



Análisis de la variación de la calidad del aire debido al confinamiento por COVID-19 en ciudades de América Latina mediante imágenes satelitales Sentinel-5P

Páez Freire, César Fernando

Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción

Carrera de Ingeniería Geográfica y del Medio Ambiente

Trabajo de titulación, previo a la obtención del título de Ingeniero Geógrafo y del Medio Ambiente

Ing. Atiaga Franco, Oliva Lucía Ph.D.

8 de febrero de 2022



PAEZ_CESAR_TESIS V final.docx

Scanned on: 20:13 February 8, 2022 UTC



Overall Similarity Score



Results Found



Total Words in Text

Identical Words	1125
Words with Minor Changes	243
Paraphrased Words	477
Ommited Words	0



Website | Education | Businesses

Firma:

.....

Ing. Atiaga Franco, Oliva Lucía Ph.D.

C. C.1707046858



DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y DE LA CONSTRUCCIÓN

CARRERA DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA Y DEL MEDIO AMBIENTE

CERTIFICACIÓN

Certifico que el trabajo de titulación, “**Análisis de la variación de la calidad del aire debido al confinamiento por COVID-19 en ciudades de América Latina mediante imágenes satelitales Sentinel-5P**” fue realizado por el señor **Páez Freire, César Fernando** el cual ha sido revisado y analizado en su totalidad por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto cumple con los requisitos legales, teóricos, científicos, técnicos y metodológicos establecidos por la Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, razón por la cual me permito acreditar y autorizar para que lo sustente públicamente.

Sangolquí, 9 de febrero de 2022

Firma:

.....

Ing. Atiaga Franco, Oliva Lucía Ph.D.

C. C.1707046858



DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y DE LA CONSTRUCCIÓN

CARRERA DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA Y DEL MEDIO AMBIENTE

RESPONSABILIDAD DE AUTORÍA

Yo, **Páez Freire, César Fernando**, con cédula de ciudadanía n° 1723402978, declaro que el contenido, ideas y criterios del trabajo de titulación: **“Análisis de la variación de la calidad del aire debido al confinamiento por COVID-19 en ciudades de América Latina mediante imágenes satelitales Sentinel-5P”** es de mi autoría y responsabilidad, cumpliendo con los requisitos legales, teóricos, científicos, técnicos, y metodológicos establecidos por la Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, respetando los derechos intelectuales de terceros y referenciando las citas bibliográficas.

Sangolquí, 7 de febrero de 2022

Firma

Páez Freire, César Fernando

C.C. 1723402978



DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y DE LA CONSTRUCCIÓN

CARRERA DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA Y DEL MEDIO AMBIENTE

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN

Yo, **Páez Freire, César Fernando**, con cédula de ciudadanía n° 1723402978, autorizo a la Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE publicar el trabajo de titulación: **“Análisis de la variación de la calidad del aire debido al confinamiento por COVID-19 en ciudades de América Latina mediante imágenes satelitales Sentinel-5P”** en el Repositorio Institucional, cuyo contenido, ideas y criterios son de mi responsabilidad.

Sangolquí, 7 de febrero de 2022

Firma

Páez Freire, César Fernando

C.C.: 1723402978

Dedicatoria

A mis padres Ólger y Ximena, por confiar en mí, por apoyarme incondicionalmente, por el amor brindado desde los primeros días, porque nada de esto sería posible sin ustedes, este triunfo también es suyo.

A mi hermano Cristian, por confiar en mí, por estar siempre como un amigo, por enseñarme a disfrutar el camino, siempre trato de ser un buen ejemplo para ti y quiero que nos vaya bien a ambos, cuentas conmigo siempre.

A mi abuelito Ernesto, porque nunca ha parado de decirme que estudie, porque para mí es un ejemplo de vida, porque me ha apoyado siempre y porque es mi motor de superación en los momentos difíciles.

Todo lo que hago en la vida lo hago por ustedes y para mejorar como persona, les dedico este logro y los que vendrán.

Agradecimiento

A mi padre Ólger; porque siempre me ha apoyado, por confiar en mí, por transmitirme su curiosidad por aprender cosas nuevas, por enseñarme el valor del trabajo honesto, por la paciencia y por el amor brindado.

A mi madre Ximena, por confiar en mí siempre, por el amor brindado desde el primer día, por el apoyo incondicional y por siempre darme ánimos para culminar mis objetivos.

A mi abuelito Ernesto, porque es un ejemplo para mí, porque me ha transmitido los mejores valores, porque nunca ha parado de decirme que estudie y porque siempre nos ha apoyado a mi hermano y a mí.

A mi hermano Cristian y a mis amigos Fernando, Iván y Mateo; porque su incondicional amistad ha sido importante para mí, por todas esas anécdotas que siempre nos sacan una sonrisa, el triunfo de uno es el triunfo de todos.

A mis tíos Édison, Santiago y Julio; por ser un ejemplo para mí, por el apoyo brindado y porque sé que cuento con ustedes.

A mi Directora de Tesis, Ing. Oliva Atiaga Ph.D., por su paciencia, por todo lo que me ha enseñado, por guiarme durante el proceso y por permitirme formar parte de este proyecto.

Al Ing. Édison Collaguazo, Ing Eduardo Kirby, Ing. Marco Luna, Ing. Carlos Balseca, les agradezco por su tiempo, por compartir sus consejos, su experiencia y su profesionalismo para completar el presente proyecto de investigación.

A todos los que formaron parte de mi camino en la Universidad de las Fuerzas Armadas - ESPE, grandes personas que me permitieron aprender muchas cosas nuevas, les agradezco por todos los momentos compartidos.

Índice de Contenido

Certificación	3
Dedicatoria	6
Agradecimiento	7
Índice de Tablas	13
Índice de Figuras	16
Resumen	21
Abstract	22
Capítulo I	23
Aspectos Generales	23
Antecedentes	23
Planteamiento del problema	24
Justificación e Importancia	25
Objetivos	27
Objetivo General	27
Objetivos Específicos	27
Metas	28
Hipótesis de la investigación	28
Capítulo II	29
Marco Teórico	29
Contaminación Atmosférica.....	29
Fuentes de Contaminación del Aire	29
Fuentes Naturales.	29
Fuentes Artificiales.	29
Contaminantes Atmosféricos Primarios y Secundarios	29
Óxidos de Nitrógeno (NOx).....	30

Dióxido de azufre (SO ₂).....	31
Material particulado (PM).....	31
Monóxido de carbono (CO).....	32
Plomo (Pb).	32
Compuestos orgánicos volátiles (COV).	32
Ozono (O ₃).	32
Monitoreo de la Calidad del Aire.....	33
Redes de monitoreo de la calidad del aire	34
Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA).	35
Monitoreo de la Calidad del Aire con Teledetección Satelital	37
Sentinel-5P.....	38
Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI).....	38
Datos de Sentinel-5P	39
Google Earth Engine (GEE)	40
Descripción General de la Plataforma.....	40
Datos Sentinel-5P Disponibles en Google Earth Engine	41
Sentinel-5P OFFL NO ₂ : Dióxido de Nitrógeno Fuera de Línea.....	42
Sentinel-5P OFFL SO ₂ : Dióxido de Azufre Fuera de Línea.	42
Sentinel-5P OFFL O ₃ : Ozono Fuera de Línea.....	42
Análisis Estadístico de los Datos.....	42
Muestras Relacionadas e Independientes.....	43
Pruebas Paramétricas y no Paramétricas	43
Pruebas Post Hoc	44
Prueba ANOVA de Medidas Repetidas de una vía.	44
Prueba de Normalidad de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov)	44
Prueba de Friedman	45

Prueba de Wilcoxon (Muestras Relacionadas)	45
Prueba ANOVA de una vía	45
Prueba Kruskal-Wallis	46
Prueba Mann-Whitney	46
Prueba de Correlación de Spearman (rho de Spearman).....	46
Capítulo III	48
Metodología	48
Determinación de las Zonas de Estudio	48
Determinación de los Periodos de Tiempo	48
Obtención de Imágenes Satelitales Sentinel-5P	48
Extracción de los Datos de los Contaminantes a Partir de las Imágenes Satelitales Sentinel-5P.....	51
Análisis Estadístico de los Datos de Contaminación	52
Muestras relacionadas	52
Muestras independientes	54
Cálculo del Porcentaje de Cambio Relativo.....	57
Análisis Espacio-Temporal de las Imágenes Satelitales Sentinel-5P Descargadas	57
Validación de los Datos de Contaminación Obtenidos de Imágenes Satelitales Sentinel- 5P con Datos de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México.....	57
Obtención de los Datos de los Contaminantes de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México.....	59
Extracción de Valores de las Imágenes Promedio Mensuales Sentinel-5P en las Coordenadas de las Estaciones de la RAMA	59

Prueba de Correlación Entre los Datos de Contaminación Obtenidos de Imágenes Satelitales Sentinel-5P y los Datos de Contaminación Obtenidos de la RAMA	59
Capítulo IV	61
Resultados	61
Determinación de las Zonas de Estudio	61
Determinación de los Periodos de Estudio	63
Análisis de la Variación de las Concentraciones de los Datos	63
Dióxido de Nitrógeno.....	63
Análisis por meses	64
Análisis por Periodos de Estudio.	72
Comparación Entre Zonas de Estudio.....	72
Comparación Entre Periodos de Estudio.....	75
Dióxido de Azufre.....	80
Análisis por meses.	81
Análisis por Periodos de Estudio.	90
Comparación Entre Zonas de Estudio.....	90
Comparación Entre Periodos de Estudio.....	94
Ozono	99
Análisis por Meses.	100
Análisis por Periodos de Estudio.	106
Comparación Entre Zonas de Estudio.....	106
Comparación Entre Periodos de Estudio.....	109
Validación de Datos de Contaminación Obtenidos por Satélite	115
Capítulo V	122
Discusión	122

Análisis de la Variación de las Concentraciones de NO ₂	122
Análisis de la Variación de las Concentraciones de SO ₂	124
Análisis de la Variación de las Concentraciones de O ₃	126
Capítulo VI	129
Conclusiones y Recomendaciones	129
Conclusiones.....	129
Recomendaciones.....	130
Referencias Bibliográficas	132
Anexos	146

Índice de Tablas

Tabla 1 Disponibilidad de analizadores de gases y partículas de la RAMA (México)	35
Tabla 2 Ejemplo de Enfoque Convencional Para Interpretar un Coeficiente de Correlación.....	47
Tabla 3 Colecciones de Imágenes Empleadas y Bandas Seleccionadas Para la Descarga de Imágenes con Google Earth Engine	50
Tabla 4 Número de Puntos de Cada Periodo de Tiempo Establecido en las Cuatro Zonas de Estudio	52
Tabla 5 Coordenadas de los Límites de las Zonas de Estudio Definidas	61
Tabla 6 Periodos de Estudio Definidos Para Cada Zona.....	63
Tabla 7 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² Obtenidas Para Cada Zona de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020	63
Tabla 8 Concentraciones Promedio Mensuales de NO ₂ molm² de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020	64
Tabla 9 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.	72
Tabla 10 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para Ciudad de México ..	75
Tabla 11 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.	76
Tabla 12 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile.	78
Tabla 13 Concentraciones Promedio de NO ₂ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.....	79

Tabla 14 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020</i>	80
Tabla 15 <i>Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ molm² de las Ciudades, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020</i>	81
Tabla 16 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	90
Tabla 17 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México</i> .	94
Tabla 18 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² de los Periodos Definidos Para Lima: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	95
Tabla 19 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² Entre los Periodos de Estudio Definidos Para Santiago de Chile: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	97
Tabla 20 <i>Concentraciones Promedio de SO₂ molm² de los Periodos de Estudio Definidos Para el DMQ: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i> .	98
Tabla 21 <i>Concentraciones Promedio de O₃ molm² de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020</i>	99
Tabla 22 <i>Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ molm² de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020</i>	100
Tabla 23 <i>Concentraciones Promedio de O₃ molm² de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	106
Tabla 24 <i>Concentraciones Promedio de O₃ molm² de los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México</i>	109
Tabla 25 <i>Concentraciones Promedio de O₃ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.</i>	111

Tabla 26 <i>Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para la Ciudad de Santiago de Chile.</i>	112
Tabla 27 <i>Concentraciones Promedio de O₃ molm² Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.....</i>	114

Índice de Figuras

Figura 1 <i>Principio de Medición de TROPOMI</i>	39
Figura 2 <i>Diagrama de Flujo de la Obtención de Imágenes Satelitales Promedio Mensuales Sentinel-5P, Desde Google Earth Engine (GEE)</i>	49
Figura 3 <i>Metodología Para Comparar las Medias de 3 o más Muestras Relacionadas, Aplicada a los Datos de la Investigación</i>	53
Figura 4 <i>Metodología Para Comparar las Medias de 3 o más Muestras Independientes, Aplicada a los Datos de la Investigación</i>	55
Figura 5 <i>Metodología de Validación de Datos Sentinel-5P con Datos de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México</i>	58
Figura 6 <i>Mapa de ubicación de las zonas de estudio</i>	62
Figura 7 <i>Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020</i>	65
Figura 8 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂, de Ciudad de México Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020</i>	66
Figura 9 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio de NO₂ de Lima, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020</i>	67
Figura 10 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020</i>	69
Figura 11 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ del DMQ, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020</i>	71
Figura 12 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19</i>	73
Figura 13 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio en el Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19</i>	73

Figura 14 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio, en el Periodo Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	74
Figura 15 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones de NO₂ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México.</i>	76
Figura 16 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ Durante los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima</i>	77
Figura 17 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile</i>	78
Figura 18 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.</i> ..80	
Figura 19 <i>Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.</i>	82
Figura 20 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Ciudad de México, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.</i>	83
Figura 21 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Lima, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.</i>	84
Figura 22 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.</i>	86
Figura 23 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ del DMQ, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.</i>	88
Figura 24 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Ciudades Estudiadas.</i>	91

Figura 25 <i>Análisis la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ en el Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.</i>	92
Figura 26 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ del Periodo Después del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.</i>	93
Figura 27 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones de SO₂ en los Periodos Definidos Para Ciudad de México: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	95
Figura 28 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ de los Periodos de Estudio Definidos Para Lima: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	96
Figura 29 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile.</i>	97
Figura 30 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ en los Periodos de Estudio Definidos Para el DMQ: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.</i>	99
Figura 31 <i>Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.</i>	101
Figura 32 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de Ciudad de México, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.</i>	102
Figura 33 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de Lima, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.</i>	103
Figura 34 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.</i>	104
Figura 35 <i>Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ del DMQ, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.</i>	105

Figura 36 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.</i>	106
Figura 37 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ del Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.</i>	107
Figura 38 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ del Periodo Después del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.</i>	108
Figura 39 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México.....</i>	110
Figura 40 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.</i>	111
Figura 41 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para la Ciudad de Santiago de Chile.</i>	112
Figura 42 <i>Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.....</i>	114
Figura 43 <i>Diagramas de Dispersión de Datos de Sentinel-5P y de Estaciones de Monitoreo Terrestres de la RAMA de Ciudad de México, de los Contaminantes NO₂, SO₂ y O₃; Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.....</i>	115
Figura 44 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre 2020.....</i>	116
Figura 45 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones de NO₂ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes del Confinamiento</i>	

<i>(Diciembre-2019 a Febrero-2020), Durante el Confinamiento (Marzo a mayo de 2020) y Después del Confinamiento (Junio a Octubre de 2020).....</i>	<i>117</i>
Figura 46 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.....</i>	<i>118</i>
Figura 47 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones de SO₂ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.....</i>	<i>119</i>
Figura 48 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de Ozono en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre 2020</i>	<i>119</i>
Figura 49 <i>Diagramas de Caja de las Concentraciones de O₃ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.....</i>	<i>120</i>

Resumen

Se analizó la variación espacio-temporal de las concentraciones de los contaminantes del aire: dióxido de nitrógeno (NO₂), dióxido de azufre (SO₂) y ozono (O₃) en Ciudad de México, Lima, Santiago de Chile y en el DMQ, debido al confinamiento por COVID-19, mediante imágenes satelitales Sentinel-5P. El análisis se realizó desde diciembre de 2019 hasta octubre de 2020, y en función de los periodos: antes, durante y después del confinamiento por COVID-19, determinados para cada ciudad. El confinamiento por COVID-19 provocó una reducción de las concentraciones de NO₂ del 51.3% en Ciudad de México, del 11.8% en Lima, y del 18.6% en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), mientras que para Santiago de Chile hubo un incremento de las concentraciones del 234.54%. Durante el confinamiento se registró una reducción en las concentraciones de O₃ del 2.1% en Lima y del 1.38% en Santiago de Chile. Al contrario, en Ciudad de México se encontró un incremento en las concentraciones de O₃, del 6.42% y en el DMQ un incremento del 3.28%. Con respecto al SO₂, en el confinamiento se registró una reducción de las concentraciones del 6.54% en Ciudad de México y del 21.31% en el DMQ. En el caso de Lima se registró un incremento del 153.37%, y en Santiago un incremento del 429.36%. El comportamiento diferente en Santiago de Chile se atribuyó a que las condiciones meteorológicas propias de la ciudad en invierno predominaron sobre las condiciones de confinamiento. Los resultados obtenidos con los datos satelitales de contaminación de NO₂ y O₃ fueron satisfactorios y pueden ser utilizados para complementar a los obtenidos por redes de monitoreo.

Palabras clave:

- **CONFINAMIENTO POR COVID-19**
- **CALIDAD DEL AIRE**
- **SENTINEL-5P**
- **CIUDADES DE AMÉRICA LATINA**

Abstract

The space-time variation of the concentrations of air pollutants was analyzed: nitrogen dioxide (NO₂), sulfur dioxide (SO₂) and ozone (O₃) in Mexico City, Lima, Santiago de Chile and in the DMQ, due to confinement by COVID-19, through Sentinel-5P satellite images. The analysis was carried out from December 2019 to October 2020, and according to the periods: before, during and after the COVID-19 confinement, determined for each city. The confinement by COVID-19 caused a reduction in NO₂ concentrations of 51.3% in Mexico City, 11.8% in Lima, and 18.6% in the Metropolitan District of Quito (DMQ), while for Santiago de Chile there was an increase in concentrations of 234.54%. During confinement, a reduction in O₃ concentrations of 2.1% was recorded in Lima and 1.38% in Santiago de Chile. On the contrary, in Mexico City an increase in O₃ concentrations of 6.42% was found and in the DMQ an increase of 3.28%. Regarding SO₂, in the confinement a reduction of concentrations of 6.54% was registered in Mexico City and 21.31% in the DMQ. In the case of Lima, an increase of 153.37% was registered, and in Santiago an increase of 429.36%. The different behavior in Santiago de Chile was attributed to the fact that the meteorological conditions of the city in winter prevailed over the conditions of confinement. The results obtained with the NO₂ and O₃ pollution satellite data were satisfactory and can be used to complement those obtained by monitoring networks.

Key words:

- **CONFINEMENT DUE TO COVID-19**
- **AIR QUALITY**
- **SENTINEL-5P**
- **LATIN AMERICAN CITIES**

Capítulo I

Aspectos Generales

Antecedentes

La contaminación atmosférica es uno de los más importantes problemas ambientales de los países desarrollados y en desarrollo alrededor del mundo. La producción de energía basada en combustibles fósiles y el tráfico de carretera (Olmo et al., 2011) son los factores clave que provocan el incremento de la contaminación del aire y los graves problemas de salud pública derivados de la misma, a nivel local, nacional y regional (Lavaine, 2014). De acuerdo con la World Health Organization (WHO, s. f.), el 91% de la población mundial vive en lugares contaminados, y 7 millones de muertes ocurren cada año como resultado de la exposición a la contaminación del aire ambiente y al humo de los combustibles.

El volumen de los contaminantes que se emiten a la atmósfera se incrementa debido al crecimiento económico, urbano y poblacional, ya que este deriva en una mayor demanda energética de sectores como el transporte, generación de electricidad, la industria petrolera, prestación de servicios y otras que requieren el uso de combustibles fósiles (Amable Álvarez et al., 2017; Romero Placeres et al., 2006; Wuebbles y Sanyal, 2015).

El 11 de marzo de 2020, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2020) determinó que la COVID-19 puede caracterizarse como una pandemia global. Debido a la alta transmisibilidad y a la limitada comprensión del comportamiento del virus, los gobiernos alrededor del mundo adoptaron diferentes medidas de distanciamiento social para controlar la propagación del virus, incluyendo restricciones a la movilidad humana y reuniones masivas, cierre de lugares de trabajo y entretenimiento, así como la cancelación y postergación de eventos; lo que disminuyó la actividad en varios sectores

productivos (Arenas et al., 2020; Comisión Económica para América Latina [CEPAL], 2020; Hadjidemetriou et al., 2020).

El cese de las actividades productivas del ser humano trajo consigo el mejoramiento en la calidad del aire, por lo que es oportuno cuantificar esta variación y aportar más información sobre el efecto que tuvieron las medidas de confinamiento en la calidad del aire de las ciudades. Dentro de las investigaciones publicadas relacionadas con el tema de esta investigación se encuentra la de Guerrero (2021), quien analizó la variabilidad espacio-temporal de la concentración de los contaminantes del aire: ozono (O_3), dióxido de azufre (SO_2) y dióxido de nitrógeno (NO_2) en Ecuador, debido al confinamiento por COVID-19, desde diciembre de 2019 hasta agosto de 2020.

La información generada en la presente investigación permitirá a los tomadores de decisiones crear regulaciones que reduzcan la contaminación atmosférica de forma eficaz y que mejoren la salud de las personas, en los momentos que sea necesario.

Planteamiento del problema

La contaminación atmosférica constituye uno de los problemas ambientales más graves alrededor del mundo no solo por su impacto en el cambio climático, sino también porque perjudica la salud pública e individual debido al aumento de la morbilidad y la mortalidad (Manisalidis et al., 2020). Por lo tanto es necesario crear planes de acción que mejoren la calidad del aire, para esto se requieren mediciones que permitan evaluar su estado, determinar los contaminantes de mayor preocupación, el comportamiento de los mismos y su distribución (Herrera, 2020; KN et al., 2020).

La contaminación del aire es monitoreada por sistemas de monitoreo del aire convencionales con dispositivos de medición estacionarios (automáticos y manuales) que realizan mediciones de acuerdo con las regulaciones legislativas de los países (Rogulski y Badyda, 2019). Sin embargo, la desventaja de los dispositivos de monitoreo convencionales es su gran tamaño y peso, y alto costo de compra de la estación y de su

mantenimiento. Además, los protocolos de monitoreo terrestre y los instrumentos cambian con el tiempo y son diferentes entre países (Anenberg et al., 2020).

Los programas para medir y mejorar la calidad del aire se han llevado a cabo desde hace muchos años en la mayoría de los países desarrollados, sin embargo en regiones como América Latina, existen países que no tienen o recién empiezan con los mismos (Herrera, 2020). Un estudio realizado desde enero del 2015 a febrero de 2016 por Riojas-Rodríguez et al. (2016), reveló que solo 17 de los 33 países de América Latina y el Caribe tuvieron estaciones de monitoreo de la calidad del aire oficiales.

El crecimiento urbano y poblacional de los países de América Latina obliga a los distintos gobiernos a aumentar la inversión en sus redes de monitoreo de la calidad del aire, sin embargo, esto no es posible para los países en vías de desarrollo, ya que no poseen los recursos económicos necesarios (Awe et al., 2017; Yatkin et al., 2020). Por lo tanto, es pertinente que los países de la región opten por emplear tecnologías que requieran menor inversión, como por ejemplo la teledetección satelital.

La teledetección ambiental está rompiendo el paradigma tradicional de medir las concentraciones de los contaminantes del aire usando redes de monitoreo de la calidad del aire (Anenberg et al., 2020). Esto es debido a que las mediciones obtenidas de los sensores de los satélites son consistentes en el tiempo y el espacio. Además, el alcance y la escala de las observaciones de la Tierra desde el espacio se corresponden cada vez más con las necesidades de las evaluaciones de la salud mundial (Anenberg et al., 2020). No obstante, el desarrollo, el análisis y la interpretación de estos conjuntos de datos para la vigilancia ambiental requieren técnicos capacitados y por ende, más investigaciones que aporten información sobre este tema (Anenberg et al., 2020).

Justificación e Importancia

De acuerdo con la United States Environmental Protection Agency (US EPA, 2011), las políticas nacionales destinadas a reducir las emisiones contaminantes han

tenido un enorme éxito en la disminución de las concentraciones de los contaminantes del aire y se ha demostrado que mejoran los resultados de salud de forma rentable. Los estudios publicados se han centrado principalmente en países de ingresos altos, no obstante, políticas similares en países de ingresos bajos y medianos pueden ser incluso más efectivas, y esto se puede lograr sin reducir el crecimiento económico (Schraufnagel et al., 2019).

Por otro lado, el impacto de la contaminación del aire en la salud genera costos económicos derivados del tratamiento y una reducción de la productividad laboral ya que provoca absentismo en el trabajo y reduce las capacidades físicas y cognitivas individuales (Dechezleprêtre et al., 2019; Farrow et al., 2020). En el año 2018, la contaminación del aire por combustibles fósiles atribuibles a NO_2 y a O_3 alrededor del mundo costó US\$ 351 billones y US\$ 380 billones respectivamente, cada uno equivalente al 0.4% del PIB global (Farrow et al., 2020). El costo total de la contaminación del aire por combustibles fósiles para el 2018 fue de US\$ 2600 millones en Chile, en Ecuador fue de US\$ 1000 millones, en México fue de US\$ 29000 millones y en Perú fue de \$970 millones (Farrow et al., 2020).

América Latina posee una población total de 623 millones de personas, de las cuales un 79.5% habita en zonas urbanas. La dinámica de la urbanización de América Latina se debió a procesos espontáneos regidos por mecanismos de mercado, los cuales causaron la creación de ciudades ambientalmente frágiles. Hoy en día, se ha desacelerado el crecimiento de zonas metropolitanas, pero se ha incrementado el de las ciudades intermedias, lo cual constituye una oportunidad para planificar un desarrollo urbano más sostenible; y esto solo se puede lograr a partir de investigaciones que proporcionen información y permitan tomar decisiones para mejorar la calidad de vida de los ciudadanos de la región (Montero y García, 2017).

Según la CEPAL (2020), la crisis por COVID-19 que afronta el mundo hasta la fecha, obligó a imponer cuarentenas, confinamientos y reducción de las actividades económicas a varios países incluyendo los latinoamericanos, con la finalidad de proteger la salud de las personas. Esto redujo la producción y movilidad, y por ende, se observó una mejora en la calidad del aire. Se consideró de gran importancia llevar a cabo esta investigación que analizará la calidad del aire en ciudades de América Latina antes, durante y después del confinamiento por COVID-19 mediante imágenes satelitales Sentinel-5P, con el objetivo de que la información generada permita tomar decisiones y formular leyes para mejorar la calidad del aire y que los ciudadanos de la región gocen de buena salud y vivan en un ambiente sano.

Objetivos

Objetivo General

Analizar la variación de la concentración de los contaminantes del aire: NO₂, SO₂ y O₃ debido al confinamiento por COVID-19, de tres ciudades de América Latina y de una zona de estudio adicional definida en Ecuador, mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel-5P.

Objetivos Específicos

- Realizar un análisis estadístico de la variación de la concentración de los contaminantes atmosféricos: NO₂, SO₂ y O₃ debido al confinamiento por COVID-19, de tres ciudades de América Latina y de una zona de estudio adicional definida en Ecuador con datos satelitales Sentinel-5P.
- Realizar un análisis espacio-temporal de carácter descriptivo de la variación de las concentración de los contaminantes atmosféricos NO₂, SO₂ y O₃ debido al confinamiento por COVID-19, en las zonas de estudio seleccionadas, mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel-5P.

- Realizar la validación de los datos de los gases NO₂, SO₂ y O₃, obtenidos a partir de imágenes satelitales Sentinel-5P con datos de una red de monitoreo atmosférico de las zonas de estudio.

Metas

- 1 serie de tiempo elaborada con las imágenes promedio mensuales Sentinel-5P de las concentraciones de los contaminante: NO₂, SO₂ y O₃, por cada zona de estudio, desde diciembre de 2019 hasta octubre de 2020.
- 1 base de datos con las concentraciones extraídas de las imágenes satelitales Sentinel-5P por cada contaminante: NO₂, SO₂ y O₃.
- 1 Análisis estadístico de datos utilizando pruebas de contraste entre medias.
- 1 validación de los datos satelitales Sentinel-5P con datos de una red de monitoreo de las zonas de estudio seleccionadas, de los contaminantes: NO₂, SO₂ y O₃

Hipótesis de la investigación

La contaminación por NO₂, SO₂ y O₃ se redujo durante el confinamiento por COVID-19 en las cuatro zonas de estudio.

Capítulo II

Marco Teórico

Contaminación Atmosférica

La contaminación del aire es la introducción en la atmósfera de sustancias químicas, material particulado o materiales biológicos que causan daño o malestar a los seres humanos u otros organismos vivos, o que dañan el ambiente natural o artificial (Hutton, 2011). La exposición a un aire de mala calidad puede producir enfermedades como el asma, cáncer de pulmón, eventos cardiovasculares, disfunciones del sistema nervioso central, enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), enfermedades cutáneas, etc (Manisalidis et al., 2020; Romero Placeres et al., 2006).

Fuentes de Contaminación del Aire

Según Pénard-Morand y Annesi-Maesano (2004), las fuentes de contaminación del aire pueden ser naturales o artificiales.

Fuentes Naturales. Algunos ejemplos son: las erupciones volcánicas, los incendios forestales, los rayos, las algas en la superficie de los océanos, la erosión del viento; las zonas húmedas como pantanos, turberas o lagos poco profundos, el polvo de la superficie terrestre, la sal marina en las zonas costeras y el material biológico en forma de polen, esporas o desechos vegetales y animales (Pénard-Morand y Annesi-Maesano, 2004).

Fuentes Artificiales. Estas pueden clasificarse en móviles como los vehículos de transporte y estacionarias como las fábricas o las plantas de energía eléctrica (Pénard-Morand y Annesi-Maesano, 2004). Algunos ejemplos de fuentes artificiales son: la generación de energía, la industria de la calefacción doméstica e industrial, el transporte, la agricultura intensiva, la industria de la fundición, la combustión de combustibles y el uso de pesticidas (Ashmore, 2013).

Contaminantes Atmosféricos Primarios y Secundarios

Por su origen, los contaminantes atmosféricos se clasifican en contaminantes primarios y secundarios (Romero Placeres et al., 2006): Los contaminantes primarios son sustancias liberadas en la atmósfera directamente desde una fuente, como la ceniza de una erupción volcánica o la liberación de monóxido de carbono desde el escape de un vehículo a motor (Farrow et al., 2020; Pénard-Morand y Annesi-Maesano, 2004). Los contaminantes secundarios resultan de las reacciones químicas de contaminantes primarios que se llevan a cabo en la atmósfera, a menudo en presencia de la luz solar (Farrow et al., 2020; Spinazzè y Cavallo, 2019).

Entre los principales contaminantes primarios están: los óxidos de nitrógeno (NO_x), el dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), material particulado (PM), plomo (Pb) y los compuestos orgánicos volátiles (COV). Entre los contaminantes secundarios se encuentran: el ácido nítrico (HNO_3), ácido hiposulfuroso (H_2SO_2) y el ozono (O_3) (Ashmore, 2013). A continuación, se describen los principales contaminantes primarios y secundarios.

Óxidos de Nitrógeno (NO_x). Se usa el término óxidos de nitrógeno para referirse al monóxido de nitrógeno (NO) y al dióxido de nitrógeno (NO_2) en conjunto. Los NO_x son gases reactivos producidos por: la combustión de la gasolina y el diésel (sector del transporte), la generación de energía eléctrica, la manufactura química, el sector industrial, las emisiones del suelo (incluyendo fertilizantes) y la disposición de la basura sólida (Bode y Cascio, 2019).

El monóxido de nitrógeno (NO) presente en la atmósfera se oxida fácilmente a dióxido de nitrógeno (NO_2), el cual reacciona con los compuestos orgánicos volátiles (COV) de la atmósfera y contribuyen a la formación del smog fotoquímico. El dióxido de Nitrógeno (NO_2) también puede reaccionar con los radicales hidroxilo en la atmósfera y formar ácido nítrico, el principal componente de la lluvia ácida. Por lo que los óxidos de

nitrógeno pueden contribuir a empeorar el efecto invernadero, la lluvia ácida, el smog fotoquímico y la formación de ozono a nivel del suelo (Inglezakis y Pouloupoulos, 2006).

La exposición a altas concentraciones de NO₂ daña los pulmones y aumenta el número de infecciones respiratorias; puede desencadenar asma al dañar o irritar y sensibilizar los pulmones ya que hace a las personas más susceptibles a los alérgenos; y en concentraciones más altas, puede provocar bronquitis aguda o la muerte (Katulski et al., 2011).

Dióxido de azufre (SO₂). Es un gas incoloro de olor fuerte que se forma por la combustión de combustibles fósiles, fundición, fabricación de ácido sulfúrico, conversión de pulpa de madera en papel, incineración de desechos y la producción de azufre elemental (Katulski et al., 2011). Según datos de la NASA, el 68% de las emisiones de SO₂ tienen origen artificial, por ejemplo, las emisiones de locomotoras, barcos y otros vehículos. Los volcanes son la principal fuente natural de SO₂ con el 32% de las emisiones hoy en día (Dahiya et al., 2020). Las plantas de energía que utilizan carbón o petróleo con alto contenido de azufre son importantes fuentes de SO₂, ya que representan aproximadamente el 50% de las emisiones globales anuales (Katulski et al., 2011).

Los síntomas agudos causados por la exposición al SO₂ incluyen: una sensación de ardor en la nariz, la garganta y los pulmones; dificultad para respirar y daño al sistema respiratorio (Dahiya et al., 2020). Los impactos crónicos y severos en la salud incluyen: demencia (Wu et al., 2015), problemas de fertilidad (Carré et al., 2017), capacidad cognitiva reducida (Shehab y Pope, 2019), enfermedad cardíaca y pulmonar; y muerte prematura (Cohen et al., 2017).

Material particulado (PM). La contaminación del aire por material particulado incluye una mezcla de sólidos y gotas de líquido, se forman en todos los tipos de combustión, se originan de varias fuentes y vienen en una amplia gama de tamaños

(Katulski et al., 2011; Sivaramanan, 2014). Entre ellas están las partículas con un tamaño menor o igual a $10\ \mu\text{m}$ de diámetro (PM_{10}), las partículas aerodinámicas con un diámetro menor o igual a $2.5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) y las partículas ultra finas (UFP) que poseen un diámetro aerodinámico menor o igual a $0.1\ \mu\text{m}$ (Farrow et al., 2020; Nathanson, 2020).

Monóxido de carbono (CO). Es un gas inodoro e incoloro que es producido por la combustión incompleta de combustibles elaborados a base de carbono, incluidos la gasolina, el diésel y la madera (Katulski et al., 2011). También se produce de la combustión de productos naturales y sintéticos como los cigarrillos y los sistemas de calefacción residencial y ciertos procesos industriales también emiten cantidades importantes de este gas (Nathanson, 2020).

Plomo (Pb). Según la United States Environmental Protection Agency, (US EPA, 2021a), gran parte de la exposición al plomo proviene de actividades humanas, incluido el uso de combustibles fósiles, algunos tipos de instalaciones industriales, aviones con motor de encendido por chispa, entre otros.

Compuestos orgánicos volátiles (COV). Es un nombre colectivo para un gran número de especies químicas diferentes, incluidos los hidrocarburos, halocarbonos y oxigenados que tienen diferentes propiedades físico químicas y son emitidos directamente de fuentes naturales como humedales, bosques, entre otros, y de fuentes artificiales como vehículos, el sector industrial, quema de combustibles fósiles, pinturas, pesticidas, etc. (Katulski et al., 2011; Ying Liu et al., 2008; Yuehui Liu et al., 2019). Pueden contribuir a la formación de contaminantes secundarios con diferentes eficiencias. Los COV, junto al ozono fotoquímico no deseado, tienen la capacidad de formar smog (Mohammed et al., 2013).

Ozono (O_3). El ozono se puede encontrar en la estratósfera (ozono estratosférico), la cual es una de las capas atmosféricas que protege la superficie de la

Tierra de la radiación ultravioleta del sol, no obstante, el ozono también se forma cerca del nivel del suelo, en la tropósfera (ozono troposférico), donde es un contaminante del aire que produce el smog fotoquímico (Farrow et al., 2020). El ozono a nivel del suelo es producido por una reacción compleja entre el dióxido de nitrógeno (NO_2) e hidrocarburos como los compuestos orgánicos volátiles (COV) en presencia de la luz solar (Nathanson, 2020; Sivaramanan, 2014).

La atmósfera consiste en varias capas, así: la tropósfera empieza en la superficie de la Tierra y se extiende de 8 a 14.5 km de altitud, la estratósfera empieza justo después de la tropósfera y se extiende hasta 50 km de altitud, la mesósfera se ubica a continuación y se extiende hasta los 85 km de altitud, la termósfera empieza a continuación y se extiende hasta los 600 km; la ionósfera se extiende desde unos 48 km sobre la superficie hasta el borde del espacio a 965km de altitud aproximadamente superponiéndose sobre la mesósfera y la termósfera; finalmente, la exósfera se extiende desde el límite superior de la termósfera hasta 10000 km de altitud aproximadamente (Zell, 2017).

