

Bases científicas para un plan nacional de Ozono: Actividades de modelización de emisiones y calidad del aire

**TRANSFERENCIA DE MITERD AL CSIC-BSC, 2023-2024TE200
“TRANSFERENCIA A CSIC-BSC PARA TRABAJOS RELACIONADOS CON LA
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DEL OZONO”**

Realizado por:



Para:

**Subdirección General de Aire Limpio y Sostenibilidad Industrial
Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico**



Diciembre de 2024

Autores:

Hervé Petetin, Marc Guevara, Roger Garatachea, Oscar Collado López, Kevin Oliveira, Angie Albarracín, Oriol Jorba, Carlos Pérez García-Pando

Earth Sciences Department, Barcelona Supercomputing Center - Centro Nacional de Supercomputación (BSC-CNS)

Índice

1. Resumen ejecutivo	17
2. Glosario	24
3. Introducción	27
4. Estructura del documento	29
5. Objetivos y alcance	30
5.1. Objetivo general y específicos	30
5.2. Alcance	31
6. Herramientas de modelización	32
6.1. Modelo de emisiones HERMES	32
6.2. Modelo de emisiones biogénicas MEGAN	32
6.3. Calidad del aire	33
6.3.1. Modelo de calidad del aire WRF-CMAQ	34
6.3.2. Modelo de calidad del aire MONARCH	35
7. Contribuciones transfronterizas al O₃ de la España peninsular	37
7.1. Introducción	37
7.2. Metodología	38
7.2.1. Configuración del modelo de calidad del aire: dominio y periodo de estudio	38
7.2.2. Método de etiquetado y asignación por país	40
7.3. Resultados	41
7.3.1. Contribución de fuentes en España y comparación a nivel Europeo . . .	41
7.3.2. Principales fuentes de contribución al O ₃ español	46
7.3.3. Resultados por comunidad autónoma y estaciones de calidad del aire de interés	47
7.4. Conclusiones	54

8. Incertidumbre en emisiones antropogénicas de COVNM: evaluación y análisis de sensibilidad	56
8.1. Configuración del sistema de modelización	56
8.2. Datos medidos	56
8.3. Emisiones de benceno, tolueno y xileno	57
8.4. Concentraciones de benceno, tolueno y xileno: análisis y evaluación	59
8.4.1. Benceno	60
8.4.2. Tolueno	63
8.4.3. Xileno	67
8.5. Análisis de sensibilidad	71
8.5.1. Emisiones industriales	72
8.5.2. Emisiones de motocicletas y ciclomotores	76
8.6. Conclusiones	78
9. Modelización de escenarios de emisiones	81
9.1. Introducción	81
9.2. Metodología	82
9.2.1. Modelos, dominio y periodo de estudio	82
9.2.2. Escenarios de emisiones	82
9.2.3. Configuración del modelo MONARCH	86
9.2.4. Observaciones	89
9.3. Resultados de emisiones	94
9.3.1. Escenario Base (EB)	94
9.3.2. Escenario Planificado (EP)	96
9.3.3. Escenarios Específicos (EEs)	97
9.4. Evaluación del modelo MONARCH	99
9.4.1. Dioxido de nitrógeno (NO ₂)	99
9.4.2. Formaldehído	105
9.4.3. Ozono (O ₃)	105
9.5. Resultados de sensibilidad del O ₃ en el Escenario Base	108
9.5.1. Influencia local del CH ₄	108

9.5.2.	Influencia de las incertidumbres de las emisiones del Escenario Base	112
9.5.3.	Influencia local de las emisiones semi-naturales de NO por los suelos (EB_sueloNO10)	115
9.6.	Resultados en concentraciones de O ₃	118
9.6.1.	Impacto del escenario planificado (EP)	118
9.6.2.	Impacto del escenario planificado basado en EB_sup (EP_sup)	123
9.6.3.	Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)	125
9.6.4.	Impacto de los escenarios específicos industria (EE_I25, EE_I75)	127
9.6.5.	Impacto de los escenarios específicos solventes (EE_S25, EE_S75)	130
9.6.6.	Impacto de los escenarios específicos aviación y sector marítimo (EE_A25_M20, EE_A25_M60)	133
9.6.7.	Impacto de los escenarios específicos combinados (EE_S25_I25_A25_M60, EE_S75_I75_A25_M60, EE_T50_A25_M20)	137
9.6.8.	Impacto de los escenarios extremos (EXs)	141
9.7.	Resultados en frecuencia de superaciones	147
9.7.1.	Superaciones del valor objetivo	148
9.7.2.	Superaciones del umbral de información	153
9.8.	Conclusiones	156
10.	Conclusiones generales y recomendaciones	158
11.	Limitaciones e incertidumbres	164
12.	Referencias	166
A.	Anexo: Métricas FAIRMODE	178
B.	Anexo: Control de calidad aplicado a los datos de observación	179
C.	Anexo: Contribución de fuentes transfronterizas por comunidad autónoma	181
D.	Anexo: Evaluación niveles NO₂ en estaciones donde se miden BTX	182
E.	Anexo: Metodología Escenario de Emisiones Planificado	186
E.1.	Industria Manufacturera	186

