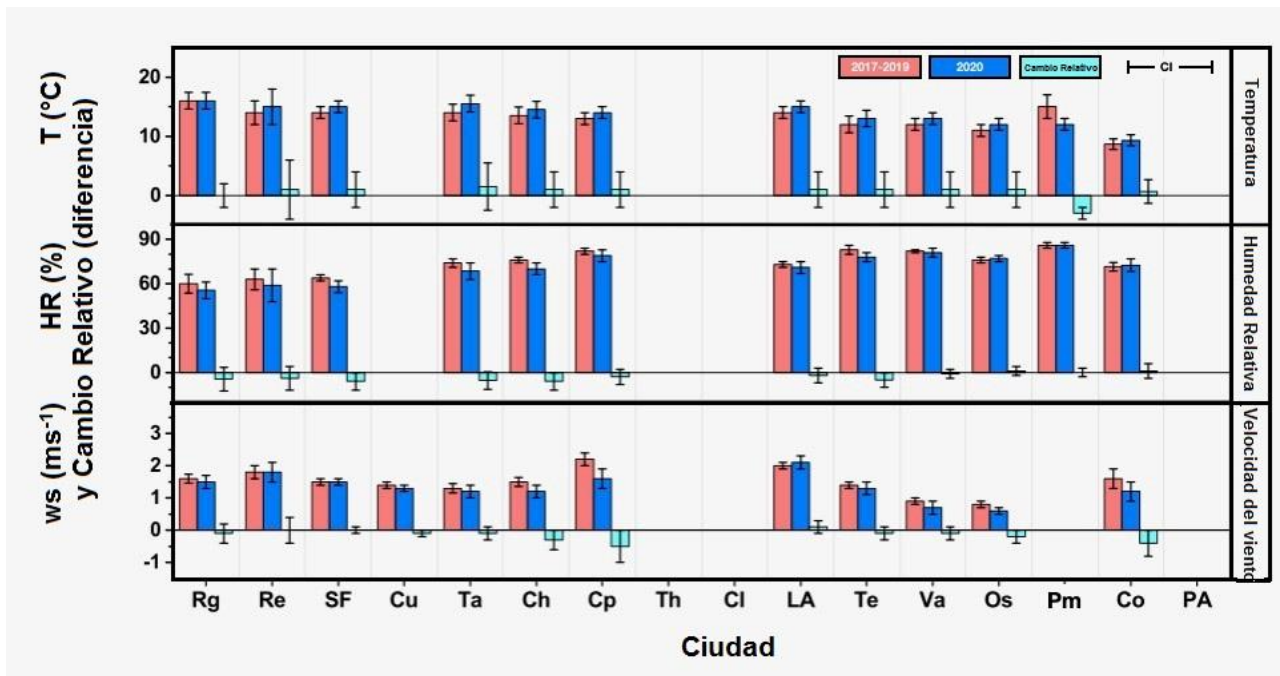


Figura 6. Promedio de las variables meteorológicas (Temperatura, Humedad Relativa y velocidad del viento) y su cambio relativo por ciudad para PH (2017-2019) y PP (2020).

La tabla 4 muestra el Coeficiente de correlación de Pearson para la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ y las variables meteorológicas (T, HR, ws) para las 12 ciudades que poseen estos datos, en esta se evidencia una correlación directa entre la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con la HR, tanto para PH como para PP, en cambio presentan una correlación negativa con T y ws.

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Pearson entre la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con los datos meteorológicos para 2017-2019 y 2020

Ciudad	ID Ciudad	Razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ PH: 2017-2019			Razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ PP: 2020		
		T	HR	ws	T	HR	ws
Rancagua	Rg	-0,57	0,55	-0,31	-0,58	0,63	-0,34
Rengo	Re	-0,38	0,35	-0,30	-0,65	0,61	-0,35
San Fernando	SF	-0,47	0,42	-0,16	-0,62	0,59	-0,18
Curicó	Cu	-0,62	0,56	-0,30	-0,63	0,024	-0,25
Talca	Ta	-0,50	0,50	-0,31	-0,59	0,59	-0,35
Chillan	Ch	-0,47	0,61	-0,09	-0,48	0,57	-0,27
Concepción	Cp	-0,42	0,31	-0,26	-0,49	0,35	-0,31
Los Ángeles	LA	-0,58	0,57	-0,30	-0,55	0,58	-0,47
Temuco	Te	-0,53	0,43	-0,24	-0,47	0,38	-0,38
Valdivia	Va	-0,51	0,40	-0,34	-0,53	0,41	-0,32
Osorno	Os	-0,46	0,50	-0,11	-0,50	0,41	-0,46
Coyhaique	Co	-0,47	0,53	-0,33	-0,52	0,55	-0,43