El smog fotoquímico es común en ciudades como Los Ángeles, donde la luz solar es abundante y el tráfico en las carreteras es intenso. Ciertas características geográficas como las montañas que impiden el movimiento del aire y las condiciones climáticas como las inversiones de temperatura en la tropósfera, contribuyen a la captura de contaminantes del aire y la formación del smog fotoquímico (Nathanson, 2020).

Monitoreo de la Calidad del Aire

El monitoreo de la contaminación atmosférica es de gran importancia para la salud pública, ya que permite controlar la exposición de los seres humanos a los contaminantes del aire y asistir a los tomadores de decisiones en la gestión de la calidad del aire (Madruga, 2020). Por ello, de acuerdo con la US EPA (2021) el

monitoreo del aire ambiente es una parte integral de un sistema de gestión de la calidad del aire eficaz.

Normalmente, la contaminación del aire es monitoreada por sistemas de monitoreo del aire convencionales con dispositivos de medición estacionarios (automáticos y manuales) que realizan mediciones de acuerdo con las regulaciones legislativas de los países (Rogulski y Badyda, 2019). Afirman también que la desventaja de los dispositivos de monitoreo convencionales es su gran tamaño y peso, alto costo de compra de la estación y de su mantenimiento. Además, los protocolos de monitoreo terrestre y los instrumentos cambian con el tiempo y son diferentes entre países (Anenberg et al., 2020).

Las investigaciones actuales se enfocan en desarrollar sistemas de gestión de la calidad del aire con metodologías que complementen a la información generada por las redes de monitoreo. Entre los principales métodos de complemento, se encuentra el monitoreo con teledetección satelital. Una ventaja de este método es que las mediciones obtenidas por los sensores de los satélites son consistentes en el tiempo y el espacio. Además, el alcance y la escala de las observaciones de la Tierra, desde el espacio se corresponden cada vez más con las necesidades de las evaluaciones de la salud mundial (Anenberg et al., 2020).

A continuación, se profundiza más en ambos métodos: redes de monitoreo de la calidad del aire y monitoreo con teledetección satelital.

Redes de monitoreo de la calidad del aire

Una red de monitoreo es un conjunto de estaciones de muestreo de aire, por lo general fijas y continuas, las cuales son representativas de un área específica. Permiten comparar de forma periódica las concentraciones locales de parámetros ambientales con los estándares de calidad del aire de contaminantes regulados (Martínez y Romieu, 1997).

Para garantizar la precisión y calidad de los datos, estos instrumentos usan métodos de medición complejos y muchas herramientas auxiliares como reguladores de temperatura, controladores de humedad relativa, filtros de aire y calibradores (Rogulski y Badyda, 2019). Según el Ministerio del Ambiente (2010), “Los parámetros comunes de análisis de una red de monitoreo son: CO, NO_x, SO₂, O₃, partículas PM₁₀ y PM_{2.5}, y datos meteorológicos” (p. 24).

Un estudio realizado desde enero del 2015 a febrero de 2016 por Riojas-Rodríguez et al. (2016), reveló que solo 17 de los 33 países de América Latina y el Caribe tuvieron estaciones de monitoreo de la calidad del aire oficiales, estos son: Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Ecuador, Guatemala, Jamaica, México, Panamá, Paraguay, Perú, Uruguay, Honduras y Venezuela. Los mejores sistemas de monitoreo se encontraron en Brasil, Chile, Colombia y México. Así, por ejemplo, a continuación se describe la red de monitoreo de Ciudad de México.

Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). De acuerdo con la Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA, 2014), la RAMA pertenece al Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) del Distrito Federal, en México. Cuenta con un laboratorio para la calibración y el mantenimiento de equipos, y con 34 estaciones de monitoreo continuo distribuidas en el área Metropolitana, comprendiendo demarcaciones de Ciudad de México y su área conurbada. Los equipos miden SO₂, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5} y CO. En la Tabla 1 se detalla la disponibilidad de analizadores de gases y partículas de la RAMA de Ciudad de México.

Tabla 1

Disponibilidad de analizadores de gases y partículas de la RAMA (México)

Clave	Nombre	Alcaldía o municipio	Entidad	Contaminante					
				O ₃	CO	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}
ACO	Acolman	Acolman	Estado de México	X	X	X	X	X	
AJU	Ajusco	Tlalpan	CDMX	X					X
AJM	Ajusco Medio	Tlalpan	CDMX	X	X	X	X	X	X
ATI	Atizapán	Atizapán de Zaragoza	Estado de México	X	X	X	X	X	
BJU	Benito Juárez	Benito Juárez	CDMX	X	X	X	X	X	X
CAM	Camarones	Azcapotzalco	CDMX	X	X	X	X	X	X
CCA	Centro de Ciencias de la Atmósfera	Coyoacán	CDMX	X	X	X	X		X
CHO	Chalco	Chalco	Estado de México	X	X	X	X	X	
CUA	Cuajimalpa	Cuajimalpa de Morelos	CDMX	X	X	X	X	X	
CUT	Cuautitlán	Tepotzotlán	Estado de México	X		X	X	X	
FAC	FES Acatlán	Naucalpan de Juárez	Estado de México	X	X	X	X	X	
FAR	FES Aragón	Nezahualcóyotl	Estado de México	X	X	X	X		X
GAM	Gustavo A. Madero	Gustavo A. Madero	CDMX	X			X	X	X
HGM	Hospital General de México	Cuauhtémoc	CDMX	X	X	X	X	X	X
INN	Investigaciones Nucleares	Ocoyoacac	Estado de México	X	X	X		X	X
IZT	Iztacalco	Iztacalco	CDMX	X	X	X	X	X	
LPR	La Presa	Tlalnepantla de Baz	Estado de México	X	X	X			
LLA	Los Laureles	Ecatepec de Morelos	Estado de México	X	X	X	X		
MER	Merced	Venustiano Carranza	CDMX	X	X	X	X	X	X
MGH	Miguel Hidalgo	Miguel Hidalgo	CDMX	X	X	X	X	X	X
MPA	Milpa Alta	Milpa Alta	CDMX	X	X	X	X		
MON	Montecillo	Texcoco	Estado de México	X	X	X	X		X
NEZ	Nezahualcóyotl	Nezahualcóyotl	Estado de México	X	X	X	X		X

Clave	Nombre	Alcaldía o municipio	Entidad	Contaminante					
				O ₃	CO	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}
PED	Pedregal	Álvaro Obregón	CDMX	X	X	X	X	X	X
SAG	San Agustín	Ecatepec de Morelos	Estado de México	X	X	X	X	X	X
SFE	Santa Fe	Cuajimalpa de Morelos	CDMX	X	X	X	X	X	X
SAC	Santiago de Chile Acahualtepec	Iztapalapa	CDMX	X	X	X	X		X
TAH	Tláhuac	Xochimilco	CDMX	X	X	X	X	X	
TLA	Tlalnepantla	Tlalnepantla de Baz	Estado de México	X	X	X	X	X	X
TLI	Tultitlán	Tultitlán	Estado de México	X	X	X	X	X	
UIZ	UAM Iztapalapa	Iztapalapa	CDMX	X	X	X	X	X	X
UAX	UAM Xochimilco	Coyoacán	CDMX	X	X	X	X		X
VIF	Villa de las Flores	Coacalco de Berriozábal	Estado de México	X	X	X	X	X	
XAL	Xalostoc	Ecatepec de Morelos	Estado de México	X	X	X	X	X	X

Nota. Información tomada de (SEDEMA, 2014)

Monitoreo de la Calidad del Aire con Teledetección Satelital

Hoy en día, los sensores remotos pueden proporcionar datos de la energía emitida, reflejada y/o transmitida en todas las porciones del espectro electromagnético, es decir, el fundamento de los sensores remotos se basa en técnicas espectroscópicas (Anyamba et al., 2015). Estos sensores son acoplados en instrumentos que se montan en aviones o satélites.

El monitoreo atmosférico con satélites ha sido clave para entender el estado en el que se encuentra el aire y sus tendencias a escala regional y global, proporcionando información sobre las cantidades, emisiones y el transporte de los contaminantes de forma cuantitativa (Levelt et al., 2018). A fines de la década de 1970, el O₃ total fue medido de forma exitosa por el radiómetro Solar de Retrodispersión Ultravioleta (SBUV)

y el Espectrómetro de Mapeo de Ozono Total (TOMS) (Heath et al., 1975). Desde entonces, la tecnología ha avanzado hasta lograr medir las concentraciones de importantes gases traza troposféricos (O_3 , NO_2 , SO_2 , HCHO, CO) con sensores satelitales como el Instrumento de Monitoreo de Ozono (OMI) (Levelt et al., 2018), el Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI) del satélite Sentinel-5 Precursor, etc. (Veefkind et al., 2012).

Sentinel-5P

Sentinel-5P (P de precursor) es una misión de un solo satélite, la cual es parte del programa Global Monitoring for Environment and Security (GMES / Copernicus) (European Space Agency [ESA], 2018). El satélite fue lanzado el 13 de octubre de 2017 en una órbita sincrónica con el sol, a una altitud de aproximadamente 824 km (Chan et al., 2021). El objetivo de Sentinel-5P es garantizar la continuidad de los datos entre las misiones anteriores SCIAMACHy, GOME-2, OMI o Envisat y el lanzamiento de Sentinel-5, proporcionando datos sobre gases traza atmosféricos, aerosoles, distribución de nubes que afectan la calidad del aire y el clima, teniendo una cobertura global diaria (de Vries et al., 2016).

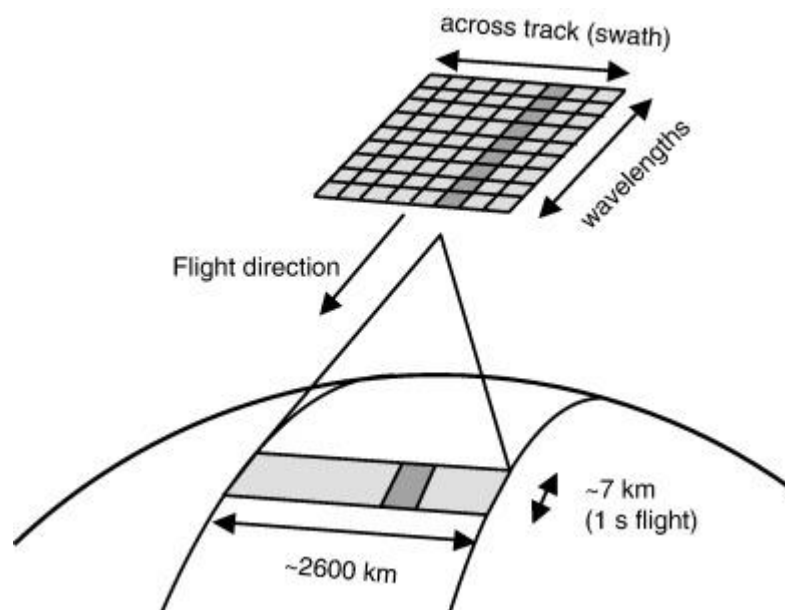
Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI)

El Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI) es un espectrómetro de imágenes de retrodispersión solar pasiva a bordo del satélite Sentinel 5 Precursor (Sentinel-5P) de Copernicus, que permite la adquisición de imágenes de 8 bandas, midiendo luz en el ultravioleta y visible (270-495 nm), en el infrarrojo cercano (675-775 nm) y en el infrarrojo de onda corta (2305-2385) (ESA, 2021; Lorente et al., 2019). TROPOMI realiza observaciones de los siguientes componentes atmosféricos: ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre, monóxido de carbono, metano, formaldehído, así como de las propiedades de las nubes y aerosoles (Google Developers, s. f.).

TROPOMI toma medidas en 450 posiciones a lo largo de la trayectoria orbital que cubre una franja (swath) de aproximadamente 2600 km, proporcionando observaciones de cobertura global diariamente (Chan et al., 2021). La resolución espacial del instrumento es 3.6 km (across-track) x 7.2 km (along-track) en el nadir, para mediciones tomadas antes del 6 de agosto de 2019. A partir de entonces, se mejoró la resolución espacial del instrumento a 3.6 km (across-track) x 5.6 km (along-track) en el nadir (Chan et al., 2021) (Figura 1).

Figura 1

Principio de Medición de TROPOMI



Nota. Fuente: (Veefkind et al., 2012)

Datos de Sentinel-5P

Los datos de Sentinel-5P están disponibles para los usuarios en dos niveles de procesamiento diferentes: L1B, como radiancias TOA (límite superior de la atmósfera) corregidas radiométricamente, y L2, en términos de capas múltiples, incluidos productos de radiancia, productos de irradiancia solar y productos para aerosoles, nubes y

diferentes contaminantes (columnas totales de O₃, SO₂, NO₂, CO y CH₄) (Vîrghileanu et al., 2020).

En cuanto al tiempo de entrega, las imágenes de Sentinel-5P están disponibles en dos servicios: en tiempo casi real (NRT), entregados 3 horas después de la medición; y como servicios sin tiempo crítico, con productos fuera de línea (OFF), disponibles con un retraso de 12 horas para L1B y de 5 días para productos L2 (van Geffen et al., 2021).

Google Earth Engine (GEE)

Google Earth Engine es una plataforma basada en la nube que facilita el acceso a recursos informáticos de alto rendimiento para el procesamiento de conjuntos de datos geoespaciales muy grandes, sin tener que sufrir los problemas de tecnología de información (IT) que suelen existir (Gorelick et al., 2017). A diferencia de la mayoría de los centros de supercomputación, Earth Engine también está diseñado para ayudar a los investigadores a difundir sus resultados de forma sencilla a otros tomadores de decisiones, legisladores, ONGs, trabajadores de campo e incluso al público en general (Gorelick et al., 2017).

Descripción General de la Plataforma

Earth Engine cuenta con un catálogo de datos de multi petabytes listos para el análisis, ubicado intrínsecamente con un servicio computacional paralelo de alto rendimiento. Se accede a él y se controla a través de una Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) accesible a través de internet y un Entorno de Desarrollo Interactivo (IDE) asociado que permite la creación rápida de prototipos y la visualización de resultados (Gorelick et al., 2017).

El catálogo de datos alberga un gran repositorio de conjuntos de datos geoespaciales disponibles públicamente, que incluyen observaciones de una variedad de sistemas de imágenes satelitales y aéreas en longitudes de onda ópticas y no

ópticas, variables ambientales y conjuntos de datos de cobertura de suelo, topográficos y socio económicos, etc. (Gorelick et al., 2017). Los datos se procesan en un formato listo para usar pero que conserva la información, lo que permite un acceso eficiente y elimina muchas barreras asociadas con la gestión de datos (Gorelick et al., 2017).

Datos Sentinel-5P Disponibles en Google Earth Engine

Los conjuntos de datos Sentinel-5P disponibles en GEE son: metano, dióxido de azufre, ozono, dióxido de nitrógeno, formaldehído, monóxido de carbono, nubes, índice de aerosol UV. Todas las colecciones de imágenes de Sentinel-5P dentro de GEE, excepto la de metano tienen dos versiones: tiempo casi real (NRTI) y fuera de línea (OFFL) (Google Developers, s. f.). La colección de datos de metano está disponible solo para OFFL.

Los conjuntos de datos NRTI cubren un área más pequeña que los OFFL, pero están listos en menos tiempo. Los conjuntos de datos OFFL contienen datos de una órbita simple, debido a que la mitad de la Tierra está oscura, por lo que contienen datos para un solo hemisferio (Google Developers, s. f.).

Los datos originales de nivel 2 (L2) de Sentinel-5P están agrupados por tiempo, no por latitud / longitud. Para que fuera posible ingresar los datos en Earth Engine, cada producto Sentinel-5P L2 se convierte en nivel 3 (L3), manteniendo una sola cuadrícula por órbita (Google Developers, s. f.). La herramienta que permite hacer esto se denomina harpconvert, a través de la operación `bin_spatial`. Los datos fuente son filtrados para remover los píxeles con valores de seguro de calidad (QA) menores que: 80% para AER_AI (Índice de aerosol UV), 75% para la banda NO₂ (banda de columna vertical troposférica de NO₂) y 50% para el resto de los conjuntos de datos, excepto para O₃ y SO₂. El conjunto de datos de ozono troposférico O₃_TCL es ingresado directamente, sin ejecutar harpconvert (Google Developers, s. f.).

Sentinel-5P OFFL NO2: Dióxido de Nitrógeno Fuera de Línea. En GEE, el NO₂ se usa para representar las concentraciones de los óxidos de nitrógeno en general, debido a que durante el día, en presencia de la luz solar, un ciclo fotoquímico que involucra ozono convierte NO en NO₂ y viceversa en un lapso de minutos (Google Developers, s. f.). Los datos están disponibles desde el 28 de junio de 2018, en una resolución de 1113.2 metros. La banda “NO2” de esta colección, proporciona datos de columna vertical troposférica de NO₂, en mol/m².

Sentinel-5P OFFL SO2: Dióxido de Azufre Fuera de Línea. Este conjunto de datos proporciona imágenes de alta resolución fuera de línea de concentraciones de SO₂ atmosférico (Google Developers, s. f.). Dicha colección proporciona datos desde el 5 de diciembre de 2018, con una resolución de 1113.2 metros. La banda “SO2” disponible para esta colección, entrega datos en mol/m², y corresponde a densidad de columna vertical de SO₂ a nivel del suelo, calculada usando la técnica DOAS (Google Developers, s. f.).

Sentinel-5P OFFL O3: Ozono Fuera de Línea. Esta colección proporciona imágenes de alta resolución de concentraciones de columna total de ozono, disponibles desde el 8 de septiembre de 2018 (Google Developers, s. f.). Los datos están disponibles en mol/m² a una resolución de 1113.2 metros. La banda O3 de esta colección, entrega datos de columna atmosférica total de ozono entre la superficie y el límite superior de la atmósfera (TOA). Es diferente de la colección “Sentinel-5P OFFL O3 TCL: Ozono Troposférico Fuera de Línea”, ya que el conjunto de datos de ozono troposférico tiene una resolución espacial de (111320, 55660) metros (Google Developers, s. f.).

Análisis Estadístico de los Datos

El análisis estadístico de los datos es una poderosa herramienta que ayuda a encontrar patrones y diferencias en los mismos, así como identificar relaciones entre

variables (Lazar et al., 2017). El análisis estadístico de los datos suele consistir en pruebas de diferencias entre medias o pruebas de correlación entre variables. La prueba ANOVA (o Análisis de Varianza) se usa para comparar la media de múltiples grupos. Aunque el nombre de la prueba se refiera a las varianzas, el objetivo principal del ANOVA es investigar diferencias en las medias (Datanovia, 2019).

Muestras Relacionadas e Independientes

Las muestras son relacionadas cuando a un mismo grupo de sujetos se mide una variable y se registran observaciones más de una vez en el tiempo; y por ende, los valores de una muestra afectan los valores de la otra (Datanovia, 2019; Flores-Ruiz et al., 2017; Minitab, 2014b). Por otro lado, las muestras son independientes si los valores en una muestra no revelan información sobre la otra. Esto implica que cada sujeto pertenece a un solo grupo y que no existen mediciones repetidas para los mismos participantes (Flores-Ruiz et al., 2017; Minitab, 2014b).

Pruebas Paramétricas y no Paramétricas

Las pruebas paramétricas asumen una distribución normal, son más potentes que las no paramétricas, por lo que requieren un tamaño de muestra más pequeño. Las pruebas no paramétricas se usan cuando las paramétricas no son apropiadas. Presentan un 95% de potencia en relación con las pruebas paramétricas. Es frecuente el uso de pruebas no paramétricas cuando la distribución no es normal o es desconocida, cuando existen valores atípicos o extremos, o cuando el tamaño muestral es menor a 30 (Chin y Lee, 2008).

De forma general, los estadísticos descriptivos correctos para reportar los resultados de pruebas paramétricas son la media y desviación estándar, ya que la población posee una distribución normal. Mientras que los resultados de las pruebas no paramétricas deben reportarse con la mediana y el rango intercuartílico; ya que los datos no poseen una distribución normal y este tipo de pruebas suelen usar la mediana

para realizar los contrastes (Cichoń, 2020; de Sousa Rodrigues et al., 2017; Minitab, 2015).

Pruebas Post Hoc

Los resultados del ANOVA no explican exactamente qué grupos son diferentes. Por lo que es necesario hacer otro análisis que compare la media de un grupo con la media de los otros grupos. Las pruebas post hoc indican exactamente dónde hay diferencias estadísticas. Se usan cuando los resultados del ANOVA indicaron diferencias significativas en al menos una de las comparaciones (Balkin, 2008).

Prueba ANOVA de Medidas Repetidas de una vía.

La prueba ANOVA de medidas repetidas de una vía es una extensión de las pruebas t de muestras pareadas para comparar las medias de tres o más niveles de una variable intra-sujetos. Es usada para analizar datos cuando se mide una variable en los mismos sujetos más de una vez en el tiempo (Datanovia, 2019).

Los supuestos del ANOVA de medidas repetidas son los siguientes: (a) no hay valores atípicos significativos; (b) cada nivel sigue una distribución aproximadamente normal y (c) los datos presentan esfericidad (Datanovia, 2019). Los valores atípicos pueden observarse realizando diagramas de caja (Wilcox, 2003). La normalidad puede ser probada en RStudio con la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk o Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) (Romero Saldaña, 2016). El supuesto de esfericidad es asumir que la varianza de las diferencias entre grupos es igual (Datanovia, 2019). La esfericidad puede revisarse usando la prueba de esfericidad de Mauchly.

Prueba de Normalidad de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov)

Es la prueba de corrección para Kolmogorov-Smirnov. Se usa para probar si los datos siguen una distribución aproximadamente normal cuando no se conocen la media y varianza poblacional; por lo que se estiman con los datos muestrales. Esta prueba se

emplea para tamaños muestrales mayores a 50, y para variables cuantitativas continuas (Romero Saldaña, 2016).

Prueba de Friedman

La prueba de Friedman es una alternativa no paramétrica a la prueba ANOVA de medidas repetidas de una vía. Se usa cuando existen más de dos grupos a comparar. Sirve para evaluar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las distribuciones de tres o más muestras relacionadas. Se recomienda su uso cuando los supuestos de normalidad de la prueba ANOVA de medidas repetidas de una vía no se cumplieron (Datanovia, 2019).

Prueba de Wilcoxon (Muestras Relacionadas)

Luego de una prueba de Friedman en la que los resultados indicaron que existen diferencias significativas en al menos una de las parejas, suelen aplicarse pruebas Wilcoxon entre pares para identificar que grupos específicamente son diferentes. La prueba de Wilcoxon en muestras relacionadas es una alternativa no paramétrica a la prueba t para comparar datos relacionados. Se usa cuando los datos no siguen una distribución normal. Por lo general, los valores p son ajustados usando el método de corrección de pruebas múltiples de Bonferroni. Esta prueba puede ejecutarse tanto de forma bilateral, como unilateral (Datanovia, 2019).

Prueba ANOVA de una vía

La prueba ANOVA de una vía es una extensión de la prueba t de muestras independientes para comparar las medias en una situación donde hay más de dos grupos. Este es el caso más simple de la prueba ANOVA en la que los datos están organizados en varios grupos de acuerdo con una sola variable de agrupación, también llamada factor (Datanovia, 2019).

La prueba ANOVA hace los siguientes supuestos sobre los datos: (a) independencia de las observaciones; (b) no hay valores atípicos significativos; (c) los

grupos tienen una distribución aproximadamente normal y (d) homogeneidad de varianzas (Datanovia, 2019).

La independencia de las observaciones implica que cada sujeto pertenece a un solo grupo y que no existen mediciones repetidas para los mismos participantes. El supuesto de homogeneidad de varianzas implica asumir que las varianzas son iguales en todos los grupos. Se puede usar la prueba de Levene para revisar la homogeneidad de varianzas (Datanovia, 2019). Los otros supuestos ya fueron explicados anteriormente.

Prueba Kruskal-Wallis

La prueba Kruskal-Wallis es una alternativa no paramétrica a la prueba ANOVA de una vía. Se usa cuando hay más de dos grupos a comparar. Se recomienda cuando los supuestos de la prueba ANOVA de una vía no se cumplieron (Datanovia, 2019).

Prueba Mann-Whitney

Una prueba Kruskal-Wallis en la que se encontraron diferencias significativas, generalmente es seguida de la prueba Mann-Whitney para realizar comparaciones por pares entre niveles de grupo con correcciones para pruebas múltiples (Datanovia, 2019). La prueba Mann-Whitney es una alternativa no paramétrica a la prueba para comparar dos grupos independientes de muestras, en el caso de que los datos no estén distribuidos normalmente (Datanovia, 2019). Por lo general, los valores p son ajustados usando el método de corrección de pruebas múltiples de Bonferroni. Esta prueba puede ejecutarse tanto de forma bilateral, como unilateral (Datanovia, 2019).

Prueba de Correlación de Spearman (rho de Spearman)

Una prueba de correlación se usa para evaluar la asociación entre dos o más variables (Statistical Tools for High-throughput Data Analysis, 2014).

La correlación de Spearman evalúa la relación monótona entre dos variables. En una relación monótona, las variables tienden a cambiar juntas, pero no necesariamente

a una tasa constante. El coeficiente de correlación de Spearman se basa en los valores clasificados para cada variable, en lugar de en los datos brutos (Minitab, 2014^a). Se usa cuando las variables son cuantitativas discontinuas o continuas sin distribución normal, y cuando las muestras son independientes (Flores-Ruiz et al., 2017; Minitab, 2014a; Statistical Tools for High-throughput Data Analysis, 2014).

Para interpretar los coeficientes de correlación, en la Tabla 2 se muestra un ejemplo (Schober et al., 2018):

Tabla 2

Ejemplo de Enfoque Convencional Para Interpretar un Coeficiente de Correlación

Magnitud Absoluta del Coeficiente de Correlación Observado	Interpretación
0.00–0.09	Correlación despreciable
0.10–0.39	Correlación débil
0.40–0.69	Correlación moderada
0.70–0.89	Correlación fuerte
0.90–1.00	Correlación muy fuerte

Nota. Modificado de Schober et al. (2018)

Capítulo III

Metodología

Determinación de las Zonas de Estudio

Para determinar las zonas de estudio, se seleccionaron tres ciudades de América Latina que tengan: altas concentraciones de contaminantes atmosféricos, alta densidad poblacional o libre acceso a datos de contaminantes de la red de monitoreo de calidad del aire local. Asimismo, se seleccionó un área de estudio adicional dentro del Ecuador continental, que tenga altas concentraciones de contaminantes atmosféricos.

Determinación de los Periodos de Tiempo

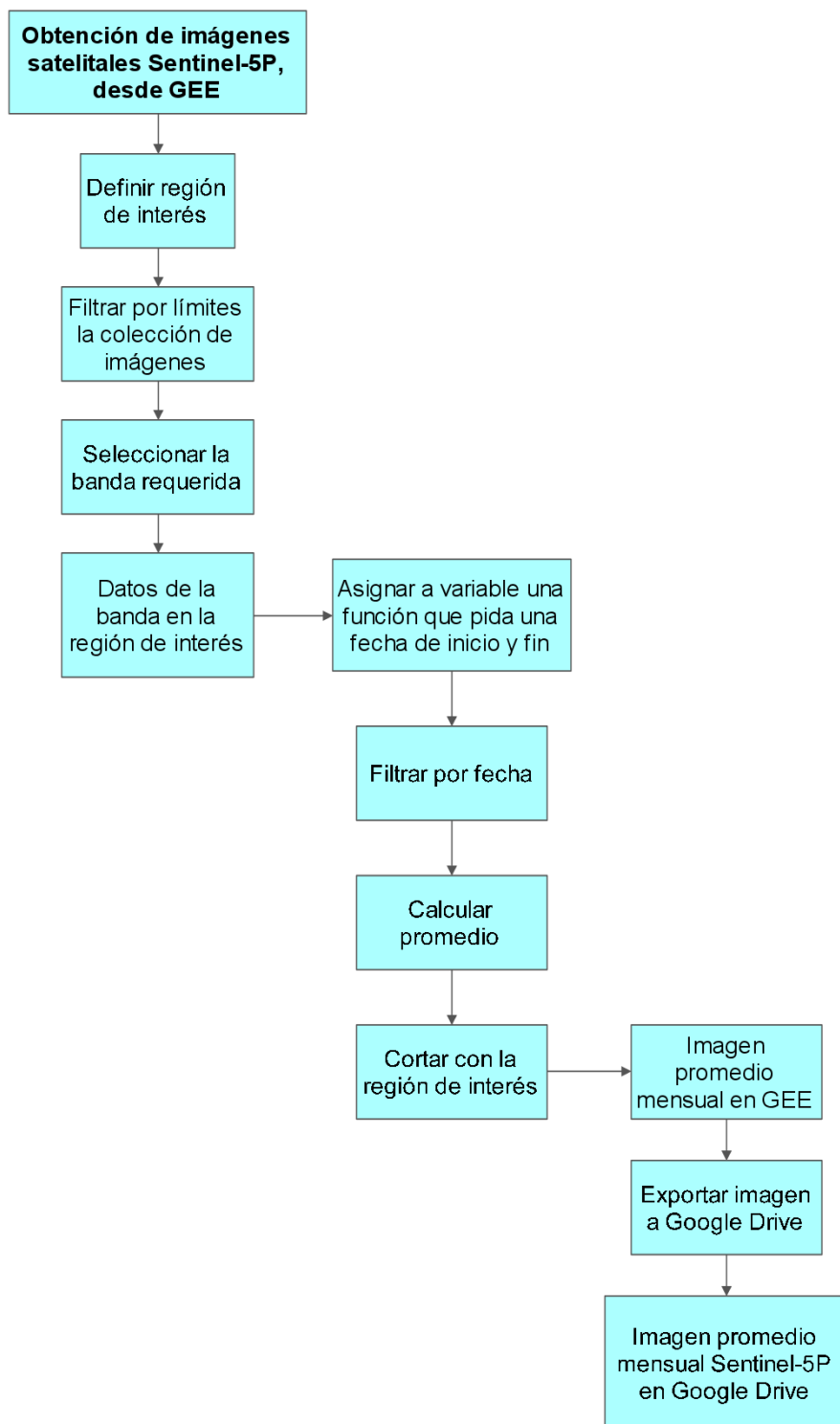
Se establecieron tres periodos de estudio: antes, durante y después del confinamiento por COVID-19. El objetivo fue obtener imágenes promedio de por lo menos tres meses para cada periodo. El periodo durante el confinamiento fue establecido en base a las fechas de inicio del confinamiento y desconfinamiento por COVID-19 encontradas en decretos oficiales e información publicada en las páginas web de las entidades de salud y entidades designadas por los gobiernos de los países de las zonas de estudio para la gestión y control de la pandemia por COVID-19. Con esta información, se establecieron los periodos de tiempo: antes, durante y después del confinamiento por COVID-19. Se determinaron mínimo tres meses para cada periodo de estudio.

Obtención de Imágenes Satelitales Sentinel-5P

Para obtener las imágenes promedio mensuales de las bandas NO₂, SO₂ y O₃; se utilizó un código de programación empleando algunas de las funciones y comandos de la Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) de la plataforma Google Earth Engine (GEE), las cuales están escritas en el lenguaje de programación JAVA (Perilla y Mas, 2020). Para acceder al editor de código de Google Earth Engine solo fue necesario crear una cuenta de forma libre.

Figura 2

Diagrama de Flujo de la Obtención de Imágenes Satelitales Promedio Mensuales Sentinel-5P, Desde Google Earth Engine (GEE)



Tal como se observa en la Figura 2, el procedimiento para obtener las imágenes Sentinel-5P, en Google Earth Engine consistió en definir un área de interés como geometría o colección de entidades y asignarla a una variable. Filtrar por límites la colección de imágenes satelitales Sentinel-5P de nivel 3 (L3), del gas y el tipo de procesamiento requerido; en este caso, se utilizó el procesamiento fuera de línea (OFFL). Después se seleccionó la banda requerida para el análisis.

En la Tabla 3 pueden observarse las colecciones de imágenes empleadas y las bandas seleccionadas para calcular las imágenes que fueron descargadas mediante la plataforma Google Earth Engine.

Posterior a ello, en una nueva variable se creó una función que generó la imagen promedio correspondiente, partiendo de una fecha de inicio y fin que ingresa el usuario. Con esta función se realizó: un filtro de fecha, se calculó el promedio, y se recortaron las imágenes obtenidas con el polígono del área de estudio. Finalmente, se exportaron las imágenes promedio mensuales calculadas a Google Drive, en el sistema de referencia WGS84 y formato GeoTIFF.

Tabla 3

Colecciones de Imágenes Empleadas y Bandas Seleccionadas Para la Descarga de Imágenes con Google Earth Engine

Colección de Imágenes (ID GEE)	Banda Seleccionada	Descripción	Resolución (m)
COPERNICUS/S5 P/OFFL/L3_NO2	tropospheric_NO2_column_number_density	Columna vertical troposférica de NO ₂	1113.2
COPERNICUS/S5 P/OFFL/L3_SO2	SO2_column_number_density	Densidad de columna vertical de SO ₂ a nivel del suelo	1113.2

Colección de Imágenes (ID GEE)	Banda Seleccionada	Descripción	Resolución (m)
COPERNICUS/S5 P/OFFL/L3_O3	O3_column_number_density	Columna atmosférica total de O ₃ entre la superficie y el límite superior de la atmósfera	1113.2

Nota. La unidad de todas las bandas es mol/m². Los proveedores de los Dataset son: la Unión Europea, la ESA y Copernicus. Fuente: (Google Developers, s. f.)

Extracción de los Datos de los Contaminantes a Partir de las Imágenes Satelitales Sentinel-5P

Para extraer los datos se utilizó la herramienta ‘Píxeles ráster a puntos’ del software libre y de código abierto QGIS 3.12 București. Esta herramienta permitió convertir las capas ráster en capas vectoriales, creando objetos punto para cada centroide de píxel individual en la capa ráster. El siguiente paso fue obtener las coordenadas de cada punto extraído, y para ello se empleó la herramienta ‘Agregar atributos de geometría’, la cual permitió generar archivos .csv con la longitud y latitud de todas las concentraciones extraídas de las imágenes, en el mismo sistema de referencia (WGS84).

Los valores negativos encontrados en los datos extraídos de las imágenes, fueron convertidos a ceros, ya que según Google Developers (s. f.), los valores negativos de columna vertical se deben al ruido en los datos, y a menudo se encuentran en regiones limpias o en sitios que presentaron bajas emisiones de SO₂.

Posterior a ello, se calcularon los promedios por periodo, con las concentraciones de los meses correspondientes, esto se repitió para cada punto. Los registros que por algún motivo no registraron datos promedio en cualquiera de los periodos, fueron eliminados. En la Tabla 4 se observa el número de puntos de cada zona de estudio.

Tabla 4

Número de Puntos de Cada Periodo de Tiempo Establecido en las Cuatro Zonas de Estudio

Gas	Zona de estudio			
	Ciudad México	Lima	Santiago de Chile	DMQ
NO ₂	3410	1800	2411	5547
SO ₂	3410	1800	2411	7428
O ₃	3410	1800	2411	8640

Análisis Estadístico de los Datos de Contaminación

En esta investigación se realizó la comparación de las concentraciones entre zonas de estudio (Ciudad de México, Lima, Santiago de Chile y el DMQ) y la comparación de las concentraciones entre periodos (antes, durante y después del confinamiento por COVID-19). Para realizar las pruebas estadísticas a los datos de la investigación se utilizó el software libre y de código abierto RStudio.

El primer paso fue determinar si los grupos comparados se consideran muestras relacionadas o independientes. En la investigación, las muestras que se consideraron relacionadas fueron los grupos de las concentraciones de los tres periodos de tiempo establecidos (antes, durante y después del confinamiento por COVID-19), estos grupos o muestras se consideraron relacionados, ya que la variable fue medida más de una vez en el tiempo en el mismo sujeto, que en este caso es cada punto con coordenadas únicas (Datanovia, 2019; Flores-Ruiz et al., 2017; Minitab, 2014b). Mientras que los datos de concentraciones de las zonas de estudio, se consideraron muestras independientes (Flores-Ruiz et al., 2017; Minitab, 2014b), ya que la variable fue medida en puntos diferentes que no están relacionados, debido a que los puntos de una ciudad tienen coordenadas diferentes a los de las otras ciudades.