E.1.1. Plantas Cementeras	186
E.1.2. Cogeneración Industrial	186
E.1.3. Industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo	187
E.1.4. Plantas de hierro y acero	188
E.2. Uso de solventes	188
F. Anexo: Resultados emisiones	189
F.1. Escenario Planificado (EP)	189
G. Anexo: Resultados de modelización de escenarios de emisiones de la primera fase del trabajo	191
G.1. Evaluación del escenario base (EB)	191
G.2. Impacto del escenario planificado (EP)	197
G.3. Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)	208
G.4. Impacto del escenario específico industria (EE_I25)	211
G.5. Impacto del escenario específico aviación y marítimo (EE_A25_M20)	215
G.6. Impacto del escenario específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60)	218
G.7. Intercomparación de los escenarios e impacto de la meteorología	221
G.8. Conclusiones	229

Índice de figuras

1.	Dominio y países etiquetados.	41
2.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en el período de junio a agosto de 2015, 2016 y 2017 expresadas en porcentaje para los 35 países Europeos etiquetados individualmente. En color las contribuciones NATIONAL, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.	43
3.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en España para el promedio del período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017 (izquierda) y el período de la ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015 (derecha). En color las contribuciones National, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.	44
4.	Contribución BCON, SEA y NATIONAL al $O_3^{(mda8)}$ de España en valor absoluto (arriba) y en porcentaje (abajo) promedio de junio, julio y agosto de 2015, 2016 y 2017. Ver Sección 7.2.2 para definición de BCON y SEA.	46
5.	Idem que Figura 2 pero mostrando los resultados por comunidad autónoma. . .	49
6.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía.	51
7.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía en los días con concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de $120 \mu g/m^3$ y en el día con mayor contribución local en cada estación.	53
8.	Emisiones antropogénicas anuales de benceno, tolueno y xileno ($t.año^{-1}$) estimadas con el modelo HERMES para España en el año 2019 a una resolución espacial de $4km \times 4km$	58
9.	Contribución de fuentes (%) a las emisiones primarias diarias de benceno, tolueno y xileno en las zonas urbanas de España en 2019.	59
10.	Media anual de concentraciones de benceno modeladas ($0,1^\circ$ por $0,1^\circ$) y observadas ($\mu g/m^3$) para 2019.	61
11.	Promedio anual de MB para benceno ($\mu g/m^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).	62
12.	Ciclos horarios, semanales y mensuales de benceno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu g/m^3$) por tipo de estación.	63
13.	Media anual de concentraciones de tolueno modeladas ($0,1^\circ$ por $0,1^\circ$) y observadas ($\mu g/m^3$) para 2019.	64
14.	Promedio anual de MB para tolueno ($\mu g/m^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).	65