DISCUSIÓN

En esta investigación se obtuvieron datos congruentes con investigaciones previas, donde se evidenciaron reducciones en las concentraciones de diversos contaminantes, las cuales han sido reportadas en numerosos países debido a las medidas de distanciamiento social y de confinamiento instauradas para combatir la pandemia de COVID-19. En China se han reportado disminuciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$ y NO_2 durante el 2020 en comparación con el año 2019, en Wuhan el $PM_{2.5}$ disminuyó un 51% y el NO_2 un 57%, mientras en Hubei disminuyeron un 47% y un 61% respectivamente.⁵¹ En España, se registraron disminuciones en diversos contaminantes durante el período de cuarentena estricta en comparación con el período previo a la pandemia, $PM_{2.5}$ registro una disminución de 29,7%, PM_{10} disminuyo 39,2% y NO_2 disminuyo 62,4%, en cambio, O_3 registro un aumento durante la cuarentena de un 50,1%.⁵² En Bagdad, Iraq se registró un aumento en la concentración de O_3 durante las cuarentenas impuestas alcanzando un promedio de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en mayo en comparación con el período previo a la pandemia en donde la concentración promedio era de $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.⁵³

Los datos obtenidos en esta investigación mostraron una disminución significativa en las concentraciones de $PM_{2.5}$ en Re, SF, Ta, Ch, Cp, Th, LA, Te, Os y Co, y una no significativa en Rg, Cu, Pm y PA, algo similar ocurre con las concentraciones de PM_{10} , donde en Ta, Ch, Th, LA, Te, Os y Co se evidenciaron disminuciones significativas y en Rg, Cp, y Va no ocurrieron disminuciones significativas. Esto puede ser debido a que durante el período estudiado en Chile las emisiones de leña aumentan debido a su uso para calefacción, ya que, las temperaturas disminuyen al aumentar la latitud en el país.⁴

A partir del inventario de emisiones de cada una de las ciudades estudiadas, se ha estimado que la mayor proporción de emisiones proviene de la quema de leña para calefacción residencial, con rangos entre 87 y 98%, respecto de otras fuentes como emisiones vehiculares e industriales.⁵⁴ La Figura 7a muestra la relación entre las emisiones residenciales estimadas para $PM_{2.5}$ durante el año 2017 y su relación con la latitud de las ciudades y el número de habitantes. Se evidencia una tendencia general, donde las emisiones estimadas van en aumento a medida que las ciudades se encuentran a mayor latitud.⁵⁵ Esta tendencia se observa desde Rg hasta Pm, especialmente en ciudades con una población similar (Th, LA, Va, Os y Pm) y se puede explicar debido a la disminución de temperatura promedio en las latitudes más australes, lo que implica un mayor uso de la leña como fuente de calefacción residencial. Las ciudades de Co y PA son la excepción a la tendencia observada en la figura 7a, esto puede ser debido a que Co posee una población significativamente menor al resto de las ciudades y en PA existe un subsidio de calefacción en las viviendas con gas natural, debido a su aislamiento geográfico, lo que disminuye considerablemente el uso de leña en la ciudad.

En la figura 7b se observa una relación directa entre la tasa de emisión residencial anual de $PM_{2.5}$ con la razón $PM_{2.5}/PM_{10}$, alcanzando valores sobre el 80% en las ciudades con mayores tasas de emisión estimadas al año 2017. Los valores observados para la razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ son consistentes con un aumento de la proporción de emisiones primarias provenientes de quema de leña residencial en ciudades más australes. En estas ciudades el confinamiento de las personas podría influir en el patrón de encendido, apagado y consumo de leña en el PP, lo que resulta difícil de cuantificar y lo que podría explicar porque las

disminuciones en las concentraciones de contaminantes atmosféricos no fueron tan evidentes como las ocurridas en otras ciudades del mundo.