Muestras relacionadas

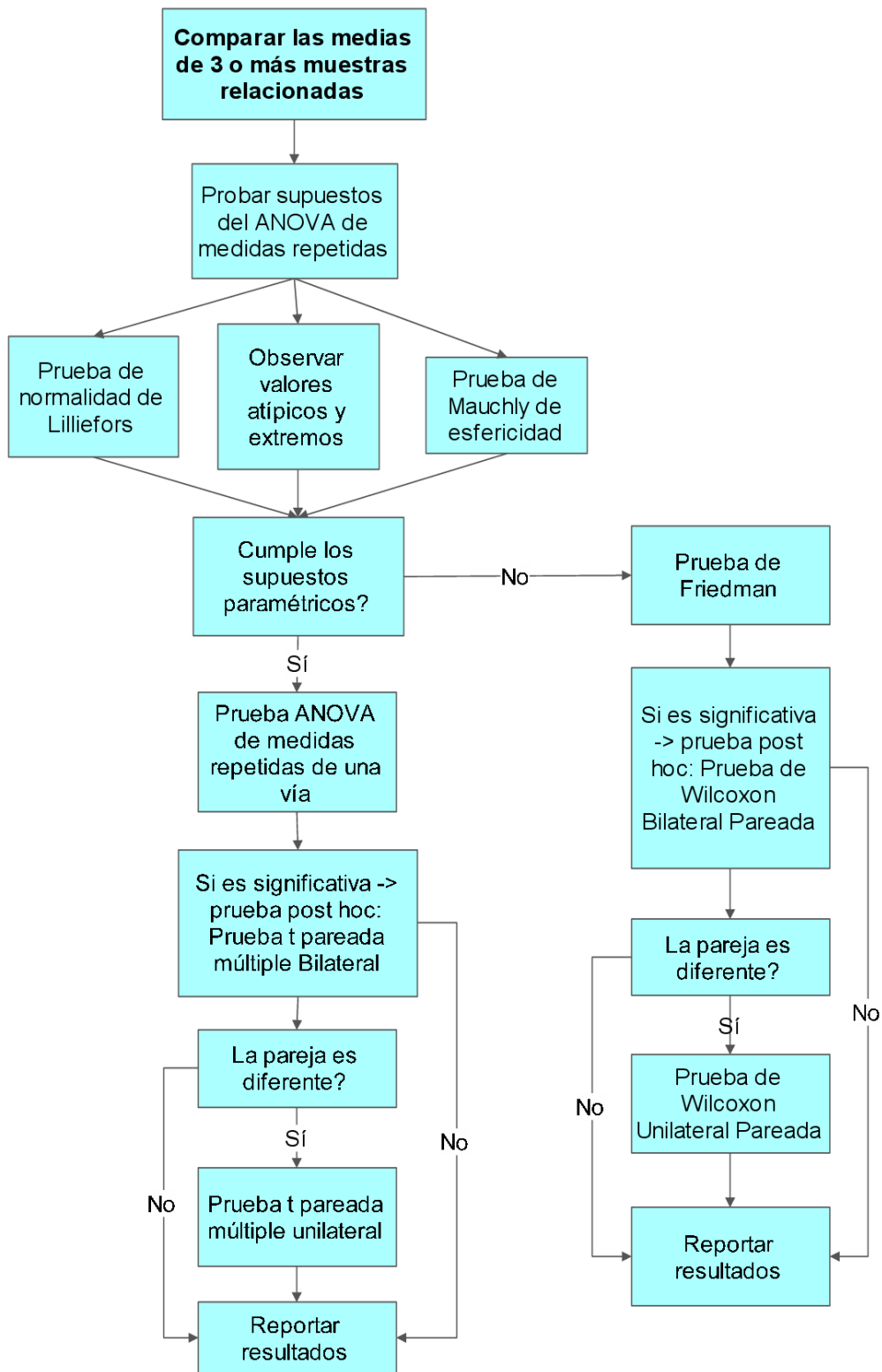
En la Figura 3 se puede observar de manera resumida la metodología empleada para comparar las medias de 3 o más muestras relacionadas.

Tal como se observa en la Figura 3, primero se probaron los supuestos del ANOVA de medidas repetidas (supuestos de parametricidad) (Datanovia, 2019). Para probar normalidad se utilizó la prueba de Lilliefors, debido a que en todos los casos hay más de 50 observaciones (Romero Saldaña, 2016). Otro de los supuestos asume que no existen valores atípicos significativos, por lo que esto fue observado en los diagramas de caja que se graficaron (Wilcox, 2003); y para probar esfericidad se utilizó la prueba de esfericidad de Mauchly (Datanovia, 2019). Si se cumplieron todos los supuestos paramétricos se usó la prueba de ANOVA de medidas repetidas de una vía. Si al menos un grupo fue significativamente diferente a los demás, se aplicó una prueba post-hoc como la prueba t pareada múltiple bilateral, para determinar entre cuáles grupos específicamente se encontraron diferencias significativas. Posterior a ello, se aplicó la misma prueba de forma unilateral para que sea posible realizar comparaciones de mayor que o menor que.

En el caso de no cumplirse los supuestos paramétricos se usó la prueba de Friedman (Datanovia, 2019), si al menos un grupo fue significativamente diferente a los demás, se utilizó una prueba post-hoc, en este caso, la prueba Wilcoxon bilateral pareada, luego, en las parejas que presentaron diferencias significativas se utilizó la misma prueba de forma unilateral para establecer relaciones de mayor que o menor que. Finalmente, se reportaron los resultados con mediana y rango intercuartílico (Cichoń, 2020).

Figura 3

Metodología Para Comparar las Medias de 3 o más Muestras Relacionadas, Aplicada a los Datos de la Investigación



Muestras independientes

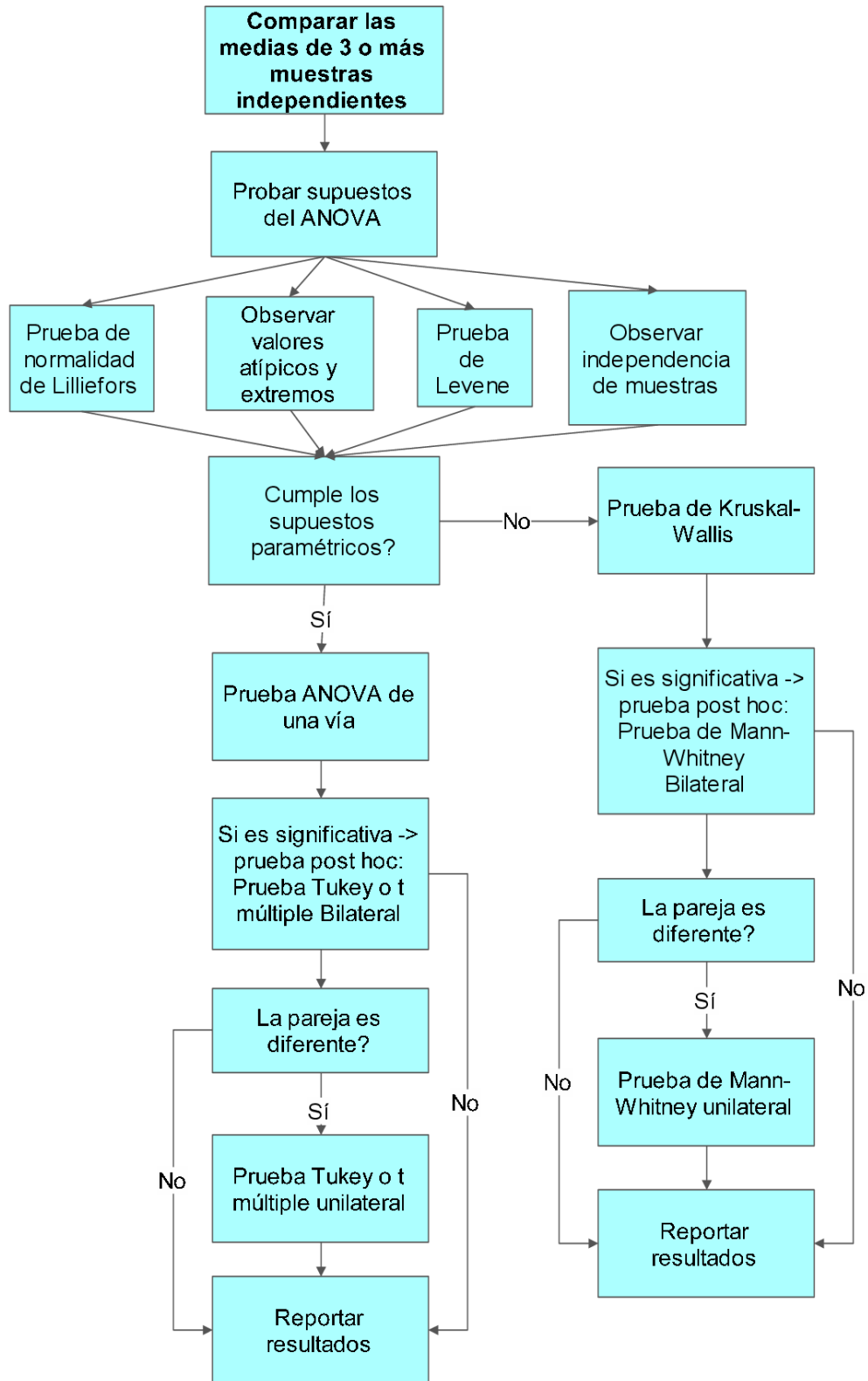
En la Figura 4 se puede observar de manera resumida, la metodología empleada para comparar las medias de 3 o más muestras independientes.

Tal como se observa en la Figura 4, primero se probaron los supuestos del ANOVA (supuestos de parametricidad) (Datanovia, 2019). Para probar normalidad, se usó la prueba de Lilliefors debido a que en todos los casos hay más de 50 observaciones. Otro de los supuestos asume que no existen valores atípicos significativos, por lo que esto fue observado en los diagramas de caja que se graficaron (Wilcox, 2003); Para probar la homogeneidad de varianzas se utilizó la prueba de Levene. El último supuesto asume que las muestras son independientes. En el caso de cumplir todos los supuestos paramétricos, se aplicó una prueba ANOVA de una vía, y si al menos uno de los grupos presentó diferencias significativas con respecto a los demás, se utilizó una prueba post-hoc de Tukey o una prueba t múltiple bilateral. Para las parejas que presentaron diferencias significativas, se realizó la misma prueba de forma unilateral.

Por otro lado, si no se cumplieron los supuestos paramétricos, se utilizó una alternativa como la prueba Kruskal-Wallis (Datanovia, 2019). Si al menos uno de los grupos presentó diferencias significativas con respecto a los demás, se usó una prueba post-hoc bilateral, en este caso, la prueba de Mann-Whitney, y para las parejas con diferencias significativas, se utilizó la misma prueba de forma unilateral, para que sea posible realizar comparaciones de mayor que o menor que. Finalmente, los resultados se reportaron con la mediana y el rango intercuartílico (Cichoń, 2020).

Figura 4

Metodología Para Comparar las Medias de 3 o más Muestras Independientes, Aplicada a los Datos de la Investigación



Cálculo del Porcentaje de Cambio Relativo

El porcentaje de cambio relativo (PCR) fue calculado entre los periodos de tiempo establecidos para cada zona de estudio, con la fórmula que se observa en la ecuación (1) (Bar et al., 2021):

$$PCR = \frac{\textit{elemento comparado} - \textit{elemento de referencia}}{\textit{elemento de referencia}} \times 100 \quad (1)$$

Análisis Espacio-Temporal de las Imágenes Satelitales Sentinel-5P Descargadas

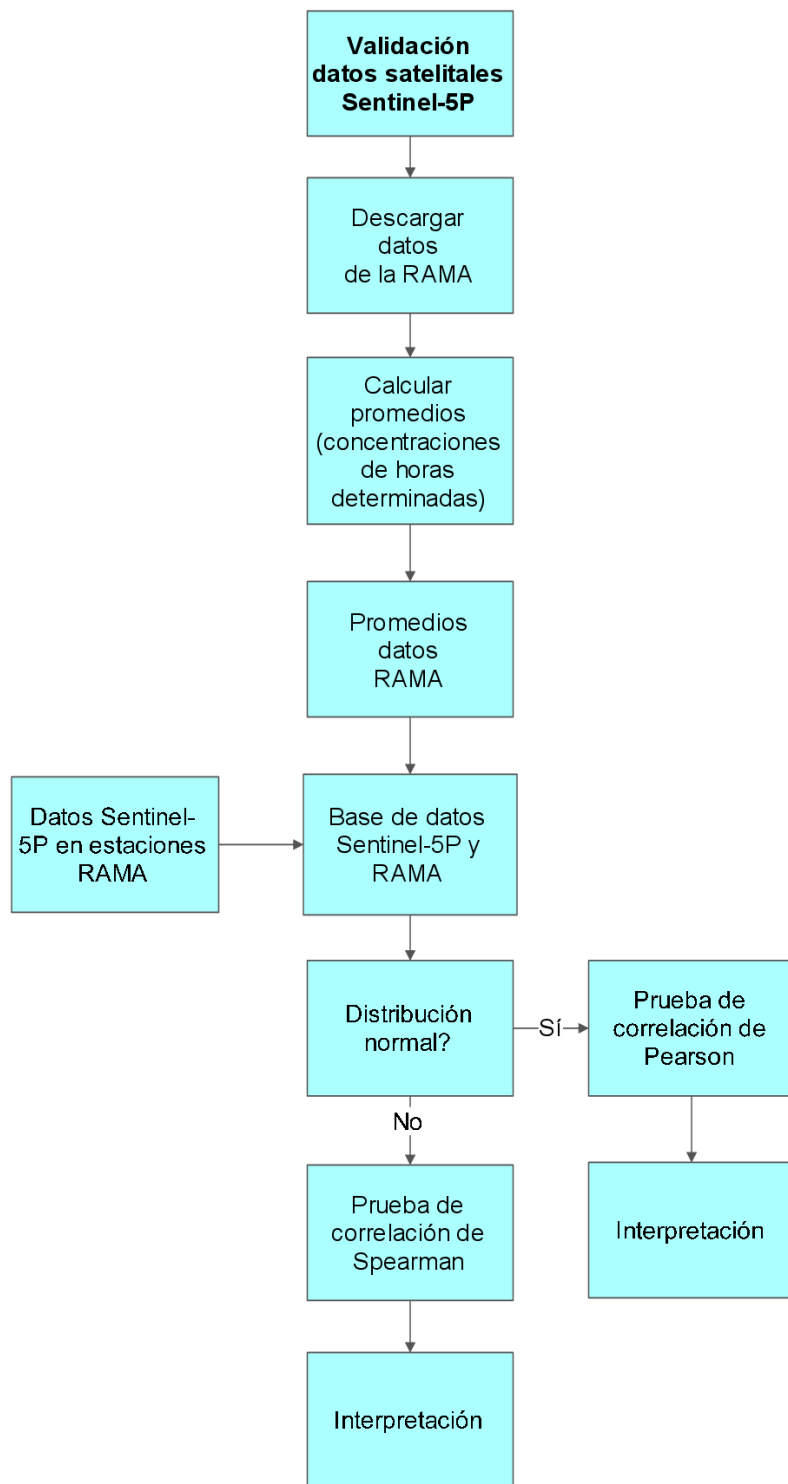
Para cada gas se creó una simbología única, con una rampa de color de 7 clases, construida a intervalos iguales con los valores mínimo y máximo de concentración de las cuatro zonas de estudio, durante todo el periodo de tiempo establecido. Esta simbología permitió realizar un análisis de carácter descriptivo, haciendo comparaciones entre las zonas de estudio, y observando cuál de ellas posee las mayores concentraciones, además, en los casos que fue posible, se identificaron las regiones de las imágenes en las que se observaron las mayores concentraciones y su comportamiento a lo largo del tiempo en cada zona de estudio. Esto se realizó para todos los gases.

Validación de los Datos de Contaminación Obtenidos de Imágenes Satelitales Sentinel-5P con Datos de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México

Se seleccionó la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México, debido que es una de redes de monitoreo atmosférico más robustas de América Latina (Riojas-Rodríguez et al., 2016) y a la facilidad que presentó su plataforma para descargar los datos. La metodología que se siguió se resume en la Figura 5.

Figura 5

Metodología de Validación de Datos Sentinel-5P con Datos de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México



Obtención de los Datos de los Contaminantes de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de Ciudad de México

Se descargaron las bases de datos de los gases estudiados (NO_2 , SO_2 y O_3) de la SEDEMA (2021). Luego, se calcularon los promedios de las concentraciones de los datos de la RAMA, considerando solo los datos que fueron medidos dentro del intervalo de tiempo en el que el satélite realizó las mediciones durante el periodo de estudio (diciembre de 2019 hasta octubre de 2020). Este dato fue tomado del parámetro tiempo de escaneo de tres archivos de nivel 2 de cada mes (uno de inicio, mitad y fin de mes). Las imágenes de nivel 3 son obtenidas a partir de imágenes de nivel 2 (Google Developers, s. f.). Las imágenes de nivel 2 de procesamiento “fuera de línea” fueron descargadas de forma libre de la Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) de la Agencia Espacial Europea. Se encontró que el satélite Sentinel-5P tomó las mediciones en Ciudad de México entre las 12 y 16 horas durante el periodo diciembre de 2019 hasta octubre de 2020. Estos intervalos fueron determinados tomando en consideración que de acuerdo con el Centro Nacional de Metrología (2007), la hora local de Ciudad de México se calcula como UTC-6, y UTC-5 en verano (abril a octubre).

Extracción de Valores de las Imágenes Promedio Mensuales Sentinel-5P en las Coordenadas de las Estaciones de la RAMA

Para extraer las concentraciones promedio mensuales de las imágenes satelitales Sentinel-5P, se utilizó la herramienta “Point Sampling Tool” del software libre y de código abierto QGIS 3.12 București. Los insumos necesarios fueron las imágenes promedio mensuales Sentinel-5P de Ciudad de México; y el archivo de las coordenadas de las estaciones de la RAMA (SEDEMA, 2014).

Prueba de Correlación Entre los Datos de Contaminación Obtenidos de Imágenes Satelitales Sentinel-5P y los Datos de Contaminación Obtenidos de la RAMA

Primero se probó si los datos cumplen con el supuesto de normalidad. En caso de que las muestras estén distribuidas normalmente se aplicó la Prueba de correlación de Pearson y se obtuvo el coeficiente de correlación. Por otro lado, si alguna de las muestras no tuvo una distribución normal, la prueba de correlación utilizada fue la prueba de correlación de Spearman (Flores-Ruiz et al., 2017; Statistical Tools for High-throughput Data Analysis, 2014). Finalmente, la interpretación de los coeficientes obtenidos se hizo en base a la Tabla 2.

Capítulo IV

Resultados

Determinación de las Zonas de Estudio

Las ciudades elegidas fueron: Ciudad de México, Lima, Santiago de Chile, y dentro del territorio ecuatoriano se seleccionó el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) como zona de estudio.

Así, Ciudad de México fue seleccionada debido que posee una de redes de monitoreo atmosférico más robustas de América Latina (Riojas-Rodríguez et al., 2016), la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA), y los datos de la red fueron de utilidad para realizar la validación de los datos explicada en la metodología; además, tiene altas concentraciones de contaminantes atmosféricos (IQAir, 2020). También se seleccionaron Lima y Santiago de Chile por sus altas concentraciones de contaminantes atmosféricos (Dahiya et al., 2020; IQAir, 2020).

Por otro lado, dentro del territorio ecuatoriano se seleccionó el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) como área de estudio, debido a que históricamente ha sido el referente de la gestión de la calidad del aire a nivel nacional, y porque además se considera un área vulnerable a la contaminación atmosférica (Nagpure et al., 2011).

A continuación, en la Tabla 5 se presentan las coordenadas de los polígonos rectangulares definidos para las cuatro zonas de estudio.

Tabla 5

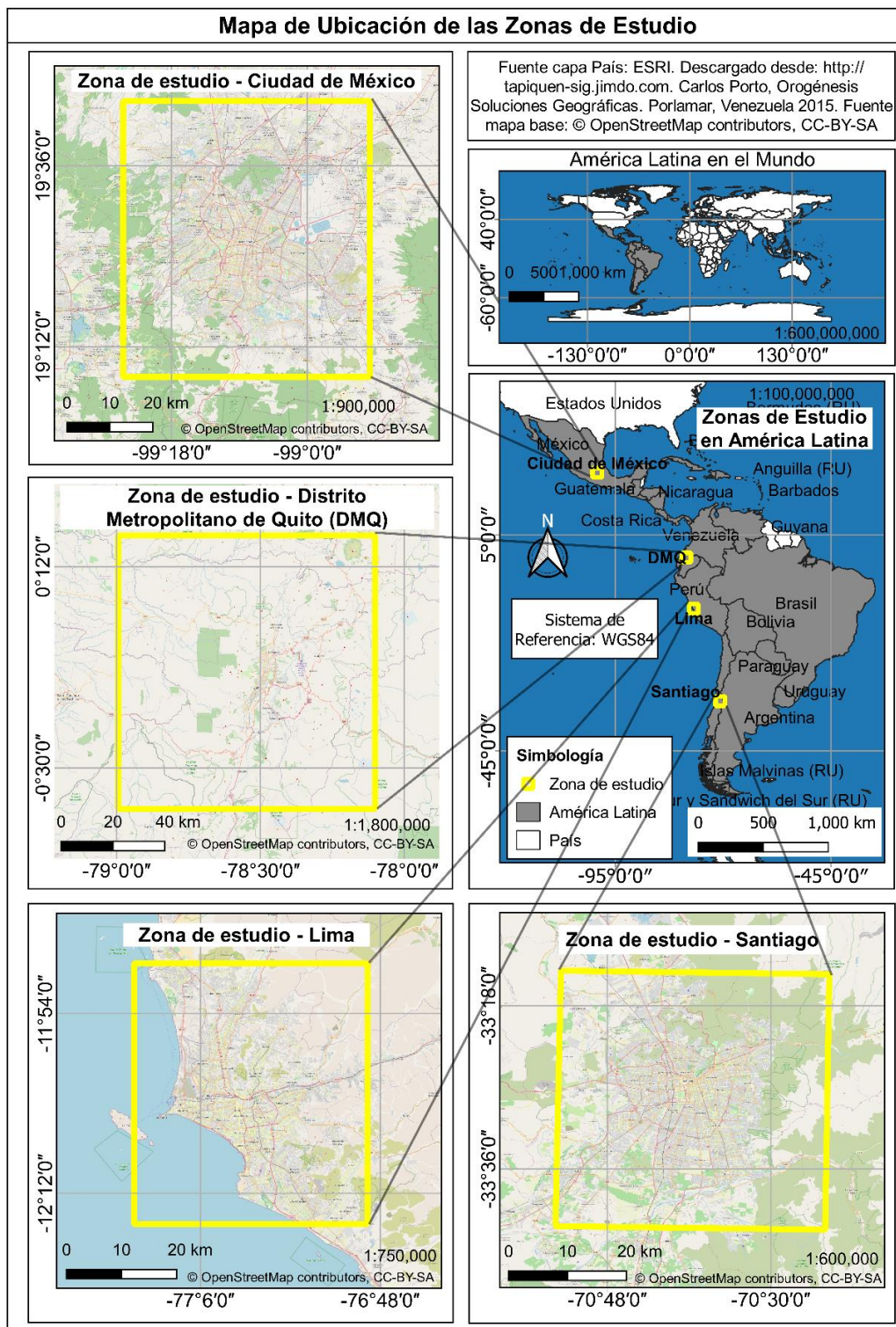
Coordenadas de los Límites de las Zonas de Estudio Definidas

Zona de Estudio	Coordenada Superior Izquierda		Coordenada Inferior Derecha	
	Longitud	Latitud	Longitud	Latitud
Ciudad de México	-99.406724	19.743493	-98.861828	19.133242
Lima	-77.210706	-11.816309	-76.821233	-12.251414
Santiago de Chile	-70.895446	-33.235564	-70.392728	-33.711470
DMQ	-78.994456	0.308595	-78.102158	-0.643189

Nota. Sistema de Referencia: WGS84. Coordenadas en grados decimales

Figura 6

Mapa de ubicación de las zonas de estudio



Determinación de los Periodos de Estudio

Una vez determinadas las zonas de estudio, se establecieron los intervalos de tiempo para los periodos antes, durante y después del confinamiento por COVID-19.

Estos se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6

Periodos de Estudio Definidos Para Cada Zona

Zona de estudio	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Ciudad de México	Diciembre de 2019 a febrero 2020	Marzo a mayo de 2020 (DOF: 24/03/2020, 2020; DOF: 21/04/2020, 2020).	Junio a octubre de 2020
Lima	Diciembre de 2019 a febrero 2020	Marzo a junio de 2020 (DECRETO SUPREMO N° 044-2020-PCM, 2020; Decreto Supremo N° 116-2020-PCM, 2020).	Julio a octubre de 2020
Santiago de Chile	Diciembre de 2019 a febrero 2020	Marzo a julio de 2020 (Ministerio de Salud, 2020; Resolución-203 EXENTA, 2020).	Agosto a octubre de 2020
DMQ	Diciembre de 2019 a febrero 2020	Marzo a mayo de 2020 (DECRETO No. 1017, 2020; Quito Informa, 2020b).	Junio a octubre de 2020

Análisis de la Variación de las Concentraciones de los Datos

Dióxido de Nitrógeno

Tabla 7

Concentraciones Promedio de NO₂ [$\frac{mol}{m^3}$] Obtenidas Para Cada Zona de Estudio, Desde

Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

Estadístico	Zona de Estudio			
	Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	Distrito Metropolitano de Quito
Número de puntos	37510	19800	26521	54619
Valor Mínimo	0.0000120	0.00000608	0.0000114	0.0000000
Valor Máximo	0.000441	0.000223	0.000640	0.0000588
Mediana	0.0000887	0.0000563	0.0000851	0.0000125
IQR	0.0000796	0.0000595	0.000106	0.00000965

De la Tabla 7, se puede destacar que las concentraciones de NO₂ variaron desde $0 \frac{mol}{m^2}$ en el Distrito Metropolitano de Quito, hasta $0.00064 \frac{mol}{m^2}$ en Santiago de Chile; no obstante, la mediana más alta fue de $0.0000887 \frac{mol}{m^2}$ en Ciudad de México.

Análisis por meses.

Tabla 8

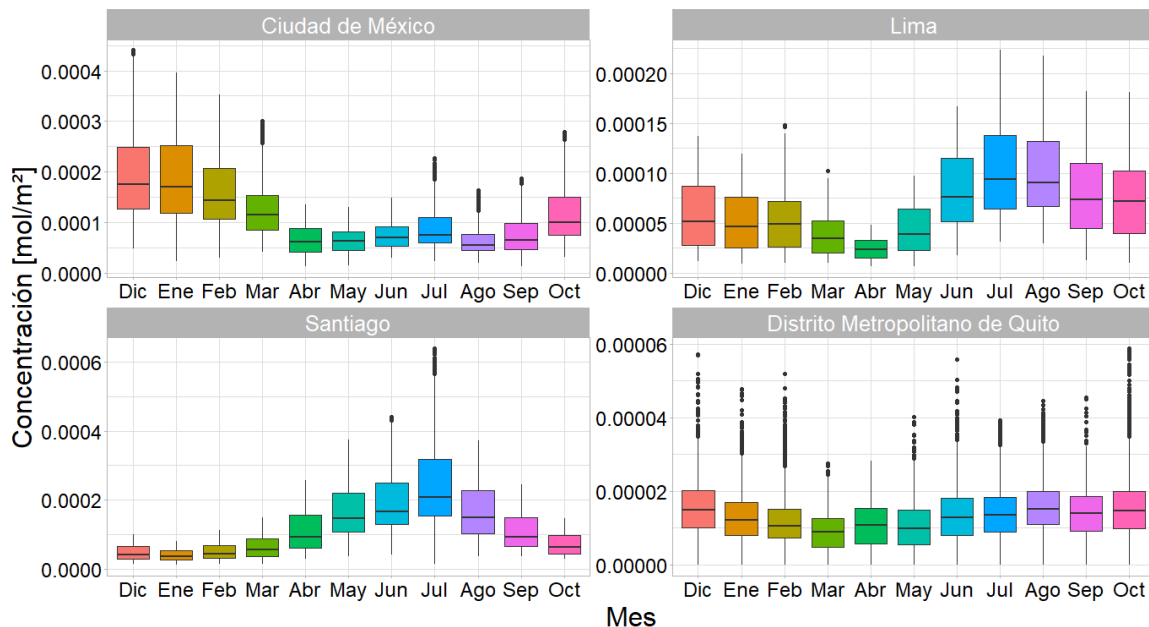
Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

Mes	Estadístico	Zona de Estudio			
		Ciudad de México (n = 3410)	Lima (n = 1800)	Santiago de Chile (n = 2499)	DMQ (n = 8640)
Diciembre	Mediana	0.000175	0.0000515	0.0000403	0.0000148
	IQR	0.000122	0.0000593	0.0000371	0.00000988
Enero	Mediana	0.00017	0.0000464	0.0000371	0.0000122
	IQR	0.000133	0.0000511	0.0000282	0.00000891
Febrero	Mediana	0.000143	0.0000486	0.0000439	0.0000106
	IQR	0.000102	0.0000458	0.0000381	0.00000772
Marzo	Mediana	0.000114	0.0000341	0.0000548	0.00000906
	IQR	0.0000687	0.0000325	0.0000531	0.00000793
Abril	Mediana	0.0000616	0.0000230	0.0000913	0.0000108
	IQR	0.0000465	0.0000179	0.0000943	0.00000966
Mayo	Mediana	0.0000628	0.0000386	0.000146	0.00000977
	IQR	0.0000372	0.0000421	0.000113	0.00000931
Junio	Mediana	0.0000694	0.0000758	0.000165	0.0000129
	IQR	0.0000384	0.0000634	0.000121	0.0000103
Julio	Mediana	0.0000753	0.0000939	0.000207	0.0000135
	IQR	0.0000501	0.0000733	0.000164	0.00000932
Agosto	Mediana	0.000055	0.0000904	0.000150	0.0000152
	IQR	0.0000318	0.0000652	0.000126	0.00000895
Septiembre	Mediana	0.0000646	0.0000734	0.0000920	0.0000140
	IQR	0.0000518	0.0000656	0.0000822	0.00000945
Octubre	Mediana	0.000100	0.0000719	0.0000621	0.0000148
	IQR	0.0000750	0.0000631	0.0000540	0.00000997

Nota. n = número de puntos obtenidos para cada ciudad.

Figura 7

Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020

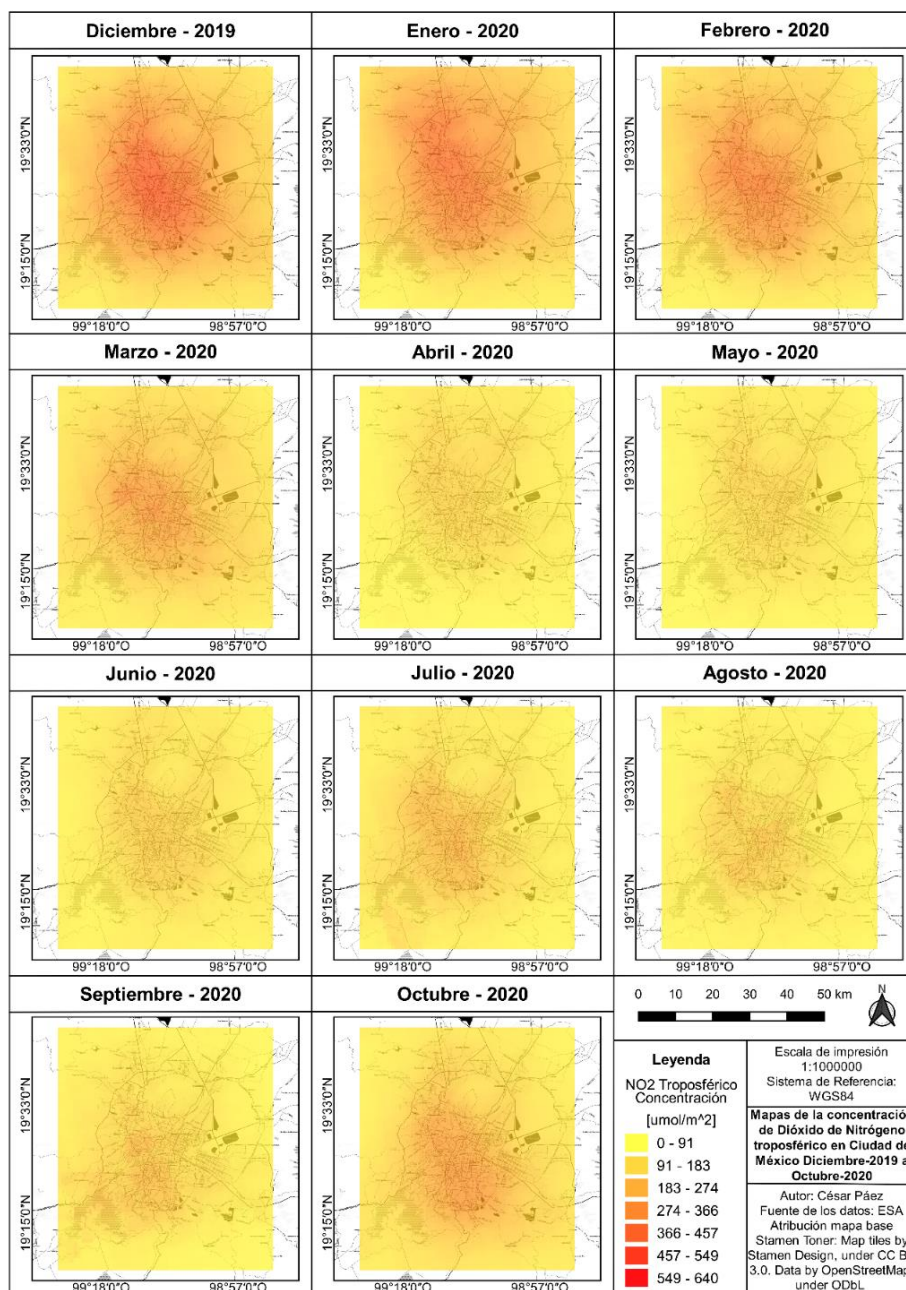


En Ciudad de México, las concentraciones promedio de NO₂ más altas se encontraron en el mes de diciembre de 2019 (Mediana = 0.000175, IQR = 0.000122) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en el mes de agosto de 2020 (Mediana = 0.000055, IQR = 0.0000318) $\frac{mol}{m^2}$ (Tabla 8 y Figura 7). En Lima, las concentraciones promedio de NO₂ más altas se encontraron en el mes de julio de 2020 (Mediana = 0.0000939, IQR = 0.0000733) $\frac{mol}{m^2}$, y las más bajas en el mes de abril de 2020 (Mediana = 0.0000230, IQR = 0.0000179) $\frac{mol}{m^2}$. En Santiago de Chile, las concentraciones promedio de NO₂ más altas se encontraron en el mes de julio de 2020 (Mediana = 0.000207, IQR = 0.000164) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en el mes de enero de 2020 (Mediana = 0.0000371, IQR = 0.0000282) $\frac{mol}{m^2}$. En el DMQ, las concentraciones promedio de NO₂ más altas se encontraron en el mes de agosto de

2020 (Mediana = 0.0000152, IQR = 0.00000895) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en el mes de marzo de 2020 (Mediana = 0.00000906, IQR = 0.00000793) $\frac{mol}{m^2}$ (Tabla 8 y Figura 7).

Figura 8

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂, de Ciudad de México Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.



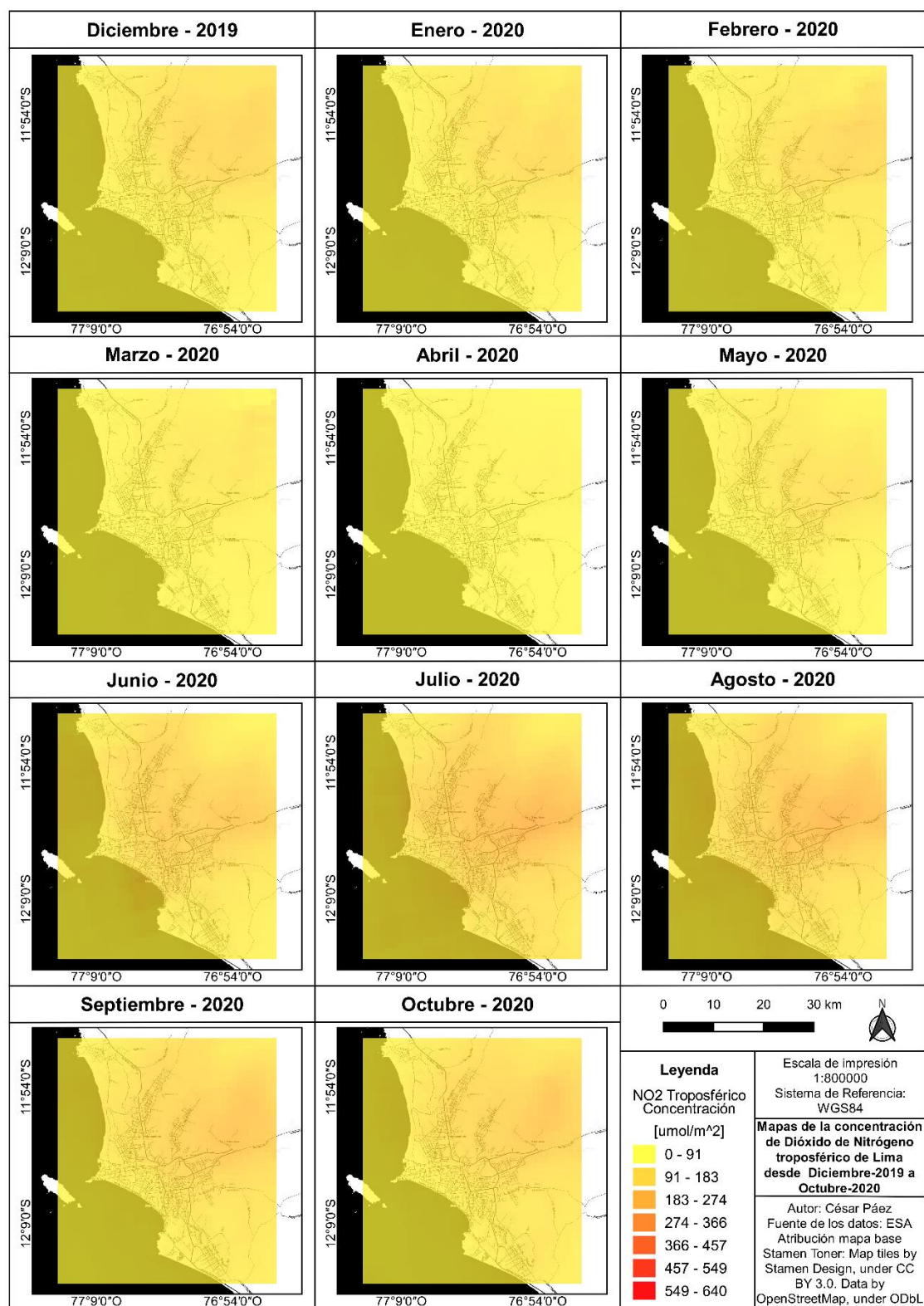
Nota. La leyenda incluye las concentraciones de todas las zonas de estudio en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Para Ciudad de México, los meses diciembre de 2019, y enero y febrero de 2020, correspondientes al periodo antes del confinamiento, muestran concentraciones altas en la parte central y centro-norte de Ciudad de México, principalmente en los municipios de Coyoacán, Benito Juárez, Iztapalapa, Cuauhtémoc, Iztacalco, Venustiano Carranza, Miguel Hidalgo, Álvaro Obregón, Azcapotzalco, Gustavo A. Madero, Naucalpan de Juárez, Tlalnepantla de Baz, Atizapán de Zaragoza, Tultitlán y Cuautitlán Izcalli (Figura 8). Luego, en el mes de marzo, perteneciente al periodo durante el confinamiento, empieza a evidenciarse la reducción de las concentraciones, en las zonas ya mencionadas (Figura 7 y Tabla 8). En los meses de julio y octubre, correspondientes al periodo después del confinamiento, una vez más puede observarse una porción contaminada en la parte central de la ciudad.

