

INFLUENCIA DEL CONFINAMIENTO POR LA COVID-19 SOBRE LOS NIVELES DE OZONO TROPOSFÉRICO Y ÓXIDOS DE NITRÓGENO EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

Trabajo de Fin de Grado

Autora: Teresa Celeste Alvado Miralles

Tutores: Nuria Galindo Corral y Eduardo Yubero Funes

GRADO CIENCIAS AMBIENTALES

2021-2022

Facultad de Ciencias Experimentales

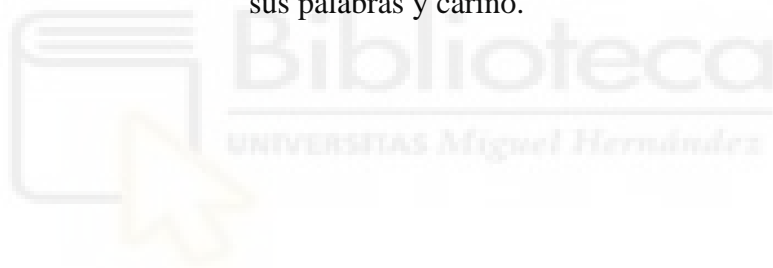
Departamento de Física Aplicada

TFG.GCA.NGC.TCAM.220901

En primer lugar, quisiera agradecer a mi familia y a mis compañeros por todo el apoyo recibido durante estos años.

En especial quisiera agradecer por todo su esfuerzo y apoyo para poder realizar este trabajo a Nuria, Eduardo y Álvaro.

Por último quiero agradecer a todos mis profesores/as por creer en mi y darme impulso con sus palabras y cariño.



Hoy las estrellas iluminarán más que nunca la oscura noche para poder vislumbrar vuestra alegría de ver mi sueño cumplido. Este trabajo os lo dedico a vosotros Teresa y Pepito.

RESUMEN

En el presente estudio se evalúa el efecto de las restricciones para contener la pandemia por COVID-19 sobre los niveles de ozono troposférico (O_3) y óxidos de nitrógeno (NO_x) en la Comunidad Valenciana. Para ello, se han estudiado las concentraciones de estos contaminantes atmosféricos en estaciones urbanas, suburbanas y rurales pertenecientes a la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica durante el período comprendido entre el 15 de marzo y el 14 de mayo de los años 2018 a 2021. Los resultados muestran una marcada disminución de los niveles de óxidos de nitrógeno en las estaciones urbanas y suburbanas durante 2020 causada mayoritariamente por la reducción de las emisiones debidas al tráfico rodado.

Palabras clave: Confinamiento, COVID-19, Calidad del aire, Ozono, Óxidos de nitrógeno.

ABSTRACT

This study evaluates the effect of restrictions to contain the COVID-19 pandemic on the levels of tropospheric ozone (O_3) and nitrogen oxides (NO_x) in the Valencian Community. For this purpose, the concentrations of these atmospheric pollutants measured at urban, suburban and rural stations of the regional Air Quality Monitoring Network between 15 March and 14 May during the years 2018 to 2021 were studied. The results show a marked decrease in nitrogen oxides concentrations at the urban and suburban stations in 2020 mainly due to the reduction in road traffic emissions.

Keywords: Lockdown, COVID-19, Air Quality, Ozone, Nitrogen oxides.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Origen del O₃ troposférico y los NO_x.....	1
1.2 Efectos del O₃ y los NO_x.....	4
1.2.1 Efectos sobre la salud humana.....	4
1.2.2 Efectos sobre el medio ambiente.....	5
1.3 Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica....	6
1.4 Legislación	9
1.5 Impacto del confinamiento en los niveles de NO_x y O₃.....	10
2. OBJETIVOS.....	12
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
3.1 Descripción de los emplazamientos de medida.....	13
3.2 Medida de las concentraciones de O₃ y NO_x.....	15
3.2.1 Medida de las concentraciones O ₃ por espectrofotometría.....	15
3.2.2 Medida de las concentraciones de NO _x por quimioluminiscencia.....	16
3.3 Tratamiento datos.....	17
4. RESULTADOS.....	18
4.1 Variables meteorológicas.....	18
4.2 Influencia del confinamiento sobre los niveles de NO_x.....	19
4.2.1 Niveles promedio.....	19
4.2.2 Niveles en días laborables y festivos.....	20
4.2.3 Variabilidad diaria.....	22
4.3 Influencia del confinamiento sobre los niveles de O₃.....	23
4.3.1 Niveles promedio.....	23
4.3.2 Niveles en días laborables y festivos.....	24
4.3.3 Variabilidad diaria.....	26
5. CONCLUSIONES.....	28
6. PROYECCIÓN FUTURA.....	28
7. BIBLIOGRAFÍA.....	29

1.- INTRODUCCIÓN

1.1.- Origen del O₃ troposférico y NO_x

La contaminación atmosférica se ha convertido en la actualidad en una de las principales causas de muerte evitable a nivel mundial. Entre los contaminantes del aire que mayor impacto tienen sobre la salud humana y el medio ambiente se encuentran el ozono troposférico (O₃) y el dióxido de nitrógeno (NO₂). Según datos de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2020), la exposición a ozono y dióxido de nitrógeno causó alrededor de 20.600 y 55.000 muertes prematuras, respectivamente, en Europa en 2018.

Los óxidos de nitrógeno (NO_x), considerados como la suma de monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO₂), se liberan a la atmósfera principalmente como consecuencia de la combustión de carburante fósiles, mayoritariamente por el sector del transporte, aunque también son emitidos por otras fuentes como las centrales térmicas de producción de energía eléctrica, algunas actividades industriales y las calefacciones domésticas. La figura 1 muestra la distribución de las emisiones de NO_x en Europa (EEA, 2021).

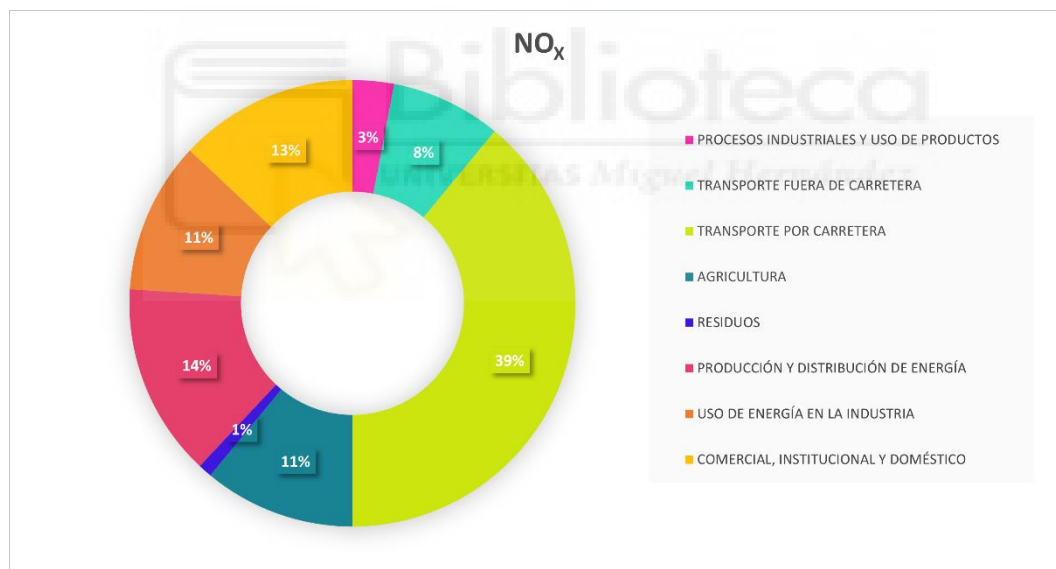


Figura 1. Emisiones de óxidos de nitrógeno en Europa en 2019 por sectores.

En los procesos de combustión, las altas temperaturas generadas favorecen la oxidación del nitrógeno atmosférico, produciendo mayoritariamente monóxido de nitrógeno (NO), que dará lugar a dióxido de nitrógeno (NO₂) en la atmósfera (figura 2). Así, el monóxido de nitrógeno liberado a la atmósfera durante la quema de combustibles fósiles puede reaccionar con diversos oxidantes, como el ozono o algunos radicales libres, dando como resultado la formación de

dióxido de nitrógeno. El dióxido de nitrógeno se elimina de la atmósfera principalmente por oxidación a ácido nítrico (HNO_3) con radicales hidroxilo.

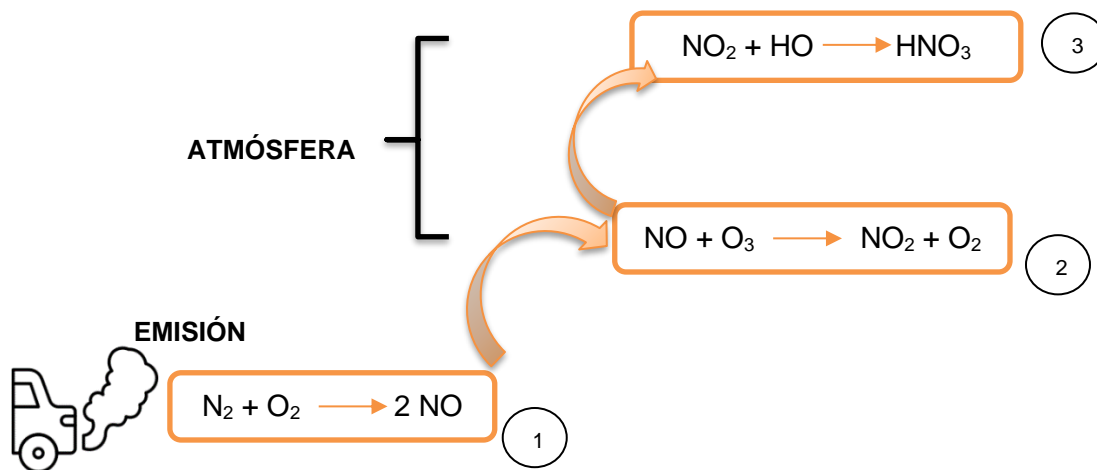


Figura 2. Emisión de NO durante la combustión de carburantes fósiles y generación de NO_2 en la atmósfera.