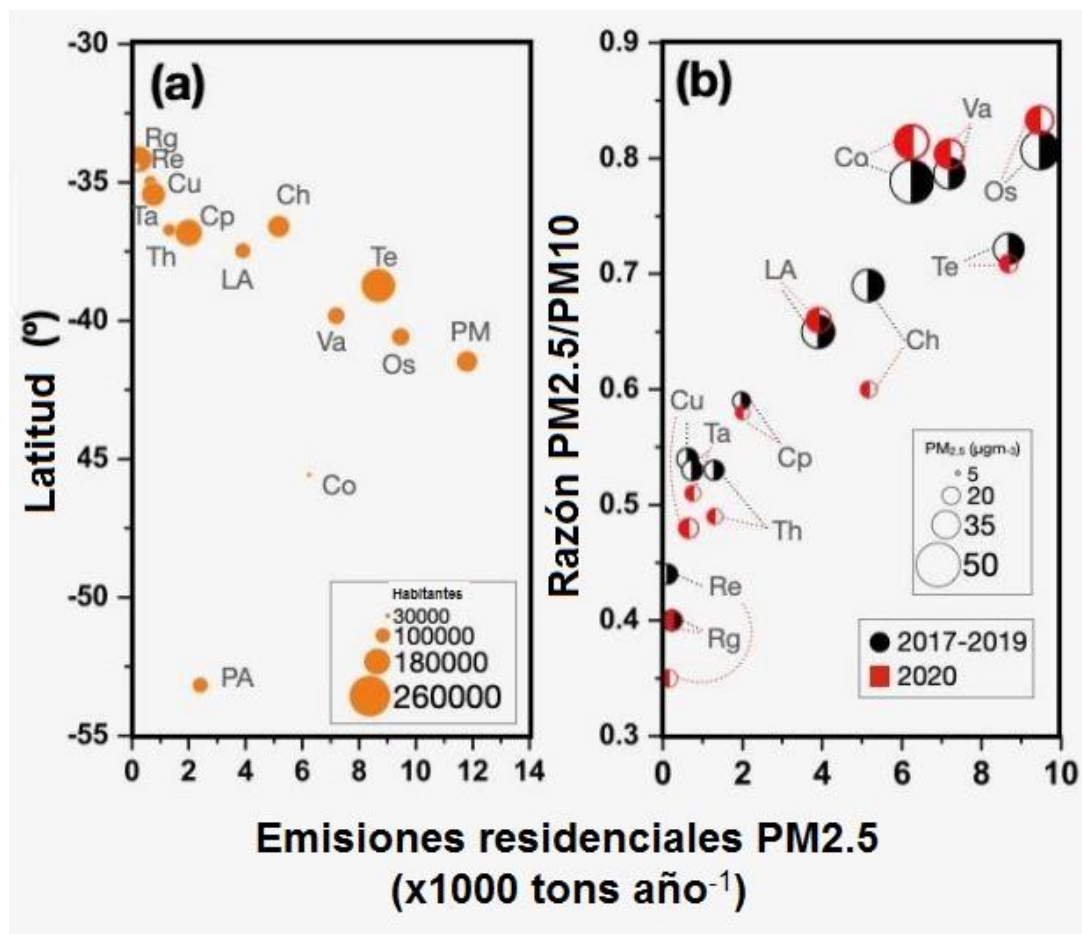


Figura 7. Emisiones residenciales anuales y su relación con (a) la latitud de las ciudades en estudio y su población, y (b) la razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ y la concentración promedio de $PM_{2.5}$ en el período en estudio.

En el análisis del coeficiente de correlación de Pearson entre la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con las variables meteorológicas, se observó una correlación directa entre $PM_{2.5}/PM_{10}$ con HR, en donde, se evidenció una diferencia entre los periodos PH y PP, siendo PH donde existe una menor correlación respecto a PP en las ciudades de Rg, Re, SF, Ta, Cp, LA, Va y Co, caso contrario ocurre en Cu, Ch, Te y Os, donde PP posee una menor relación entre $PM_{2.5}/PM_{10}$ y

HR, una posible explicación a este comportamiento es el origen de las emisiones de los contaminantes, debido a que entre más avancemos hacia el sur, la quema de biomasa para el uso de calefacción aumenta, en donde, la humedad relativa no debería afectar la producción de material particulado. En cambio, en las ciudades ubicadas en latitudes más al norte, el material particulado de origen secundario es mayor, la HR afecta los procesos químicos que ocurren en la atmósfera lo cual debería afectar la concentración de PM de origen secundario debido a que un porcentaje considerable de emisiones de contaminantes ubicadas en la zona centro-sur del país (entre un ~30% - ~47%) corresponden a emisiones diferentes a la leña (tráfico vehicular, eliminación de residuos, entre otras).⁴

Además, se evidenció una correlación inversa al comparar la razón $PM_{2.5}/PM_{10}$ con T, se observó una diferencia entre los periodos PH y PP, siendo PH donde existe una menor relación en todas las ciudades estudiadas excepto LA y Te, algo similar ocurre al analizar $PM_{2.5}/PM_{10}$ con ws donde también existe una correlación negativa, PH muestra una menor relación con respecto a PP en todas las ciudades estudiadas excepto en Cu y Va. Esto podría ser debido a que al aumentar la temperatura las emisiones de $PM_{2.5}$ disminuyen, ya que, el consumo de leña baja, lo mismo ocurre al aumentar la velocidad del viento debido a que esto favorece la dispersión de contaminantes.