Para Lima, las concentraciones más altas se observa en los meses de julio y agosto del 2020 (Figura 7 y Tabla 8), en los cuales se pueden observar los valores más altos en la parte central, centro-norte y centro-oriental de la ciudad, por ejemplo, alrededor de la carretera central de la ciudad, de la autopista Ramiro Prialé, de la avenida Chosica y sobre la Ciudad Industrial Huachipa Este; observándose las mayores concentraciones en los distritos de Lima, Ate, Santa Anita, El Agustino, Lurigancho, Rímac, Independencia, La Victoria, San Borja, Los Olivos, Comas y la parte sur de Carabaylo (Figura 9).

Figura 9

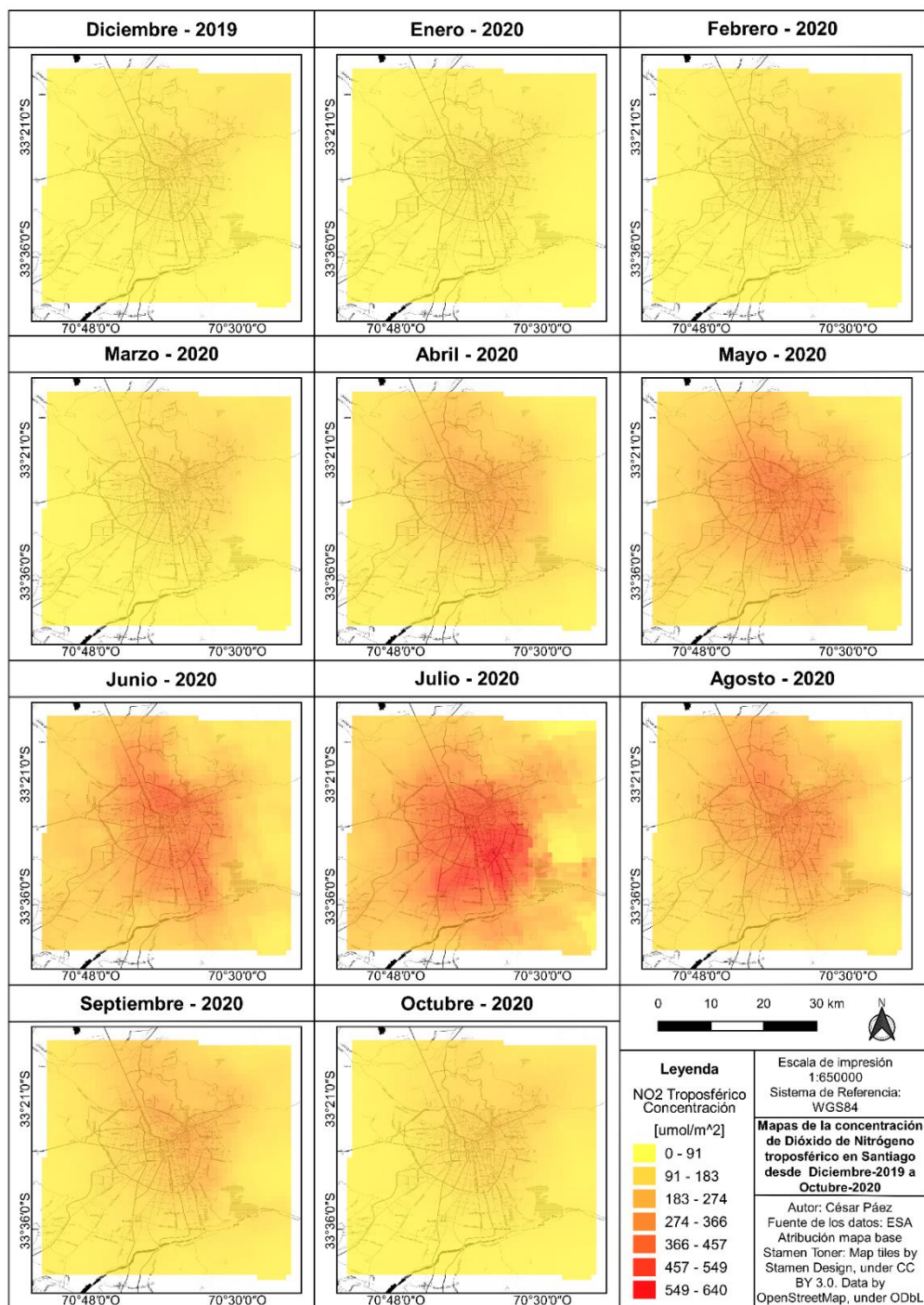
Serie Temporal de las Concentraciones Promedio de NO₂ de Lima, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Figura 10

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

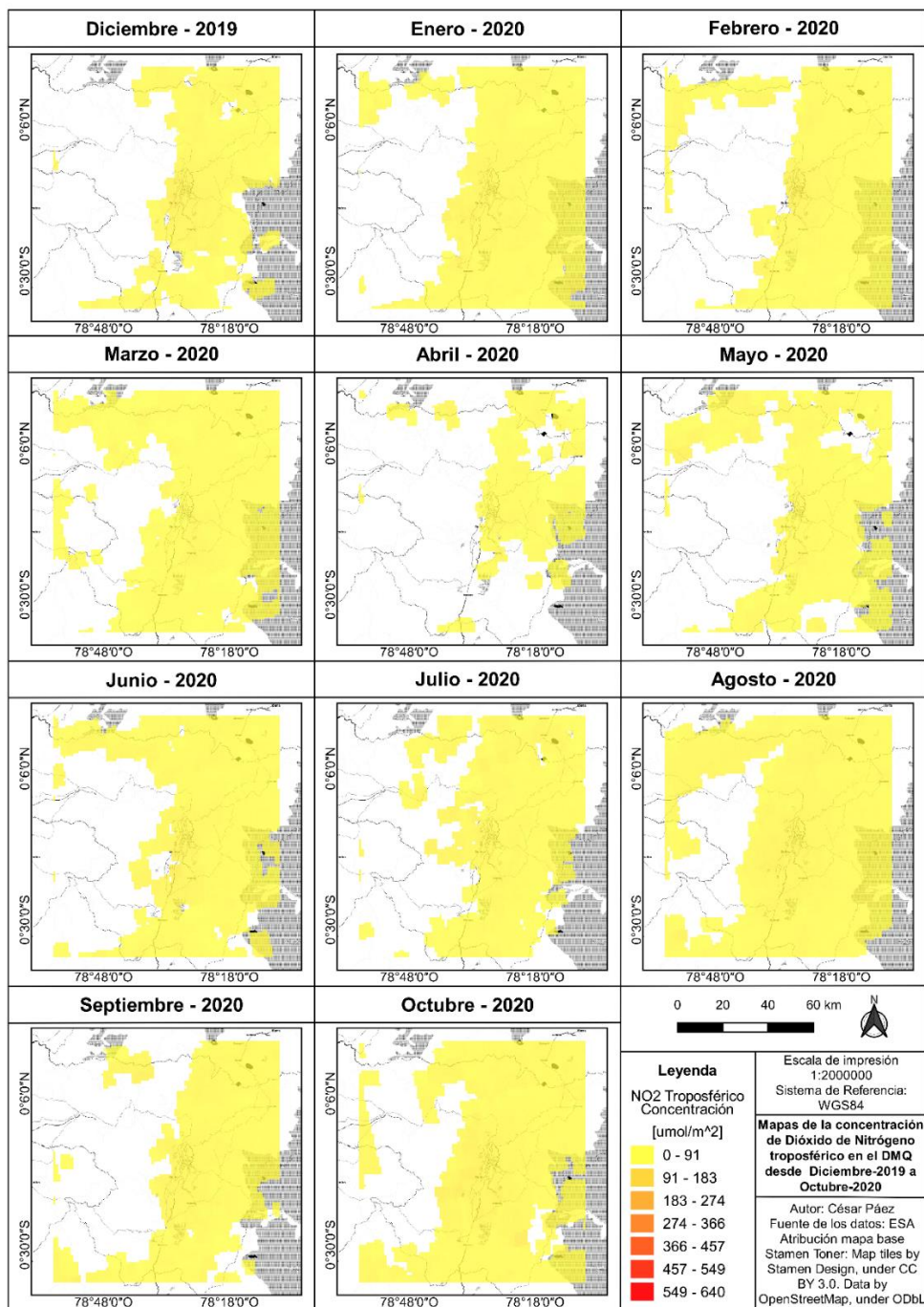
Para Santiago de Chile, las concentraciones de NO_2 son bajas en los meses diciembre-2019, y enero y febrero del 2020, correspondientes al periodo antes del confinamiento; no obstante, esta sube en el periodo durante el confinamiento, observándose la mayor concentración en el mes de julio-2020, principalmente en el área urbana de la ciudad y alrededor del eje vial, por ejemplo, de la avenida Concha y Toro, la autopista Costanera Norte, Avenida Vicuña Mackenna, Avenida La Florida, Autopista Central, Autopista Presidente Kennedy (Figura 7, Figura 10 y Tabla 8). Se observan las concentraciones más altas en las comunas del centro y centro sur, entre ellas se destacan Santiago de Chile, Ñuñoa, San Miguel, Macul, Peñalolén, La Granja, La Cisterna, El Bosque, La Reina, Providencia, Recoleta, Las Condes, La Florida (Figura 10).

Para Santiago de Chile, en el mes agosto-2020 aún hay evidencia de concentraciones altas en las comunas del norte de la ciudad como Colina, Huechuraba, Quilicura; también al centro en Santiago de Chile, Ñuñoa, Providencia, Recoleta, Conchalí, San Miguel, Macul, La Granja; y en la parte centro-oriental, en La Florida, Peñalolén, La Reina, Las Condes. No obstante, en los meses de septiembre y octubre del 2020 se observa una reducción en la concentración de NO_2 en las áreas mencionadas (Figura 7 y Figura 10).

Para el DMQ, la Figura 11 muestra concentraciones bajas, ya que la rampa de color usada incluye las concentraciones de todas las ciudades en estudio. Esto puede comprobarse en la Figura 7 y en la Tabla 8, las cuales muestran que el DMQ presentó las concentraciones más bajas de las cuatro zonas durante todo el periodo de estudio (diciembre de 2019 hasta octubre de 2020), por lo que la Figura 11, indica concentraciones bajas durante toda la serie.

Figura 11

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ del DMQ, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Análisis por Periodos de Estudio. Los resultados de las pruebas estadísticas empleadas para comparar las concentraciones de NO₂ entre zonas de estudio se muestran en el Anexo 1, y entre periodos de estudio en el Anexo 2.

Comparación Entre Zonas de Estudio.

Tabla 9

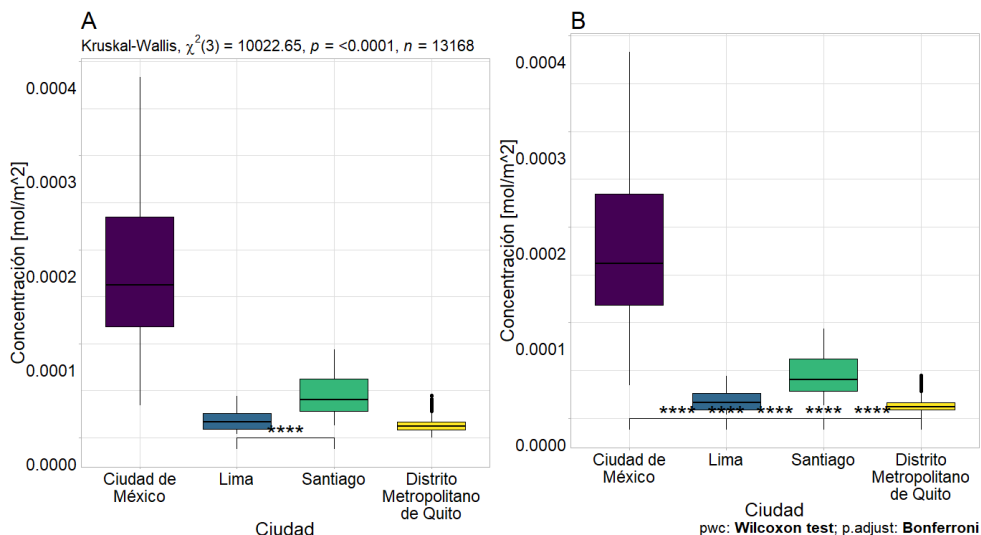
Concentraciones Promedio de NO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

Periodo de Estudio	Variable Estadística	Zona de Estudio			
		Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	Distrito Metropolitano de Quito
Antes del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	5547
	Mediana	0.000162	0.0000165	0.0000404	0.0000118
	IQR	0.000116	0.0000169	0.0000342	0.00000789
Durante el confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	5296
	Mediana	0.0000790	0.0000146	0.000135	0.00000964
	IQR	0.0000496	0.0000125	0.000103	0.00000637
Después del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	5296
	Mediana	0.0000790	0.0000146	0.000135	0.00000964
	IQR	0.0000496	0.0000125	0.000103	0.00000637

En el periodo antes del confinamiento, Ciudad de México (Mediana = 0.000162, IQR = 0.000116) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones significativamente más altas de las 4 zonas de estudio antes del confinamiento por COVID-19, seguido de Santiago de Chile (Mediana = 0.0000404, IQR = 0.0000342) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.0000165, IQR = 0.0000169) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.0000118, IQR = 0.00000789) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 9 y Figura 12).

Figura 12

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19.

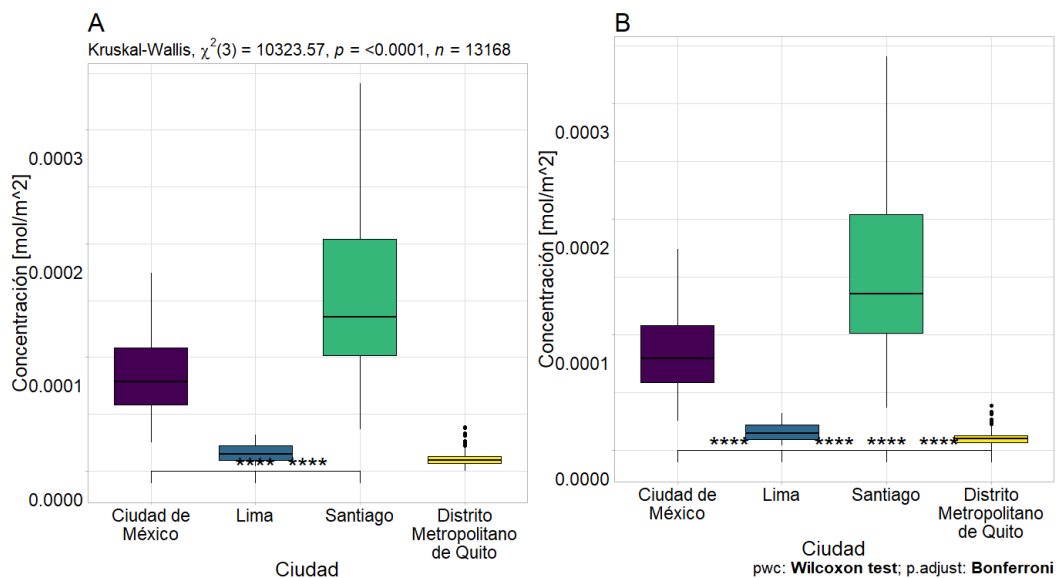


Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Durante el confinamiento por COVID-19, Santiago de Chile (Mediana = 0.000135, IQR = 0.000103) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones de NO₂ significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Ciudad de México (Mediana = 0.0000790, IQR = 0.0000496) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.0000146, IQR = 0.0000125) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.00000964, IQR = 0.00000637) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 9 y Figura 13).

Figura 13

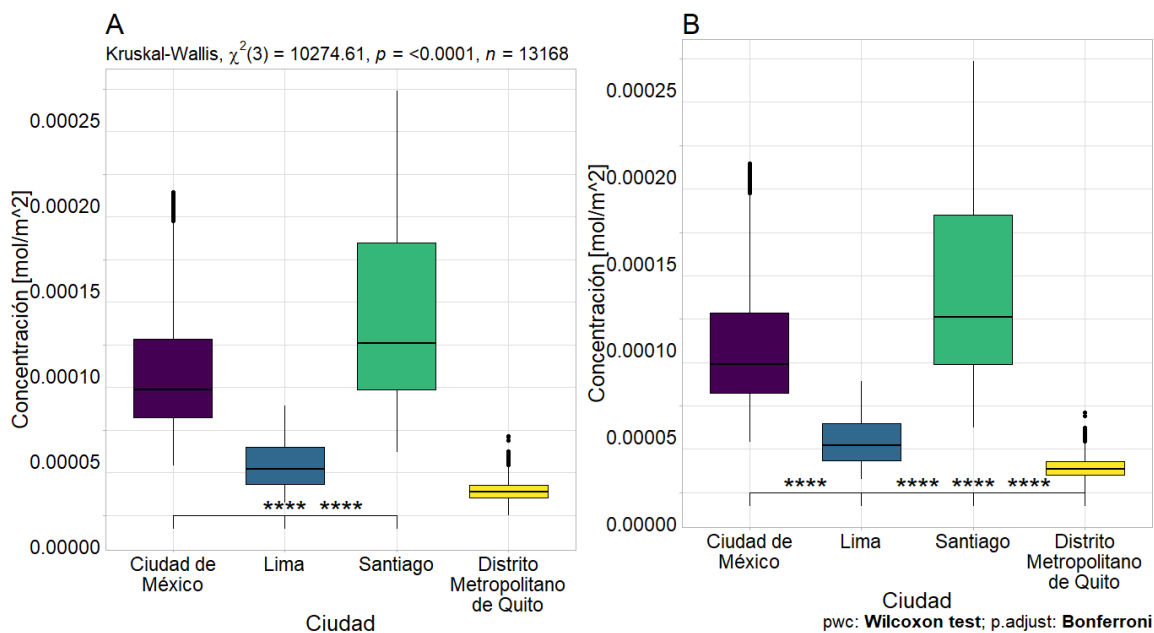
Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio en el Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Figura 14

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ de las Zonas de Estudio, en el Periodo Después del Confinamiento por COVID-19.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Santiago de Chile (Mediana = 0.000101, IQR = 0.0000861) $\frac{mol}{m^2}$ tuvo las concentraciones promedio de NO_2 significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio después del confinamiento por COVID-19, seguido de Ciudad de México (Mediana = 0.0000737, IQR = 0.0000460) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.0000272, IQR = 0.0000218) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.0000137, IQR = 0.00000781) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 9 y Figura 14).

Comparación Entre Periodos de Estudio.

Tabla 10

Concentraciones Promedio de NO_2 [$\frac{mol}{m^2}$] Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para Ciudad de México

Estadístico	Periodo de Estudio		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.000162	0.0000790	0.0000737
IQR	0.000116	0.0000496	0.0000460

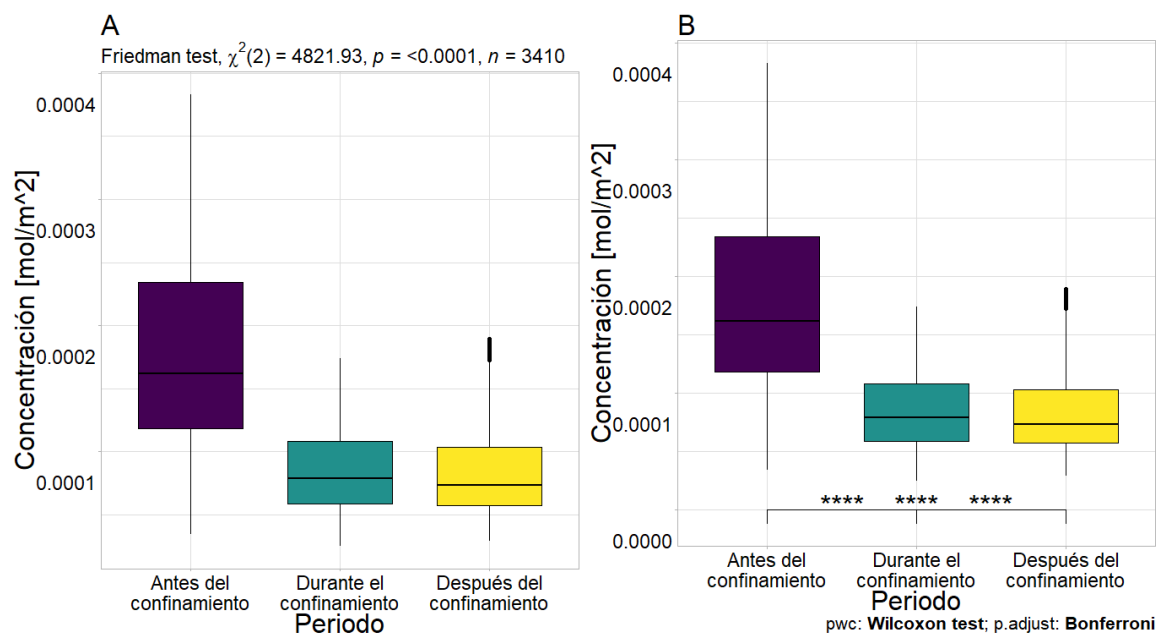
Nota. Cada periodo tiene 3410 puntos.

En Ciudad de México, en los periodos durante el confinamiento y después del confinamiento por COVID-19 se encontró una reducción estadísticamente significativa en la concentración de NO_2 , del 51.3% y 54.55% respectivamente, en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05). En el periodo después del confinamiento se observó en Ciudad de México una reducción estadísticamente

significativa del 6.66% en la concentración de NO_2 , con respecto al periodo durante el confinamiento (p -value < 0.05) (Figura 15B, Tabla 10, Anexo 3).

Figura 15

Análisis de la Variación de las Concentraciones de NO_2 Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p -value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Tabla 11

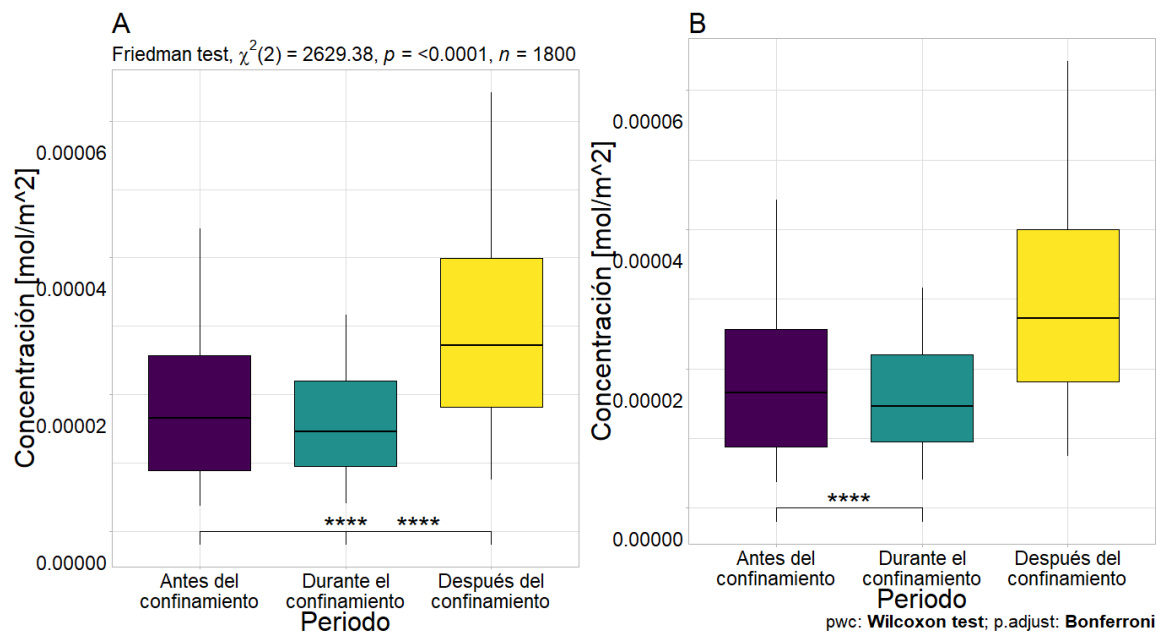
Concentraciones Promedio de NO_2 [$\frac{\text{mol}}{\text{m}^2}$] Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.0000165	0.0000146	0.0000272
IQR	0.0000169	0.0000125	0.0000218

Cada periodo tiene 1800 puntos.

Figura 16

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ Durante los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se realizaron de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

En Lima, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 se encontró un incremento estadísticamente significativo de las concentraciones de NO₂ del 65.01% y del 87.07% en relación con los periodos antes del confinamiento (p-value < 0.05) y durante el confinamiento (p-value < 0.05) respectivamente. También, en el periodo durante el confinamiento por COVID-19, existió una reducción estadísticamente significativa del 11.8% en la concentración de NO₂ con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Figura 16A, Tabla 11, Anexo 3).

Tabla 12

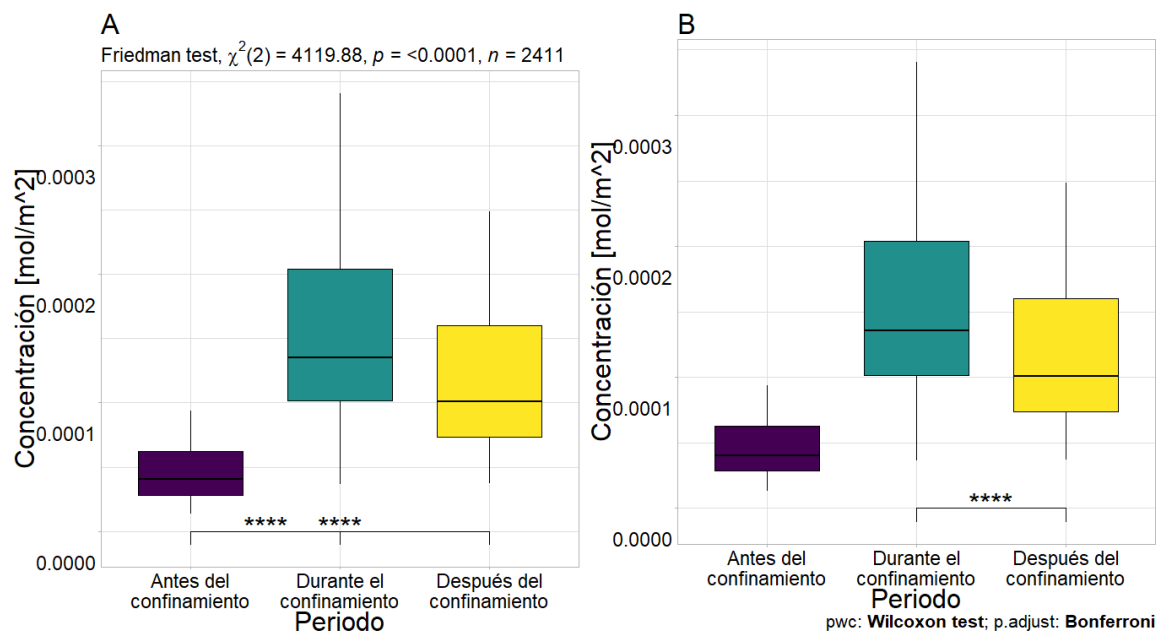
Concentraciones Promedio de NO_2 $\left[\frac{\text{mol}}{\text{m}^2}\right]$ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.0000404	0.000135	0.000101
IQR	0.0000342	0.000103	0.0000861

Nota. Cada periodo tiene 2411 puntos.

Figura 17

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO_2 Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value

≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

En la ciudad de Santiago de Chile, los periodos durante y después del confinamiento por COVID-19 tuvieron un incremento estadísticamente significativo del 234.54% y 149.56% respectivamente (Anexo 3), con respecto al periodo antes del confinamiento (p -value < 0.05) (Figura 17A y Tabla 12). En el periodo después del confinamiento se observó una reducción estadísticamente significativa del 25.4% con respecto al periodo durante el confinamiento (p -value < 0.05) (Figura 17A, Tabla 12, Anexo 3).

Tabla 13

Concentraciones Promedio de NO_2 [$\frac{\text{mol}}{\text{m}^2}$] Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.

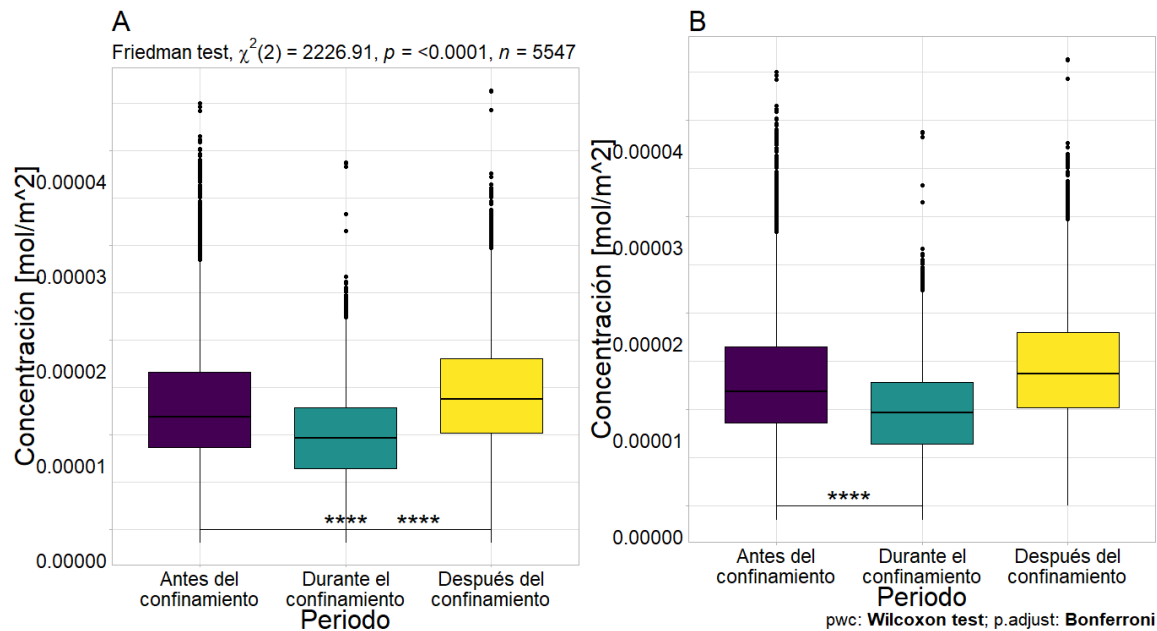
Estadístico	Antes del confinamiento	Periodo Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.0000118	0.00000964	0.0000137
IQR	0.00000789	0.00000637	0.00000781

Cada periodo tiene 5547 puntos.

Para el DMQ, en el periodo durante el confinamiento por COVID-19, hubo una reducción de NO_2 estadísticamente significativa del 18.6% con respecto al periodo antes del confinamiento (p -value < 0.05). En la Tabla 13 y Figura 18A es posible también notar que el periodo después del confinamiento presentó concentraciones de NO_2 significativamente mayores que los periodos antes del confinamiento (p -value < 0.05) y durante el confinamiento (p -value < 0.05), registrando incrementos del 15.76% y 42.14% respectivamente (Tabla 13, Figura 18 y Anexo 3).

Figura 18

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de NO₂ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Dióxido de Azufre

Tabla 14

Concentraciones Promedio de SO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

Estadístico	Zona de Estudio			
	Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	Distrito Metropolitano de Quito
Número de puntos	37510	19800	24508	73013
Valor Mínimo	0	0	0	0
Valor Máximo	0.00360	0.00144	0.00821	0.00113
Mediana	0.000325	0.0000498	0.000431	0.00000728

IQR	0.000300	0.000122	0.000898	0.0000625
-----	----------	----------	----------	-----------

En la Tabla 14 se ve que las concentraciones de SO₂ variaron desde 0 $\frac{mol}{m^2}$ en todas las ciudades, hasta 0.00821 $\frac{mol}{m^2}$ en Santiago de Chile.

Análisis por meses.

Tabla 15

Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Ciudades, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

Mes	Estadístico	Ciudad de México (n = 3410)	Lima (n = 1800)	Santiago de Chile (n = 2499)	DMQ (n = 8640)
Diciembre	Mediana	0.000352	0.0000216	0.000139	0.00000957
	IQR	0.000156	0.0000703	0.000119	0.0000716
Enero	Mediana	0.000253	0.00000491	0.000220	0.00000573
	IQR	0.000179	0.0000679	0.000135	0.0000443
Febrero	Mediana	0.000354	0.000000600	0.000264	0.0000231
	IQR	0.000186	0.0000504	0.000185	0.0000791
Marzo	Mediana	0.000363	0.0000677	0.000166	0.00000430
	IQR	0.000150	0.000133	0.000178	0.0000438
Abril	Mediana	0.000414	0.0000830	0.000811	0
	IQR	0.000341	0.000116	0.000319	0.0000580
Mayo	Mediana	0.0000985	0.0000620	0.00143	0.00000857
	IQR	0.000137	0.000133	0.000844	0.0000639
Junio	Mediana	0.000200	0.0000608	0.00211	0.00000308
	IQR	0.000157	0.000146	0.00220	0.0000609
Julio	Mediana	0.000211	0.000111	0.00166	0
	IQR	0.000270	0.000175	0.00251	0.0000712
Agosto	Mediana	0.000530	0.0000451	0.00140	0.00000462
	IQR	0.000814	0.000117	0.000691	0.0000603
Septiembre	Mediana	0.000620	0.0000647	0.000821	0.0000179
	IQR	0.000693	0.000139	0.000439	0.0000939
Octubre	Mediana	0.000522	0.0000661	0.000315	0.0000142
	IQR	0.000319	0.000123	0.000195	0.0000854

Nota. n = número de puntos obtenidos para cada ciudad.

En Ciudad de México, el mes de septiembre de 2020 presentó las concentraciones de SO₂ más altas (Mediana = 0.000620, IQR = 0.000693) $\frac{mol}{m^2}$ y el mes de mayo de 2020 las concentraciones más bajas (Mediana = 0.0000985, IQR = 0.000137) $\frac{mol}{m^2}$. En Lima, las concentraciones más altas se encontraron en el mes de julio (Mediana = 0.000111, IQR = 0.000175) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en el mes de febrero (Mediana = 0.00000600, IQR = 0.0000504) $\frac{mol}{m^2}$. En Santiago de Chile, el mes de junio presentó las concentraciones más altas (Mediana = 0.00211, IQR = 0.00220) $\frac{mol}{m^2}$ y diciembre las más bajas (Mediana = 0.000139, IQR = 0.000119) $\frac{mol}{m^2}$. En el DMQ, las concentraciones más altas se encontraron en febrero (Mediana = 0.0000231, IQR = 0.0000791) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en abril (Mediana = 0, IQR = 0.0000580) $\frac{mol}{m^2}$ (Tabla 15 y Figura 19).