La mayor parte del ozono atmosférico, aproximadamente el 90%, se encuentra en la estratosfera, donde desempeña un papel fundamental al absorber las radiaciones ultravioletas más nocivas (UV-C y UV-B) procedentes del sol (Seinfeld y Pandis, 2016). El O_3 estratosférico se forma por disociación del oxígeno molecular, cuando este absorbe radiación solar de longitud de onda inferior a 242 nm (R.1), y posterior combinación de los átomos de oxígenos producidos con moléculas de oxígeno (R.2):



Una pequeña fracción del ozono generado en la estratosfera puede ser transportado a la baja troposfera, dando lugar a una concentración de fondo que, hasta mediado del siglo pasado, oscilaba entre 10 y 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Vingarzan, 2004). En la actualidad, sin embargo, es frecuente encontrar concentraciones de ozono muy superiores en muchas zonas urbanas y rurales. El aumento anómalo de los niveles de O_3 troposférico se debe a las emisiones antropogénicas de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y NO_x , considerados precursores de su formación.

El O_3 troposférico y los NO_x están relacionados a través de una serie de reacciones que representan el ciclo natural del ozono y los óxidos de nitrógeno en una atmósfera no

contaminada (figura 3). Este conjunto de reacciones no modifica las concentraciones medias de ozono ya que, por cada molécula de ozono consumida en la oxidación de NO (R.3), se forma una molécula de la misma sustancia (R.5) por combinación de oxígeno molecular con el oxígeno atómico producido por la fotodisociación de NO₂ (R.4).

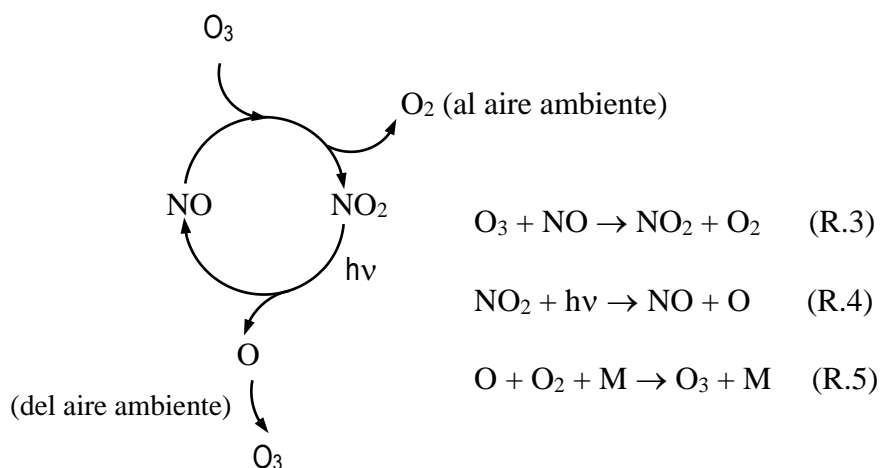


Figura 3. Ciclo natural del O₃ troposférico y los NO_x.

Cuando en la atmósfera, además de O₃ y NO_x, hay COVs presentes, el ciclo anterior se ve alterado. La razón es que la oxidación atmosférica de los COVs da lugar a radicales peroxilo (ROO·, donde R representa una cadena orgánica) e hidroperoxilo (HOO·), que también pueden oxidar al NO (figura 4). Esto tiene como consecuencia que una parte del ozono formado en la reacción 5 (figura 3) no sea consumido en la oxidación de NO, produciéndose un aumento de su concentración por encima de los niveles considerados normales.

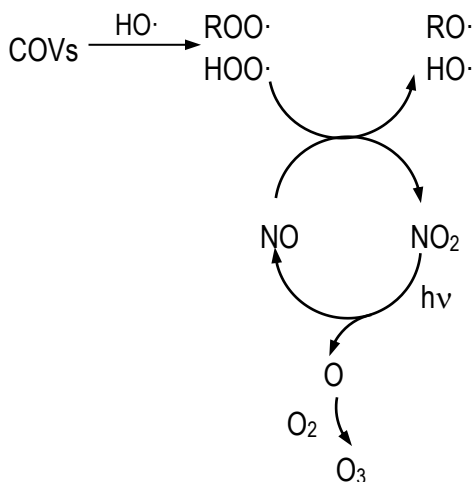


Figura 4. Ciclo del O₃ troposférico y los NO_x en presencia de COVs.

1.2.- Efectos del O₃ y los NO_x

Los efectos que puede causar la contaminación atmosférica sobre el medio ambiente y la salud humana dependerán de la naturaleza de los contaminantes, su concentración en la atmósfera y el tiempo de exposición del organismo.

1.2.1.- Efectos sobre la salud humana

Está comprobado que la exposición a la contaminación del aire puede provocar efectos adversos para la salud. Dependiendo de la edad y el estado de salud, los individuos pueden ser más o menos sensibles a los impactos de la contaminación del aire en la salud. Así, los niños, los ancianos y las personas con enfermedades cardio-respiratorias previas son más susceptibles a los riesgos ambientales. También se debe destacar que las personas pertenecientes a niveles socio-económicos más desfavorecidas tienden a estar más expuestas a la contaminación atmosférica (EEA, 2020).

Los impactos de la contaminación del aire en la salud pueden cuantificarse y expresarse como estimaciones de mortalidad y morbilidad. La mortalidad refleja la reducción de la esperanza de vida debido a muerte prematura como resultado de la exposición a la contaminación del aire, mientras que la morbilidad se relaciona con la aparición de enfermedades o discapacidad, que van desde efectos subclínicos y síntomas como tos a condiciones crónicas que pueden requerir hospitalización (EEA, 2020).

El O₃ es un gas altamente reactivo asociado con efectos adversos para la salud, incluida la mortalidad y la morbilidad. Es absorbido principalmente en el tracto respiratorio superior y se conduce a las vías respiratorias intratorácicas. Dado que la inhalación oral permite tasas de eliminación de ozono más bajas que la inhalación nasal, la actividad física vigorosa conduce a una mayor penetración en los pulmones. Otros factores que influyen en la absorción de ozono son la edad y el género: se observan niveles más altos de absorción en niños y mujeres, debido a las variaciones en el tamaño de las vías respiratorias. Los principales factores de susceptibilidad y vulnerabilidad que pueden influir en los efectos sobre la salud relacionados con el ozono son el sexo, la edad, el nivel socioeconómico y la ocupación (EEA,2020).

Los registros de concentración de ozono en todo el mundo muestran que los niveles de este contaminante a menudo superan el umbral de la legislación de la UE y las pautas más restrictivas de la OMS para la protección de la salud humana (Nuvolone et al., 2018).

La exposición a dióxido de nitrógeno se asocia con enfermedades del sistema respiratorio, particularmente en niños, mayores y población asmática (Latzka et al., 2009, Nitschke, 1999). Existen evidencias de que la exposición a largo plazo a concentraciones por encima del límite anual establecido por la legislación europea en $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ produce síntomas respiratorios, un aumento de las hospitalizaciones y la mortalidad, así como otitis media (Latzka et al., 2009). Respecto a la exposición a corto plazo, estudios recientes indican que el NO_2 está asociado con un incremento de la mortalidad cardiovascular, respiratoria y por todas las causas (Meng et al., 2021; Wang. et al., 2021).

1.2.2.- Efectos sobre el medio ambiente

La contaminación del aire conduce a la degradación ambiental, y tiene efectos ambientales importantes que pueden afectar directamente a los ecosistemas naturales y a la biodiversidad. (EEA,2020).

La deposición de óxidos de nitrógeno puede causar eutrofización y acidificación. Las emisiones de NO_x y amoníaco (NH_3) perturban los ecosistemas terrestres y acuáticos introduciendo elevadas cantidades de nitrógeno nutritivo. A consecuencia, se produce la eutrofización, que es una sobreoferta de nutrientes que puede conducir a cambios en la diversidad de especies y a las invasiones de nuevas especies (EEA, 2020). Por otro lado, la oxidación de los NO_x en la atmósfera da lugar a ácido nítrico, por lo que también contribuyen a la acidificación de suelos, lagos y ríos, provocando la pérdida de la biodiversidad. La acidificación del medio puede conducir a una mayor movilización de metales tóxicos en aguas o suelos, lo que incrementa el riesgo de absorción en la cadena alimentaria (EEA, 2020).

El O_3 troposférico puede dañar los cultivos agrícolas, los bosques y otros tipos de vegetación, ya que reduce su crecimiento, lo que tiene como consecuencia una pérdida de biodiversidad. En elevadas concentraciones, el ozono daña las células vegetales debido a que penetra a través de los estomas y perjudica la reproducción y crecimiento de las plantas, reduciendo en la agricultura el rendimiento de los cultivos, el crecimiento forestal y la biodiversidad. En muchas zonas del centro y sur de Europa se encuentran pastizales, protegidos por la Red Natura 2000, que están en riesgo como resultado de la exposición a los niveles actuales de O_3 troposférico, que puede provocar un cambio en la comunidad vegetal, su composición y también un cambio de floración y producción de las semillas en algunas especies a consecuencia de sus niveles elevados (EEA, 2020).

Se pueden producir distintos síntomas visibles provocados por las alteraciones debidas a la exposición al O₃, como son los siguientes síntomas foliares (figura 5): manchas rojizas en hojas de judía (A), y tomate (C), necrosis más avanzada en hojas de sandía (B), bandeado clorótico de pino carrasco (D) (Bermejo et al., 2009).

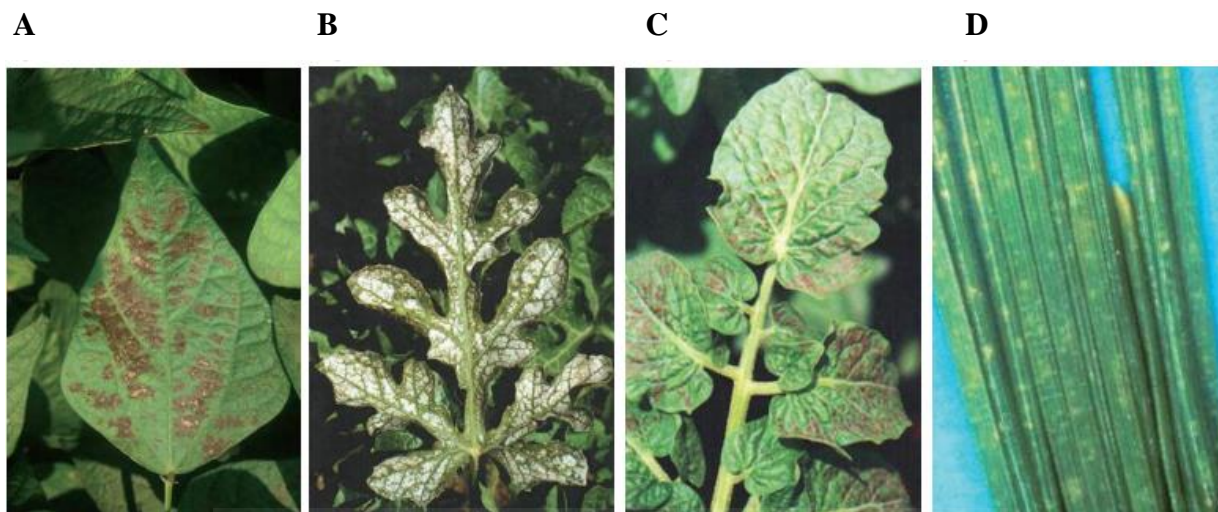


Figura 5. Síntomas foliares en presencia de O₃ troposférico.