Las ciudades de Talca, Concepción, Talcahuano y Temuco en donde las estaciones de monitoreo miden las concentraciones de NO_2 superficiales, los cambios relativos son consistentes con los de la información satelital, a pesar de que en Concepción y Talcahuano la magnitud del cambio es menor. La información satelital nos permite observar lo que ocurre en la columna troposférica de NO_2 durante la disminución de movilidad causada por el COVID-19 en las ciudades, especialmente en el caso de las ciudades con más densidad

poblacional y con parques vehiculares más numerosos como lo son: Rancagua, Talca, Chillán, Concepción, Temuco, Puerto Montt y Punta Arenas.

La producción de O_3 troposférico ocurre principalmente durante períodos cálidos del año y depende de una serie de reacciones químicas que necesita como precursores óxidos de nitrógeno (NO_x), COV y radiación solar.⁵⁶ Cuando los niveles de COV son elevados pero los de NO_x son bajos se dice que la química es “limitada- NO_x ”, si los niveles de NO_x son elevados se dice que tienen condiciones “saturado- NO_x ”.⁵⁷ Las altas concentraciones de NO_x sirven de sumidero de radicales OH, por lo que una disminución en NO_x conlleva a un aumento de radicales OH disponibles para reaccionar con los COV, lo que promueve un aumento de la producción de ozono.⁵⁷ Es por esto que el aumento de las concentraciones de O_3 durante PP en las ciudades estudiadas son una consecuencia directa de la química del O_3 , sin embargo, la magnitud del cambio en las concentraciones no es evidente debido a que esto depende fundamentalmente de las tasas de emisión de los precursores, cantidad y la reactividad de los COV, así como de las condiciones meteorológicas. Pese a esto, los resultados observados en SF, Ta, Cp, Th y Co permiten establecer que dichas ciudades se encontrarían en condiciones de "saturado- NO_x ".

Se sabe que los aumentos de temperatura y baja de humedad llevan a una inversión térmica, la cual, impide la dispersión vertical de los contaminantes, por lo que su concentración aumenta, lo contrario ocurre cuando aumenta la velocidad del viento, ya que esto ayuda a que se disperse la contaminación, esto ocurre con las concentraciones de todos los contaminantes, excepto con el O_3 .⁵⁸

Los cambios observados en las concentraciones de contaminantes durante PP en comparación con PH no son resultado de los cambios ocurridos en las variables meteorológicas (T, HR y ws), debido a que estas no sufrieron cambios significativos. Estos cambios podrían deberse a cambios en los patrones de emisión producto de la disminución de movilidad y distanciamiento físico impuesto para prevenir la propagación del COVID-19 o podría ser debido a inversiones térmicas que producen cambios en la ventilación y dispersión de contaminantes, aspecto que está fuera de los alcances de los resultados de este estudio. Además, el análisis de correlación de Pearson para la razón entre $PM_{2.5}/PM_{10}$ y las variables meteorológicas (T, HR, ws) evidenció una correlación directa entre la razón de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con la HR, por lo tanto, al aumentar HR la concentración de $PM_{2.5}$ aumentaría y la PM_{10} disminuiría, caso contrario ocurriría con T y ws.

CONCLUSIÓN

Este estudio ha permitido establecer el efecto de la reducción de movilidad debido al COVID-19 en la concentración de los contaminantes atmosféricos $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO, NO_2 y O_3 en zonas urbanas del centro sur de Chile. Las emisiones de material particulado en las ciudades estudiadas provienen principalmente de la quema de leña utilizada para calefacción residencial. Para las concentraciones de $PM_{2.5}$ se evidenciaron cambios relativos estadísticamente significativos en donde disminuyó la concentración en 10 ciudades (Re, SF, Ta, Ch, Cp, Th, LA, Te, Os y Co) de las 16 estudiadas durante el período PP (2020) con respecto a PH (2017-2019) y en las 6 ciudades restantes no se evidenciaron cambios estadísticamente significativos (Rg, Cl, Cu, Va, Pm y PA). Por otra parte, para PM_{10} se han evidenciado disminuciones estadísticamente significativas en los cambios relativos de las concentraciones en 7 ciudades (Ta, LA, Ch, Th, Co, Os y Te) de las 13