Figura 19

Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020

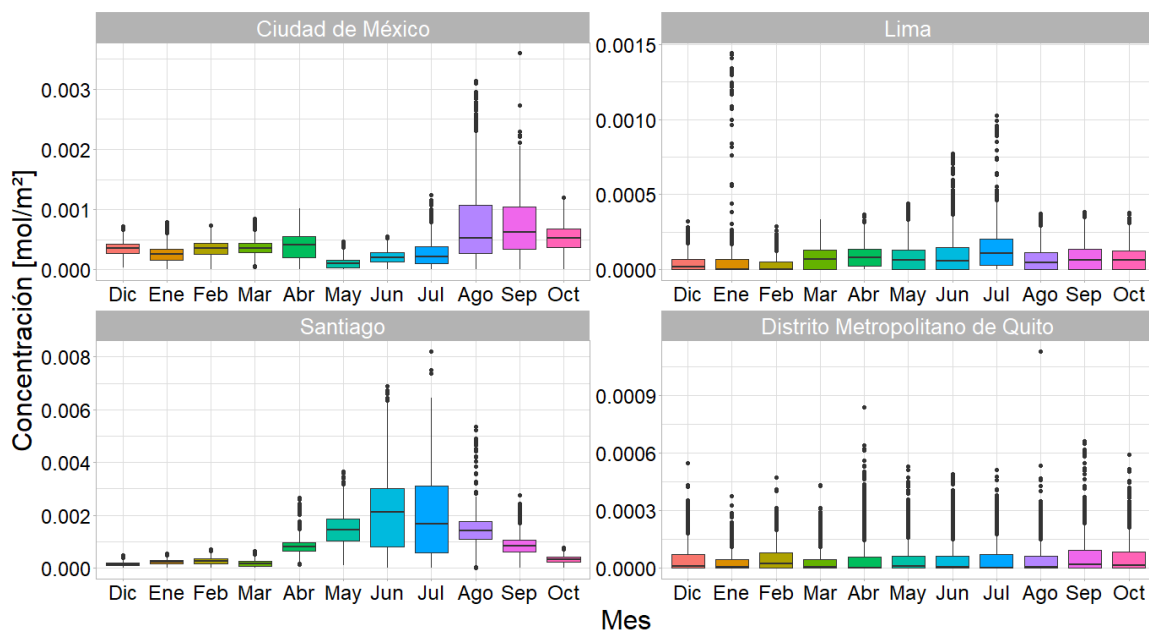
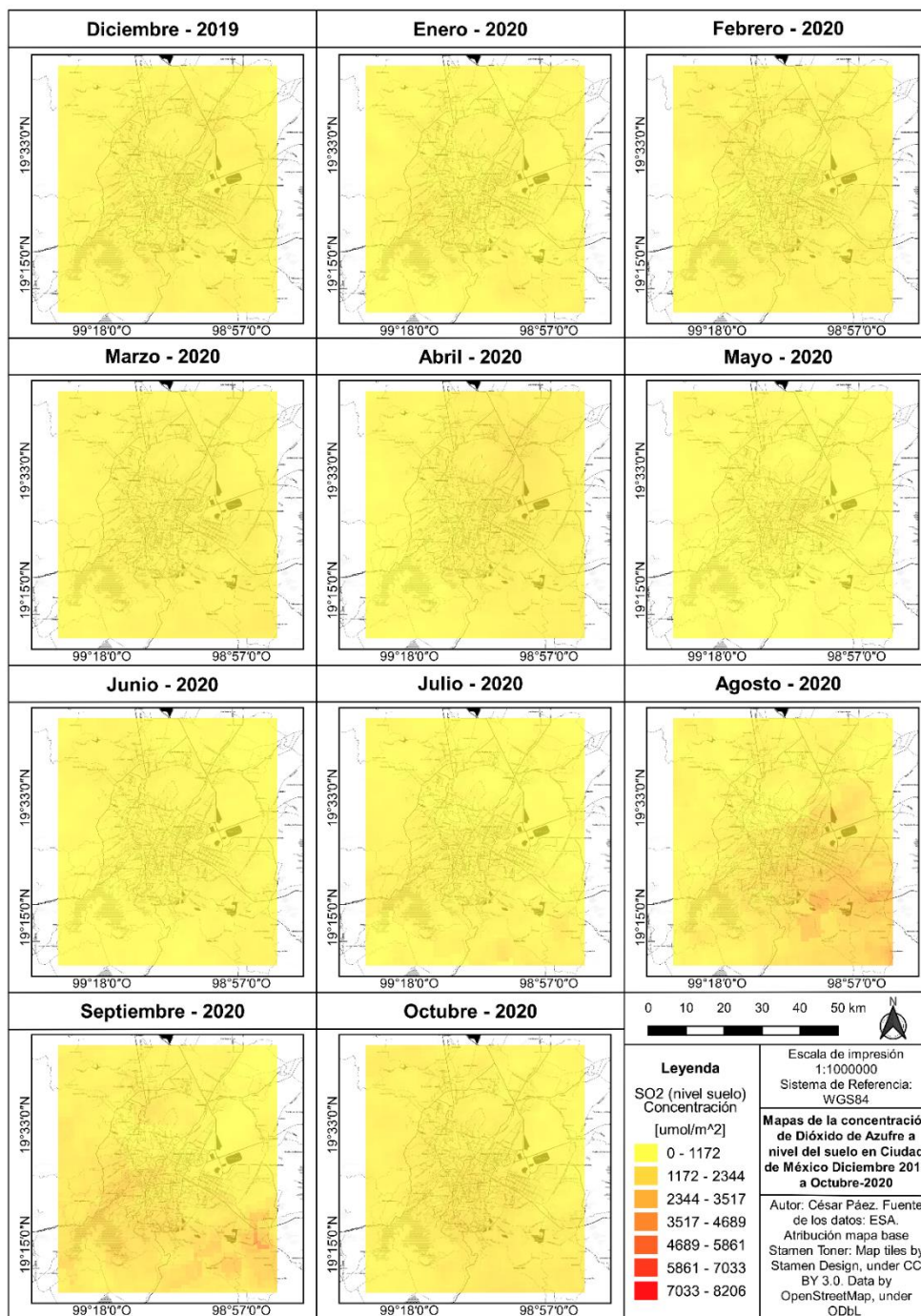


Figura 20

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Ciudad de México, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

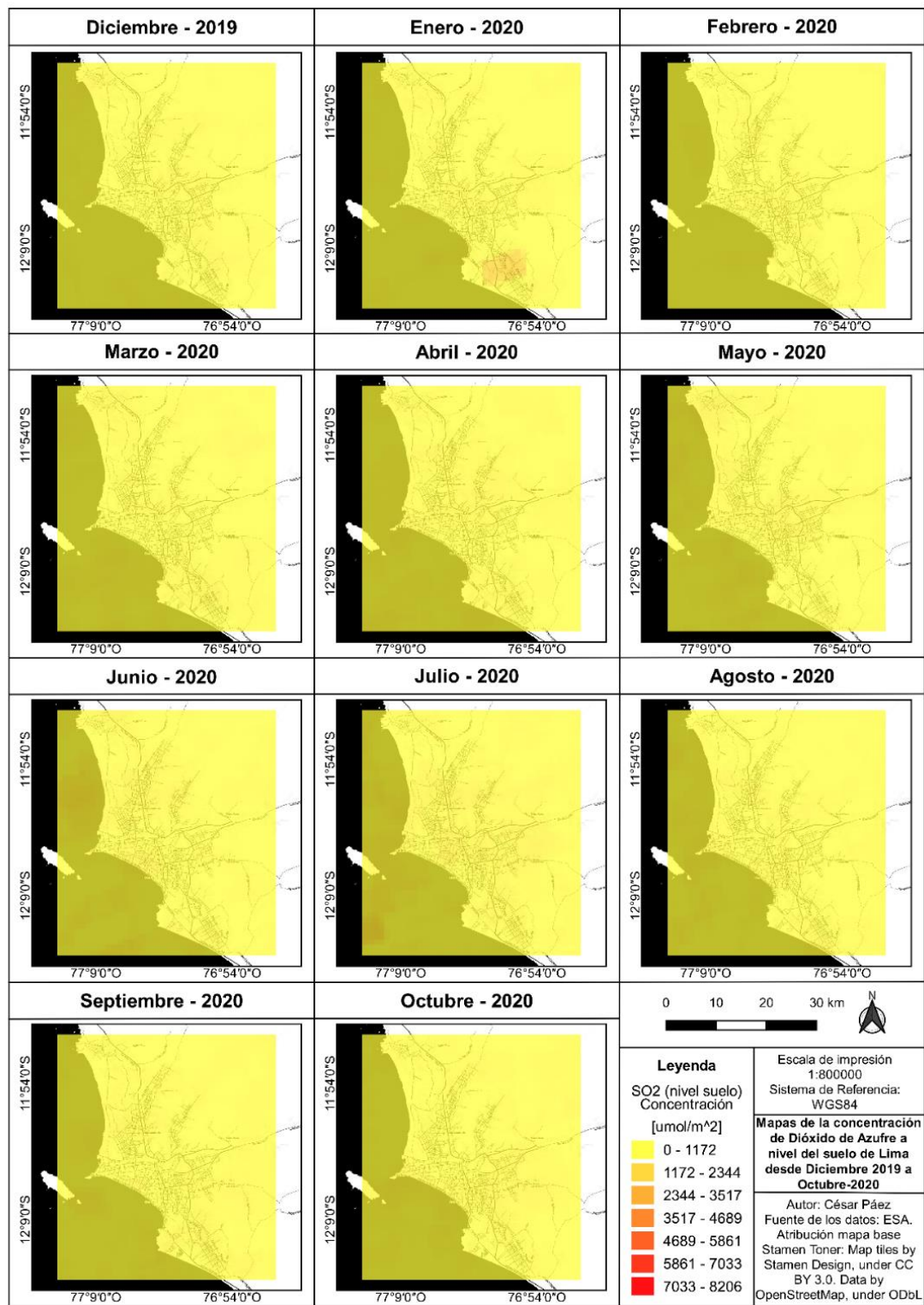
Para Ciudad de México, en el mes de agosto, se observan las concentraciones más altas en la parte central, centro-oriental, sur y sur-oriental de la ciudad, específicamente en los municipios de Tláhuac (alrededor del volcán Guadalupe), Xochimilco, Milpa Alta, la parte occidental de Ixtapaluca (sobre su eje vial y alrededor del Cerro El Elefante), Valle de Chalco Solidaridad, Temamatla, Atenco (alrededor del Cerro San Miguel), Iztapalapa, la parte de Ecatepec de Morelos, Nezahualcóyotl, Temamatla, La Paz, la parte occidental de Texcoco, Chicoloapán, Chimalhuacán, Venustiano Carranza y Coyoacán (Figura 20).

Para Ciudad de México, en el mes de septiembre se observan las mayores concentraciones en la parte sur-oriental, sur y centro occidental de la ciudad, principalmente en los municipios de Valle de Chalco Solidaridad, Milpa Alta, Tláhuac, Temamatla, Xalatlaco, Cuajimalpa de Morelos, Álvaro Obregón, Coyoacán, Miguel Hidalgo, Huixquilucan, Naucalpan de Juárez y en la parte occidental de Chalco e Ixtapaluca (alrededor del Cerro El Elefante) (Figura 20).

Para Lima, en el mes de enero de 2020 hay valores atípicos y extremos con concentraciones altas, específicamente en los distritos de Chorrillos, Villa El Salvador, Villa María del Triunfo y San Juan de Miraflores. En el periodo durante el confinamiento se observan bajas concentraciones; sin embargo en junio de 2020, es posible observar concentraciones altas o valores atípicos en la parte occidental del distrito del Callao y Ventanilla, sobre el Océano Pacífico (Figura 19 y Figura 21).

Figura 21

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Lima, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.



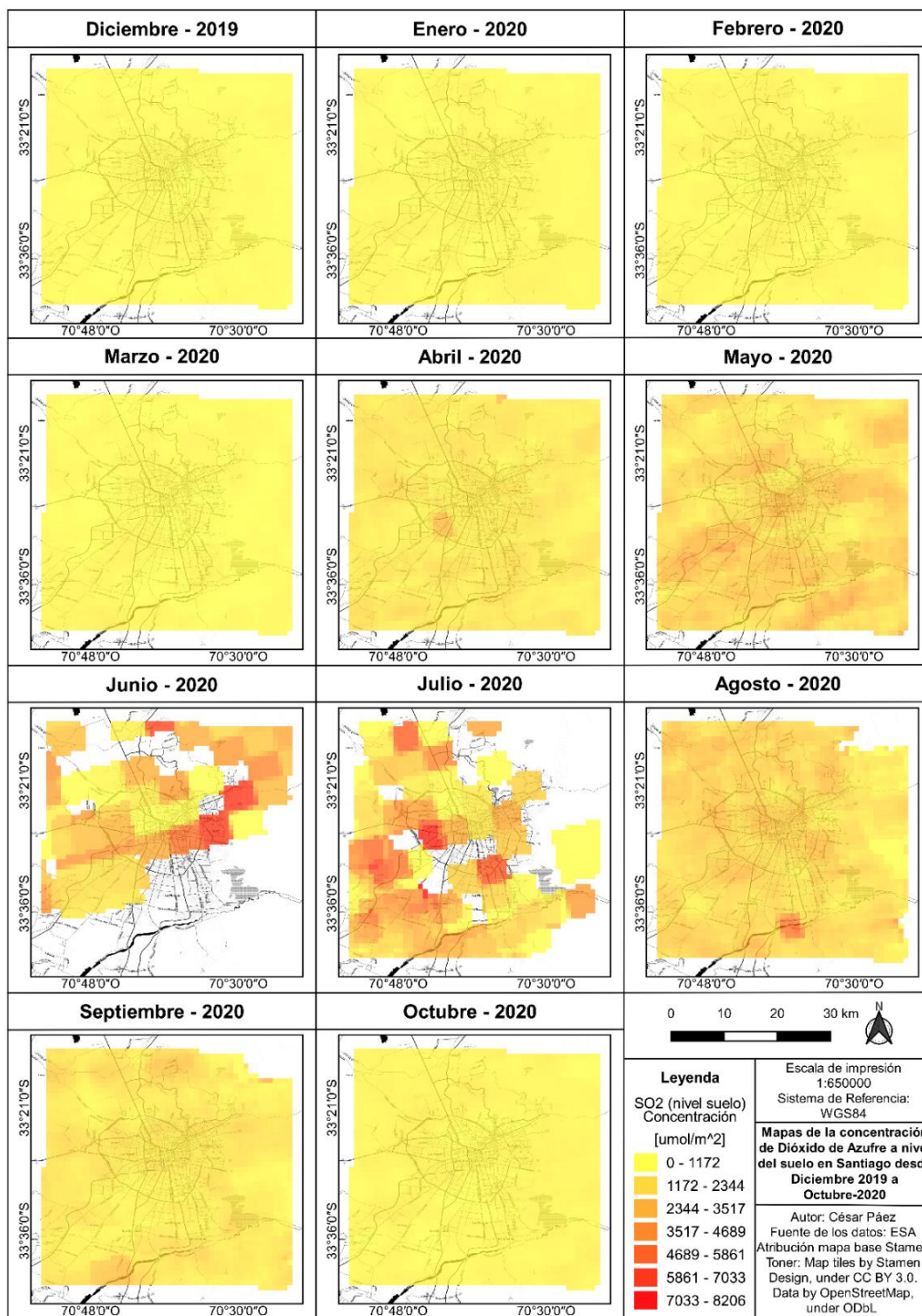
Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Para Lima, el mes de julio presenta valores atípicos y extremos, específicamente en la parte occidental y sur occidental de la zona de estudio, sobre el océano, frente a las costas de los distritos Ventanilla y del Callao, y alrededor de las Islas Cavinzas e Islotes Palominos. También se evidencia contaminación en la parte central, específicamente en los distritos Pueblo Libre, Magdalena del Mar, el oriente de San Miguel, en Jesús María, Breña, Lima y la parte sur de Rímac y San Martín de Porres (Figura 19 y Figura 21).

Para Santiago de Chile, en el mes de febrero de 2020 se observa la mayor contaminación en la parte norte de la zona de estudio, específicamente en las comunas de Colina y Quilicura, de igual forma al noroccidente en Lampa y Pudahuel; también al nororiente en Vitacura y Lo Barnechea (Figura 22). En abril se pueden observar valores atípicos con concentraciones altas en el área urbana de la ciudad, específicamente en las comunas de Cerrillos, Pudahuel, Renca, Cerro Navia, Lo Prado, Estación Central, Las Condes, La Reina, Peñalolén y Colina. En el mes de mayo, las concentraciones más altas se observan en Maipú, Padre Hurtado, Puente Alto, Pirque, Santiago de Chile, Providencia, Ñuñoa, La Reina, Las Condes, Vitacura, Conchalí, Huechuraba, Quilicura, Renca, Lo Barnechea, Cerrillos, La Cisterna, El Bosque, La Pintana y San Miguel. En junio, se observan niveles altos de contaminación en Ñuñoa, La Reina, Peñalolén, Las Condes, Lo Barnechea, Huechuraba, Macul, Maipú, Cerrillos, Estación Central, San Miguel, Lo Prado, Pudahuel y Lo Barnechea (Figura 19, Figura 22).

Figura 22

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.



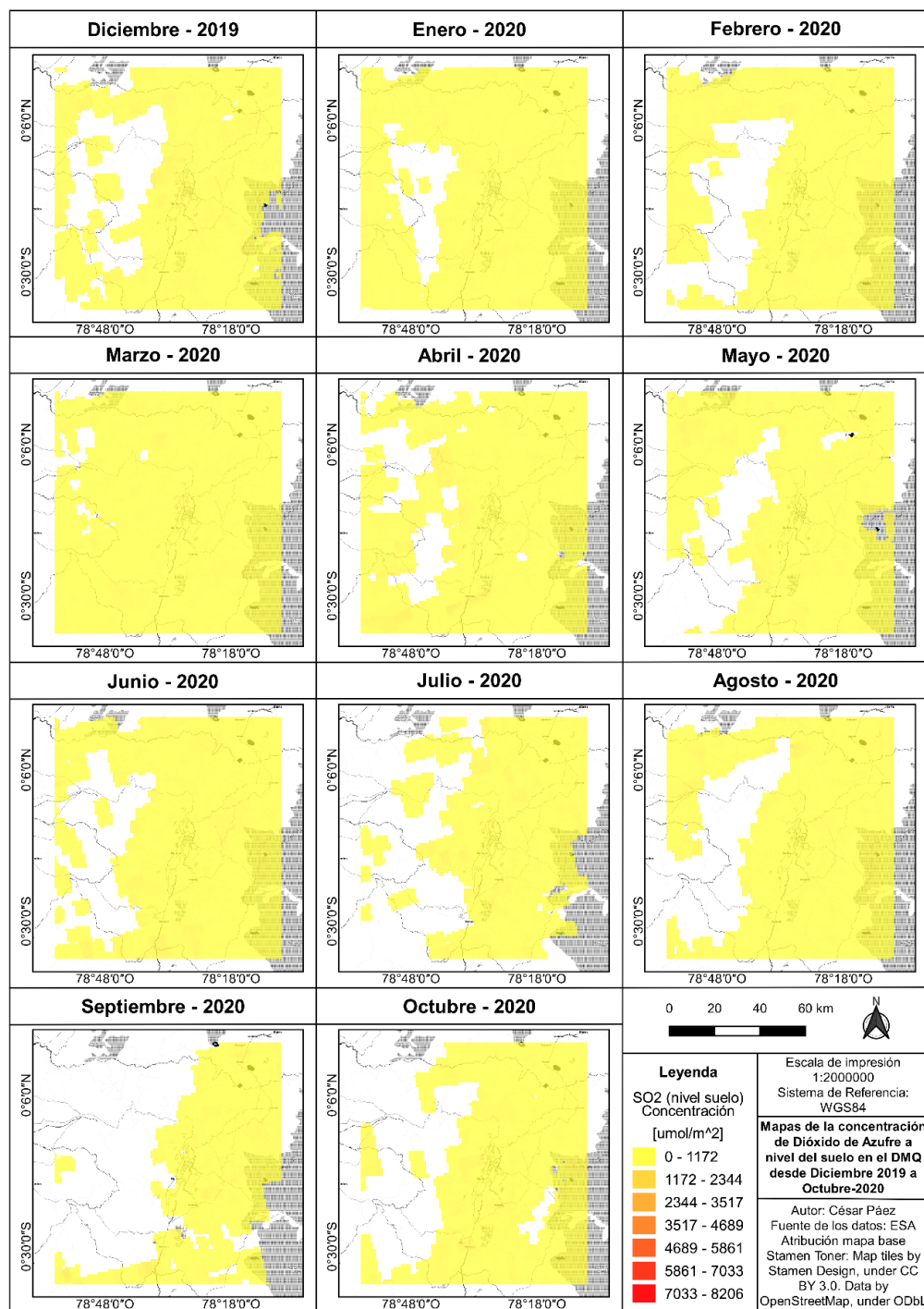
Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Para Santiago de Chile, En el mes de julio se observan altas concentraciones en Cerrillos, Maipú, Estación Central, Lo Prado, Pudahuel, Cerro Navía, Estación Central, La Granja, San Ramón, La Florida, Providencia, Las Condes, Vitacura, Lampa, Colina, Padre Hurtado, San Bernardo y la parte occidental de la comuna de Santiago de Chile. En el mes de agosto de 2020 se observa contaminación en la parte oriental de San Bernardo, la parte nororiental de Buin, zona noroccidental de Pirque y la parte suroccidental de Puente Alto. En septiembre se observan altas concentraciones en las comunas de Colina, la parte centro-sur de San Bernardo y en Lampa (Figura 19, Figura 22).

El DMQ tuvo las concentraciones de SO_2 más bajas de las ciudades estudiadas considerando todo el periodo de estudio tal como se observa en la Tabla 14 y Figura 19, Además, en el DMQ no hubo una variabilidad muy marcada de las concentraciones de SO_2 , sin embargo se pueden observar valores atípicos y extremos en algunos meses en la Figura 23. Para el DMQ, en el mes de diciembre de 2019 se observan niveles altos de concentración de SO_2 en la parroquia de Pacto, la parte centro-occidental de San José de Minas, en las parroquias González Suárez y Tupigachi sobre la montaña Pucará de Tupigachi, en la parroquia de Nono sobre la montaña Illilagua, y sobre el volcán Pichincha en Lloa. En febrero de 2020 se observa alta contaminación en el límite de las parroquias Calacalí y San José de Minas (Figura 23).

Figura 23

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO_2 del DMQ, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

Para el DMQ, en el mes de marzo se observa contaminación sobre el Cerro Campana en la parroquia de Nanegal, y en la zona sur-oriental de Alluriquín. En abril se ven altos niveles de SO₂ sobre el límite de las parroquias Nanegalito, Nanegal y Nono;

sobre el Volcán Pichincha en Lloa; también sobre el Cerro Pailón en el límite de las parroquias La Ecuatoriana y Lloa; de igual manera, en la montaña La Moya en la parroquia de Aloasí; también en los poblados de Machachi, Aloasí y Güitig Bajo, sobre las avenidas Amazonas, García Moreno y Vía a Güitig; y sobre la parroquia de Sigchos. En mayo hay alta contaminación por SO₂ en la parroquia García Moreno, al noroccidente del área de estudio (Figura 23).

Para el DMQ, en el mes de julio de 2020 se observan altas concentraciones sobre la parroquia de Lloa, sobre el límite de las parroquias Calacalí y San José de Minas; y también sobre los poblados de Puéllaro y Perucho. En el mes de agosto se observan altas concentraciones en las parroquias de Pacto y San José de Minas. En septiembre, se puede observar contaminación al nororiente del área de estudio en el área poblada de San Juan de Ilumán. También al sur, en el límite de Aloasí, Chaupi y San Juan de Pastocalle, y también sobre la parroquia de Machachi. En octubre de 2020 hay evidencia de contaminación sobre el volcán Pichincha, el Rucu Pichincha y Loma Cóndor Rumi; al oriente del área de estudio, sobre el límite de las parroquias Quinche, Cangahua y Oyacachi; de igual manera, en la parroquia de Nono; y también al sur del área de estudio sobre las áreas pobladas de Aloasí, Alóag y Machachi.

Análisis por Periodos de Estudio. Los resultados de las pruebas estadísticas empleadas para comparar las concentraciones de SO₂ entre zonas de estudio se muestran en el Anexo 4, y entre periodos de estudio en el Anexo 5.

Comparación Entre Zonas de Estudio.

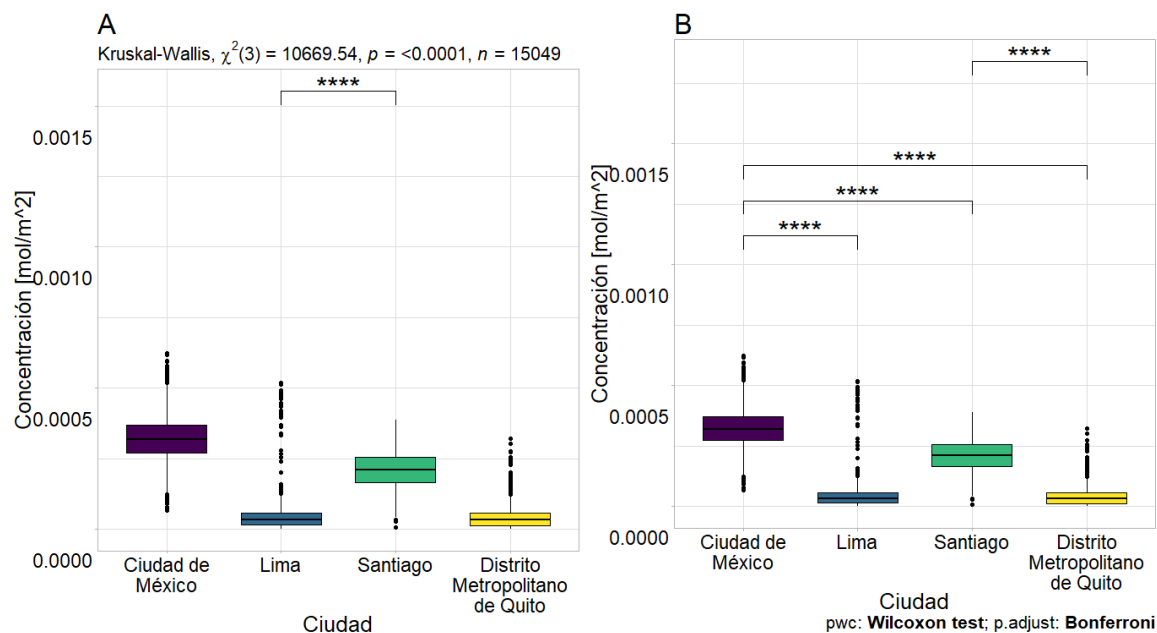
Tabla 16

Concentraciones Promedio de SO₂ [$\frac{mol}{m^3}$] de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

Periodo de estudio	Variable Estadística	Zona de Estudio			
		Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	DMQ
Antes del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	7428
	Mediana	0.000318	0.0000319	0.000210	0.0000318
	IQR	0.0000980	0.0000442	0.0000887	0.0000445
Durante el confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	7428
	Mediana	0.000297	0.0000807	0.00111	0.0000250
	IQR	0.000142	0.0000606	0.000665	0.0000402
Después del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	7428
	Mediana	0.000435	0.0000844	0.000855	0.0000368
	IQR	0.000337	0.0000684	0.000319	0.0000526

Figura 24

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Ciudades Estudiadas.



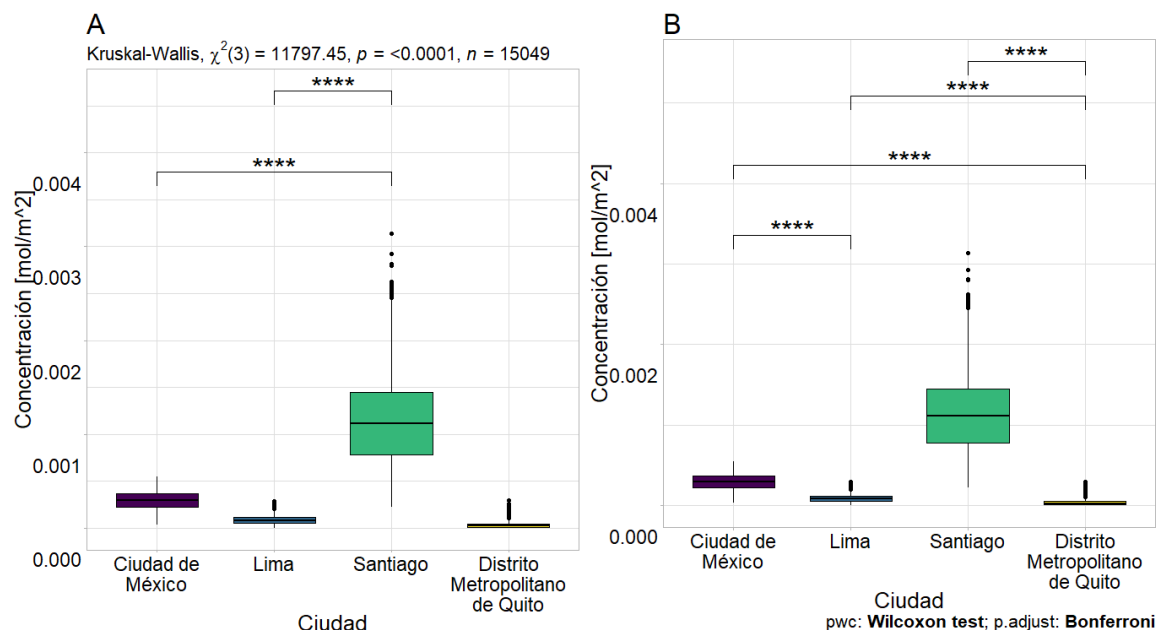
Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo antes del confinamiento = diciembre-2019 a febrero-2020. La prueba

de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones

En el periodo antes del confinamiento, Ciudad de México (Mediana = 0.000318, IQR = 0.0000980) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones de SO_2 significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Santiago de Chile (Mediana = 0.000210, IQR = 0.0000887) $\frac{mol}{m^2}$, y Lima (Mediana = 0.0000319, IQR = 0.0000442) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.0000318, IQR = 0.0000445) $\frac{mol}{m^2}$ que no presentaron diferencias estadísticamente significativas (p-value = 0.509) (Tabla 16 y Figura 24).

Figura 25

Análisis la Variación de las Concentraciones Promedio de SO_2 en el Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.



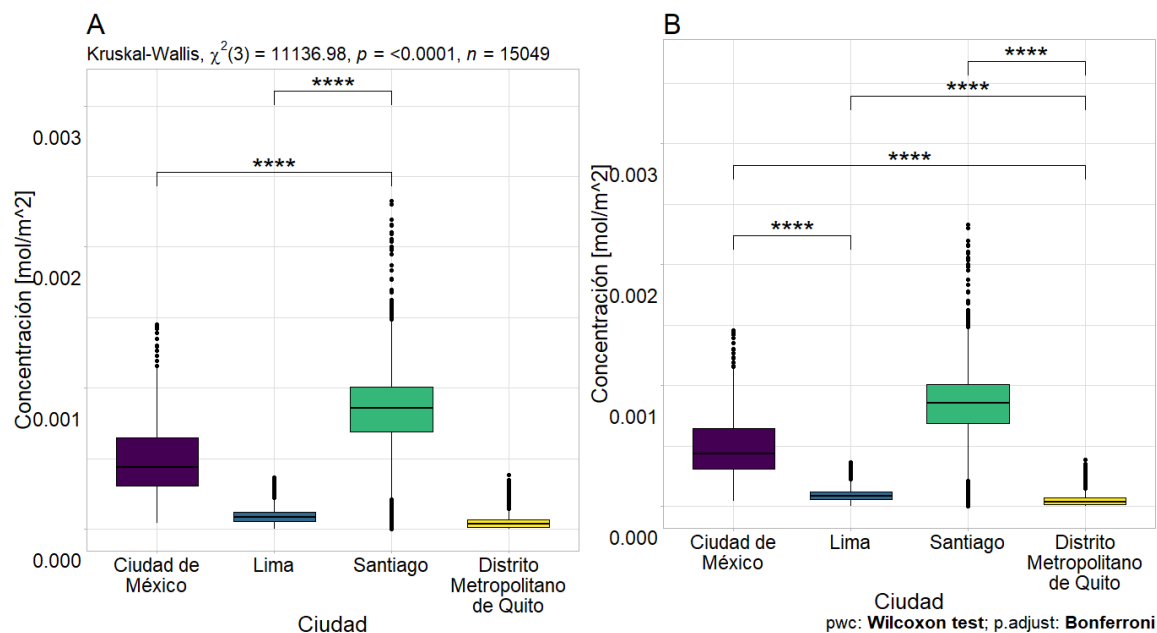
Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo durante el confinamiento: Ciudad de México = marzo a mayo del 2020, Lima = marzo a junio del 2020, Santiago de Chile = marzo a julio del 2020 y DMQ

= marzo a mayo del 2020. La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Durante el confinamiento, Santiago de Chile (Mediana = 0.00111, IQR = 0.000665) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Ciudad de México (Mediana = 0.000297, IQR = 0.000142) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.0000807, IQR = 0.0000606) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.0000250, IQR = 0.0000402) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 16 y Figura 25A).

Figura 26

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ del Periodo Después del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo después del confinamiento: Ciudad de México = junio a octubre del 2020, Lima = julio a octubre del 2020, Santiago de Chile = agosto a octubre del 2020 y

DMQ = junio a octubre del 2020. La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Después del confinamiento, Santiago de Chile (Mediana = 0.000855, IQR = 0.000319) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Ciudad de México (Mediana = 0.000435, IQR = 0.000337) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.0000844, IQR = 0.0000684) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.0000368, IQR = 0.0000526) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 16 y Figura 26)

Comparación Entre Periodos de Estudio.

Tabla 17

Concentraciones Promedio de SO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México

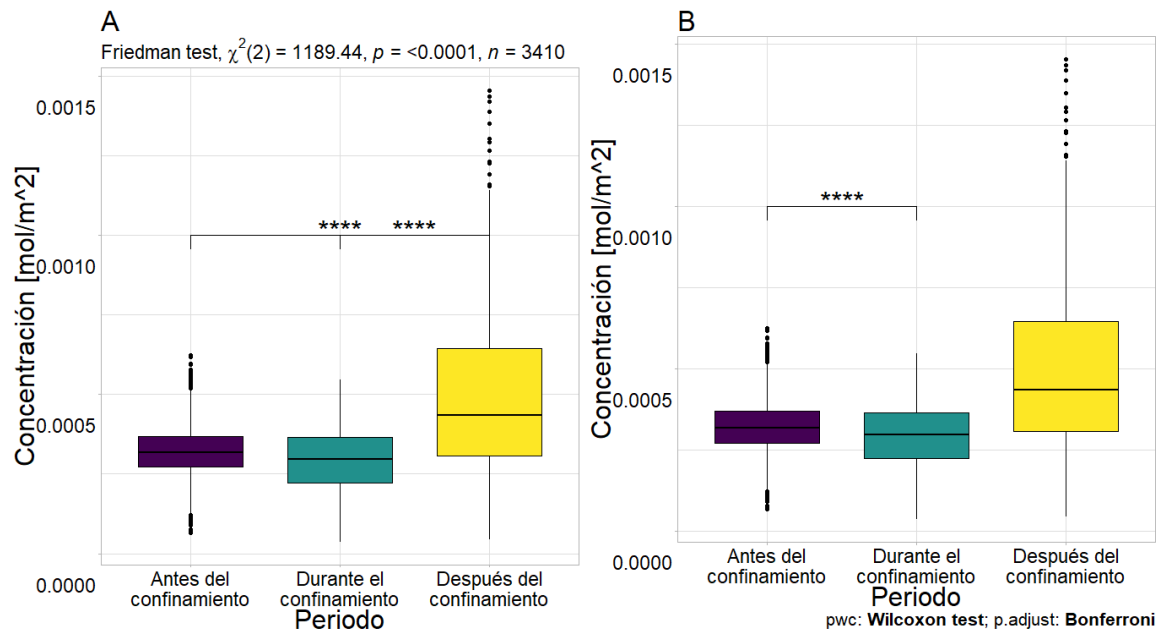
Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.000318	0.000297	0.000435
IQR	0.0000980	0.000142	0.000337

Nota. Cada periodo tiene 3410 puntos.

Para Ciudad de México, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 existió un incremento estadísticamente significativo en las concentraciones de SO₂, del 36.9% con respecto al periodo antes del confinamiento por COVID-19 y del 46.48% con respecto a durante el confinamiento (Anexo 6). En el periodo durante el confinamiento por COVID-19 existió una reducción estadísticamente significativa en las concentraciones de SO₂ del 6.54% (Anexo 6) con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 17 y Figura 27B).

Figura 27

Análisis de la Variación de las Concentraciones de SO₂ en los Periodos Definidos Para Ciudad de México: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Tabla 18

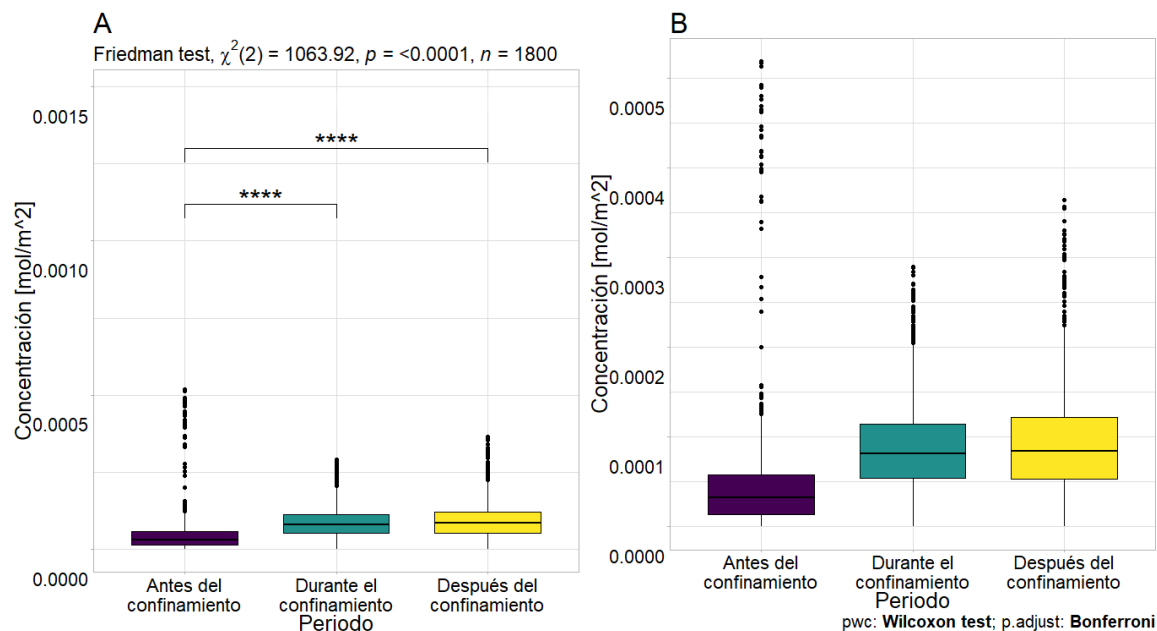
Concentraciones Promedio de SO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de los Periodos Definidos Para Lima: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.0000319	0.0000807	0.0000844
IQR	0.0000442	0.0000606	0.0000684

Nota. Cada periodo tiene 1800 puntos.