1.3.- Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica

La normativa europea relativa a la calidad del aire sufrió un importante impulso a mediados de los años 90 del siglo pasado con la aprobación de la Directiva 96/62/CE sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. Los principios básicos de dicha directiva son: (1) definir y establecer objetivos de calidad del aire ambiente en la Comunidad para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y para el medio ambiente en su conjunto; (2) evaluar, basándose en métodos y criterios comunes, la calidad del aire ambiente en los Estados miembros; (3) disponer de información adecuada sobre la calidad del aire ambiente y procurar que el público tenga conocimiento de la misma, entre otras cosas mediante umbrales de alerta; y (4) mantener una buena calidad del aire ambiente y mejorarla en los demás casos.

Para poder cumplir con los objetivos definidos en la Directiva 96/62/CE es necesario disponer de una red de medida y seguimiento de los niveles de contaminantes atmosféricos de forma continua. La Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica (RVVCCA) comenzó a operar en 1994 con el objetivo monitorizar la calidad del aire en las principales áreas urbanas e industriales de la Comunidad Valenciana. Esta red de vigilancia cuenta en la actualidad con 65 estaciones o puntos de control fijos (figura 6), 3 unidades móviles, que se distribuyen en 9 de estos emplazamientos de forma periódica, y una unidad de

intervención rápida. Las unidades móviles son vehículos equipados con medidores en continuo de ozono y parámetros meteorológicos. La unidad de intervención rápida es una unidad de control de la contaminación diseñada con el fin de dar una respuesta rápida ante cualquier incidencia ambiental, y para poder realizar un diagnóstico de la calidad del aire en aquellos lugares donde sea necesario y no existan estaciones pertenecientes al resto de redes. Esta información en continuo se completa con las determinaciones analíticas hechas en laboratorios de determinados parámetros, dando así cumplimiento a los requisitos normativos actuales en cuanto a gestión y evaluación de la calidad del aire ambiente. La información registrada por los medidores en continuo se transfiere en tiempo real a un centro de recepción de datos denominado Centro de Control de la Calidad del Aire, en la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.



Figura 6. Fotografía de una de las estaciones de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica (RVVCCA).

Los contaminantes habitualmente analizados son el dióxido de azufre (SO_2), el monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2), los óxidos de nitrógeno totales (NO_x), el monóxido de carbono (CO), el ozono (O_3), el benceno (C_6H_6) y otros hidrocarburos, como el tolueno y los xilenos. Respecto al material particulado se analizan las concentraciones de las partículas en suspensión con diámetro inferior a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}), a $2.5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$), y a $1\ \mu\text{m}$ (PM_1). También se lleva a cabo el análisis de metales como el arsénico, níquel, cadmio, plomo e hidrocarburos aromáticos policíclicos sobre la fracción PM_{10} . Además, algunas estaciones cuentan con sensores que miden los principales parámetros meteorológicos (precipitación,

presión atmosférica, temperatura, radiación solar, velocidad y dirección del viento y humedad relativa).

Cada estación de la RVVCCA cuenta con una ficha descriptiva donde se indica su ubicación, así como todos los parámetros registrados (figura 7). Los datos recogidos por las estaciones de la red son públicos y pueden consultarse en la página web de la Conselleria. Existen dos tipos de datos: datos *on line* y datos históricos. Los primeros son aquellos recogidos en las distintas estaciones fijas del día en curso como promedios horarios. Los datos históricos son aquellos que ya han sido analizados y validados previamente por el centro de control y se ponen a disposición tanto en forma de promedios horarios como diarios. Ambos tipos de datos se pueden descargar en formato digital.

46250047 - València - Avd. Francia



Dirección de la estación			
Provincia	Valencia	Municipio	Valencia
Código	46250047	Dirección	Avenida de Francia,60
Latitud (en grados decimales DD)	39.45750439	Longitud (en grados decimales DD)	-0.3426899
Altitud	3 m	Estado	Activa
Zona	No definida		

Encontrar Ubicación

Esta estación mide los siguientes contaminantes:
<ul style="list-style-type: none"> Dióxido de Azufre Dióxido de Nitrógeno Dirección de viento Monóxido de Carbono Monóxido de Nitrógeno Oxidos de Nitrógeno totales Ozono Partículas en Suspensión (< 1µm) Partículas en Suspensión (< 10 µm) Partículas en Suspensión (< 2,5 µm) Velocidad de viento

Figura 7. Ficha descriptiva de la estación de Valencia situada en Avda. de Francia.

1.4.- Legislación

Debido a los efectos nocivos del O₃ troposférico y los óxidos de nitrógeno sobre la salud de la población y el medio ambiente, y considerando el progresivo aumento de su concentración como consecuencia de las actividades antropogénicas, tanto a nivel europeo como nacional, se han establecido valores límite para estos contaminantes, y están determinados a nivel europeo en la DIRECTIVA 2008/50/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (Tabla 1 y 2). Esta Directiva europea añadió regulaciones para los contaminantes emergentes, como las partículas de tamaño inferior a 2,5 µm, así como nuevos requisitos en cuanto a la evaluación y los objetivos de calidad del aire, teniendo en cuenta las normas, directrices y programas correspondientes a la Organización Mundial de la Salud (Directiva 2008/50/CE).

Tabla 1 - Valores límite para la protección de la salud humana, umbral de alerta y nivel crítico para la protección de la vegetación para óxidos de nitrógeno.

	Período de promedio	Concentración	Comentarios
Valor límite de NO₂ para la protección de la salud humana	1 hora	200 µg/m ³	Este valor no podrá superarse más de 18 veces por año civil.
	1 año civil	40 µg/m ³	
Umbral de alerta de NO₂		400 µg/m ³	Medido durante 3 horas consecutivas.
Nivel crítico de NO_x para la protección de la vegetación	1 año civil	30 µg/m ³	

Tabla 2 - Valores objetivo, objetivos de a largo plazo, umbral de información y umbral de alerta para el ozono.

Valores Objetivo	Período de promedio	Concentración	Comentarios
Protección para la salud humana	Máxima diaria de las medias móviles octohorarias	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Este valor no podrá superarse más de 25 días por año civil, promediados en un período de tres años
Protección de la vegetación	Mayo a julio	AOT40 (calculada a partir de valores horarios) 18000 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}^{(1)}$	Promediados en un período de cinco años
Objetivos a largo plazo	Período de promedio	Concentración	Comentarios
Protección para la salud humana	Máxima diaria de las medias móviles octohorarias dentro de un año civil	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Protección de la vegetación	Mayo a julio	AOT40 (calculada a partir de valores horarios) 6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$	
Umbrales	Período de promedio	Concentración	Comentarios
Información	1 hora	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Alerta	1 hora	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	La superación del umbral deberá medirse o estar previsto durante 3 horas consecutivas

(1) El valor AOT40, acrónimo de «Accumulated Ozone Exposure over a threshold of 40 Parts Per Billion», se expresa en $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ y es la suma de la diferencia entre las concentraciones horarias superiores a los 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a lo largo de un período dado utilizando únicamente los valores horarios medidos entre las 8:00 y las 20:00 horas de cada día.

1.5.- Confinamiento y calidad del aire

Debido a la enfermedad infecciosa COVID-19 causada por el coronavirus SARS-CoV-2, originario de Wuhan (China), y que surgió a finales de 2019, en España se declaró el día 14 de marzo de 2020 el estado de alarma en todo el país, con la finalidad de aplicar medidas extraordinarias para proteger la salud y seguridad de los ciudadanos, contener la progresión de la enfermedad y reforzar el sistema de salud pública. Entre las medidas declaradas en el estado de alarma destacó la limitación de la libertad de circulación de las personas, de modo que los

desplazamientos por las vías de uso público quedaron restringidos a los vinculados a determinadas actividades esenciales (Real Decreto 463/2020).

La situación de confinamiento estricto, no solo en España sino en muchos otros países del mundo, representó para la sociedad el cese total de sus actividades cotidianas como ir trabajar, ir a la escuela o a hacer vida social en establecimientos de restauración y ocio. Esta reducción de las actividades tuvo como consecuencia la disminución de las emisiones de algunos contaminantes atmosféricos y, por tanto, una mejora generalizada de la calidad del aire (Jephcote et al., 2021; Slezakova y Pereira, 2021; Venter et al., 2020). Los datos evidencian que las concentraciones de NO₂, igual que las de otros contaminantes asociados mayoritariamente a las emisiones del tráfico rodado, se redujeron de forma significativa durante el confinamiento, especialmente en zonas densamente pobladas (Baldasano, 2020; Jephcote et al., 2021; Slezakova y Pereira, 2021). Respecto a los niveles de ozono, los resultados son desiguales debido a la complejidad de los procesos químicos que conducen a su formación y que dependen de numerosos factores cuya relación no es lineal (Kroll et al., 2020). Así, mientras algunos estudios han documentado incrementos en la concentración de ozono durante los confinamientos (Jephcote et al., 2021; Wyche et al., 2021), otros no han encontrado cambios significativos en sus niveles (Donzelli et al., 2020; Menut et al., 2020).

2.- OBJETIVOS

El principal objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de las medidas restrictivas aplicadas durante el confinamiento sobre los niveles de ozono troposférico (O_3) y óxidos de nitrógeno (NO_x) en zonas urbanas, suburbanas y rurales de la Comunidad Valenciana. Para ello, se analizaron los datos de concentración de estos contaminantes registrados por la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica desde el 15 de marzo hasta el 14 de mayo, del periodo comprendido entre 2018 y 2021 en los emplazamientos seleccionados.

Los objetivos específicos son:

- Evaluar el impacto del confinamiento sobre los niveles promedio de ozono troposférico y óxidos de nitrógeno en los distintos tipos de emplazamientos.
- Determinar el impacto del confinamiento sobre las concentraciones de los contaminantes estudiados en función del día de la semana (laborables frente a domingos y festivos).
- Analizar la influencia del confinamiento sobre la variabilidad diaria de los contaminantes estudiados.