ciudades con datos disponibles, en 3 se observan aumentos significativos (Re, SF y Cu) y en las tres restantes no se evidencian cambios estadísticamente significativos (Va, Rg y Cp). Las concentraciones de NO_2 en las 4 ciudades estudiadas disminuyeron significativamente (Ta, Cp, Th y Te) durante PP en comparación con PH, esto fue consistente con la información recopilada con las imágenes satelitales, en donde, además se pudo visualizar la disminución significativa en la concentración de NO_2 en las 12 ciudades cuyas estaciones de monitoreo no miden este contaminante (Rg, Re, SF, Cu, Ch, Cl, LA, Va, Os, PM, Co y PA). Las concentraciones de NO disminuyeron significativamente durante PP en 3 ciudades (Ta, Cp y Th) y en 1 no se reportó una disminución significativa (Co). En el caso del O_3 las concentraciones de O_3 sufrieron un aumento significativo en PP con respecto a PH en 4 ciudades (SF, Cp, Th y Co) y en 1 no se presentaron cambios significativos (Ta).

Los cambios en los patrones de emisión de material particulado inducidas por la pandemia de COVID-19 no son claros, debido a las medidas de distanciamiento social impuestas en el estado de emergencia sanitaria se podría especular un incremento en las emisiones residenciales, las cuales podrían ser compensadas en parte por la reducción de emisiones vehiculares y/o industriales. Los resultados tanto de la teledetección como de las mediciones en superficie muestran que las medidas de prevención por la pandemia ocasionaron reducciones significativas en las concentraciones de NO_2 . Sin embargo, su impacto en la reducción de otros contaminantes es desconocida (contaminantes secundarios) o incluso negativa (O_3). Estos datos son limitados debido a que la red de estaciones de monitoreo no miden todos los contaminantes y/o variables meteorológicas, debido a esto se manifiesta la necesidad de ampliar la cobertura de las estaciones de

monitoreo de calidad del aire, en cuanto a la medición de gases contaminantes. Además, con el fin de poder realizar un análisis de datos de forma uniforme es necesario que se regulen las unidades de medida con la cual se reportan las concentraciones de contaminantes atmosféricos de las distintas estaciones de monitoreo del país, ya que, estas no se encuentran coordinadas, por lo que cada estación determina que unidad de medida utilizara para cada uno de los contaminantes.

Es necesario considerar que los niveles de actividad y movilización en algunas ciudades del país han continuado, pese a las restricciones impuestas como medida sanitaria por el gobierno de Chile, a esto se le suman las posibles variaciones en las condiciones ambientales y la dispersión de contaminantes en cada ciudad. Por lo tanto, los resultados deben ser tomados con cautela y se debe promover la realización de nuevas investigaciones que consideren un período de tiempo más extenso, el cual podría considerar un estudio detallado de las emisiones en cada ciudad y las dimensiones sociales, culturales y económicas como factores que podrían inducir cambios en los patrones de emisión y un consecuente efecto en la calidad del aire.

Se deben ampliar estos análisis una vez la crisis sanitaria haya culminado, para poder evaluar los posibles efectos de rebrote en las concentraciones de los contaminantes atmosféricos una vez concluidas las medidas de distanciamiento social y reducción de movilidad, lo que podría aumentar significativamente las emisiones de contaminantes. Es por esto, que se hace necesario continuar con investigaciones como la presentada para analizar a fondo los cambios en los patrones de emisión y su efecto en las concentraciones de contaminantes ambientales en tiempos de reducción de movilidad por la pandemia de COVID-19, lo que permitirá evaluar las medidas y estrategias de control y prevención de la

contaminación atmosférica y al mismo tiempo revisar la calidad de los inventarios de emisión de las ciudades en estudio.

PUBLICACIONES GENERADAS

Morales-Solís, K., Ahumada, H., Rojas, J., Toro, R., Leiva-Guzmán, M., & Manzano, C. The effect of covid-19 lockdowns on the air pollution of urban areas of central and southern Chile. Sometido en Air Quality, Atmosphere & Health, Diciembre 2020.