15.	Ciclos horarios, semanales y mensuales de tolueno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación.	67
16.	Media anual de concentraciones de xileno modeladas (0.1° por 0.1°) y observadas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para 2019.	68
17.	Promedio anual de MB para xileno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).	69
18.	Ciclos horarios, semanales y mensuales de xileno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación.	71
19.	Comparación de las emisiones totales de COVNM (t) en 2019 consideradas en el escenario base y escenario de sensibilidad por instalación industrial individual. 74	
20.	Comparación entre ciclos mensual de concentraciones de benceno, tolueno y xileno observados (negro), y modelados con las emisiones del escenario base (azul) y el escenario de sensibilidad industrial (naranja) para cada estación de monitoreo industrial cercana a las instalaciones de estudio.	76
21.	Comparativa de los ciclos mensuales de concentraciones de NO_2 y benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) observados y modelados en estaciones de tráfico urbano de Madrid (MAD), Barcelona (BCN) y Valencia (VAL).	77
22.	(a) Comparativa de los mapas de cobertura terrestre USGS y ESA-CCI. (b) Diferencia en la concentración de O_3 superficial entre simulaciones con el modelo MONARCH empleando los dos datos de suelo.	88
23.	Dominio considerado en el modelo de calidad del aire MONARCH.	88
24.	Emisiones anuales de COVNM y NO_x [t/año] estimadas por HERMESv3 y reportadas por el Inventario Nacional de Emisiones para el tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras) durante el año 2019.	95
25.	Diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM (panel superior) y NO_x (panel inferior) para los sectores de refinerías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, industria manufacturera, producción de electricidad, tráfico rodado, uso de solventes y totales.	97
26.	Diferencias relativas [%] del total de las emisiones de COVNM y NO_x del EP y los distintos EE con respecto al EB para el mes de julio 2019.	98
27.	Series temporales de las concentraciones de $\text{NO}_2^{(d)}$ en superficie, las columnas troposféricas $\text{TrC-NO}_2^{(dop)}$ y $\text{TrC-HCHO}^{(dop)}$, el ratio $\text{TrC-(HCHO/NO}_2)^{(7dop)}$ (promedio móvil de 7 días) y las concentraciones de $\text{O}_3^{(mda8)}$ en superficie en 2019.	101
28.	Mapa anual de $\text{TrC-NO}_2^{(dop)}$, $\text{TrC-HCHO}^{(dop)}$ y $\text{TrC-(HCHO/NO}_2)^{(7dop)}$ (promedio de 7 días) simulado por MONARCH, observado por TROPOMI, y diferencia entre los dos.	102

29.	Perfil diurno de las concentraciones de superficie de NO ₂ modelizadas (MOD), observadas (OBS) y observadas aplicando correcciones basadas en los niveles de NOy modelizados (ver las definiciones en el texto).	103
30.	Series temporales de TrC-NO ₂ ^(dop) , NO ₂ ^(h13) y NO ₂ ^(d) en promedio sobre España.	104
31.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(mda8) en superficie entre EB_metano1.2 (CH ₄ =1.2 ppmv) y EB (CH ₄ =1.85 ppmv), en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	110
32.	Impacto de los distintos escenarios de metano sobre el número de excedencias de O ₃ ^(mda8) por encima de los 120 µg/m ³ observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de excedencias observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de excedencias obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.	111
33.	Diferencia absoluta de concentración de NO ₂ en superficie entre EB_upper y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	113
34.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(mda8) en superficie entre EB_upper y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	114
35.	Diferencia absoluta de concentración de NO ₂ ^(d) en superficie entre EB_sueloNO10 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	116
36.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(mda8) en superficie entre EB_sueloNO10 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	117
37.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(d) en superficie entre EP y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	119
38.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(mda8) en superficie entre EP y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	120
39.	Evolución de las concentraciones de O ₃ ^(d) y O ₃ ^(mda8) alejándose del centro de las ciudades, en promedio sobre junio-agosto de 2019.	122
40.	Ciclo diurno del O ₃ en los escenarios base y planificado en el centro de distintas ciudades de España, en promedio sobre junio-agosto de 2019.	122
41.	Diferencia absoluta de concentración de O ₃ ^(mda8) en superficie entre EP_sup y EB_sup, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a ±0.1 µg/m ³ aparecen en blanco.	124

42.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_T50 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	125
43.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_I25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	128
44.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_I75 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	129
45.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	131
46.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	132
47.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_A25_M20 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	135
48.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_A25_M60 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	136
49.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25_I25_A25_M60 y EP, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	138
50.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S75_I75_A25_M60 y EP, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	139
51.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_T50_A25_M20 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	140
52.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ANOx100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	143
53.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ACOV100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	144
54.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ANTH100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	145