3.- PARTE EXPERIMENTAL

3.1.- Emplazamientos de medida

El presente estudio se llevó a cabo en la Comunidad Valenciana, mediante el análisis de datos recogidos por la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica que se encuentran disponibles en la página web de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica (<https://agroambient.gva.es/es/web/calidad-ambiental/datos-on-line>).

La elección de los emplazamientos se realizó, en primera instancia, en base a la clasificación del punto de medida. Así, las estaciones se dividen en tres grandes grupos: urbanas, suburbanas y rurales. Las características de cada una de ellas se describen a continuación:

- Zona Urbana: zona de edificación continua, próxima al núcleo urbano.
- Zona Suburbana: zona muy edificada en la que sus edificios están separados y combinados con zonas no urbanizadas, relativamente alejado del núcleo urbano.
- Zonas Rurales: zonas que no satisfacen los criterios establecidos para las zonas urbanas/suburbanas.

De cada tipo, se seleccionaron al menos dos estaciones que cumplieran dos requisitos adicionales:

1. Disponer de analizadores automáticos para la medida de las concentraciones de O₃ y NO_x.
2. Contar con al menos el 80% de datos de concentración de los contaminantes de interés durante el periodo comprendido entre el 15 de marzo y el 14 de mayo en los años de estudio que van desde el 2018 hasta el 2022, tanto en datos diarios como horarios.

Finalmente, se escogieron tres estaciones urbanas: Valencia (Avda. de Francia), Alicante (El Pla) y Castellón (Patronat d'Esports), cuatro suburbanas: Elx (Parc de Bombers), Elx (Agroalimentari), Onda y Castellón (Penyeta) y dos estaciones rurales: Villar del Arzobispo y Zorita del Maestrazgo. Las coordenadas de los emplazamientos seleccionados se indican en Tabla 3 y su ubicación se muestra en la figura 8.

Tabla 3 – Clasificación de las estaciones de la RVVCCA escogidas para el estudio.

CLASIFICACIÓN	ESTACIÓN	COORDENADAS
URBANAS	Castellón-Patronat d’Esports	39.9887020, -0.0264687
	Valencia (Avd.Francia)	39.4575044, -0.3426899
	Alicante (El Pla)	38.3585473, -0.4711710
SUBURBANAS	Elx (Agroalimentari)	38.2422661, -0.6833366
	Elx (Parc de Bombers)	38.2590359, -0.7170824
	Castellón (Penyeta)	40.0128814, -0.0581286
	Castellón (Onda)	40.0128814, -0.0581286
RURALES	Valencia (Villar del Arzobispo)	39.7080105, -0.8320426
	Castellón (Zorita del Maestrazgo)	40.7331044, -0.1702602



Figura 8. Ubicación de las estaciones de la RVVCCA. Las estaciones utilizadas en el presente estudio se indican con banderas.

3.2.- Medida de las concentraciones de O₃ y NO_x

Las estaciones de la RVVCCA disponen de analizadores automáticos que permiten registrar las concentraciones de los principales contaminantes atmosféricos *in situ* y de forma continua, es decir, en tiempo real. El aire que se quiere analizar es introducido en la cámara de detección del analizador automático mediante una bomba de succión que genera una corriente de aire continua. Una vez allí, se puede determinar la concentración del contaminante en la muestra de aire mediante una propiedad óptica del gas que pueda ser medida directamente o por una reacción química que produzca luz fluorescente o quimioluminiscencia.

A continuación, se describe el principio de funcionamiento de los analizadores automáticos de ozono y óxidos de nitrógeno.

3.2.1.- Medida de la concentración de O₃ por espectrofotometría

La fotometría UV es el método de referencia para la determinación de la concentración de ozono (Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008). Este método de análisis está basado en la absorción de luz UV por parte del O₃ ($\lambda_{\text{máx}} = 254 \text{ nm}$). La concentración de O₃ en la atmósfera se determina mediante la relación entre la intensidad de la radiación UV transmitida a través de una muestra de aire y la intensidad de la radiación transmitida a través de una muestra de aire sin O₃ (figura 9). En un extremo de la celda de absorción se encuentra la fuente de luz ultravioleta con la que se irradia el gas, mientras que en el extremo opuesto se sitúa el detector que mide la intensidad de la radiación transmitida.

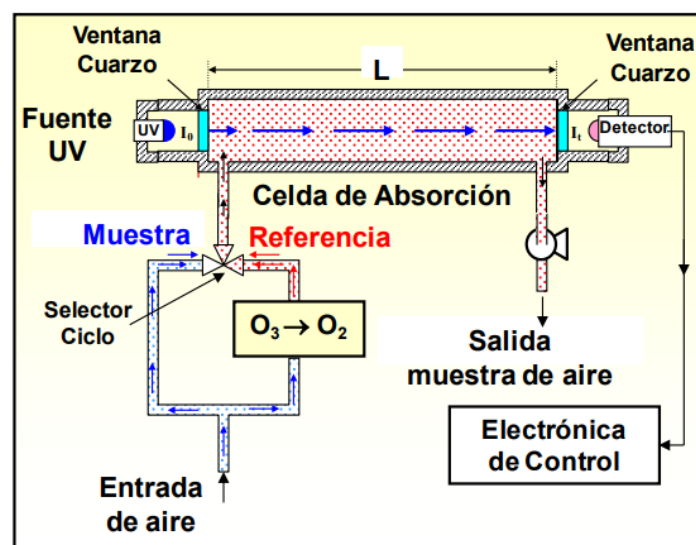


Figura 9. Esquema del analizador automático de ozono.

En la primera etapa, el aire se hace pasar por un convertidor catalítico que elimina el ozono de la muestra antes de su introducción en la celda de absorción (figura 10). En este caso se mide la intensidad de la radiación transmitida a través de la muestra de aire sin ozono (ciclo de referencia). A continuación, el aire se introduce directamente en la celda de absorción y se mide de nuevo la intensidad de la radiación UV transmitida (ciclo de muestra). La concentración de ozono en la atmósfera se obtiene de manera continua a partir de cada pareja de medidas aplicando la Ley de Lambert-Beer.

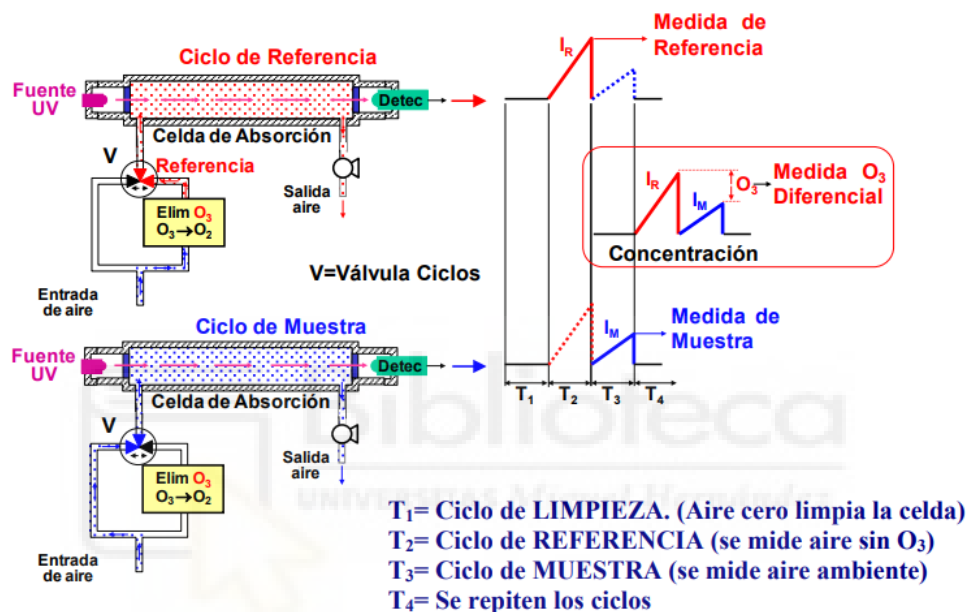


Figura 10. Esquema de la determinación de ozono por fotometría UV.

3.2.2.- Medida de NO_x por quimioluminiscencia

Por lo que respecta a los óxidos de nitrógeno, el método de referencia para su medición es la quimioluminiscencia (Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008). La quimioluminiscencia se basa en la detección de la luz ($\lambda = 600-2400$ nm) que emiten las moléculas de NO₂ electrónicamente excitadas, producidas por la reacción del NO atmosférico con un exceso de O₃. La intensidad de la luz emitida cuando las moléculas de NO₂ vuelven al estado fundamental es directamente proporcional a la concentración de NO presente en el aire (figura 11).

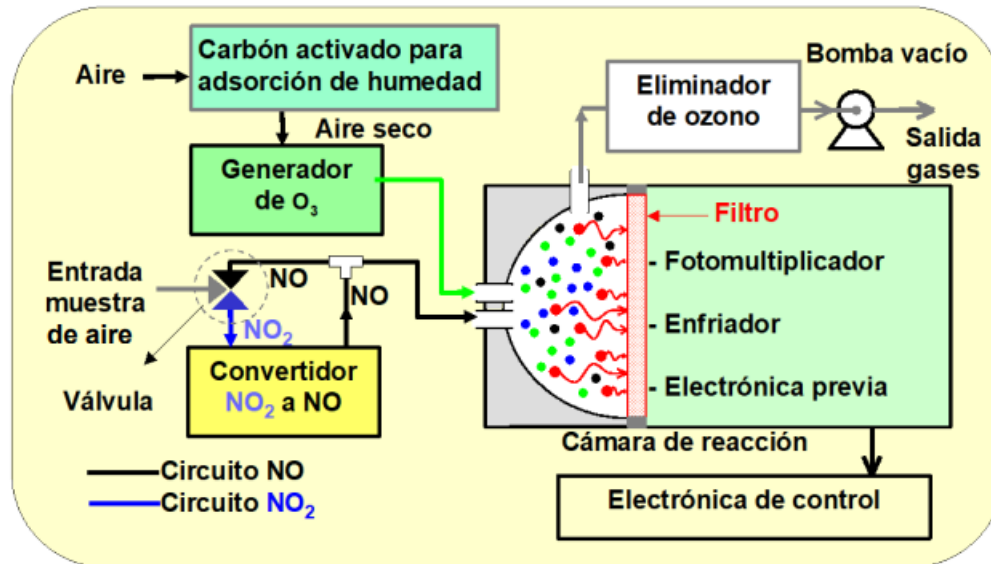


Figura 11. Esquema del analizador automático de NO_x mediante quimioluminiscencia.