Morales-Solís, K. (Ed.). (2020). Calidad de aire en ciudades del sur de Chile en tiempos de COVID-19. LatinXchem twitter conference. 7 de Septiembre. https://twitter.com/Karina_1058/status/1302939820935778304?s=19

BIBLIOGRAFÍA

1. Ministerio del Medio Ambiente. Calidad del aire. SINIA. Accessed November 7, 2020. <https://n9.cl/k38rr>
2. Molina C, ToroA R, MoralesS RGE, Manzano C, Leiva-Guzmán MA. Particulate matter in urban areas of south-central Chile exceeds air quality standards. *Air Qual Atmos Heal*. 2017;10(5):653-667. doi:10.1007/s11869-017-0459-y
3. Jiménez Palacios A. Vivienda económica en contexto de descontaminación atmosférica. Published online 2020. <https://n9.cl/2j6j4>
4. CNE. Medición Del Consumo Nacional de Leña y Otros Combustibles Sólidos Derivados de La Madera, Santiago de Chile. *Comisión Nacional de Energía.*; 2015.
5. CNE. Estudio de “Análisis del Potencial Estratégico de la Leña en la Matriz Energética Chilena.” *Com Nac energía Minist Energía*. Published online 2008:290.
6. Oyarzún G M. Contaminación aérea y sus efectos en la salud. *Rev Chil enfermedades Respir*. 2010;26(1):16-25. doi:10.4067/s0717-73482010000100004
7. Ministerio del Medio Ambiente - Gobierno de Chile. Calidad del aire. SINIA. Accessed November 7, 2020. <https://sinia.mma.gob.cl/temas-ambientales/calidad-del-aire/>
8. Suárez A. Diagnóstico Y Control De Material Particulado: Partículas Suspendidas Totales Y Fracción Respirable Pm10. *Rev Luna Azul*. 2012;(34):195-213.
9. Morales R, Leiva-Guzmán M. *Aerosol Pollution in the City of Santiago. Critical Episodes of the Air Pollution in the City of Santiago (in Spanish) / Distribución y*

Concentraciones Críticas de Material Particulado En La Ciudad de Santiago.; 2005.

10. Gélvez IM, Montañez MLM, Parra AQ. Actividad mutagénica y genotóxica en el material particulado fracción respirable MP 2,5 en Pamplona, Norte de Santander, Colombia. *Iatreia*. 2012;25(4):347-356.
11. Ministerio del Medio Ambiente - Gobierno de Chile. Guía de calidad del aire y educación ambiental. *Minist del Medio Ambient Gob Chile*. 2016;3:103.
12. Montt G. Too polluted to work? The gendered correlates of air pollution on hours worked. *IZA J Labor Econ*. 2018;7(1). doi:10.1186/s40172-018-0067-6
13. Cuesta-Mosquera AP, González-Duque CM, Velasco-García M, Aristizábal BH. Distribución Espacial De Concentraciones De So2, Nox Y O3 En El Aire Ambiente De Manizales. *Rev Int Contam Ambient*. 2018;34(3):489-504. doi:10.20937/RICA.2018.34.03.11
14. Ccaccya Ccaccya D. Determinación de Emisiones Atmosféricas Vehiculares de la Categoría Moto-Taxis, en la Avenida Central de Villa El Salvador para la Estación de Verano 2019. *Univ Nac Tecnològica Lima Sur*. Published online 2019. <http://repositorio.untels.edu.pe/handle/UNTELS/166>
15. Reig M. *Dinámica de Contaminantes: El Caso Del SO2 En El Entorno de La Universidad de Alicante.*; 2012. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=OpAtWBwxP6gC&oi=fnd&pg=PA9&dq=Dinámica+de+contaminantes:+el+caso+del+SO2+en+el+entorno+de+la+Universidad+de+Alicante&ots=hnP2IPOuX3&sig=apwkC-wzz4z2FpvUpxr2B6UJ->

Ig#v=onepage&q&f=false

16. Principales fuentes de emisión de contaminantes primarios y contaminantes secundarios formados principalmente. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (s. f.). Aire [Ilustración]. Adaptada de SIAC. Accessed December 20, 2020. <http://www.siac.gov.co/aire>
17. OMS. Actualización mundial 2005. *Guías Calid del aire la OMS relativas al Mater Part el ozono, el dióxido nitrógeno y el dióxido azufre Actual*. 2005;5(1):1-21. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO_SDE_PHE_OEH_06_02_spa.pdf%0Ajsessionid=970454FA25DFB60943EBC3409FF7E87B?sequence=1
18. Ministerio del Medio Ambiente. *Tercer Reporte Del Estado Del Medio Ambiente.*; 2017. <https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/09/REMA-2017.pdf>
19. *Ley N° 19.300 Decreto 59: Establece Norma de Calidad Primaria Para Material Particulado Respirable PM10, En Especial de Los Valores Que Definen Situaciones de Emergencia. Diario Oficial de La República de Chile.*; 2012:37-38. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1037079&idVersion=2012-02-08>
20. *Ley 19.300 Decreto 12: Declara Zona Saturada Por Material Particulado Respirable PM10, a Las Comunas de Talca y Maule. Diario Oficial de La República de Chile.*; 2014:17-20. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1014707&idParte=0>
21. Ley de bases generales. *Instructivo Sobre Procedimiento Para La Declaración, Modificación y Derogación de Las Zonas Saturadas o Latentes de Carácter*