Figura 28

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ de los Periodos de Estudio Definidos Para Lima: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se realizaron de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Para Lima, en los periodos de estudio durante y después del confinamiento por COVID-19 se encontró un incremento estadísticamente significativo de las concentraciones de SO₂, del 153.47% y 164.91% (Anexo 6) respectivamente en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 18 y Figura 28A). Entre los periodos durante y después del confinamiento por COVID-19 no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (p-value = 0.067) (Tabla 18 y Figura 28A).

Tabla 19

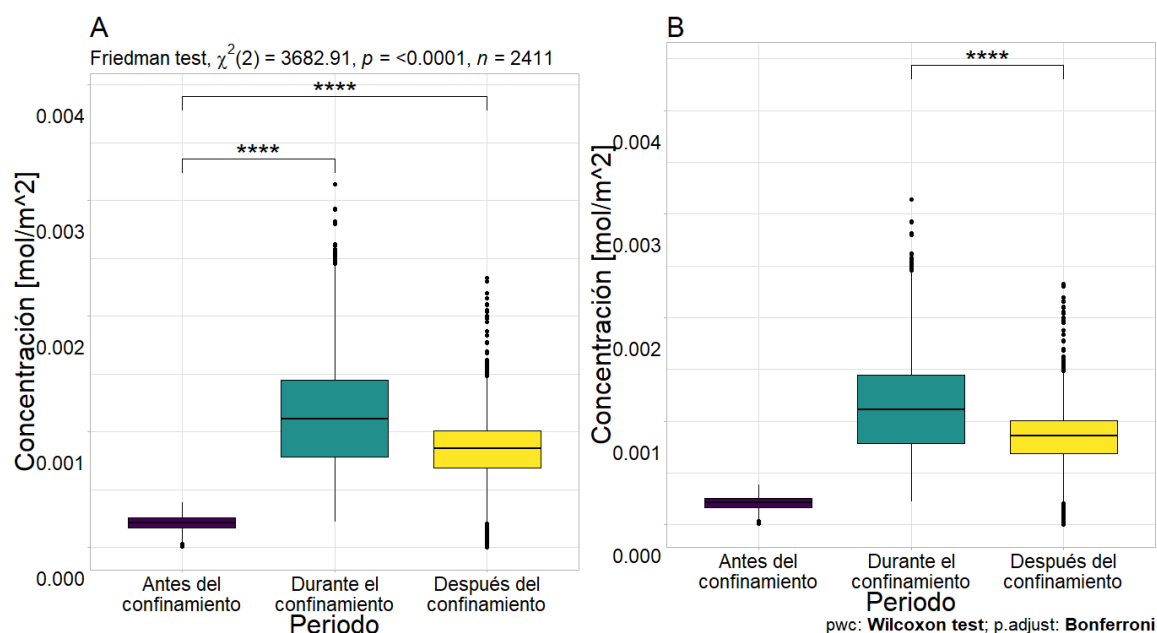
Concentraciones Promedio de SO_2 $\left[\frac{\text{mol}}{\text{m}^2}\right]$ Entre los Periodos de Estudio Definidos Para Santiago de Chile: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.000210	0.00111	0.000855
IQR	0.0000887	0.000665	0.000319

Nota. Cada periodo tiene 2411 puntos.

Figura 29

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO_2 Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para la Ciudad de Santiago de Chile.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Para Santiago de Chile, en el periodo de estudio después del confinamiento por COVID-19, hubo un incremento estadísticamente significativo del 429.36% (Anexo 6) en las concentraciones de SO₂ con respecto al periodo antes del confinamiento por COVID-19 (p-value < 0.05) (Tabla 19 y Figura 29A). Asimismo, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 se observó un incremento estadísticamente significativo del 306.78% (Anexo 6) en las concentraciones de SO₂ en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 19 y Figura 29A). De igual importancia, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 se observó una reducción del 23.16% (Anexo 6) en relación con el periodo durante el confinamiento por COVID-19 (p-value < 0.05) (Tabla 19 y Figura 29B).

Tabla 20

Concentraciones Promedio de SO₂ [$\frac{mol}{m^2}$] de los Periodos de Estudio Definidos Para el

DMQ: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

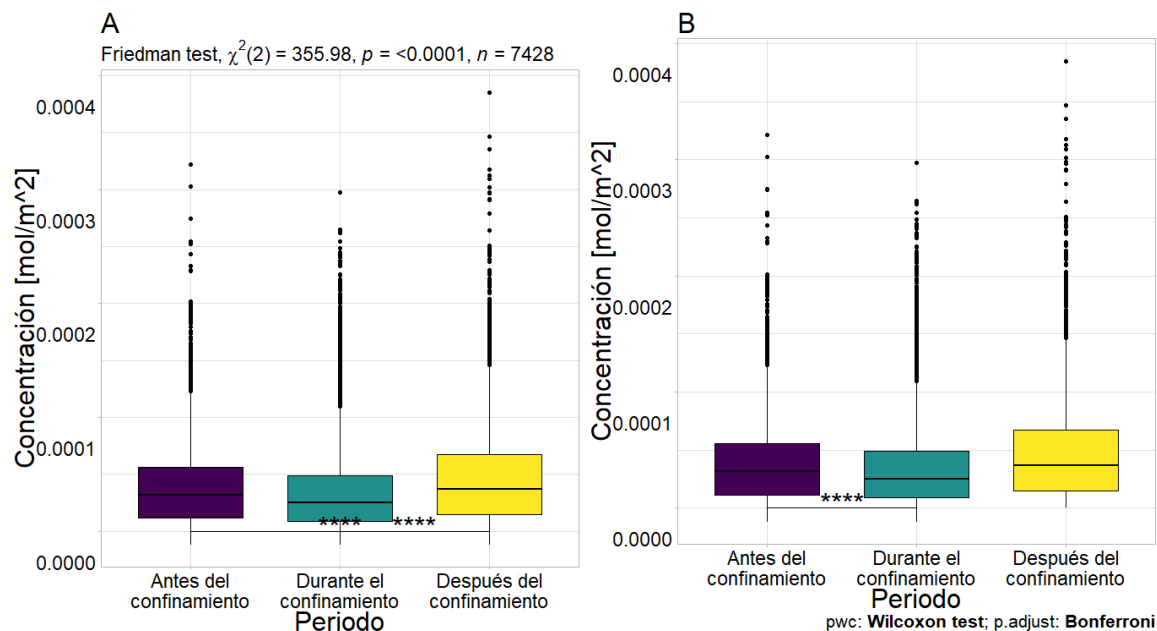
Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.0000318	0.0000250	0.0000368
IQR	0.0000445	0.0000402	0.0000526

Nota. Cada periodo tiene 5296 puntos.

En el DMQ, en el periodo durante el confinamiento por COVID-19 se encontró una reducción estadísticamente significativa del 21.31% (Anexo 6) de las concentraciones de SO₂ con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 20, Figura 30B). En el periodo después del confinamiento hubo un incremento estadísticamente significativo en las concentraciones de SO₂, del 15.71% y del 47.04% (Anexo 6) en relación con los periodos antes del confinamiento y durante el confinamiento por COVID-19 respectivamente (p-value < 0.05) (Tabla 20 y Figura 30A).

Figura 30

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de SO₂ en los Periodos de Estudio Definidos Para el DMQ: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Ozono

Tabla 21

Concentraciones Promedio de O₃ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

Estadístico	Zona de Estudio			
	Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	Distrito Metropolitano de Quito
Número de puntos	37510	19800	26521	95040
Valor Mínimo	0.110	0.109	0.114	0.104

Valor Máximo	0.126	0.122	0.140	0.120
Mediana	0.119	0.114	0.125	0.111
IQR	0.00750	0.00278	0.0146	0.00769

De la Tabla 21 se puede destacar que las concentraciones de O₃ variaron desde 0.104 $\frac{mol}{m^2}$ en el DMQ, hasta 0.140 $\frac{mol}{m^2}$ en Santiago de Chile.

Análisis por Meses.

Tabla 22

Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ [$\frac{mol}{m^2}$] de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020

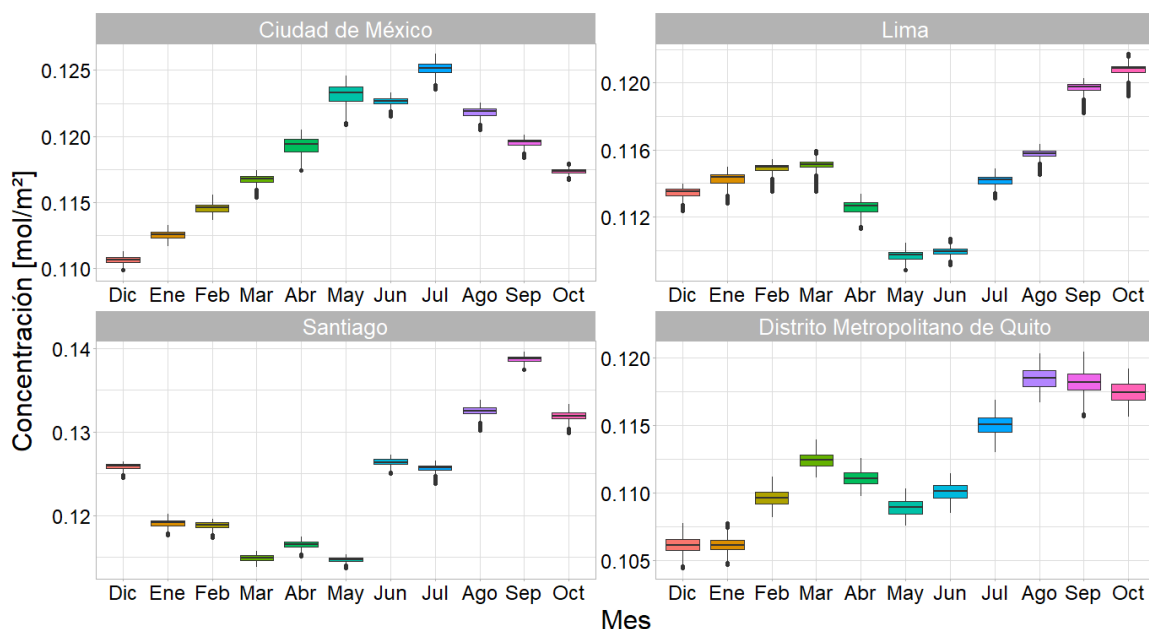
Mes	Estadístico	Zonas de Estudio			
		Ciudad de México (n = 3410)	Lima (n = 1800)	Santiago de Chile (n = 2499)	DMQ (n = 8640)
Diciembre	Mediana	0.111	0.114	0.126	0.106
	IQR	0.000393	0.000386	0.000496	0.000797
Enero	Mediana	0.113	0.114	0.119	0.106
	IQR	0.000480	0.000507	0.000597	0.000661
Febrero	Mediana	0.115	0.115	0.119	0.110
	IQR	0.000533	0.000336	0.000593	0.000876
Marzo	Mediana	0.117	0.115	0.115	0.112
	IQR	0.000412	0.000312	0.000663	0.000853
Abril	Mediana	0.119	0.113	0.117	0.111
	IQR	0.000921	0.000568	0.000604	0.000813
Mayo	Mediana	0.123	0.110	0.115	0.109
	IQR	0.00111	0.000419	0.000334	0.000890
Junio	Mediana	0.123	0.110	0.126	0.110
	IQR	0.000372	0.000286	0.000624	0.000928
Julio	Mediana	0.125	0.114	0.126	0.115
	IQR	0.000649	0.000376	0.000486	0.00107
Agosto	Mediana	0.122	0.116	0.133	0.119
	IQR	0.000486	0.000302	0.000713	0.00122
Septiembre	Mediana	0.120	0.120	0.139	0.118
	IQR	0.000407	0.000373	0.000570	0.00121
Octubre	Mediana	0.117	0.121	0.132	0.117
	IQR	0.000252	0.000382	0.000744	0.00121

Nota. n = número de puntos obtenidos para cada ciudad.

Ciudad de México presentó las concentraciones de O₃ más altas en el mes de julio de 2020 (Mediana = 0.125, IQR = 0.000649) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en diciembre de 2019 (Mediana = 0.111, IQR = 0.000393) $\frac{mol}{m^2}$ (Tabla 22 y Figura 31).

Figura 31

Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de las Zonas de Estudio, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020

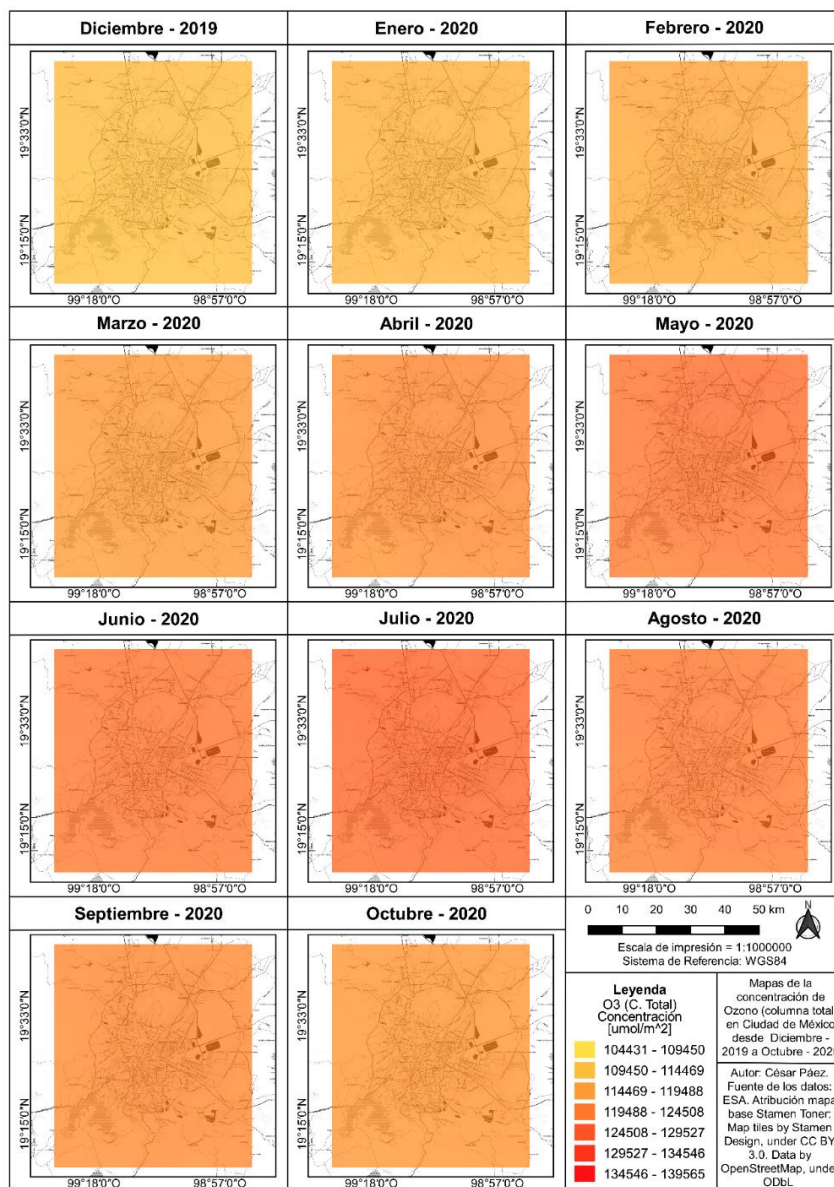


Lima presentó las concentraciones de O₃ más altas en el mes de octubre de 2020 (Mediana = 0.121, IQR = 0.000382) $\frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en mayo de 2020 (Mediana = 0.110, IQR = 0.000419) $\frac{mol}{m^2}$ y en junio de 2020 (Mediana = 0.110, IQR = 0.000286) $\frac{mol}{m^2}$. En Santiago de Chile, las concentraciones promedio de O₃ más altas se encontraron en el mes de septiembre de 2020 (Mediana = 0.139, IQR = 0.000570) $\frac{mol}{m^2}$, y las más bajas en marzo de 2020 (Mediana = 0.115, IQR = 0.000663) $\frac{mol}{m^2}$ y mayo de 2020 (Mediana = 0.115, IQR = 0.000334) $\frac{mol}{m^2}$. En el DMQ, las concentraciones promedio de O₃ más altas se registraron en el mes de agosto de 2020 (Mediana = 0.119, IQR =

$0.00122) \frac{mol}{m^2}$ y las más bajas en los meses de diciembre de 2019 (Mediana = 0.106, IQR = 0.000797) $\frac{mol}{m^2}$ y enero de 2020 (Mediana = 0.106, IQR = 0.000661) $\frac{mol}{m^2}$ (Tabla 22 y Figura 31).

Figura 32

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de Ciudad de México, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.

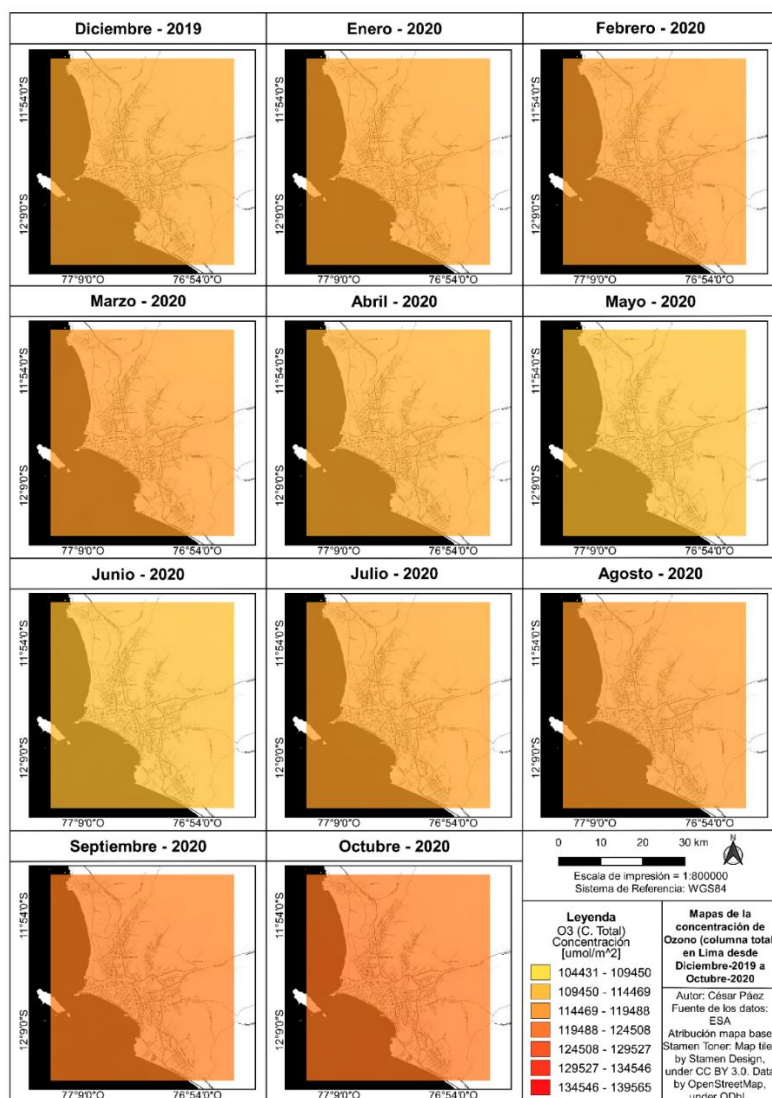


Nota. Concentraciones en $\frac{\mu mol}{m^2}$

En la Figura 32 se observa que en la serie temporal de Ciudad de México, las concentraciones de O_3 tienen la misma tendencia que en los diagramas de caja de la Figura 31. No se observa contraste en las imágenes promedio mensuales de O_3 . Esto se debe a que los datos de cada mes tienen un rango intercuartílico pequeño (Figura 31), por lo que fueron simbolizados con un solo color de las siete clases de la rampa de color creada.

Figura 33

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O_3 de Lima, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.

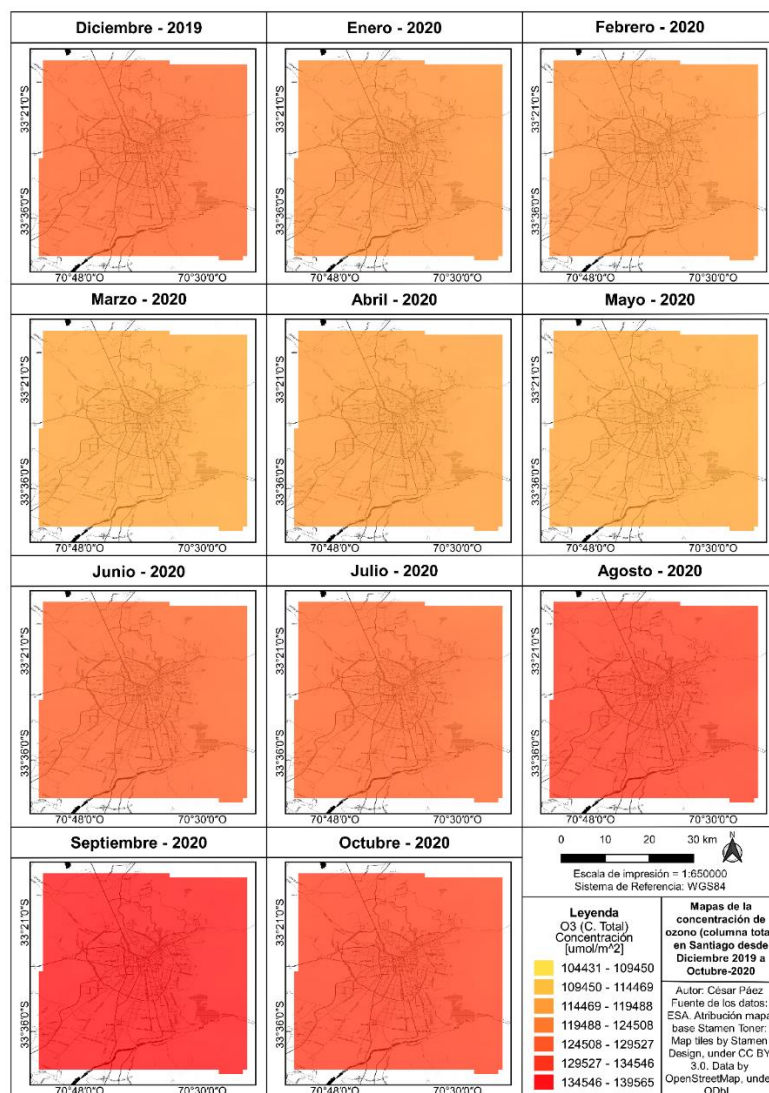


Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

En la Figura 33, se observa que las concentraciones de la serie temporal de tienen la misma tendencia que los diagramas de caja de la Figura 31 para Lima. No se observa un contraste en las imágenes promedio mensuales de O₃. Esto se debe a que los datos de cada mes tienen un rango intercuartílico pequeño (Figura 31), por lo que son simbolizados con un solo color de las siete clases de la rampa de color que se creó.

Figura 34

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O₃ de Santiago de Chile, Desde Diciembre-2019 hasta Octubre-2020.

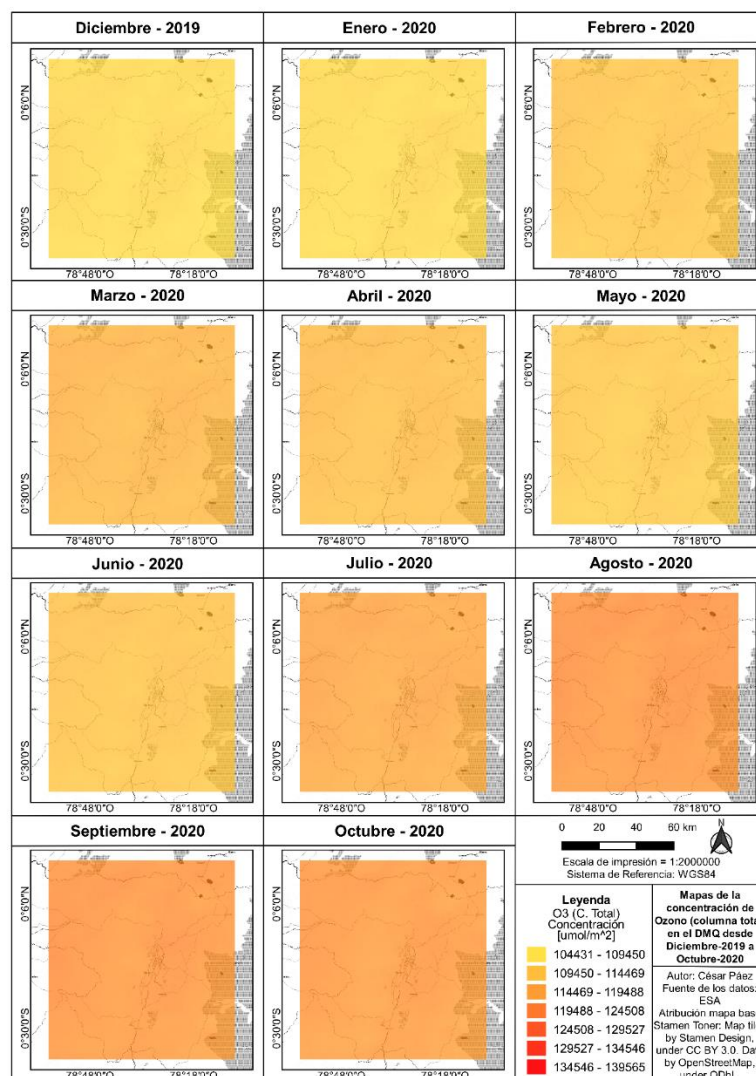


Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

En la Figura 34, se observa que las concentraciones de la serie temporal tienen la misma tendencia que los diagramas de caja de la Figura 31 para Santiago de Chile. No se observa un contraste en las imágenes promedio mensuales de O_3 . Esto se debe a que los datos de cada mes tienen un rango intercuartílico pequeño (Figura 31), por lo que son simbolizados con un solo color de las siete clases de la rampa de color creada.

Figura 35

Serie Temporal de las Concentraciones Promedio Mensuales de O_3 del DMQ, Desde Diciembre-2019 Hasta Octubre-2020.



Nota. Concentraciones en $\frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2}$

En la Figura 35, se observa que las concentraciones de la serie temporal tienen la misma tendencia que los diagramas de caja de la Figura 31 para el DMQ. No se observa un contraste en las imágenes promedio mensuales de O₃. Esto se debe a que los datos de cada mes tienen un rango intercuartílico pequeño (Figura 31), por lo que son simbolizados con un solo color de las siete clases de la rampa de color creada.

Análisis por Periodos de Estudio. Los resultados de las pruebas estadísticas empleadas para comparar las concentraciones de O₃ entre zonas de estudio se muestran en el Anexo 7, y entre periodos de estudio en el Anexo 8.

Comparación Entre Zonas de Estudio.

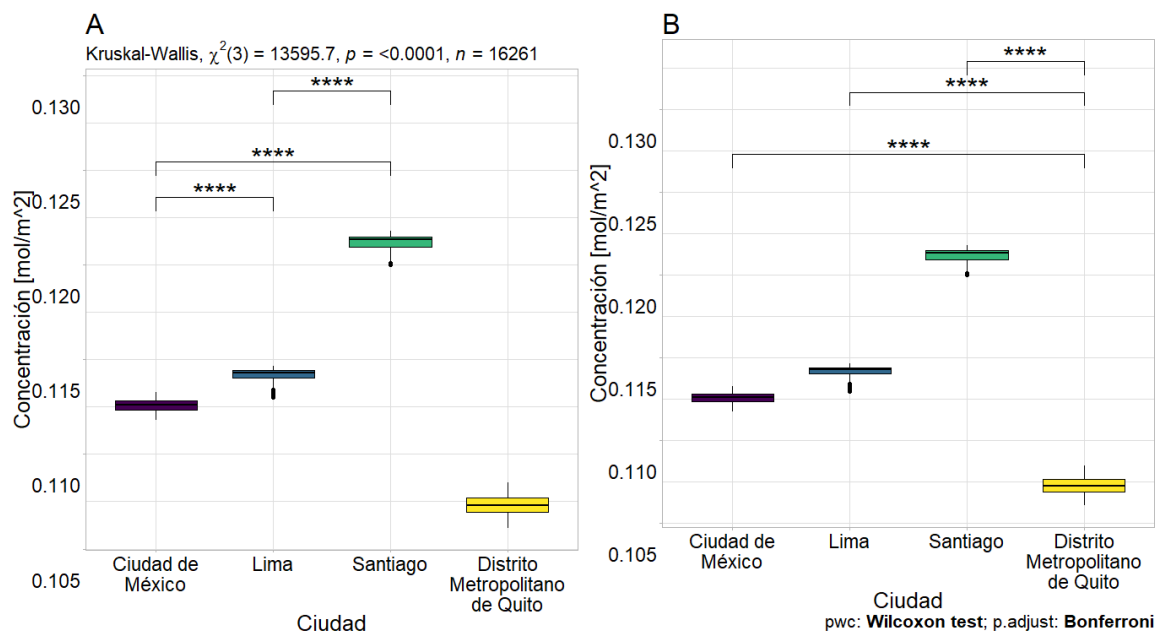
Tabla 23

Concentraciones Promedio de O₃ [$\frac{\text{mol}}{\text{m}^2}$] de las Zonas de Estudio en los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

Periodo de Estudio	Variable Estadística	Ciudad			
		Ciudad de México	Lima	Santiago de Chile	Distrito Metropolitano de Quito
Antes del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	8640
	Mediana	0.113	0.114	0.121	0.107
	IQR	0.000465	0.000398	0.000557	0.000780
Durante el confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	8640
	Mediana	0.120	0.112	0.120	0.111
	IQR	0.000792	0.000355	0.000497	0.000843
Después del confinamiento	Total de puntos	3410	1800	2411	8640
	Mediana	0.121	0.118	0.134	0.116
	IQR	0.000342	0.000302	0.000622	0.00111

Figura 36

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ en el Periodo Antes del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio

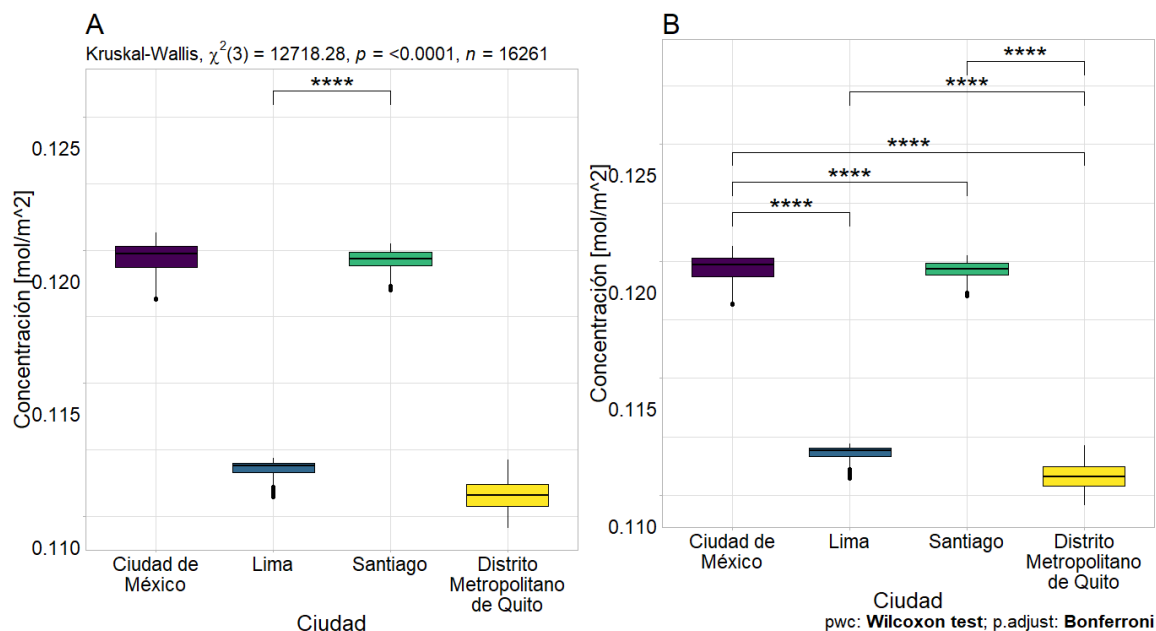


Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo antes del confinamiento = diciembre-2019 a febrero-2020. La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones

En el periodo antes del confinamiento por COVID-19, Santiago de Chile (Mediana = 0.121, IQR = 0.000557) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones de O_3 significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio (p-value < 0.05), seguido de Lima (Mediana = 0.114, IQR = 0.000398) $\frac{mol}{m^2}$, Ciudad de México (Mediana = 0.113, IQR = 0.000465) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.107, IQR = 0.000780) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 23 y Figura 36).

Figura 37

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O_3 del Periodo Durante el Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.

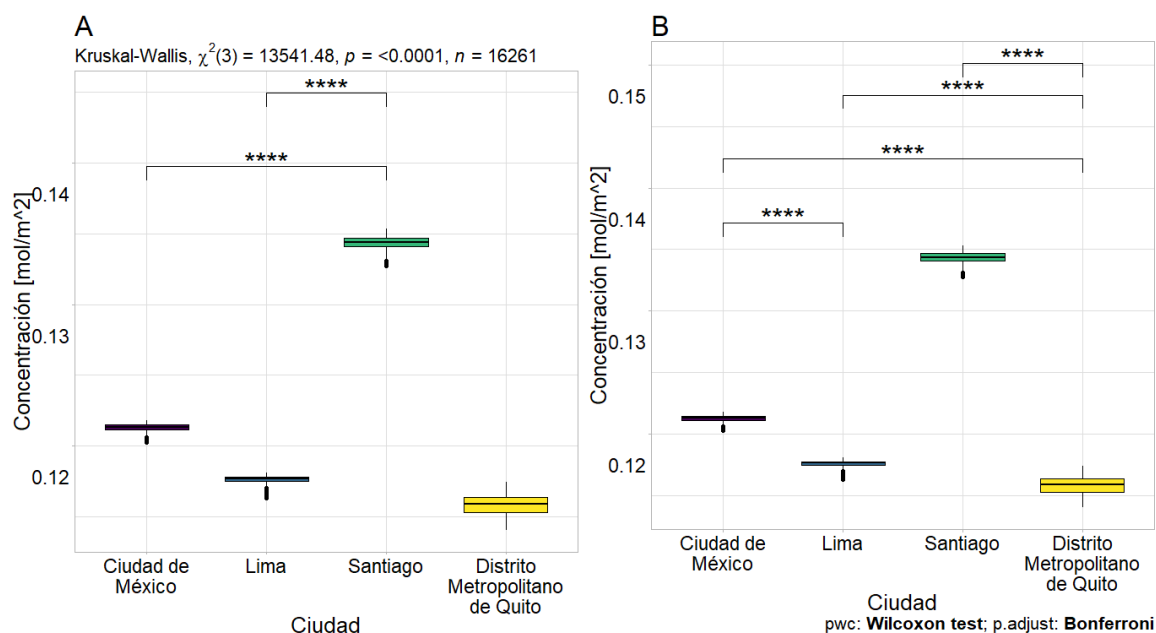


Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo durante el confinamiento: Ciudad de México = marzo a mayo del 2020, Lima = marzo a junio del 2020, Santiago de Chile = marzo a julio del 2020 y DMQ = marzo a mayo del 2020. La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Durante el confinamiento por COVID-19, Ciudad de México (Mediana = 0.120, IQR = 0.000792) $\frac{mol}{m^2}$ registró las concentraciones significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Santiago de Chile (Mediana = 0.120, IQR = 0.000497) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.112, IQR = 0.000355) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.111, IQR = 0.000843) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 23 y Figura 37).

Figura 38

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ del Periodo Después del Confinamiento por COVID-19 Definido Para las Zonas de Estudio.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . Periodo después del confinamiento: Ciudad de México = junio a octubre del 2020, Lima = julio a octubre del 2020, Santiago de Chile = agosto a octubre del 2020 y DMQ = junio a octubre del 2020. La prueba de Kruskal Wallis se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

Después del confinamiento por COVID-19, Santiago de Chile (Mediana = 0.134, IQR = 0.000622) $\frac{mol}{m^2}$ presentó las concentraciones significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio, seguido de Ciudad de México (Mediana = 0.121, IQR = 0.000342) $\frac{mol}{m^2}$, Lima (Mediana = 0.118, IQR = 0.000302) $\frac{mol}{m^2}$ y el DMQ (Mediana = 0.116, IQR = 0.00111) $\frac{mol}{m^2}$ (p-value < 0.05) (Tabla 23 y Figura 38).