La medición de la concentración de óxidos de nitrógeno se realiza en dos etapas:

1º) En la primera etapa (circuito de NO), la muestra de aire se introduce directamente en la cámara de reacción, donde el NO presente es oxidado por ozono. Las moléculas de NO_2 excitadas producidas en esta reacción emiten luz cuya intensidad, medida mediante un tubo fotomultiplicador, es proporcional a la concentración de NO.

2º) En la segunda etapa (circuito de NO_2), el aire se hace pasar por un catalizador a alta temperatura que reduce el NO_2 a NO antes de llegar a la cámara de reacción. Por lo tanto, en este caso, la intensidad de la radiación emitida será proporcional a la concentración de óxidos de nitrógeno (NO_x). La concentración de NO_2 se obtiene por diferencia entre este valor y el obtenido en la medición de NO.

3.3.- Tratamiento datos

Se utilizó el programa Microsoft Excel para el cálculo del valor medio y la desviación estándar de los parámetros estudiados, así como para la representación gráfica de los datos.

El software Rstudio 4.1.3, desarrollado por “The R Project for Statistical Computing” fue utilizado para realizar el análisis estadístico de los datos. Se aplicó el test ANOVA para determinar si las diferencias en las concentraciones de contaminantes y en las variables meteorológicas durante los años estudiados son estadísticamente significativas. La asociación

fue considerada como significativa a partir de un valor de $p < 0,05$, y no significativa para los valores de $p > 0,05$.

4.- RESULTADOS

4.1.- Variables meteorológicas

Debido a la influencia de la meteorología sobre la variabilidad de las concentraciones de contaminantes atmosféricos, se han analizado los valores de las principales variables meteorológicas durante el periodo de estudio en diferentes estaciones de la Comunidad Valenciana. El objetivo de este análisis es descartar un impacto significativo de las condiciones meteorológicas sobre las concentraciones de los contaminantes estudiados. Los resultados se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Datos meteorológicos durante el periodo de confinamiento entre los años 2018 y 2020. Se muestra el valor medio \pm la desviación estándar de las variables medidas, junto con los valores de precipitación acumulada.

	Velocidad del viento (m/s)	Temperatura (°C)	Humedad Relativa (%)	Rad. Solar (W/ m ²)	Precipitación acumulada (l/m ²)
CASTELLÓN (Penyeta)					
2018	1,4 \pm 0,6	16,0 \pm 2,5	73,7 \pm 13,2	231,2 \pm 69,9	66,7
2019	1,5 \pm 0,7	15,6 \pm 2,1	79,4 \pm 11,7	228,4 \pm 88,9	74,7
2020	1,3 \pm 0,6	17,0 \pm 3,3	89,5 \pm 7,8	177,9 \pm 90,7	299
2021	1,2 \pm 0,4	16,0 \pm 2,5	84,4 \pm 8,0	195,0 \pm 83,2	162,5
VALENCIA (Burjassot)					
2018	1,7 \pm 1,0	15,8 \pm 2,8	56,4 \pm 11,9	219,4 \pm 60,6	66,1
2019	1,3 \pm 0,6	16,2 \pm 2,8	63,7 \pm 12,7	239,0 \pm 89,2	102,4
2020	1,0 \pm 0,5	16,8 \pm 3,5	73,5 \pm 12,3	172,2 \pm 85,7	184
2021	0,7 \pm 0,3	15,5 \pm 3,0	67,7 \pm 12,1	190,8 \pm 91,4	37,2
ALICANTE (Elx-Agroalimentari)					
2018	3,4 \pm 1,7	16,6 \pm 2,6	57,6 \pm 13,8	250,8 \pm 13,8	12,1
2019	2,4 \pm 1,0	16,3 \pm 2,8	64,6 \pm 13,6	263,1 \pm 86,6	51,5
2020	2,2 \pm 1,0	15,9 \pm 3,4	73,4 \pm 13,0	189,6 \pm 78,5	95,6
2021	2,4 \pm 0,8	15,4 \pm 2,9	83,8 \pm 14,9	219,9 \pm 74,2	46,1

Como puede observarse, los valores medios de los principales parámetros meteorológicos son similares durante los cuatro años de estudio, excepto los niveles de precipitación acumulada. En la mitad norte de la Comunidad Valenciana, la tasa de precipitación en 2020 fue superior a la registrada en los otros años incluidos en el estudio. Sin embargo, es importante señalar que esta precipitación se concentró principalmente en 3 o 4 días del periodo comprendido entre el 15 de marzo y el 14 de mayo, por lo que el efecto de la lluvia sobre una posible disminución de los niveles promedio de contaminantes atmosféricos en 2020 puede considerarse limitado. Mediante la aplicación del test estadístico a los valores medios de las variables meteorológicas consideradas, se comprobó que la diferencia entre los promedios no es estadísticamente significativa.

4.2.- Influencia del confinamiento sobre los niveles de NO_x

Los datos que se muestran en los siguientes apartados corresponden a los niveles de NO₂, debido a que este contaminante está regulado en la legislación nacional y comunitaria por sus efectos adversos sobre la salud humana. Sin embargo, cabe mencionar que los resultados obtenidos para las concentraciones totales de NO_x fueron similares.

4.2.1.- Niveles promedio

Los valores medios de las concentraciones de dióxido de nitrógeno (NO₂) medidos entre el 15 de marzo y el 14 de mayo de cada año en los distintos tipos de emplazamientos se muestran en la figura 12. Como cabría esperar, durante todo el periodo de estudio los niveles máximos de NO₂ se registraron en las zonas urbanas, seguido de las estaciones suburbanas y rurales, ya que este contaminante se asocia mayoritariamente a las emisiones del tráfico rodado.

Durante el año 2020 los niveles de NO₂ disminuyeron con respecto al conjunto de años de estudio en los emplazamientos urbanos y suburbanos, los que mayor tráfico soportan. Tras la realización del test estadístico, a todas las estaciones en sus distintos años, se ha determinado que la diferencia entre las concentraciones promedio son estadísticamente significativas en las estaciones urbanas y suburbanas, y no significativas para las estaciones rurales (figura 12).

La reducción durante el año 2020 puede atribuirse a la caída de las emisiones de óxidos de nitrógeno por parte del sector transporte producida por las restricciones de movilidad durante el confinamiento. Aunque en 2021 las concentraciones de NO₂ aumentaron con respecto a 2020, éstas no fueron tan elevadas como las registradas en los años previos al confinamiento. La causa más probable es que entre marzo y mayo de 2021 aún estaban vigentes restricciones horarias y de movilidad. Las restricciones limitaban la circulación de las personas en horario nocturno

entre las 22.00 y las 6.00 horas, e imponían el cierre perimetral que prohibía la entrada y salida de personas del territorio de la Comunidad Valenciana, salvo en casos adecuadamente justificados. Además, durante parte de ese periodo también hubo limitación de horarios en comercio y hostelería.

En las estaciones rurales no se observa una gran variación entre los diferentes años, esto es debido probablemente a que el impacto de las restricciones de movilidad en este tipo de emplazamiento fue mucho más limitado.

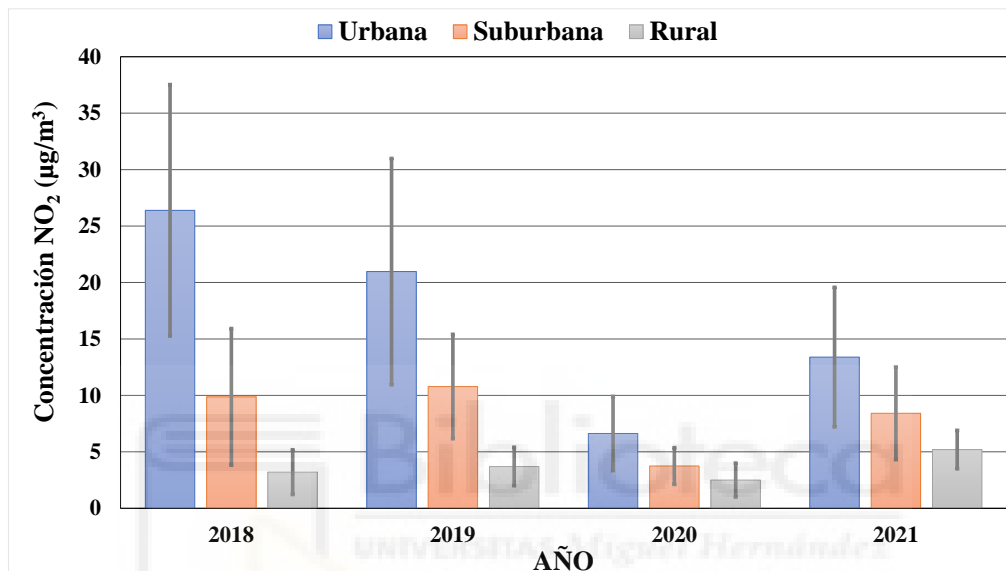


Figura 12. Niveles promedio de NO₂ y desviación estándar durante el periodo estudiado en las estaciones urbanas, suburbanas y rurales.

En las estaciones urbanas y suburbanas, la reducción relativa de los niveles NO₂ en 2020 con respecto a 2019 fue superior al 60%. Estudios similares realizados en otras regiones del mundo han documentado reducciones importantes de las concentraciones de NO₂ durante los meses de cuarentena. En Madrid y Barcelona, por ejemplo, la reducción media fue de entre el 62% y el 50%, respectivamente (Baldasano, 2020), mientras que en Reino Unido los niveles de NO₂ cayeron un 48% en estaciones de tráfico urbano (Jephcote et al., 2021).

4.2.2.- Niveles en días laborables y festivos

Con el objetivo de determinar la influencia del confinamiento en la disminución de las concentraciones de NO₂ durante los domingos y festivos con respecto a los días laborables, se calcularon las concentraciones promedio de este contaminante para ambos tipos de días durante los 4 años de estudio en las estaciones urbanas y suburbanas (figura 13). Las diferencias

encontradas entre días laborables y festivos fueron estadísticamente significativas en todos los casos, lo que indica que los domingos y festivos se produce una disminución de los niveles de NO_2 causada por una reducción del tráfico con respecto a los días laborables.