55.	Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_BIOG100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.	146
56.	Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del valor objetivo $120 \mu g/m^3$ para $O_3^{(mda8)}$, observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.	150
57.	Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del valor objetivo $120 \mu g/m^3$ para $O_3^{(mda8)}$, observadas en 2019 en cada CCAA, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.	152
58.	Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del umbral horario de información de $180 \mu g/m^3$ para $O_3^{(mda8)}$, observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.	154
59.	Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del umbral horario de información de $180 \mu g/m^3$ para $O_3^{(mda8)}$, observadas en 2019 en cada CCAA, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.	155
D.4.	Ciclos horarios, semanales y mensuales de NO_2 observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu g/m^3$) por tipo de estación.	182
C.1.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Aragón, Asturias, Cantabria y Castilla-La Mancha.	183
C.2.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Castilla y León, Extremadura, Galicia y Illes Balears.	184
C.3.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de La Rioja, Murcia, Navarra y País Vasco.	185
E.5.	Ecuación para estimar la proyección de los FE para el año 2030	186
F.6.	Distribución espacial de las emisiones de NO_x (panel superior) y COVNM (panel inferior) del sector de tráfico rodado en (a y d) EB, (b y e) EP, y (c y f) la diferencia absoluta del EP-EB.	189

F.7. Distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB.	190
G.8. Mapa del $O_3^{(mda8)}$ promedio para el escenario base (EB) en julio de 2019.	195
G.9. Series temporales del O_3 observado y simulado por WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales, teniendo en cuenta las estaciones con $O_3^{(mda8)}$ promedio por encima del percentil 99, 98, 95 y 0 (i.e. todas las estaciones). . .	196
G.10. Diferencia de $O_3^{(h)}$ entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019.	201
G.11. Perfiles diurnos de O_3 de WRF-CMAQ y MONARCH en EB y EP, durante el periodo junio-agosto de 2019.	202
G.12. Evolución del $O_3^{(mda8)}$ en EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	203
G.13. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019.	204
G.14. Evolución de la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	205
G.15. Perfiles diurnos de O_3 de los escenarios EB y EP para algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	206
G.16. Serie temporal del $O_3^{(mda8)}$ en junio-agosto de 2019 para los escenarios base (EB) y planificado (EP), en las CCAA con mayores problemas de O_3	207
G.17. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_T50 y EB en julio de 2019.	210
G.18. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019.	213
G.19. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019.	214
G.20. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M20 y EP en julio de 2019.	217
G.21. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M60 y EP en julio de 2019.	220
G.22. Distribución del $O_3^{(mda8)}$ de los diferentes escenarios durante julio de 2019. . . .	226
G.23. Distribución del $O_3^{(mda8)}$ de los diferentes escenarios durante julio de 2015. . . .	227

Índice de tablas

1.	Configuración del modelo de calidad del aire WRF-CMAQ para el estudio de contribución de fuentes.	39
2.	Distribución de los porcentajes de contribución al $O_3^{(mda8)}$ en España para el período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017. pX corresponde al percentil X.	45
3.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ por comunidad autónoma.	48
4.	Número de estaciones disponibles por clasificación de área y tipo que miden benceno, tolueno y xileno en 2019. Entre paréntesis se muestra el número de estaciones que solo miden con resolución diaria.	57
5.	Resumen de los escenarios de emisiones.	90
6.	Factores de escalado por sector y contaminante para el escenario EB_sup, basados en los umbrales superiores de incertidumbre del IIR del MITECO.	91
7.	Emisiones de NO_x para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.	91
8.	Emisiones de COVNM para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.	92
9.	Factor de Ajuste (FA) de las emisiones de NO_x y COVNM para las centrales térmicas por tipo de combustible.	92
10.	Configuración del modelo de calidad del aire MONARCH.	93
11.	Evaluación del NO_2 (columnas troposféricas y concentraciones de superficie) en MONARCH para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarias a la hora de paso (<i>overpass</i>) del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, <i>mean bias</i> en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, <i>normalized mean bias</i>), el error cuadrático medio (RMSE, <i>root mean square error</i>), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, <i>normalized root mean square error</i>), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, <i>Pearson correlation coefficient</i>), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).	100

12. Estadísticos de la evaluación del modelo MONARCH de las columnas troposféricas de HCHO (TrC-HCHO) para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarias a la hora de *overpass* del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N). 105
13. Estadísticos de la evaluación del modelo MONARCH sobre las concentraciones de superficie de O₃ para el año 2019 a diferentes escalas de tiempo: horario (h), promedio diario (d), máximo de la media móvil octohoraria (mda8) y máximo diario de 1 hora (d1max). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N). 106
14. Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario con distintas concentraciones de CH₄ y el escenario base (EB) en España, para el O₃^(mda8), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha). 112
15. Evaluación del NO₂ (columnas troposféricas y concentraciones de superficie) y O₃ en MONARCH con el escenario EB_sup para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarias a la hora de *overpass* del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N). 115
16. Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario base con emisiones de NO por los suelos multiplicadas por 10 (EE_soilNO) y el escenario base (EB) en España, para el O₃^(mda8), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha). 118