Atmosférico.; 2009. <https://n9.cl/ilent>

22. *Ley 19.300 Decreto 48: Establece Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica Para Las Comunas de Chillán y Chillán Viejo. Diario Oficial de La República de Chile.*; 2014:17-20.
<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1088773>

23. *Ley 19.300 Decreto 114: Establece Norma Primaria de Calidad de Aire Para Dióxido de Nitrógeno (NO₂). Diario Oficial de La República de Chile. Vol 114.*; 2011:17-20.
https://www.mineduccion.gov.co/1759/articulos-103099_archivo_pdf.pdf

24. *Ley 19.300 Decreto 112: Establece Norma Primaria de Calidad de Aire Para Ozono (O₃). Diario Oficial de La República de Chile.*; 2003:1-6.
<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=208198&idParte=0>

25. SINCA. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire de Chile. Ministerio del Medio Ambiente. Gobierno de Chile. Published 2020. Accessed November 26, 2020. <https://sinca.mma.gob.cl>

26. Li W, Shao L, Wang W, et al. Air quality improvement in response to intensified control strategies in Beijing during 2013–2019. *Sci Total Environ.* 2020;744(11):140776. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140776

27. Madariaga Z. Estudio de concentración de carbono negro (BC) y carbono orgánico (OC) contenido en el material particulado menor a 10 micrómetros (PM₁₀), y su incidencia en la salud de la población de Arequipa Metropolitana-años 2014, 2015,

2016, 2017, y 2018. Published online 2018.

28. Hwang J, Bae H, Choi S, Yi H, Ko B, Kim N. Impact of air pollution on breast cancer incidence and mortality: a nationwide analysis in South Korea. *Sci Rep.* 2020;10(1):1-7. doi:10.1038/s41598-020-62200-x
29. Zheng Y, Wang K, Zhang L, Wang L. Study on the relationship between the incidence of influenza and climate indicators and the prediction of influenza incidence. *Environ Sci Pollut Res.* Published online 2020. doi:10.1007/s11356-020-10523-7
30. Ortega-García JA, Martínez-Hernández I, Boldo E, et al. Urban air pollution and hospital admissions for asthma and acute respiratory disease in Murcia city (Spain). *An Pediatr.* 2020;93(2):95-102. doi:10.1016/j.anpedi.2020.01.012
31. Conticini E, Frediani B, Caro D. Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? *Environ Pollut.* 2020;261(xxxx):114465. doi:10.1016/j.envpol.2020.114465
32. Chauhan A, Singh RP. Decline in PM_{2.5} concentrations over major cities around the world associated with COVID-19. *Environ Res.* 2020;187(May):109634. doi:10.1016/j.envres.2020.109634
33. Barroso Peña Y, Avila Balmaseda Y, Rodríguez Bencomo D de J, Rodríguez Romero A. Características clínico epidemiológicas de la catarata. *Arch méd Camaguey.* 2020;14(3):0-0.
34. Frontera A, Cianfanelli L, Vlachos K, Landoni G, Cremona G. Severe air pollution

- links to higher mortality in COVID-19 patients: The “double-hit” hypothesis. *J Infect.* 2020;81(2):255-259. doi:10.1016/j.jinf.2020.05.031
35. Ogen Y. Assessing nitrogen dioxide (NO₂) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality. *Sci Total Environ.* 2020;726:138605. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138605
 36. Wu X, Nethery RC, Sabath BM, Braun D, Dominici F. Exposure to air pollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectional study. *Sci Adv (in Press)*. Published online 2020. doi:10.1126/sciadv.abd4049
 37. Zhang Z, Xue T, Jin X. Effects of meteorological conditions and air pollution on COVID-19 transmission: Evidence from 219 Chinese cities. *Sci Total Environ.* 2020;741:140244. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140244
 38. Li L, Li Q, Huang L, et al. Air quality changes during the COVID-19 lockdown over the Yangtze River Delta Region: An insight into the impact of human activity pattern changes on air pollution variation. *Sci Total Environ.* 2020;732. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139282
 39. Singh V, Singh S, Biswal A, Kesarkar AP, Mor S, Ravindra K. Diurnal and temporal changes in air pollution during COVID-19 strict lockdown over different regions of India. *Environ Pollut.* 2020;266:115368. doi:10.1016/j.envpol.2020.115368
 40. Chen H, Huo J, Fu Q, Duan Y, Xiao H, Chen J. Impact of quarantine measures on chemical compositions of PM_{2.5} during the COVID-19 epidemic in Shanghai, China. *Sci Total Environ.* 2020;743:140758. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140758