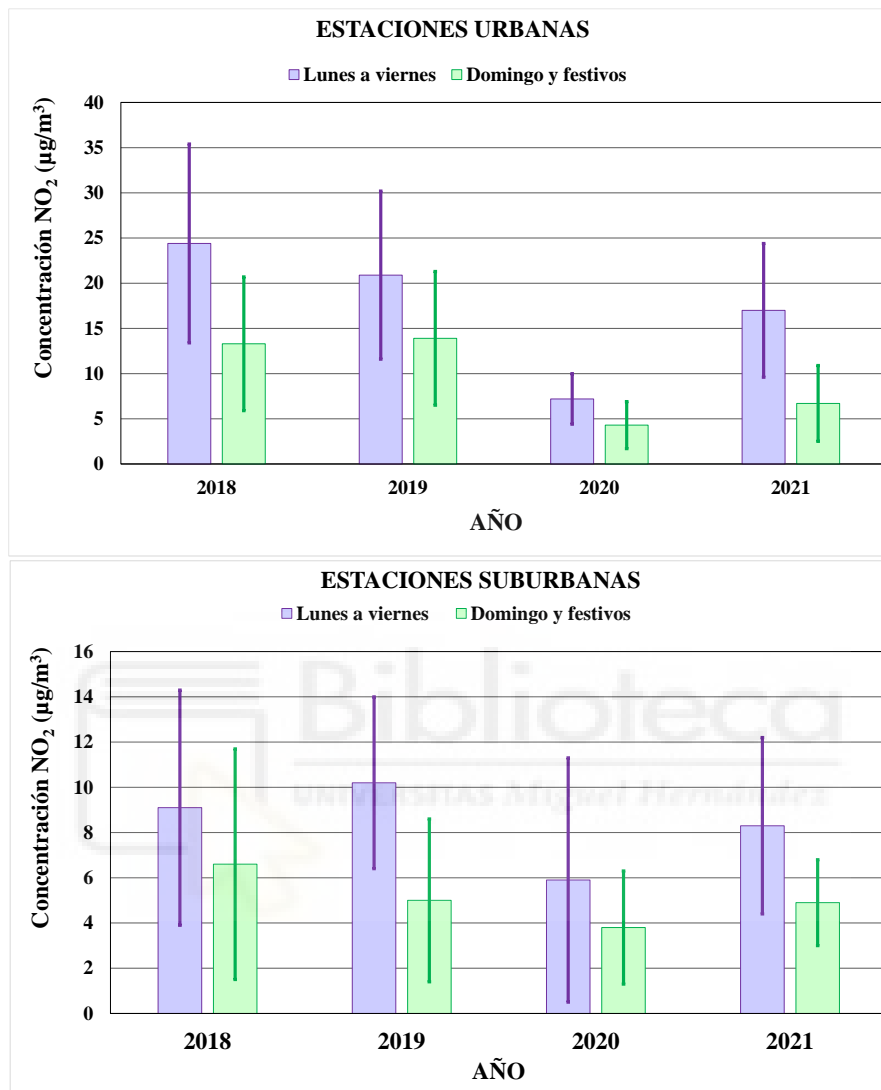


Figura 13. Concentraciones medias de NO_2 en días laborables (lunes a viernes) y no laborables (domingos y festivos) en las estaciones urbanas y suburbanas. Las barras de error representan la desviación estándar.

Durante el período del confinamiento en el 2020 las restricciones de movilidad produjeron una disminución de las emisiones de NO_2 respecto al resto de los años estudiados, tanto en días laborables como en domingos y festivos. Durante los días laborables se producían desplazamientos únicamente para asegurar el mantenimiento de actividades esenciales como la apertura del comercio. En cambio, los domingos y festivos, y con las actividades de ocio completamente suspendidas, no se producían desplazamientos fuera de los puramente imprescindibles como podrían ser empleos de centros médicos entre otros.

En la Tabla 5 se muestra la disminución relativa de las concentraciones promedio de dióxido de nitrógeno (NO₂) los domingos y festivos respecto a los días laborables para cada año de estudio en las estaciones urbanas y suburbanas. Puede apreciarse que la disminución registrada durante el periodo de confinamiento del año 2020 fue comparable a la obtenida los años anteriores. Estos resultados sugieren que durante la cuarentena se produjo también una fuerte reducción de las emisiones antropogénicas de óxidos de nitrógeno los días no laborables, similar a la de años sin ninguna restricción de movilidad.

Tabla 5. Porcentaje de disminución de los valores promedio de NO₂ entre los días laborables y no laborable en las estaciones urbanas y suburbanas en los distintos años estudiados.

Año	Estaciones Urbanas	Estaciones Suburbanas
2018	46 %	28 %
2019	34 %	31 %
2020	40 %	36 %
2021	61 %	21 %

4.2.3.- Variabilidad Diaria

En la figura 14 se muestra la variación de las concentraciones promedio de NO₂ a lo largo del día en las estaciones urbanas y suburbanas para los 4 años de estudio. En general, se distinguen dos máximos de concentración de NO₂, el primero entre las 7:00 y las 8:00 y el segundo entre las 20:00 y las 21:00, especialmente en los emplazamientos urbanos. Estos tramos horarios coinciden con los periodos en que se realizan un mayor número de desplazamientos: por la mañana para realizar diferentes actividades (trabajar, ir al colegio o a la universidad, etc.), y por la tarde para regresar a casa. Sin embargo, en 2020 se observa claramente una alteración en el ciclo diario del NO₂, ya que el pico de la tarde desaparece casi por completo. La explicación a esta diferencia es que durante el confinamiento estricto solo se permitía la movilidad a las personas que realizaban trabajos esenciales, por lo que los principales desplazamientos se producían durante las primeras horas de la mañana, mientras que por las tardes el flujo de vehículos estaba mucho más limitado.

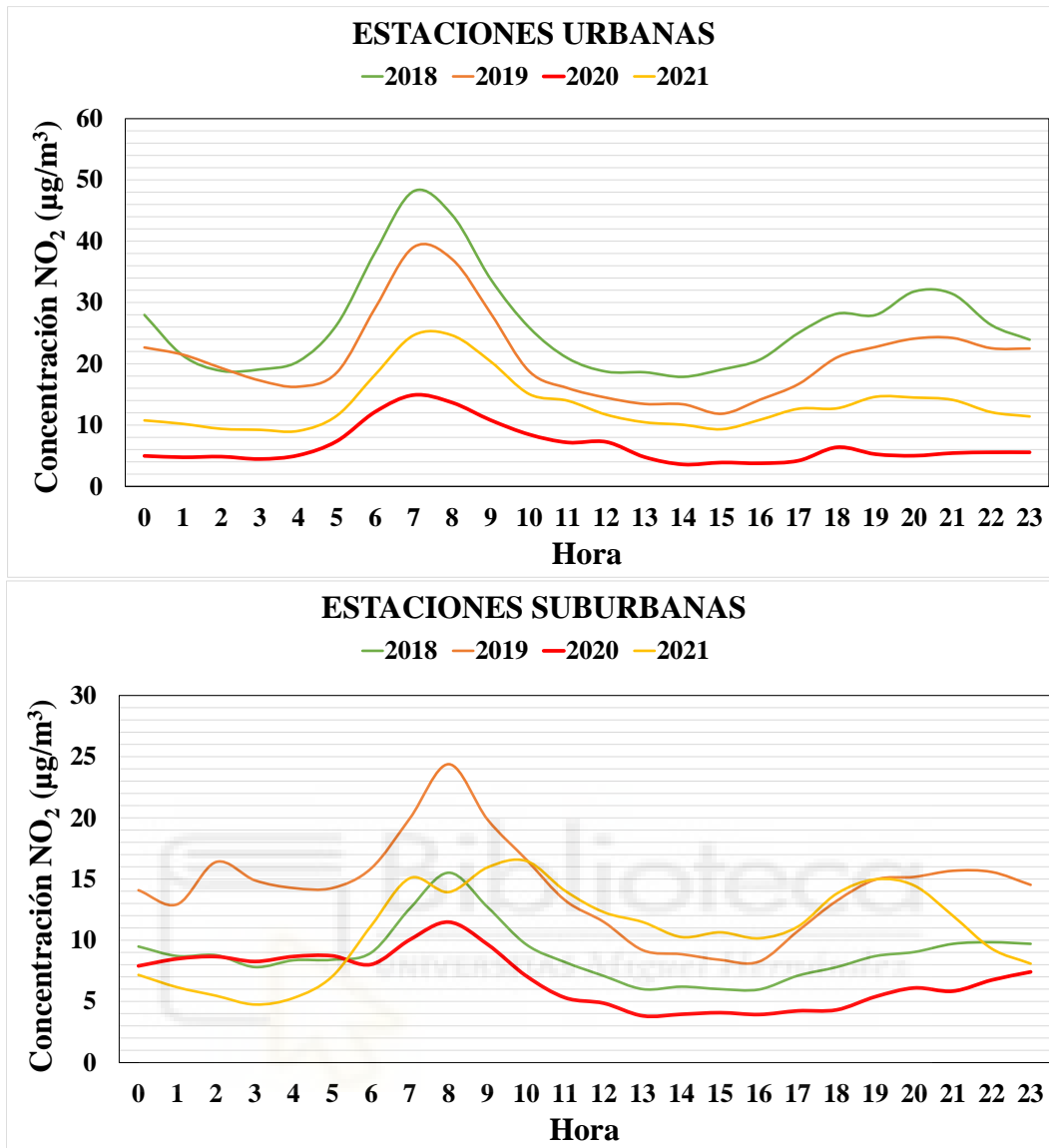


Figura 14. Evolución diaria de las concentraciones de NO₂ en las estaciones urbanas y suburbanas entre 2018 y 2021.

4.3.- Influencia del confinamiento sobre los niveles de O₃

4.3.1.- Niveles promedio

En la figura 15 se presentan las concentraciones promedio de ozono en los diferentes tipos de emplazamientos para el periodo comprendido entre el 15 de marzo y el 14 de mayo de cada uno de los años incluidos en el estudio (2018-2021). Las concentraciones de este contaminante en las estaciones urbanas fueron inferiores a las medidas en estaciones suburbanas y rurales para todos los años estudiados, ya que en las ciudades una mayor proporción del O₃ formado es eliminado por reacción con el NO emitido por el tráfico.

Puede observarse que las concentraciones promedio de O_3 mostraron pocas variaciones durante los cuatro años de estudio en los diferentes tipos de emplazamientos. De hecho, la aplicación del análisis estadístico confirmó que las diferencias no son significativas, lo que indica que las medidas restrictivas durante el confinamiento no afectaron a los niveles de O_3 .