Comparación Entre Periodos de Estudio.

Tabla 24

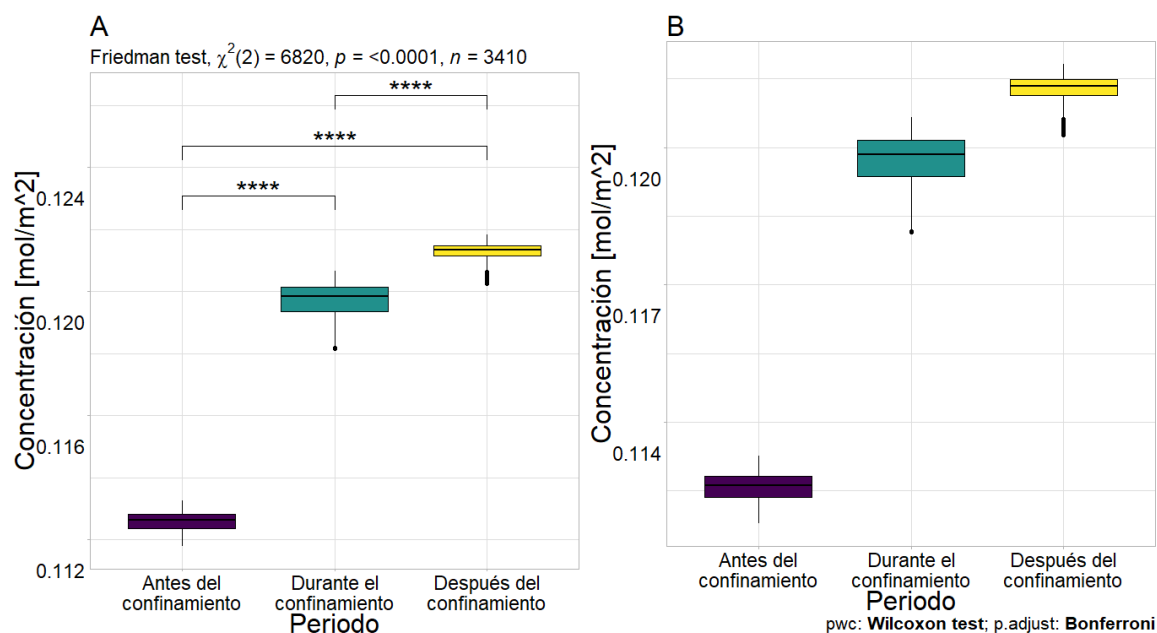
Concentraciones Promedio de O_3 $\left[\frac{mol}{m^2}\right]$ de los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.113	0.120	0.121
IQR	0.000465	0.000792	0.000342

Nota. Cada periodo tiene 3410 puntos.

Figura 39

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Ciudad de México.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: χ^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

En Ciudad de México, en el periodo después del confinamiento por COVID-19, existió un incremento estadísticamente significativo en las concentraciones de ozono del 1.25% (Anexo 9) con respecto al periodo durante el confinamiento (p-value < 0.05)

(Tabla 24 y Figura 39A). De igual importancia, en los periodos durante el confinamiento y después del confinamiento hubo un incremento estadísticamente significativo del 6.42% y 7.75% (Anexo 9) respectivamente, en relación con el periodo antes del confinamiento por COVID-19 (p -value < 0.05) (Tabla 24 y Figura 39A).

Tabla 25

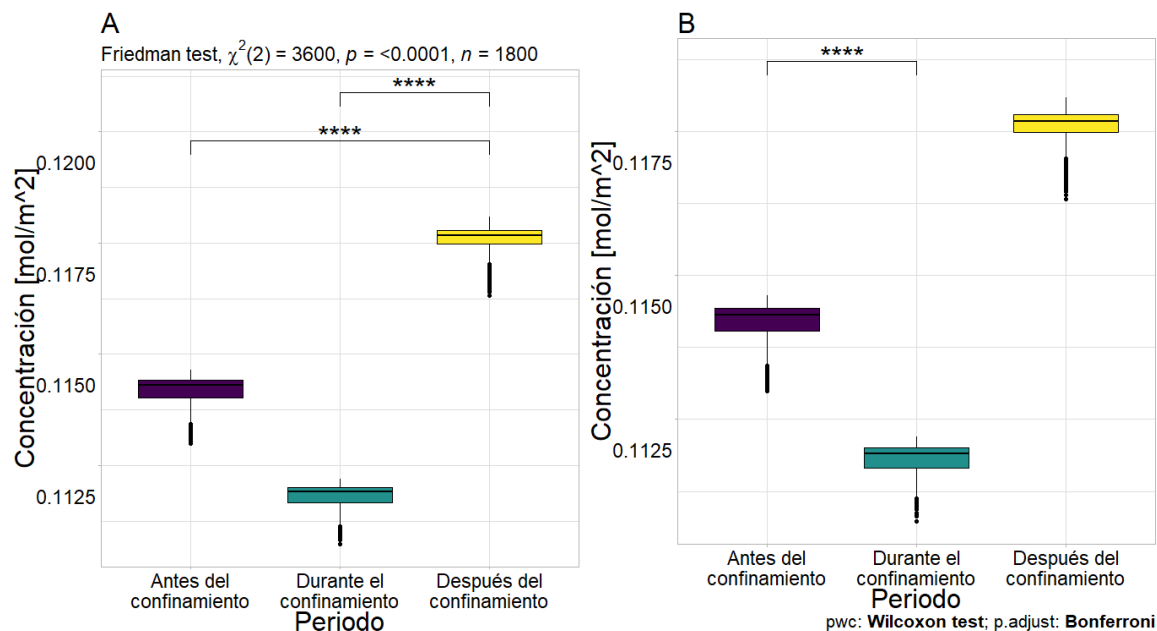
Concentraciones Promedio de O_3 $\left[\frac{mol}{m^2}\right]$ Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.114	0.112	0.118
IQR	0.000398	0.000355	0.000302

Nota. Cada periodo tiene 1800 puntos.

Figura 40

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O_3 Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para Lima.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se realizaron de izquierda a derecha. **** = p-value \leq 0.0001. La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

En Lima, en el periodo después del confinamiento por COVID-19, se encontró un incremento estadísticamente significativo del 2.94% (Anexo 9) en las concentraciones de O₃, en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 25 y Figura 40A). En el periodo después del confinamiento por COVID-19, hubo un incremento del 5.15% (Anexo 9) en las concentraciones de O₃, con respecto al periodo durante el confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 25 y Figura 40A). En el periodo Durante el confinamiento por COVID-19 hubo una reducción de las concentraciones de O₃ del 2.10% (Anexo 9), con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 25 y Figura 40B).

Tabla 26

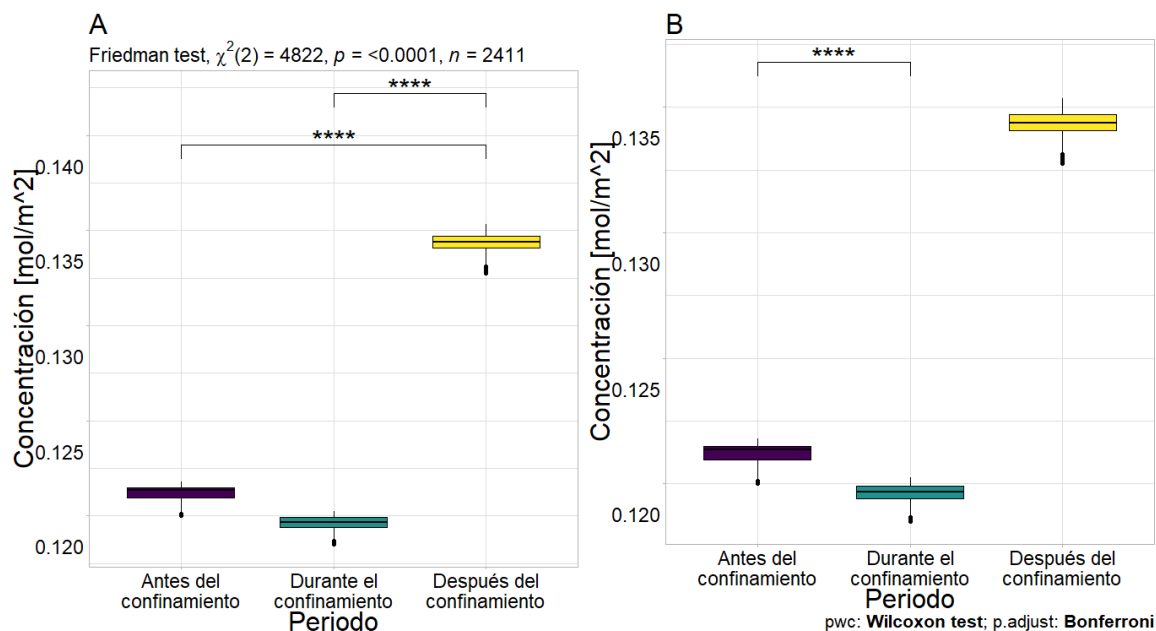
Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para la Ciudad de Santiago de Chile.

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.121	0.120	0.134
IQR	0.000557	0.000497	0.000622

Nota. Cada periodo tiene 2411 puntos.

Figura 41

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O₃ Durante los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19 Para la Ciudad de Santiago de Chile.



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

En Santiago de Chile, en el periodo después del confinamiento por COVID-19, hubo un incremento estadísticamente significativo del 10.74% (Anexo 9) en las concentraciones de O₃ en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 26 y Figura 41A). En Santiago de Chile, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 hubo un incremento estadísticamente significativo del 12.28% (Anexo 9) en las concentraciones de O₃, con respecto al periodo durante el confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 26 y Figura 41A). En Santiago de Chile, en el periodo durante el confinamiento por COVID-19 hubo una reducción del 1.38% (Anexo 9) con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 26 y Figura 41B).

Tabla 27

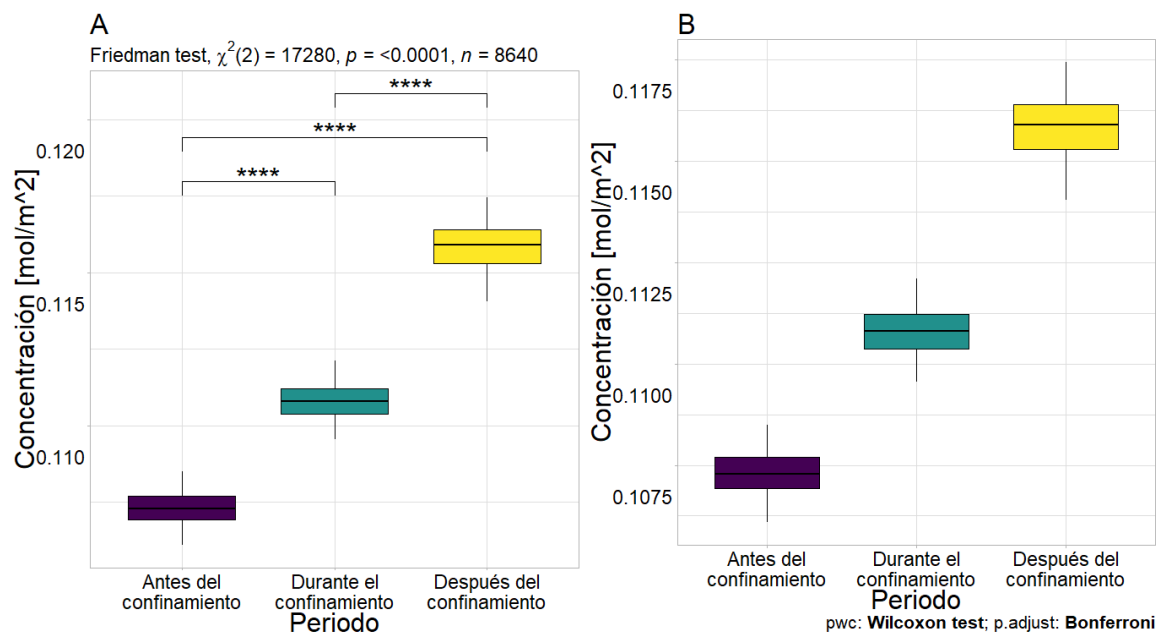
Concentraciones Promedio de O_3 [$\frac{mol}{m^2}$] Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ

Estadístico	Periodo		
	Antes del confinamiento	Durante el confinamiento	Después del confinamiento
Mediana	0.107	0.111	0.116
IQR	0.000780	0.000843	0.00111

Nota. Cada periodo tiene 8640 puntos.

Figura 42

Análisis de la Variación de las Concentraciones Promedio de O_3 Durante los Periodos de Estudio Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19, Para el DMQ



Nota. A = prueba unilateral de cola izquierda (menor que), B = prueba unilateral de cola derecha (mayor que). Las comparaciones se leen de izquierda a derecha. **** = p-value ≤ 0.0001 . La prueba de Friedman se reporta como: X^2 (grados de libertad) = valor del estadístico, n = número de observaciones.

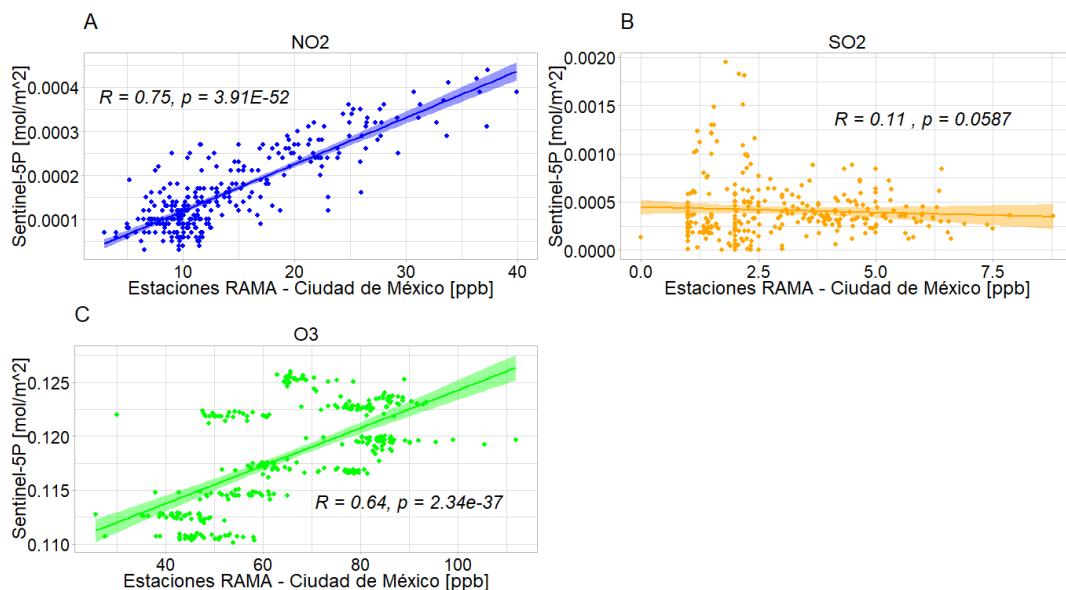
En el Distrito Metropolitano de Quito, en el periodo durante el confinamiento por COVID-19, se encontró un incremento estadísticamente significativo del 3.28% (Anexo 9), en las concentraciones de O₃, con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 27 y Figura 42A). En el DMQ, en el periodo después del confinamiento hubo un incremento estadísticamente significativo del 8.03% (Anexo 9), con respecto al periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 27 y Figura 42A). En el DMQ, en el periodo después del confinamiento por COVID-19 se encontró un incremento estadísticamente significativo del 4.6% (Anexo 9) en las concentraciones de O₃, con respecto al periodo durante el confinamiento (p-value < 0.05) (Tabla 27 y Figura 42A).

Validación de Datos de Contaminación Obtenidos por Satélite

Al correlacionar los datos de la RAMA (ppb) con los datos satelitales Sentinel-5P ($\frac{mol}{m^2}$), se determinó que para dióxido de nitrógeno, el coeficiente de correlación de Spearman fue R = 0.75 (p-value < 0.05), lo cual indica una relación fuerte entre las variables (Tabla 2, Figura 43A y Anexo 10); para dióxido de azufre, el coeficiente de correlación de Spearman fue R = 0.11 (p-value = 0.0587), por lo que se concluye que para el gas SO₂ la correlación es débil (Tabla 2), pero no significativa (Figura 43B y Anexo 10); para ozono, el coeficiente de correlación de Spearman fue de R = 0.64 (p-value < 0.05), lo cual indica una relación moderada entre ambas variables (Tabla 2, Figura 43C y Anexo 10).

Figura 43

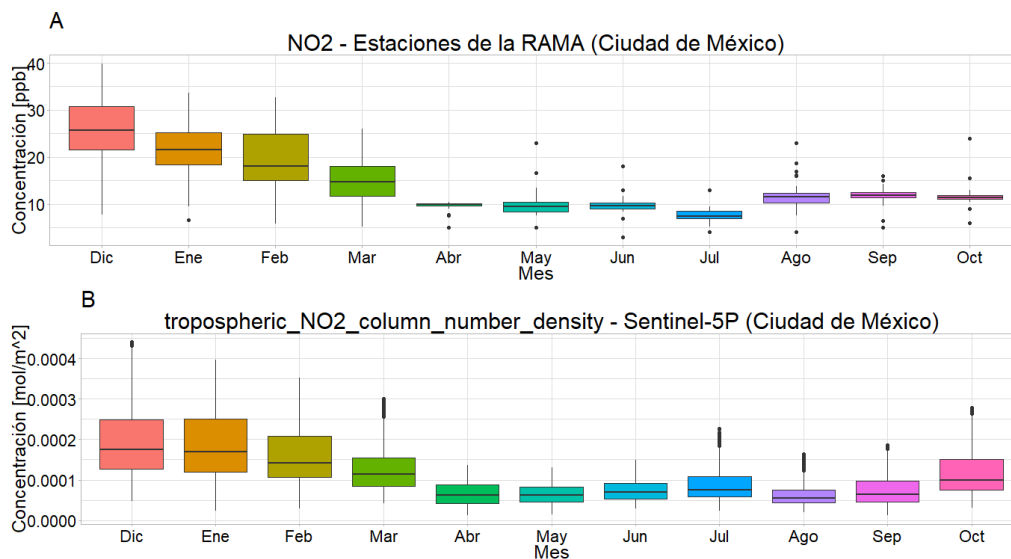
Diagramas de Dispersión de Datos de Sentinel-5P y de Estaciones de Monitoreo Terrestres de la RAMA de Ciudad de México, de los Contaminantes NO₂, SO₂ y O₃; Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.



Nota. A = Diagrama de dispersión de datos de NO₂ de Sentinel-5P [mol/m²] y NO₂ de la RAMA (Ciudad de México), B = Diagrama de dispersión de datos de SO₂ de Sentinel-5P [mol/m²] y SO₂ de la RAMA (Ciudad de México) y C = Diagrama de dispersión de datos de O₃ de Sentinel-5P [mol/m²] y O₃ de la RAMA (Ciudad de México).

Figura 44

Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de NO₂ en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.



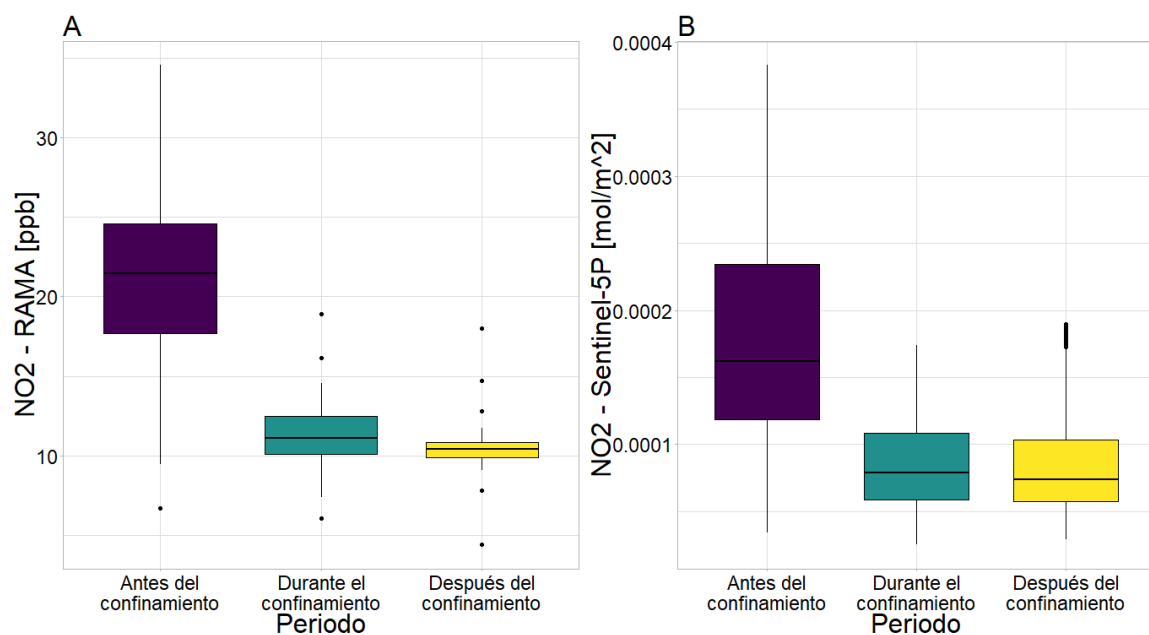
Nota. A = Concentraciones promedio mensuales de NO₂ [ppb] de Ciudad de México, con datos de la RAMA. B = Concentraciones promedio mensuales de NO₂ [mol/m²] de Ciudad de México, con datos de Sentinel-5P.

En la validación de los datos, al graficar los datos de NO₂ de las concentraciones mensuales de la RAMA y los datos satelitales durante el periodo de estudio se observaron tendencias similares (Figura 44)

Para NO₂ también se comparó la tendencia de los datos Sentinel-5P y los datos de la RAMA en función de los periodos indicados anteriormente para Ciudad de México (antes, durante y después del confinamiento por COVID-19), observándose igualmente tendencias similares (Figura 45).

Figura 45

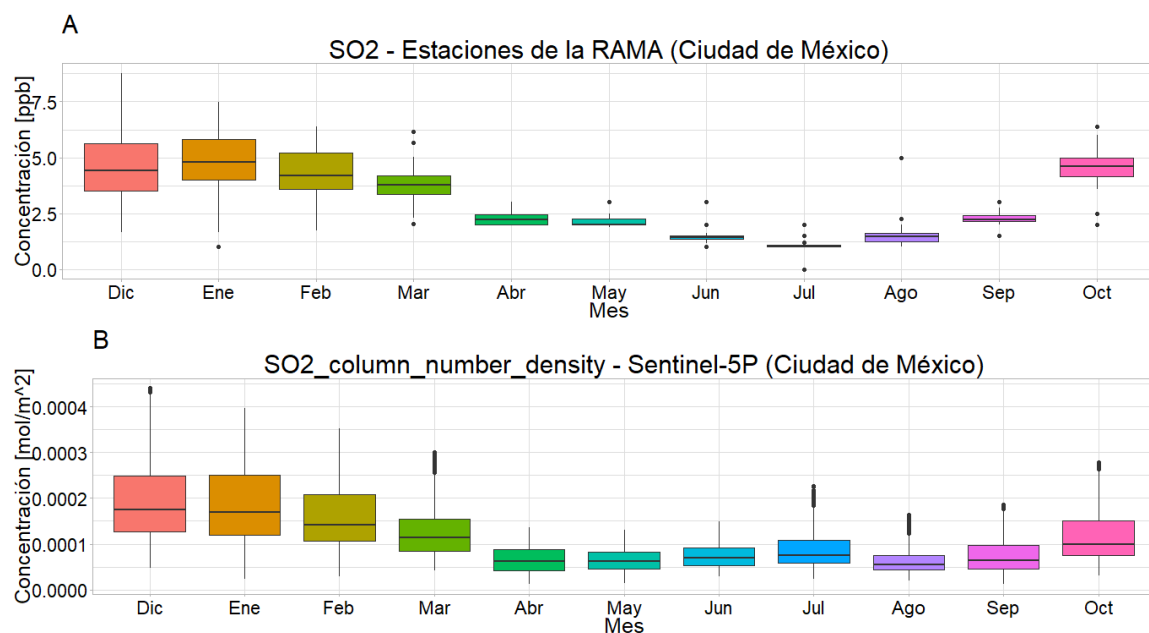
Diagramas de Caja de las Concentraciones de NO₂ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes del Confinamiento (Diciembre-2019 a Febrero-2020), Durante el Confinamiento (Marzo a mayo de 2020) y Después del Confinamiento (Junio a Octubre de 2020).



Nota. A = Concentraciones de NO₂ de estaciones de monitoreo de la RAMA [ppb], B = Concentraciones de NO₂ de Sentinel-5P [mol/m²].

Figura 46

Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de SO₂ en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre de 2020.



Nota. A = Concentraciones promedio mensuales de SO₂ [ppb] de Ciudad de México, con datos de la RAMA. B = Concentraciones promedio mensuales de SO₂ [mol/m²] de Ciudad de México, con datos de Sentinel-5P.

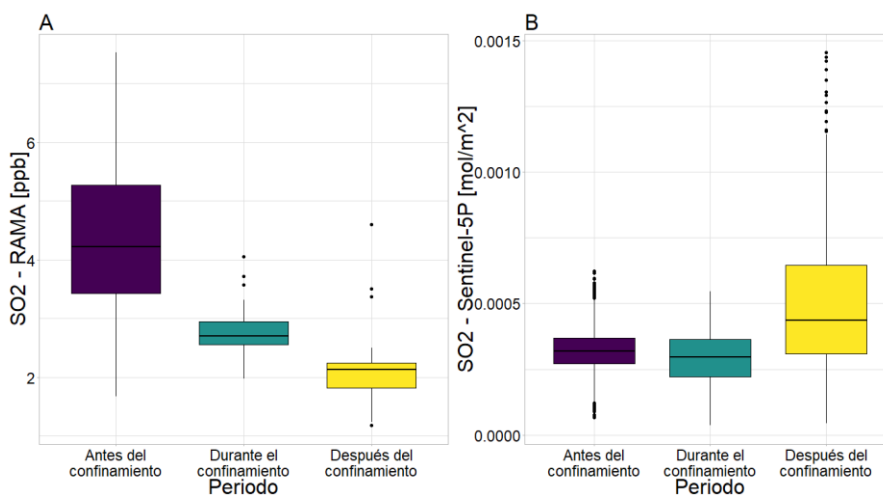
En la validación de los datos, al graficar los datos de SO₂ de las concentraciones mensuales de la RAMA y los datos satelitales durante el periodo de estudio se observaron tendencias similares (Figura 46).

Para SO₂ también se comparó la tendencia de los datos Sentinel-5P y los datos de la RAMA en función de los periodos indicados anteriormente para Ciudad de México (antes, durante y después del confinamiento por COVID-19), observándose que entre los periodos antes y durante el confinamiento por COVID-19 existió la misma tendencia

entre los dos tipos de datos. Sin embargo, en el periodo después del confinamiento, para los datos de la RAMA se encontró una reducción en las concentraciones con respecto a los otros periodos; mientras que con los datos Sentinel-5P se encontró un incremento con respecto a los otros periodos de estudio (Figura 47).

Figura 47

Diagramas de Caja de las Concentraciones de SO₂ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19.

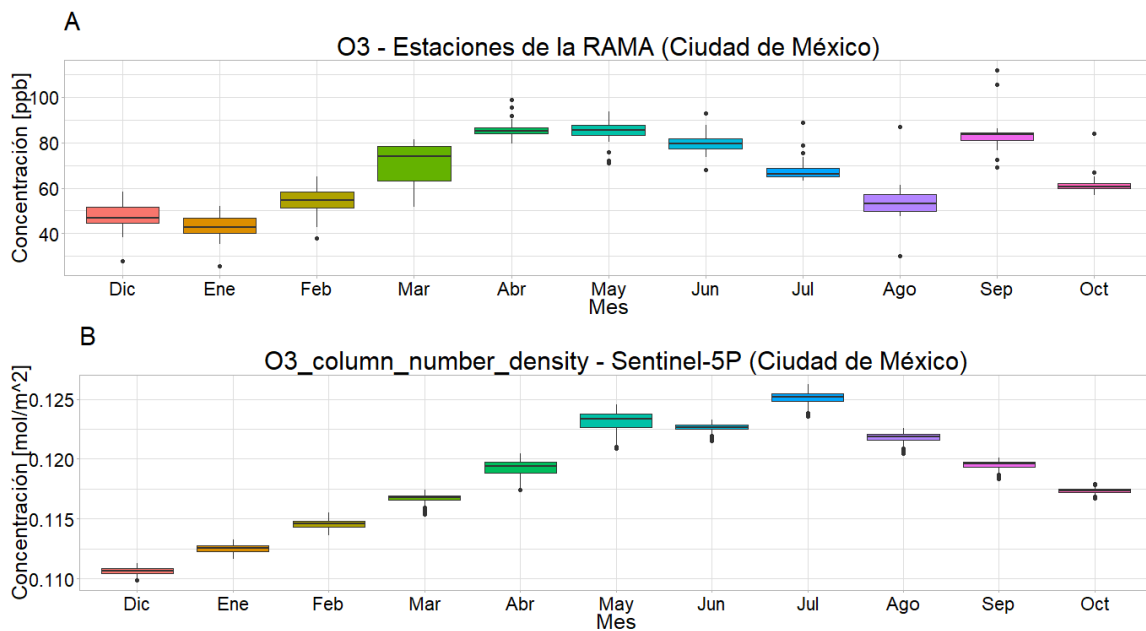


Nota. A = Concentraciones de SO₂ de estaciones de monitoreo de la RAMA [ppb], B = Concentraciones de SO₂ de Sentinel-5P [mol/m²].

En la validación de los datos, al graficar los datos de O₃ de las concentraciones mensuales de la RAMA y los datos satelitales durante el periodo de estudio se observaron tendencias similares (Figura 48B).

Figura 48

Diagramas de Caja de las Concentraciones Promedio Mensuales de Ozono en Ciudad de México, Empleando Datos de las Estaciones de la RAMA y de Sentinel-5P, Desde Diciembre de 2019 Hasta Octubre 2020.

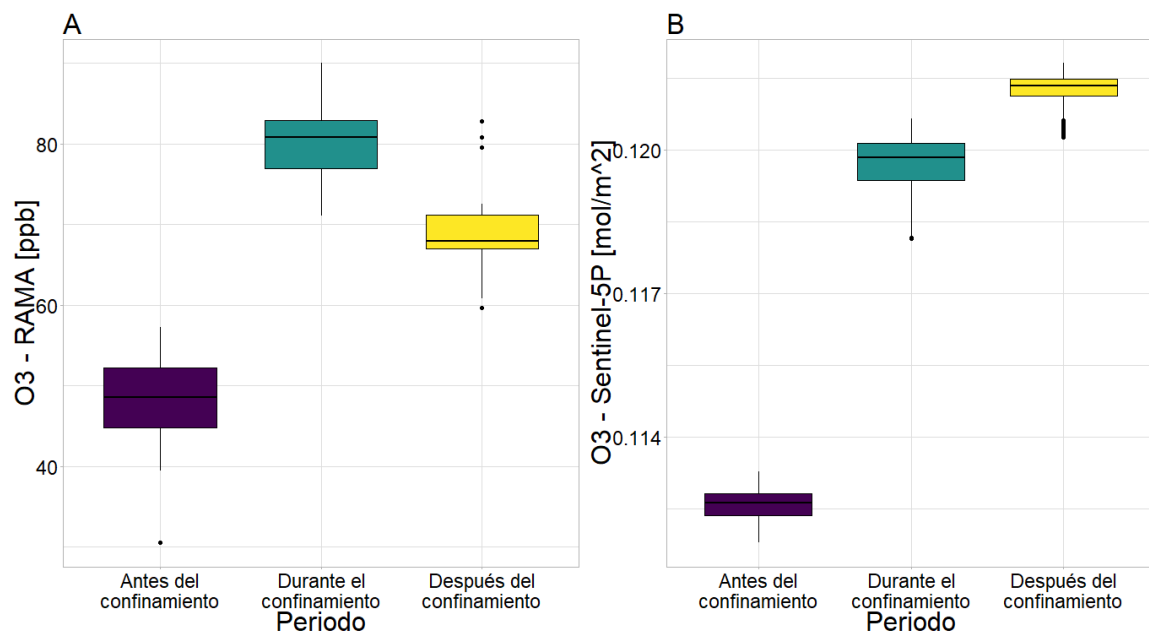


Nota. A = Concentraciones promedio mensuales de O₃ [ppb] de Ciudad de México, con datos de la RAMA. B = Concentraciones promedio mensuales de O₃ [mol/m²] de Ciudad de México, con datos de imágenes Sentinel-5P.

Para O₃ también se comparó la tendencia de los datos Sentinel-5P y los datos de la RAMA en función de los periodos indicados anteriormente para Ciudad de México (antes, durante y después del confinamiento por COVID-19); observándose que los periodos antes y durante el confinamiento por COVID-19 presentaron la misma tendencia. Sin embargo, con los datos de la RAMA, el periodo después del confinamiento por COVID-19 tuvo concentraciones menores que durante el confinamiento (Figura 49A), y con los datos de Sentinel-5P, el periodo después del confinamiento presentó las concentraciones más altas de los tres periodos (Figura 49B).

Figura 49

Diagramas de Caja de las Concentraciones de O₃ de la RAMA y de Sentinel-5P, de Ciudad de México, en los Periodos: Antes, Durante y Después del Confinamiento por COVID-19



Nota. A = Concentraciones de O₃ de estaciones de monitoreo de la RAMA [ppb], B = Concentraciones de O₃ de Sentinel-5P [mol/m²].

Capítulo V

Discusión

Análisis de la Variación de las Concentraciones de NO₂

Antes del confinamiento por COVID-19, en Ciudad de México (Mediana = 0.000162, IQR = 0.000116) $\frac{mol}{m^2}$ se encontraron las concentraciones significativamente más altas de las cuatro zonas de estudio (p-value < 0.05), seguida de Santiago de Chile, Lima y el DMQ. Las concentraciones más altas de Ciudad de México en el periodo antes del confinamiento se atribuyen a que todos los años, la población de Ciudad de México está expuesta a la calidad de aire más pobre durante la estación fría seca (noviembre a febrero), que coincide con el periodo antes del confinamiento por COVID-19 (diciembre-2019 a febrero-2020) (Vega et al., 2021).

Las medidas de confinamiento por COVID-19 impuestas por los gobiernos de los países de las zonas de estudio provocaron una reducción estadísticamente significativa (p-value < 0.05) en las concentraciones de NO₂ del 51.3% en Ciudad de México, del 11.8% en Lima, y del 18.6% en el DMQ, en relación con el periodo antes del confinamiento por COVID-19 (Figura 15, Figura 16 y Figura 18).

En Santiago de Chile, durante el confinamiento por COVID-19, se encontró un incremento estadísticamente significativo del 234.54% (Anexo 3) en las concentraciones de NO₂ en relación con el periodo antes del confinamiento (p-value < 0.05). Esto se atribuye a que: Santiago de Chile tiene inversiones térmicas durante los meses de invierno (abril a agosto) que crean condiciones atmosféricas desfavorables (García-Chevesich et al., 2014); además, Santiago de Chile se encuentra rodeada por montañas, por ello, la dispersión de los contaminantes se complica en invierno considerando que las velocidades del viento más bajas se producen en esta época del año (Toro y Cortes, 1994). Las inversiones térmicas de Santiago de Chile durante el

invierno, se producen a 300 metros de altitud, lo que contribuye en gran medida a la acumulación de contaminantes en la ciudad (Toro y Cortes, 1994). Las inversiones térmicas terminan aproximadamente al mediodía, pero no es suficiente para dispersar a todos los contaminantes. Por lo que las restricciones a la movilidad y a las actividades productivas que impuso el gobierno en Santiago de Chile, no fueron lo suficientemente rigurosas como para compensar el efecto de las inversiones térmicas y las condiciones topográficas, climáticas y meteorológicas del invierno en la ciudad.

En otras investigaciones como la de Toro A. et al. (2021) se encontró que las medidas de confinamiento por COVID-19 impuestas en Santiago de Chile provocaron una reducción del 54% en las concentraciones de NO_x , sin embargo esta investigación comparó las concentraciones de los meses de confinamiento por COVID-19 con el promedio de las concentraciones obtenidos en los mismos meses durante los años 2017 a 2019; de tal manera que en este caso no hay influencia de las estaciones y es factible calcular el efecto de las medidas de confinamiento en la variación de las concentraciones de los contaminantes.

Observando la distribución espacial de la contaminación por NO_2 en Santiago de Chile (Figura 10), se comprueba lo mencionado por Toro y Cortes (1994), quienes señalan que en el invierno los vientos predominantes vienen de la dirección sur-oeste y en menor medida del este; y las industrias se ubican al sur y norte de la ciudad en la ruta del viento. Por lo que, durante el día, al soplar el viento, todas las emisiones industriales se dirigen a la ciudad. Así, en la Figura 10 se observa que durante el invierno (abril a agosto), las mayores concentraciones de NO_2 se encuentran en la parte central y norte de la ciudad.