41. Rodríguez-urrego D, Rodríguez-urrego L. Air quality during the COVID-19: PM2.5 analysis in the 50 most polluted capital cities in the world. 2020;(January).
42. Gobierno de Chile. Nuestro País. Accessed November 26, 2020. <https://www.gob.cl/nuestro-pais/>
43. INE. Resultados CENSO. Published 2017. Accessed December 9, 2020. <http://resultados.censo2017.cl>
44. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Antecedentes para la revisión de las normas primarias de calidad de aire para dióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂). 2009;(2).
45. Olaya-Ochoa J, Ovalle Muñoz DP, Urbano León CL. Acerca de la estimación de la fracción PM_{2.5}/PM₁₀. *Dyna*. 2017;84(203):343-348. doi:10.15446/dyna.v84n203.65228
46. OriginLab. Origin and OriginPro. Accessed December 7, 2020. <https://www.originlab.com>
47. Team Rs. Integrated development for R. Boston, MA: RStudio, Inc. h. RStudio. Published 2020. Accessed November 22, 2020. <https://rstudio.com/>
48. Carslaw D, Ropkins K. Openair: Tools for the Analysis of Air Pollution Data. Comprehensive R Archive Network (CRAN). Published 2020. Accessed December 29, 2020. <https://cran.r-project.org/web/packages/openair/index.html>
49. ESA. Sentinel-5P TROPOMI User Guide. The European Space agency. Published 2020. Accessed December 9, 2020. <https://n9.cl/fozzu>

50. ESA CS d. p. b. Copernicus Sentinel data processed by ESA, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI), Sentinel-5P TROPOMI Tropospheric NO₂ 1-Orbit L2 7km x 3.5km, Greenbelt, MD, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). doi:10.5270/S5P-s4ljg54.
51. Chu B, Zhang S, Liu J, Ma Q, He H. Significant concurrent decrease in PM_{2.5} and NO₂ concentrations in China during COVID-19 epidemic. *J Environ Sci (China)*. 2021;99(2):346-353. doi:10.1016/j.jes.2020.06.031
52. Martorell-marugán J, Villatoro-garcía JA, García-moreno A, et al. DataAC : A visual analytics platform to explore climate and air quality indicators associated with the COVID-19 pandemic in Spain. *Sci Total Environ*. 2021;750:141424. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141424
53. Mohammed B, Al-naseri SK, Al-maliki A, Al-ansari N. Impact of COVID-19 lockdown on NO₂, O₃, PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations and assessing air quality changes in Baghdad, Iraq. *Sci Total Environ*. 2021;754(2):141978. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141978
54. Huneus N, Denier van der Gon H, Castesana P, et al. Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. *Atmos Environ*. 2020;235(May). doi:10.1016/j.atmosenv.2020.117606
55. Huneus N, Denier van der Gon H, Castesana P, et al. El aire que respiramos: pasado, presente y futuro – Contaminación atmosférica por MP_{2,5} en el centro y sur de Chile. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)², (ANID/FONDAP/15110009), 102 pp. Published 2020. Accessed December 28,

2020. <https://n9.cl/guzq0>

56. Barraza J. Analisis: Contaminación secundaria en Chile. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. Published 2020. Accessed January 10, 2021. <http://www.cr2.cl/analisis-contaminacion-secundaria-en-chile-cr2/>
57. Finlayson-Pitts BJ, Pitts JN, (2000). Kinetics and Atmospheric Chemistry, in: Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N. (Eds.). *Chem Up Low Atmos Acad Press San Diego*.:130-178.
58. Briz-Redón Á, Belenguer-Sapiña C, Serrano-Aroca Á. Changes in air pollution during COVID-19 lockdown in Spain: A multi-city study. *J Environ Sci (China)*. 2021;101:16-26. doi:10.1016/j.jes.2020.07.029