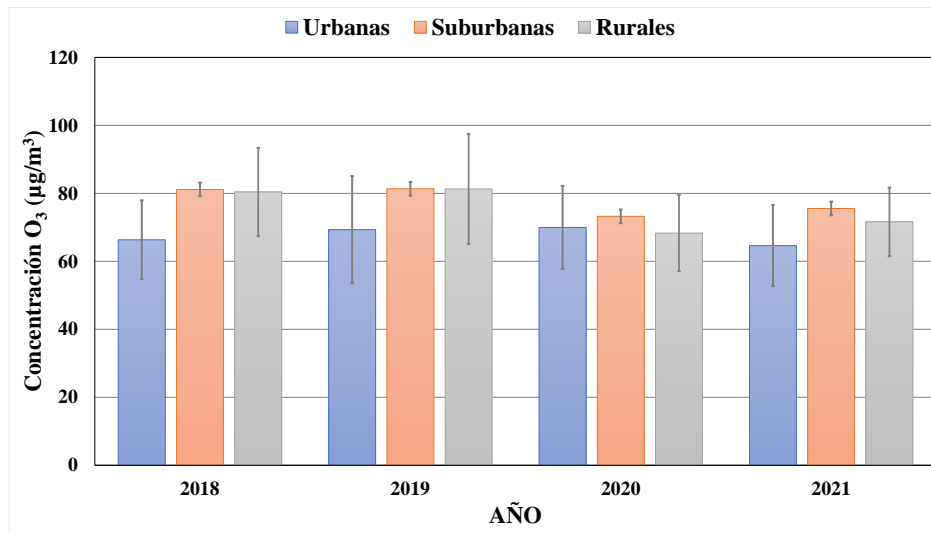


Figura 15. Niveles promedio y desviaciones estándar de O_3 entre el 15 de marzo y el 14 de mayo en los diferentes tipos de estaciones para cada uno de los años de estudio.

Como se ha descrito en la *Introducción*, el O_3 es un contaminante secundario que se forma en la atmósfera mediante reacciones de los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los compuestos orgánicos volátiles (COVs) en presencia de luz solar. Por tanto, su concentración está influenciada por muchas variables y la dependencia entre esas variables no es lineal (Kroll et al., 2020). Esto implica que el efecto de la variabilidad en las emisiones de precursores sobre los niveles de ozono no es directo. Así, en algunos estudios previos se han observado incrementos significativos de las concentraciones de ozono durante los confinamientos, lo que se ha atribuido a la reducción de las emisiones de NO y, por tanto, a una menor tasa de eliminación de O_3 por reacción con este contaminante (Liu et al., 2020; Yin et al., 2021; Wyche et al., 2021). Por el contrario, otros estudios han documentado una influencia limitada de los confinamientos sobre los niveles O_3 en zonas urbanas, pese a las reducciones en las emisiones de óxidos de nitrógeno (Elshorbany et al., 2021; Manchada et al., 2021; Menut et al., 2020).

4.3.2.- Niveles en días laborables y festivos

Tras comprobar que los niveles promedio de O_3 no se vieron afectados por las restricciones impuestas durante el confinamiento, en este apartado vamos a determinar si dichas restricciones

tuvieron alguna influencia sobre las concentraciones de este contaminante al separar los días del periodo de estudio en laborables y no laborables. Los resultados se muestran en la figura 16. De la misma forma que en el estudio de los niveles promedio de ozono troposférico para todo el periodo (15 marzo-14 mayo) realizado en el apartado anterior, se determinó que las restricciones horarias y de movilidad durante el confinamiento no tuvieron ningún efecto, ni sobre las concentraciones de ozono registradas en días laborables, ni sobre las medidas los domingos y festivos.

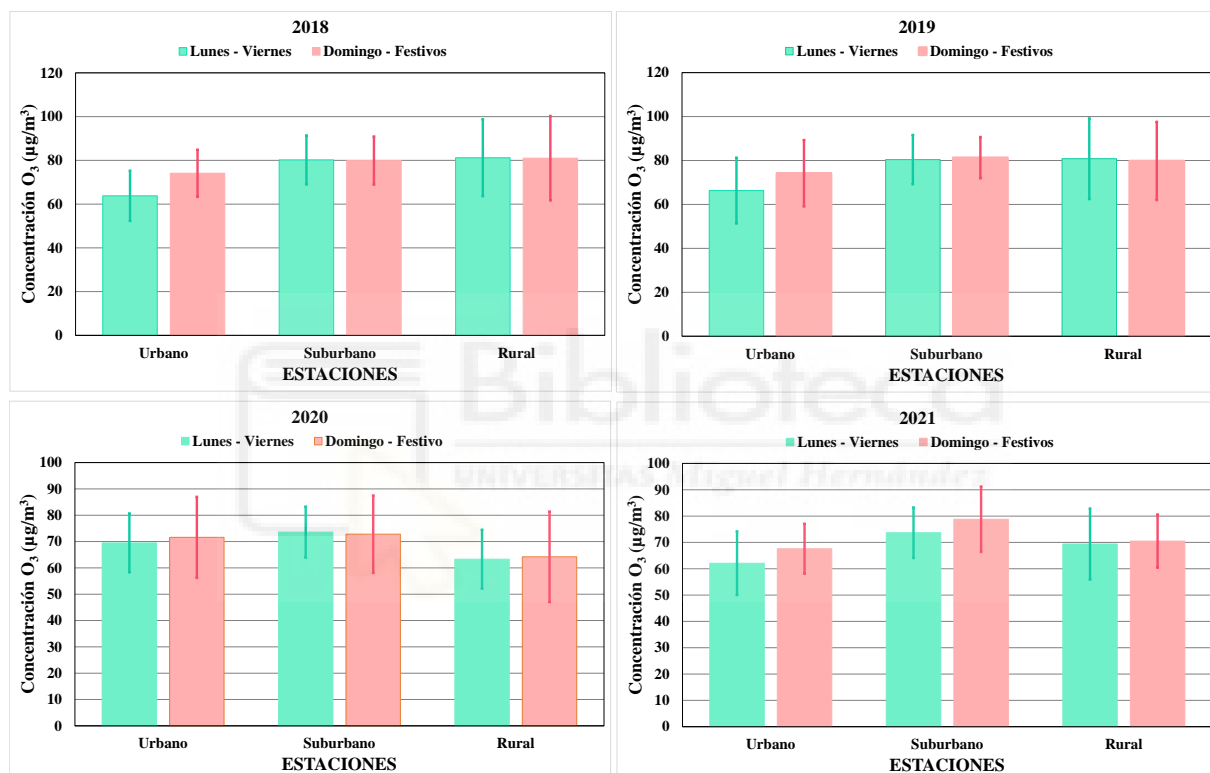


Figura 16. Niveles promedio y desviación estándar de ozono en días laborables y no laborables en los distintos tipos de estaciones para todos los años de estudio.

A pesar de que las diferencias en las concentraciones de ozono medidas en días laborables y festivos no fueron estadísticamente significativas en ningún tipo de emplazamiento, podemos observar en la figura 16 que las estaciones urbanas registraron un aumento de los niveles de O_3 durante los días no laborables. Este aumento, conocido como *efecto de fin de semana* (Sicard et al., 2020; Wang et al., 2022), se debe principalmente a una reducción de las emisiones de NO_x en un régimen químico limitado por la concentración de COVs típico de las zonas urbanas.

En estas condiciones, una reducción de las emisiones de NO_x tiene como consecuencia que se consuma menos O_3 por reacción con NO .

4.3.3.- Variabilidad diaria

La variabilidad de las concentraciones de O_3 a lo largo del día en los diferentes tipos de emplazamientos para todos los años del periodo de estudio se muestra en la figura 17. Es evidente que las restricciones durante el confinamiento tampoco afectaron a la variación diaria de los niveles de ozono, siendo dicha variabilidad muy similar en las diferentes estaciones de medida durante los 4 años de estudio. Puede observarse claramente que el ciclo diario del ozono está caracterizado por máximos durante las primeras horas de la tarde coincidiendo con los valores más altos de radiación solar y, por tanto, de mayor producción fotoquímica de O_3 . Los valores mínimos registrados al amanecer se deben a la destrucción de ozono por reacción con el NO emitido por el tráfico durante la hora punta de la mañana. Esta disminución es especialmente evidente en las estaciones urbanas, en las que el flujo de vehículos es superior. En las estaciones rurales se observan diferencias en los valores máximos de ozono durante los años 2018 y 2019 con respecto al 2020 y 2021. Así, puede apreciarse que las concentraciones entre las 11:00 y las 19:00 aproximadamente fueron entre $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ superiores en 2018 y 2019, estas diferencias son estadísticamente significativas. Como se ha mencionado anteriormente, los procesos que condicionan la variabilidad de las concentraciones de ozono son complejos y dependen de multitud de variables; sin embargo, la disminución de las concentraciones máximas en zonas rurales durante 2020 y 2021 pudo deberse parcialmente a la reducción de las emisiones de precursores de ozono, principalmente óxidos de nitrógeno, en los centros urbanos próximos.