En el periodo después del confinamiento por COVID-19, se pudo observar que Ciudad de México presentó una reducción estadísticamente significativa ($p\text{-value} < 0.05$) de las concentraciones de NO_2 con respecto a antes y durante el confinamiento

(Figura 15). Sin embargo, en Lima y el DMQ hubo un incremento estadísticamente significativo ($p\text{-value} < 0.05$) de las concentraciones de NO_2 (Figura 16 y Figura 18), en relación con antes y durante el confinamiento por COVID-19. Esto se atribuye a que las cuarentenas de Lima y el DMQ fueron totales y obligatorias (*DECRETO SUPREMO N° 044-2020-PCM, 2020; DECRETO No. 1017, 2020*), mientras que la de Ciudad de México fue parcial y no obligatoria (Perea Tinajero y Bağ, 2021; *DOF: 24/03/2020, 2020*). Por lo que al quitar las restricciones y debido a las necesidades económicas de los habitantes, las actividades productivas y la movilidad se llevaron a cabo con mayor intensidad en Lima y en el DMQ que en Ciudad de México. El Gobierno del Perú (2020) indica que este incremento en Lima, también se debió a las condiciones desfavorables para la dispersión de contaminantes típicas del invierno (20 de junio a 22 de septiembre).

En Santiago de Chile, después del confinamiento hubo una reducción estadísticamente significativa ($p\text{-value} < 0.05$) del 25.4% (Anexo 3) en las concentraciones de NO_2 con respecto a durante el confinamiento ($p\text{-value} < 0.05$). Este comportamiento era esperado, debido a que el periodo después del confinamiento (agosto a octubre de 2020) coincidió con el final del invierno (agosto), que es la época del año en la que la calidad del aire es más pobre en la ciudad, por lo que al finalizar esta estación, las condiciones meteorológicas mejoraron y permitieron que se dispersen los contaminantes.

En Ciudad de México se encontraron las concentraciones más altas de NO_2 durante todo el periodo de estudio (Mediana = 0.0000887, IQR = 0.0000796), seguida de Santiago de Chile, Lima y el DMQ (Tabla 7). Esto se atribuye a que el Valle de México tiene una densidad poblacional de 13500 habitantes/ km^2 (OCDE, 2015).

Análisis de la Variación de las Concentraciones de SO_2

Las medidas de confinamiento por COVID-19 impuestas por los gobiernos de los países de las zonas de estudio provocaron una reducción estadísticamente significativa (p -value < 0.05) en las concentraciones de SO_2 del 6.54% en Ciudad de México (Figura 27) y del 21.31% en el DMQ (Figura 30) (p -value < 0.05).

En Santiago de Chile, durante el confinamiento por COVID-19, se encontró un incremento estadísticamente significativo (p -value < 0.05) del 429.36% (Anexo 6) en las concentraciones de SO_2 en relación con el periodo antes del confinamiento. Esto se atribuye a la misma razón indicada para el caso del NO_2 , es decir, las inversiones térmicas de los meses de invierno (abril a agosto).

En Santiago de Chile, después del confinamiento hubo una reducción estadísticamente significativa del 23.16% (Anexo 6) en las concentraciones de SO_2 con respecto a durante el confinamiento (p -value < 0.05). Esta reducción se atribuye a la misma razón indicada para el NO_2 , es decir el final del invierno en agosto.

Tomando en consideración todo el periodo de estudio (diciembre de 2019 hasta octubre de 2020), Santiago de Chile presentó las concentraciones de SO_2 más altas de las cuatro zonas de estudio (p -value < 0.05) (Mediana = 0.000431, IQR = 0.000898), seguida de Ciudad de México, Lima y el DMQ (Tabla 14). Las concentraciones más altas de Santiago de Chile se atribuyen a que tiene: una densidad poblacional de 7327 habitantes/ km^2 , casi 2 millones de vehículos, un gran número de industrias localizadas dentro de los límites urbanos, un marcado crecimiento de la población e industrialización, varias centrales eléctricas que funcionan en base a combustibles fósiles, y condiciones climáticas y topográficas adversas (García-Chevesich et al., 2014; INE, 2019; Toro y Cortes, 1994).

De forma general, el DMQ presentó las concentraciones más bajas de las cuatro zonas de estudio, para los tres gases, esto se atribuye principalmente a que: el DMQ posee una densidad poblacional de 535 habitantes/ km^2 (Instituto Nacional de Estadística

y Censos, 2018), una flota vehicular de 465908 vehículos (Quito Informa, 2020a); y también, que la zona delimitada contiene al territorio del Distrito en su totalidad incluyendo 33 parroquias rurales con asentamientos dispersos (Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, 2019), lo cual implica menor contaminación en la zona.

La correlación débil no significativa de los datos de SO_2 ($R=0.11$) (Anexo 10) con los datos de la RAMA, no es diferente del de otras investigaciones, como la de Guerrero (2021), quien validó los datos satelitales Sentinel-5P de nivel dos con datos de la Red Metropolitana de Monitoreo Atmosférico de Quito (REMMAQ), y obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de $R^2=0.02$.

Análisis de la Variación de las Concentraciones de O_3

Las medidas de confinamiento por COVID-19 impuestas por los gobiernos de los países de las zonas de estudio provocaron una reducción estadísticamente significativa ($p\text{-value} < 0.05$) en las concentraciones de O_3 del 2.1% en Lima y del 1.38% en Santiago de Chile ($p\text{-value} < 0.05$) (Figura 40 y Figura 41).

Analizando la variación del O_3 durante el confinamiento por COVID-19; Ciudad de México, Santiago de Chile y el DMQ presentaron tendencias contrarias a las obtenidas con NO_2 . Así, tanto Ciudad de México como el DMQ, que durante el confinamiento registraron reducciones estadísticamente significativas ($p\text{-value} < 0.05$) de las concentraciones de NO_2 del 51.3% y 18.6% (Anexo 3) respectivamente en relación con el periodo antes del confinamiento; para ozono registraron incrementos estadísticamente significativos ($p\text{-value} < 0.05$) del 6.42% y 3.28% respectivamente (Anexo 9). En las ciudades, la formación de ozono depende de la proporción entre COV y NO_x (Pusede y Cohen, 2012). Las áreas urbanas se caracterizan por una proporción baja, debido a las altas concentraciones de NO_x . Una reducción en las emisiones de NO_x incrementa la formación de O_3 . Por lo que el incremento de ozono en Ciudad de

México y en el DMQ se atribuye a la reducción de NO_2 por las medidas de confinamiento impuestas debido al COVID-19.

En Santiago de Chile, mientras que para NO_2 hubo un incremento estadísticamente significativo ($p\text{-value} < 0.05$) del 234.54% (Anexo 3) durante el confinamiento con respecto a antes del confinamiento; para ozono, se presentó una reducción estadísticamente significativa ($p\text{-value} < 0.05$) del 1.38% (Anexo 9) con respecto a antes del confinamiento (Figura 41B). Esta reducción de ozono se debe a la mayor concentración de óxidos de nitrógeno en la atmósfera, que permitió que el ozono reaccione y continúe con su ciclo de formación (Sicard et al., 2020).

Por otro lado, en Lima hubo una reducción estadísticamente significativa ($p\text{-value} < 0.05$) del 2.10% en las concentraciones de ozono durante el confinamiento (Anexo 9), por lo que la reducción del 11.8% de dióxido de nitrógeno (Anexo 3) que experimentó, no fue suficiente para que generara un incremento de ozono en la atmósfera (Sicard et al., 2020).

En el periodo después del confinamiento por COVID-19, se observó un incremento estadísticamente significativo ($p\text{-value} < 0.05$) de las concentraciones de O_3 , con respecto a los periodos antes y durante el confinamiento en las cuatro zonas de estudio. Esto se atribuye al levantamiento de las medidas de confinamiento por parte de los gobiernos de los países a los que pertenecen las zonas de estudio, y la reactivación de la actividad del sector industrial, del transporte, las actividades en las que se queman combustibles fósiles etc., las cuales son fuentes de emisiones de NO_x (Bode y Cascio, 2019; Ying Liu et al., 2008; Yuehui Liu et al., 2019). Los óxidos de nitrógeno, en presencia de luz solar provocan una mayor formación y acumulación de ozono en la atmósfera (Pusede y Cohen, 2012).

La correlación moderada de los datos de O_3 ($R=0.64$) (Anexo 10) con los datos de la RAMA se atribuye a que la banda de la colección de imágenes de Sentinel-5P

empleada en GEE para descargar los datos fue O3_column_number_density, y no ozone_tropospheric_vertical_column. Se utilizó esta banda debido a que el tamaño de píxel de ozone_tropospheric_vertical_column es de 111320 metros, por ende, las imágenes descargadas contenían un máximo de 4 datos por cada mes.

Capítulo VI

Conclusiones y Recomendaciones

Conclusiones

Durante el confinamiento, para NO_2 se encontraron una reducción en las concentraciones del 51.3% en Ciudad de México, del 11.8% en Lima, del 18.56% en el DMQ; y un incremento del 234.54% en Santiago. Para SO_2 , se registraron una reducción en las concentraciones del 6.54% en Ciudad de México, del 21.31% en el DMQ; y un incremento del 153.37% en Lima, y del 429.36% en Santiago. De igual manera, para O_3 , se encontraron una reducción en las concentraciones del 2.1% en Lima y del 1.38% en Santiago; y un incremento del 6.42% en Ciudad de México, y del 3.28% en el DMQ.

El efecto de las condiciones meteorológicas desfavorables para la dispersión de contaminantes como la velocidad del viento reducida y las inversiones térmicas de los meses de invierno en Santiago de Chile fue mayor que el de las restricciones implementadas a la movilidad y a las actividades productivas debido a la crisis por COVID-19, ya que durante el confinamiento se observó un incremento de las concentraciones de NO_2 y SO_2 con respecto a antes del confinamiento.

El comportamiento del ozono fue atribuido a la reducción o incremento de óxidos de nitrógeno en la atmósfera. Los óxidos de nitrógeno reaccionan con el ozono influyendo en las concentraciones encontradas.

La implementación de medidas restrictivas muy rigurosas para controlar la contaminación del aire en países en vías de desarrollo, causó un alto incremento en las concentraciones de los contaminantes al levantar las mismas, tal como ocurrió con las zonas donde se ordenaron cuarentenas totales obligatorias (Lima y el DMQ) para el gas NO_2 . Lo contrario ocurrió en Ciudad de México, donde se ordenó una cuarentena parcial

no obligatoria, y después del confinamiento se observó una reducción de las concentraciones de NO₂ con respecto a los otros periodos.

Al probar la correlación de los datos Sentinel-5P con los datos de la RAMA, para NO₂ se obtuvo una correlación fuerte ($R=0.75$), para SO₂ se obtuvo una correlación débil no significativa ($p\text{-value}=0.0587$) y para O₃ se obtuvo una correlación moderada ($R=0.64$). Por lo que es factible utilizar los datos satelitales de NO₂ y O₃ como un complemento de los datos obtenidos con redes de monitoreo atmosférico.

Esta investigación proporciona más información a los tomadores de decisiones inmersos en el ámbito del control de la contaminación atmosférica, acerca de las medidas que se pueden aplicar o implementar para mejorar la calidad del aire y por ende, cuidar la salud de las personas, bajo circunstancias más comunes, y ajenas a un hecho sin precedentes en la historia moderna como lo es el confinamiento por la enfermedad COVID-19.

Recomendaciones

Analizar la variación de las concentraciones de otros contaminantes importantes como el material particulado o el monóxido de carbono, e incluir en la investigación un análisis de variables meteorológicas y climáticas como la velocidad del viento o la temperatura de las áreas de estudio.

Probar la correlación de la banda SO₂_column_number_density_15km del conjunto de datos Sentinel-5P OFFL SO₂: Offline Sulphur Dioxide, que se encuentra disponible en Google Earth Engine con datos de la RAMA o de otra red de monitoreo, para comparar con los resultados obtenidos con la banda SO₂_column_number_density, que fue la que se usó para esta investigación.

Realizar investigaciones en las que se utilice la banda ozone_tropospheric_vertical_column del conjunto de datos Sentinel-5P OFFL O₃ TCL: Offline Tropospheric Ozone, disponible en Google Earth Engine para estudios a nivel

nacional o regional, debido a la menor resolución espacial que posee esta banda; y probar la correlación de la misma, con datos de una red de monitoreo de la calidad del aire.

Referencias Bibliográficas

- Amable Álvarez, I., Méndez Martínez, J., Bello Rodríguez, B. M., Benítez Fuentes, B., Escobar Blanco, L. M., y Zamora Monzón, R. (2017). Influencia de los contaminantes atmosféricos sobre la salud. *Revista Médica Electrónica*, 39(5), 1160-1170.
- Anenberg, S. C., Bindl, M., Brauer, M., Castillo, J. J., Cavalieri, S., Duncan, B. N., Fiore, A. M., Fuller, R., Goldberg, D. L., Henze, D. K., Hess, J., Holloway, T., James, P., Jin, X., Kheirbek, I., Kinney, P. L., Liu, Y., Mohegh, A., Patz, J., ... West, J. J. (2020). Using Satellites to Track Indicators of Global Air Pollution and Climate Change Impacts: Lessons Learned From a NASA-Supported Science-Stakeholder Collaborative. *GeoHealth*, 4(7). <https://doi.org/10.1029/2020GH000270>
- Anyamba, A., Estes, J., Kline, K., y Collins, E. (2015). Remote Sensing. En *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences: Second Edition* (2.^a ed., pp. 419-424). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097086-8.72046-0>
- Arenas, A., Cota, W., Gómez-Gardeñes, J., Gómez, S., Granell, C., Matamalas, J., Soriano, D., y Steinegger, B. (2020). A mathematical model for the spatiotemporal epidemic spreading of COVID19. *Physical Review X*. <https://doi.org/10.1101/2020.03.21.20040022>
- Ashmore, M. (2013). Air Pollution. En S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (2.^a ed., pp. 136-147). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00283-5>
- Awe, Y., Hagler, G., Kleiman, G., Klopp, J., Pinder, R., y Terry, S. (2017). *Filling the Gaps : Improving Measurement of Ambient Air Quality in Low and Middle Income Countries*. https://www.researchgate.net/publication/323390693_Filling_the_Gaps_Improving_

Measurement_of_Ambient_Air_Quality_in_Low_and_Middle_Income_Countries_D
RAFT

Balkin, R. (2008). *Post hoc analysis for ANOVA* (Número 1).

http://www.balkinresearchmethods.com/Balkin_Research_Methods/Research_Methods_and_Statistics_files/Post_hoc_analysis_for_ANOVA.pdf

Bar, S., Parida, B. R., Mandal, S. P., Pandey, A. C., Kumar, N., y Mishra, B. (2021).

Impacts of partial to complete COVID-19 lockdown on NO₂ and PM_{2.5} levels in major urban cities of Europe and USA. *Cities*, 117(2), 103308.

<https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103308>

Bode, W. D., y Cascio, W. E. (2019). Cardiovascular Effects of Air Pollutants -

ClinicalKey. En *Netter's Cardiology* (3.^a ed., Vol. 18, pp. 123-127).

Carré, J., Gatimel, N., Moreau, J., Parinaud, J., y Léandri, R. (2017). Does air pollution

play a role in infertility?: A systematic review. En *Environmental Health: A Global Access Science Source* (Vol. 16, Número 82). <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0291-8>

Centro Nacional de Metrología. (2007). *Hora oficial*. Gobierno de México.

https://www.cenam.mx/hora_oficial/

Chan, K. L., Khorsandi, E., Liu, S., Baier, F., y Valks, P. (2021). Estimation of surface

no₂ concentrations over germany from tropomi satellite observations using a machine learning method. *Remote Sensing*, 13(5), 1-24.

<https://doi.org/10.3390/rs13050969>

Chin, R., y Lee, B. Y. (2008). Analysis of Data. En *Principles and Practice of Clinical*

Trial Medicine (pp. 325-359). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373695-6.00015-6>

Cichoń, M. (2020). Reporting statistical methods and outcome of statistical analyses in

research articles. *Pharmacological Reports*, 72(3), 481-485.

<https://doi.org/10.1007/s43440-020-00110-5>

Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L., Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., ... Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918.

[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2020). *Efectos de las cuarentenas y restricciones de actividad relacionadas con el COVID-19 sobre la calidad del aire en las ciudades de América Latina*.

https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/45839/1/S2000476_es.pdf

Dahiya, S., Anhäuser, A., Farrow, A., Thieriot, H., Kumar, A., y Myllyvirta, L. (2020). *Ranking the World's Sulfur Dioxide (SO₂) Hotspots: 2019-2020*.

<https://www.greenpeace.org/static/planet4-mena-stateless/a372e5fe-so2-report-english.pdf>

Datanovia. (2019). *Comparing Multiple Means in R*.

<https://www.datanovia.com/en/courses/comparing-multiple-means-in-r/>

de Sousa Rodrigues, C. F., Camello de Lima, F. J., y Timbó Barbosa, F. (2017).

Importance of using basic statistics adequately in clinical research. *Brazilian Journal of Anesthesiology (English Edition)*, 67(6), 619-625.

<https://doi.org/10.1016/j.bjane.2017.01.011>

de Vries, J., Voors, R., Ording, B., Dingjan, J., Veeffkind, P., Ludewig, A., Kleipool, Q., Hoogeveen, R., y Aben, I. (2016). TROPOMI on ESA's Sentinel 5p ready for launch and use. *Fourth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment (RSCy2016)*, 9688. <https://doi.org/10.1117/12.2240839>

- Dechezleprêtre, A., Rivers, N., y Stadler, B. (2019). The economic cost of air pollution: Evidence from Europe. *OECD Economics Department Working Papers*, 1584(54), 62. <https://doi.org/10.1787/56119490-en>
- Decreto Supremo N° 116-2020-PCM*, (2020) (testimony of EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA). https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/898487/DS_116-2020-PCM.pdf
- DECRETO SUPREMO N° 044-2020-PCM*, (2020) (testimony of EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA). <http://www.exteriores.gob.es/Embajadas/LIMA/es/Noticias/Documents/1864948-2.pdf>
- European Space Agency. (2018). *Sentinel-5P TROPOMI User Guide*. Sentinel Online. <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-5p-tropomi>
- European Space Agency. (2021). *Facts and figures*. Sentinel-5P. https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Facts_and_figures
- Farrow, A., Miller, K. A., Myllyvirta, L., Newport, E., y Son, M. (2020). *TOXIC AIR: THE PRICE OF FOSSIL FUELS*. <https://www.greenpeace.org/usa/wp-content/uploads/2020/02/The-Price-of-Fossil-Fuels-full-report.pdf>
- Flores-Ruiz, E., Miranda-Navales, M. G., y Villasís-Keever, M. Á. (2017). El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadística adecuada. *Estadística inferencial. Revista alergia México*, 64(3), 364-370. <https://doi.org/10.29262/RAM.V64I3.304>
- García-Chevesich, P. A., Alvarado, S., Neary, D. G., Valdes, R., Valdes, J., Aguirre, J. J., Mena, M., Pizarro, R., Jofré, P., Vera, M., y Olivares, C. (2014). Respiratory disease and particulate air pollution in Santiago Chile: Contribution of erosion particles from fine sediments. *Environmental Pollution*, 187, 202-205.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.028>

Garreaud, R., Rutilant, J., y Fuenzalida, H. (2002). Coastal lows in north-central Chile: mean structure and evolution. *Monthly Weather Review*, 130, 75-88.

Gobierno del Perú. (2020). *Fechas de las estaciones astronómicas en el Perú* .

<https://www.gob.pe/11000-fechas-de-las-estaciones-astronomicas-en-el-peru>

Google Developers. (s. f.). *Sentinel-5P*. Earth Engine Data Catalog. Recuperado 24 de diciembre de 2021, de <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/sentinel-5p>

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., y Moore, R. (2017).

Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.06.031>

Guerrero, F. (2021). *Análisis de la variación en la calidad del aire debido al*

confinamiento por COVID-19 en el Ecuador Continental [Universidad de las Fuerzas Armadas - ESPE].

<https://repositorio.espe.edu.ec/bitstream/21000/24023/1/T-ESPE-044382.pdf>

Hadjidemetriou, G. M., Sasidharan, M., Kouyialis, G., y Parlikad, A. K. (2020). The impact of government measures and human mobility trend on COVID-19 related deaths in the UK. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 6(100167). <https://doi.org/10.1016/j.trip.2020.100167>

Heath, D. F., Krueger, A. J., Roeder, H. A., y Henderson, B. D. (1975). The Solar Backscatter Ultraviolet and Total Ozone Mapping Spectrometer (SBUV/TOMS) for NIMBUS G. *Optical Engineering*, 14(4), 323-331.

<https://doi.org/10.1117/12.7971839>

Herrera, J. (2020). *Análisis de la calidad del aire en diferentes ciudades de América*

Latina y el Caribe a partir de mediciones en superficie y datos del servicio de monitoreo atmosférico de Copernicus (CAM5) [Universidad Nacional de Colombia].

<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/78613>

Hutton, G. (2011). AIR POLLUTION. *COPENHAGEN CONSENSUS on Human Challenges*.

https://www.copenhagenconsensus.com/sites/default/files/air_pollution.pdf

Inglezakis, V. J., y Pouloupoulos, S. G. (2006). Air and Water Pollution. *Adsorption, Ion Exchange and Catalysis*, 1-30. <https://doi.org/10.1016/B978-044452783-7/50001-X>

Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2018). *Resultados del Censo 2010 de población y vivienda en el Ecuador: FASCÍCULO PROVINCIAL PICHINCHA*.

<https://www.ecuadorencifras.gob.ec/wp-content/descargas/Manualateral/Resultados-provinciales/pichincha.pdf>

Instituto Nacional de Estadísticas. (2019). *Población y Vivienda por Conurbación*.

División Político Administrativa y Censal 2017. [https://ine-](https://ine-chile.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=d0bff7af90384faa98d6ff69faa0d6d2)

[chile.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=d0bff7af90384faa98d6ff69faa0d6d2](https://ine-chile.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=d0bff7af90384faa98d6ff69faa0d6d2)

IQAir. (2020). World Air Quality Report. En *2020 World Air Quality Report* (Número August). <https://www.iqair.com/world-most-polluted-cities/world-air-quality-report-2019-en.pdf>

Katulski, R. J., Namieśnik, J., Sadowski, J., Stefański, J., y Wardencki, W. (2011).

Monitoring of Gaseous Air Pollution. En M. K. Khallaf (Ed.), *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources* (pp. 143-158).

InTech. <https://doi.org/10.5772/20771>

KN, S., Deka, L., y Gupta, M. (2020). *Use of Remote Sensing Data to Identify Air*

Pollution Signatures in India. <http://arxiv.org/abs/2012.00402>

Lavaine, E. (2014). An Econometric Analysis of Atmospheric Pollution, Environmental Disparities and Mortality Rates. *Environmental and Resource Economics*, 60(2),

215-242. <https://doi.org/10.1007/S10640-014-9765-0>

- Lazar, J., Feng, J. H., y Hochheiser, H. (2017). Statistical analysis. En *Research Methods in Human Computer Interaction* (2.^a ed., pp. 71-104). Morgan Kaufmann.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805390-4.00004-2>
- Levelt, P. F., Joiner, J., Tamminen, J., Veefkind, J. P., Bhartia, P. K., Zweers, D. C. S., Duncan, B. N., Streets, D. G., Eskes, H., Van Der, R. A., McLinden, C., Fioletov, V., Carn, S., De Laat, J., Deland, M., Marchenko, S., McPeters, R., Ziemke, J., Fu, D., ... Wargan, K. (2018). The Ozone Monitoring Instrument: Overview of 14 years in space. En *Atmospheric Chemistry and Physics* (Vol. 18, Número 8, pp. 5699-5745).
<https://doi.org/10.5194/acp-18-5699-2018>
- Liu, Ying, Shao, M., Fu, L., Lu, S., Zeng, L., y Tang, D. (2008). Source profiles of volatile organic compounds (VOCs) measured in China: Part I. *Atmospheric Environment*, 42(25), 6247-6260. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2008.01.070>
- Liu, Yuehui, Wang, H., Jing, S., Gao, Y., Peng, Y., Lou, S., Cheng, T., Tao, S., Li, L., Li, Y., Huang, D., Wang, Q., y An, J. (2019). Characteristics and sources of volatile organic compounds (VOCs) in Shanghai during summer: Implications of regional transport. *Atmospheric Environment*, 215, 116902.
<https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2019.116902>
- Lorente, A., Boersma, K. F., Eskes, H. J., Veefkind, J. P., van Geffen, J. H. G. M., de Zeeuw, M. B., Denier van der Gon, H. A. C., Beirle, S., y Krol, M. C. (2019). Quantification of nitrogen oxides emissions from build-up of pollution over Paris with TROPOMI. *Scientific Reports*, 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56428-5>
- Madruca, D. G. (2020). Importance of Air Quality Networks in Controlling Exposure to Air Pollution. En *Environmental Emissions*. IntechOpen.
<https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.92335>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., y Bezirtzoglou, E. (2020).

- Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8, 14. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Martínez, P., y Romieu, I. (1997). Introducción al Monitoreo Atmosférico. En *Gestión de la Calidad del Aire en las Ciudades de América Latina*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
<http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/001083/Course2/Lecturas.htm#monitoreo>
- Ministerio de Salud. (2020). *Nueve comunas del país pasan de cuarentena a transición y Región de la Araucanía entra a fase 4*. <https://www.minsal.cl/nueve-comunas-del-pais-pasan-de-cuarentena-a-transicion-y-region-de-la-araucania-entra-a-fase-4/>
- Ministerio del Ambiente. (2010). *Plan Nacional de la Calidad de Aire*.
<https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/10/libro-calidad-aire-1-final.pdf>
- Minitab. (2014a). *A comparison of the Pearson and Spearman correlation methods - Minitab Express*. Minitab Express Support. <https://support.minitab.com/en-us/minitab-express/1/help-and-how-to/modeling-statistics/regression/supporting-topics/basics/a-comparison-of-the-pearson-and-spearman-correlation-methods/>
- Minitab. (2014b). *How are dependent and independent samples different?* Minitab Express Support. <https://support.minitab.com/en-us/minitab-express/1/help-and-how-to/basic-statistics/inference/supporting-topics/tests-of-means/how-are-dependent-and-independent-samples-different/>
- Minitab. (2015). *Choosing Between a Nonparametric Test and a Parametric Test*. Minitab Blog. <https://blog.minitab.com/en/adventures-in-statistics-2/choosing-between-a-nonparametric-test-and-a-parametric-test>
- Mohammed, O., Ismail, S., y Hameed, R. S. A. (2013). Environmental effects of volatile organic compounds on ozone layer. *Pelagia Research Library Advances in Applied*

Science Research, 4(1), 264-268.

Montero, L., y García, J. (2017). *Panorama multidimensional del desarrollo urbano en América Latina y el Caribe*.

https://www.cepal.org/sites/default/files/publication/files/41974/S1700257_es.pdf

Nagpure, A. S., Gurjar, B. R., y Kumar, P. (2011). Impact of altitude on emission rates of ozone precursors from gasoline-driven light-duty commercial vehicles. *Atmospheric Environment*, 45(7). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.026>

Nathanson, J. A. (2020). Air pollution. En *Encyclopedia Britannica*.

<https://www.britannica.com/science/air-pollution>

Olmo, N. R. S., Saldiva, P. H. do N., Braga, A. L. F., Lin, C. A., Santos, U. de P., y Pereira, L. A. A. (2011). A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. *Clinics*, 66(4), 681-690. <https://doi.org/10.1590/S1807-59322011000400025>

Organización Mundial de la Salud. (2020). *COVID-19: cronología de la actuación de la OMS*. <https://www.who.int/es/news/item/27-04-2020-who-timeline---covid-19>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. (2015). *Estudios Territoriales de la OCDE: VALLE DE MÉXICO, MÉXICO: SÍNTESIS DEL ESTUDIO*. <https://doi.org/10.1787/9789264245174-en>

Pénard-Morand, C., y Annesi-Maesano, I. (2004). Air pollution: from sources of emissions to health effects. *Breathe*, 1(2), 109-119.

<https://breathe.ersjournals.com/content/breathe/1/2/108.full.pdf>

Perea Tinajero, G., y Bąk, A. (2021). To lock or not to lock? Mexico case. *History and Philosophy of the Life Sciences*, 43(4), 1-5. <https://doi.org/10.1007/S40656-021-00462-Y>

Perilla, G. A., y Mas, J.-F. (2020). Google Earth Engine (GEE): una poderosa herramienta que vincula el potencial de los datos masivos y la eficacia del

procesamiento en la nube. *Investigaciones geográficas*, 101.

<https://doi.org/10.14350/RIG.59929>

DECRETO No. 1017, (2020) (testimony of PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA).

<https://www.registroficial.gob.ec/index.php/registro-oficial->

[web/publicaciones/suplementos/item/12726-suplemento-al-registro-oficial-no-163](https://www.registroficial.gob.ec/index.php/registro-oficial-web/publicaciones/suplementos/item/12726-suplemento-al-registro-oficial-no-163)

Pusede, S. E., y Cohen, R. C. (2012). On the observed response of ozone to NO_x and

VOC reactivity reductions in San Joaquin Valley California 1995-present.

Atmospheric Chemistry and Physics, 12(18), 8323-8339.

<https://doi.org/10.5194/acp-12-8323-2012>

Quito Informa. (2020a). 465.908 vehículos fueron matriculados en el 2019 .

<http://www.quitoinforma.gob.ec/2020/01/10/465-908-vehiculos-fueron-matriculados-en-el-2019/>

Quito Informa. (2020b). *Semáforo amarillo: la 'nueva normalidad' en Quito*.

<http://www.quitoinforma.gob.ec/2020/06/02/semaforo-amarillo-la-nueva-normalidad-en-quito/>

Riojas-Rodríguez, H., Soares Da Silva, A., Luis Texcalac-Sangrador, J., y Litai Moreno-

Banda, G. (2016). Air pollution management and control in Latin America and the

Caribbean: implications for climate change Special report. En *Rev Panam Salud*

Publica (Vol. 40, Número 3).

https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/31229/v40n3a2_150-

[59.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/31229/v40n3a2_150-59.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Rogulski, M., y Badyda, A. (2019, enero 24). Current trends in network based air quality

monitoring systems. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*,

214(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/214/1/012085>

Romero Placeres, M., Diego Olite, F., y Álvarez Toste, M. (2006). La contaminación del

aire: su repercusión como problema de salud. *Revista Cubana de Higiene y*

Epidemiología, 44(2), 1-14.

Romero Saldaña, M. (2016). Pruebas de bondad de ajuste a una distribución normal. En *Enfermería del Trabajo* (Vol. 6, Número 3).

<https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/5633043.pdf>

Schober, P., Boer, C., y Schwarte, L. A. (2018). Correlation coefficients: Appropriate use and interpretation. *Anesthesia and Analgesia*, 126(5), 1763-1768.

<https://doi.org/10.1213/ANE.0000000000002864>

Schraufnagel, D. E., Balmes, J. R., de Matteis, S., Hoffman, B., Kim, W. J., Perez-Padilla, R., Rice, M., Sood, A., Vanker, A., y Wuebbles, D. J. (2019). Health benefits of air pollution reduction. *Annals of the American Thoracic Society*, 16(12), 1478-1487. <https://doi.org/10.1513/AnnalsATS.201907-538CME>

Secretaría del Medio Ambiente. (2014). *El monitoreo de la calidad del aire*. Monitoreo.

<http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27ZaBhnml=%27>

Secretaría del Medio Ambiente. (2021). *Concentraciones de Contaminantes en el Aire Portal de Datos Abiertos de la CDMX*. Portal de Datos Abiertos de la CDMX.

<https://datos.cdmx.gob.mx/ru/dataset/contaminantes>

Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. (2019). *AGENDAS ZONALES: ZONA 9 - Matriz: Distrito Metropolitano de Quito*. <https://www.planificacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/06/Agenda-Coordinación-Zonal-Z9-2017-2021.pdf>

DOF: 21/04/2020, (2020) (testimony of SEGOB).

http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5592067&fecha=21/04/2020

DOF: 24/03/2020, (2020) (testimony of SEGOB).

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5590339&fecha=24/03/2020

Shehab, M. A., y Pope, F. D. (2019). Effects of short-term exposure to particulate matter air pollution on cognitive performance. *Scientific Reports*, 9(1).

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-44561-0>

- Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., Rodriguez, J. J. D., y Calatayud, V. (2020). Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Science of The Total Environment*, 735, 139542.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139542>
- Sivaramanan, S. (2014). Air Pollution sources, pollutants and mitigation measures. En *Environmental Officer, Environmental Impact Assessment unit, Environmental Management and Access division*. Central Environmental Authority.
<https://doi.org/10.13140/2.1.5106.8485>
- Spinazzè, A., y Cavallo, D. M. (2019). Preface: special issue on air quality assessment for environmental policy support: Sources, emissions, exposures, and health impacts. *Environments - MDPI*, 6(10). <https://doi.org/10.3390/environments6100110>
- Statistical Tools for High-throughput Data Analysis. (2014). *Correlation Test Between Two Variables in R*. STHDA. <http://www.sthda.com/english/wiki/correlation-test-between-two-variables-in-r#pearson-correlation-test>
- Resolución-203 EXENTA*, (2020) (testimony of SUBSECRETARÍA DE SALUD PÚBLICA).
<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1143703&idVersion=2020-03-25>
- Toro A., R., Catalán, F., Urdanivia, F. R., Rojas, J. P., Manzano, C. A., Seguel, R., Gallardo, L., Osses, M., Pantoja, N., y Leiva-Guzman, M. A. (2021). Air pollution and COVID-19 lockdown in a large South American city: Santiago Metropolitan Area, Chile. *Urban Climate*, 36(October 2020).
<https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100803>
- Toro, P., y Cortes, E. (1994). *AIR POLLUTION IN SANTIAGO (CHILE) AS STUDIED BY NUCLEAR AND OTHER TECHNIQUES*.
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/25/054/25054375.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2011). The benefits and costs of the

- clean air act from 1990-2020. En *Better Air: Benefits and Costs of the Clean Air Act*.
- United States Environmental Protection Agency. (2021a). *Learn about Lead*. Lead.
<https://www.epa.gov/lead/learn-about-lead>
- United States Environmental Protection Agency. (2021b). *Managing Air Quality - Ambient Air Monitoring*. <https://www.epa.gov/air-quality-management-process/managing-air-quality-ambient-air-monitoring>
- van Geffen, J. H. G. M., Eskes, H. J., Boersma, K. F., y Veefkind, J. P. (2021). *TROPOMI ATBD of the total and tropospheric NO2 data products*.
<https://sentinel.esa.int/documents/247904/2476257/Sentinel-5P-TROPOMI-ATBD-NO2-data-products>
- Veefkind, J. P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., de Vries, J., Otter, G., Claas, J., Eskes, H. J., de Haan, J. F., Kleipool, Q., van Weele, M., Hasekamp, O., Hoogeveen, R., Landgraf, J., Snel, R., Tol, P., Ingmann, P., Voors, R., Kruizinga, B., ... Levelt, P. F. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote Sensing of Environment*, 120, 70-83.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.027>
- Vega, E., Namdeo, A., Bramwell, L., Miquelajauregui, Y., Resendiz-Martinez, C. G., Jaimes-Palomera, M., Luna-Falfan, F., Terrazas-Ahumada, A., Maji, K. J., Entwistle, J., Enríquez, J. C. N., Mejia, J. M., Portas, A., Hayes, L., y McNally, R. (2021). Changes in air quality in Mexico City, London and Delhi in response to various stages and levels of lockdowns and easing of restrictions during COVID-19 pandemic. *Environmental Pollution*, 285, 117664.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117664>
- Vîrghileanu, M., Săvulescu, I., Mihai, B. A., Nistor, C., y Dobre, R. (2020). Nitrogen dioxide (No2) pollution monitoring with sentinel-5p satellite imagery over europe

during the coronavirus pandemic outbreak. *Remote Sensing*, 12(21), 1-29.

<https://doi.org/10.3390/rs12213575>

Wilcox, R. R. (2003). SUMMARIZING DATA. En *Applying Contemporary Statistical Techniques* (pp. 55-91). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012751541-0/50024-9>

World Health Organization. (s. f.). *Air pollution*. Recuperado 20 de enero de 2022, de https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1

Wu, Y. C., Lin, Y. C., Yu, H. L., Chen, J. H., Chen, T. F., Sun, Y., Wen, L. L., Yip, P. K., Chu, Y. M., y Chen, Y. C. (2015). Association between air pollutants and dementia risk in the elderly. *Alzheimer's and Dementia: Diagnosis, Assessment and Disease Monitoring*, 1(2), 220-228. <https://doi.org/10.1016/j.dadm.2014.11.015>

Wuebbles, D. J., y Sanyal, S. (2015). Air Quality in a Cleaner Energy World. *Current Pollution Reports*, 1(2), 117-129. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0009-x>

Yatkin, S., Gerboles, M., Belis, C. A., Karagulian, F., Lagler, F., Barbieri, M., y Borowiak, A. (2020). Representativeness of an air quality monitoring station for PM2.5 and source apportionment over a small urban domain. *Atmospheric Pollution Research*, 11(2), 225-233. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.10.004>

Zell, H. (2017). *Earth's Atmospheric Layers*. NASA.

http://www.nasa.gov/mission_pages/sunearth/science/atmosphere-layers2.html

Anexos