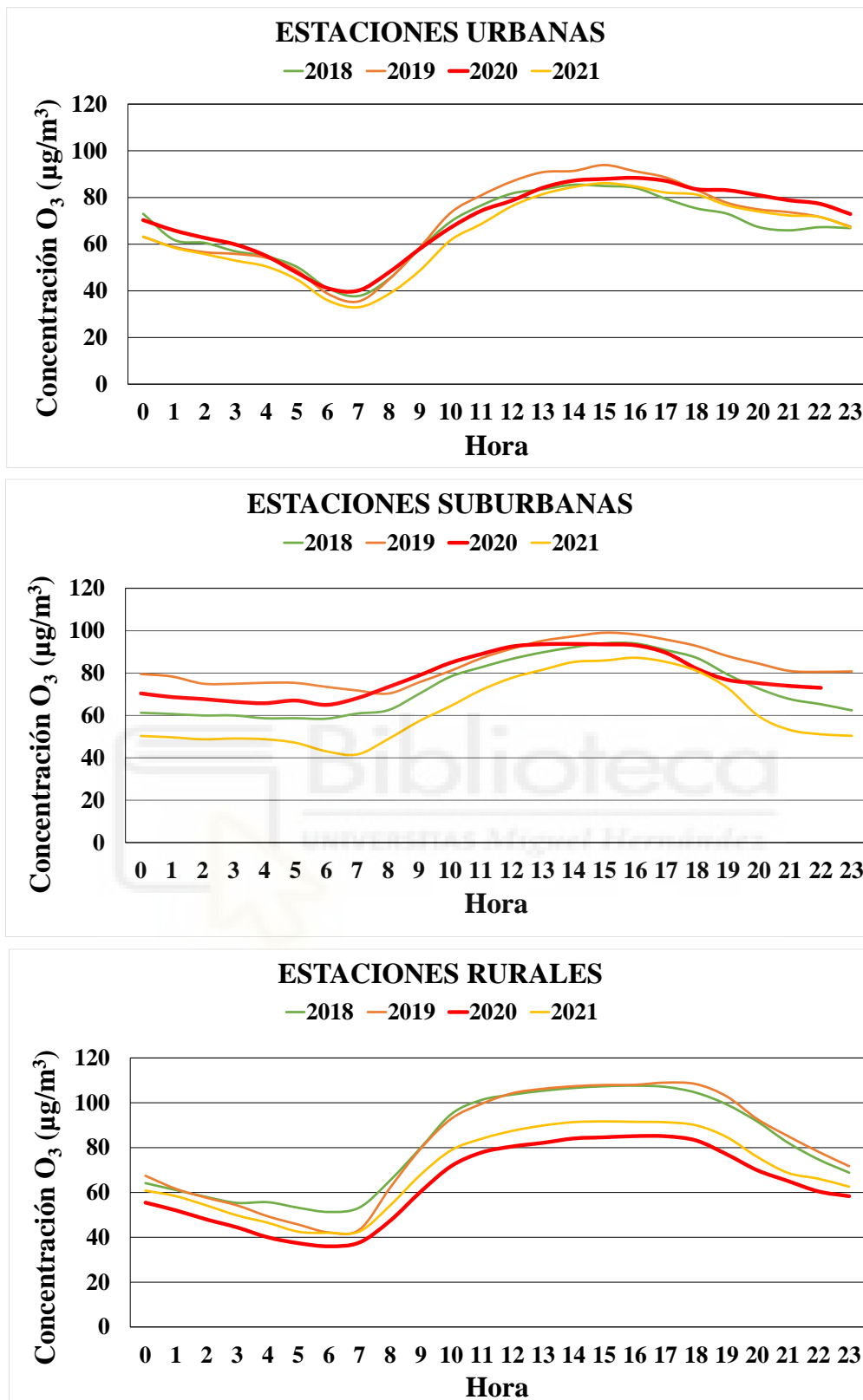


Figura 17. Evolución diaria promedio de los niveles de O₃ en estaciones urbanas, suburbanas y rurales para los distintos años de estudio.

5.- CONCLUSIONES

Este estudio ha permitido analizar los efectos del confinamiento sobre la calidad del aire en la Comunidad Valenciana, a través de los contaminantes atmosféricos de referencia óxidos de nitrógeno (NO_x) y ozono troposférico (O_3).

La reducción de los desplazamientos por carretera debido a las restricciones de movilidad durante el período de confinamiento de 2020 produjo una disminución significativa de las concentraciones promedio de óxidos de nitrógeno en zonas urbanas y suburbanas. Esta disminución fue más acusada durante la hora punta vespertina debido a la mayor reducción del flujo de vehículos en esa franja horaria. En zonas rurales, donde las emisiones de NO_x por el tráfico rodado son sensiblemente inferiores, no se observó un impacto significativo de la reducción de las actividades antropogénicas sobre los niveles de estos contaminantes.

Las concentraciones de O_3 en las estaciones urbanas y suburbanas no se vieron alteradas durante el periodo de confinamiento, a pesar de la reducción en las emisiones antropogénicas de sus precursores (NO_x y compuestos orgánicos volátiles o COVs). La razón puede ser que la generación de O_3 en la troposfera es un proceso complejo que depende de multitud de variables, como puede ser la relación entre las concentraciones de COVs y NO_x característica de cada zona. En las estaciones rurales se observó una disminución de las concentraciones máximas de O_3 alcanzadas a mediodía durante los años 2020 y 2021, debido en parte a una caída en las emisiones de sus precursores, principalmente óxidos de nitrógeno, en zonas urbanas próximas. La situación excepcional vivida a consecuencia del confinamiento motivado por el COVID-19 pone de manifiesto la estrecha relación entre contaminación atmosférica y actividad humana, y la necesidad latente de abordar cambios de forma urgente en nuestro modo actual de vida para alcanzar una mejora en la calidad del aire, y por consiguiente, en nuestra propia calidad de vida.

6.- PROYECCIÓN FUTURA

Con la finalidad de completar los resultados de este trabajo y aumentar el conocimiento sobre el impacto del confinamiento en la calidad del aire sería conveniente ampliar el número de emplazamientos estudiados incluyendo, además, estaciones de medida situadas en zonas industriales. Por otro lado, el análisis se podría extender a otros contaminantes de gran interés medioambiental, como son las partículas atmosféricas y los COVs, debido no solo a sus efectos sobre la salud sino también a su papel como precursores de otros contaminantes atmosféricos.

7.- BIBLIOGRAFÍA

- Agathokleous, E., Saitanis, C. J., Wang, X., Watanabe, M., & Koike, T. (2016). *A review study on past 40 years of research on effects of tropospheric O₃ on belowground structure, functioning, and processes of trees: a linkage with potential ecological implications*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 33.
- Atkinson, R. (2000). *Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x*. *Atmospheric Environment*, 34, 2063–2101.
- Baldasano, J.M. (2020). *COVID-19 lockdown effects on air quality by NO₂ in the cities of Barcelona and Madrid (Spain)*. *Science of The Total Environment*, 741, 140353.
- Bermejo, V., Alonso del Almo, R., Cozar, S., Rábago, I., Aracil, J., García, M. (2009). *El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Boletín Oficial del Estado (Agencia Estatal). *Real Decreto 463/2020, de 14 de marzo de 2020, por el que se declara el estado de alarma para la gestión de la situación de crisis sanitaria ocasionada por el COVID-19*. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2020-3692>
- Boletín Oficial del Estado (Agencia Estatal). *Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa*. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-81053>
- Chen, T. M., Kuschner, W. G., Gokhale, J., Shofer, S. (2007). *Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects*. *The American Journal of the Medical Sciences*, 333, 249–256.
- Donzelli, G., Cioni, L., Cancellieri, M., Llopis Morales, A., Morales Suárez-Varela, M.M. (2021). *The effect of the Covid-19 lockdown on air quality in three Italian medium-sized cities*. *Atmosphere* 11, 1118
- Elshorbany, Y.F., Kapper, H.C., Ziemke, J.R., Parr, S.A. (2021). *The status of air quality in the United States during the COVID-19 pandemic: A remote sensing perspective*. *Remote Sensing* 13, 369
- European Environment Agency (2018). *Air quality in Europe*. Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- European Environment Agency. (2020, septiembre). *Air quality in Europe — 2020 report* (No 09/2020).

- Jephcote, C., Hansell, A.L., Adams, K., Gulliver, J. (2021), *Changes in air quality during COVID-19 'lockdown' in the United Kingdom*. *Environmental Pollution*, 72, 116011.
- Khaniabadi, Y.O., Goudarzi, G., Daryanoosh, S.M. et al. (2017). *Exposure to PM₁₀, NO₂, and O₃ and impacts on human health*. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 2781–2789
- Kroll, J.H., Heald, C.L., Cappa, C.D., Farmer, D.K., Fry, J.L., Murphy, J.G., Steiner, A.L. (2020). *The complex chemical effect of COVID-19 shutdowns on air quality*. *Nature Chemistry* 12, 777–779.
- Latza, U., Gerdes, S., & Baur, X. (2009). *Effects of nitrogen dioxide on human health: Systematic review of experimental and epidemiological studies conducted between 2002 and 2006*. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212(3), 271–287. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2008.06.003>.
- Liu, T., Wang, X., Hu, J., Wang, Q., An, J., Gong, K., Sun, J., Li, L., Qin, M., Li, J., Tian, J., Huang, Y., Liao, H., Zhou, M., Hu, Q., Yan, R., Wang, H., Huang, C. (2020). *Driving forces of changes in air quality during the COVID-19 lockdown period in the Yangtze River Delta Region, China*. *Environmental Science & Technology Letters* 7, 779–786
- Manchanda, C., Kumar, M., Singh, V., Faisal, M., Hazarika, N., Shukla, A., Lalchandani, V., Goel, V., Thamban, N., Ganguly, D., Tripathi, S.N. (2021). *Variation in chemical composition and sources of PM_{2.5} during the COVID-19 lockdown in Delhi*. *Environment International* 153, 106541
- Meng, X., Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A.M., Milojevic, A. et al. (2021). *Short term associations of ambient nitrogen dioxide with daily total, cardiovascular, and respiratory mortality: multilocation analysis in 398 cities*. *BMJ Clinical Research* 372, n534.
- Menut, L., Bessagnet, B., Siour, G., Mailler, S., Pennel, R., Cholakian, A. (2020). *Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe*. *Science of the Total Environment* 741, 140426
- Nitschke, M. (1999). *Respiratory health effects of nitrogen dioxide exposure and current guidelines*. *International Journal of Environmental Health Research* 9, 39-53
- Nuvolone, D., Petri, D., Voller, F. (2018). *The effects of ozone on human health*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8074–8088.

- Seinfeld, J.H., & Pandis, S.N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change*. John Wiley & Sons, Incorporated.
- Sicard, P., Paoletti, E., Agathokleous, E., Araminienè, V., Proietti, C., Coulibaly, F., De Marco, A., 2020. *Ozone weekend effect in cities: Deep insights for urban air pollution control*. *Environmental Research* 191, 110193.
- Slezakova, K., Pereira, M.C. (2021). *COVID-19 lockdown and the impacts on air quality with emphasis on urban, suburban and rural zones*. *Scientific Reports* 11, 21336
- Venter, Z.S., Aunan, K., Chowdhury, S., Lelieveld, J. (2020). *COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117, 18984-18990
- Vingarzan, R. (2004). *A Review of Surface Ozone Background Levels and Trends*. *Atmospheric Environment*, 38, 3431-3442.
- Wang, M., Li, H., Qian, Y., Steenland, K., Xie, Y., Papatheodorou, S., Shi, L. (2021). *Short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality: A systematic review and meta-analysis*. *Environmental Research* 202, 111766
- Wang, T., Xue, L., Feng, Z., Dai, J., Zhang, Y., Tan, Y., 2022. *Ground-level ozone pollution in China: a synthesis of recent findings on influencing factors and impacts*. *Environmental Research Letters* 17, 063003
- Wyche, K.P., Nichols, M., Parfitt, H., Beckett, P., Gregg, D.J., Smallbone, K.L., Monks, P.S. (2021). *Changes in ambient air quality and atmospheric composition and reactivity in the South East of the UK as a result of the COVID-19 lockdown*. *Science of the Total Environment* 755, 142526.
- Yin, H., Liu, C., Hu, Q., Liu, T., Wang, S., Gao, M., Xu, S., Zhang, C., & Su, W. (2021). *Opposite impact of emission reduction during the COVID-19 lockdown period on the surface concentrations of PM_{2.5} and O₃ in Wuhan, China*. *Environmental Pollution*, 289, 117899.