17.	Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario planificado (EP) y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{d})}$ (parte superior) y $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).	121
18.	Estadísticas sobre las diferencias de $\text{O}_3^{(\text{d})}$ (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en España entre EP y EB (parte superior, ya enseñada previamente en la Tabla 17) y entre EP_sup y EB_sup (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).	123
19.	Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario específico tráfico rodado (EE_T50) y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{d})}$ (parte superior) y $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).	126
20.	Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre los escenarios específicos industria EE_I25 y EE_I75 y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).	130
21.	Estadísticas de los escenarios específicos solventes EE_S25 (arriba) y EE_S75 (abajo).	133
22.	Estadísticas de los escenarios específicos solventes EE_A25_M20 (arriba) y EE_A25_M60 (abajo).	137
23.	Estadísticas de los escenarios específicos EE_S25_I25_A25_M60, EE_S75_I75_A25_M60, EE_T50_A25_M20.	141
24.	Estadísticas de los escenarios específicos extremos EX_ANOx100, EX_ACOV100, EX_ANTH100 y EX_BIOG100.	147
B.1.	Descripción de los filtros de GHOST aplicados en las observaciones de calidad del aire.	180
E.2.	Factores de emisión de NO_x y COVNM y porcentajes de coke en la mezcla de combustibles usados medidos en cementeras para el periodo 2007 hasta 2020 y proyectados para 2030.	187
E.3.	Factor de ajuste de las emisiones para plantas cementeras.	187
E.4.	Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en el sector de la cogeneración industrial según PNIEC.	187
E.5.	Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo	188
E.6.	Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en las plantas de hierro y acero	188

E.7. Factor de ajuste (FA) de las emisiones de COVNM en el uso de solventes por actividad industrial	188
G.8. Estadísticos de la evaluación del modelo WRF-CMAQ y MONARCH para el periodo junio-agosto de 2019 a diferentes escalas de tiempo.	193
G.9. Porcentaje de estaciones que cumplen con el indicador de calidad recomendado por FAIRMODE.	194
G.10. Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EP y EB, a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre julio de 2019 ($\overline{O_3^{(mda8)}}$).	198
G.11. Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_T50 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_T50 y EP (mitad inferior).	209
G.12. Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_I25 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_I25 y EP (mitad inferior).	212
G.13. Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_A25_M20 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M20 y EP (mitad inferior).	216
G.14. Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_A25_M60 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M60 y EP (mitad inferior).	219
G.15. Reducción potencial del número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los diferentes escenarios.	222
G.16. Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ en julio de 2019.	224
G.17. Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(d1max)}$ en julio de 2019.	228
G.18. Impacto de los escenarios en el número de superaciones de O_3 en julio de 2019.	231

1. Resumen ejecutivo

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) está elaborando las bases para un nuevo Plan Nacional de Ozono que aborde medidas específicas que reduzcan las concentraciones en superficie del ozono (O_3) troposférico en España. En este contexto, el MITECO ha encargado al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), al Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación (BSC), al Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), a la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) y al Instituto de Tecnología Cerámica (ITC/UJI), con la colaboración de la Universidad de Huelva (UHU) y la Universidad de Zaragoza (UZAR), la realización de una serie de trabajos relacionados con el estudio de la dinámica de formación del O_3 troposférico en el territorio español planeados para un periodo de 4 años (2021 a 2024) con el objeto de proporcionar recomendaciones científicas para la elaboración del Plan Nacional de O_3 . En este marco, el BSC se encarga de las tareas de modelización numérica que permiten avanzar en el conocimiento de los procesos que controlan la formación de O_3 y a la vez cuantificar el impacto de escenarios de reducción de emisiones de sus precursores sobre este contaminante. El presente informe presenta los resultados de los trabajos de modelización realizados a lo largo de los 4 años de trabajo.

El O_3 es un contaminante atmosférico gaseoso secundario formado en la troposfera a partir de reacciones fotoquímicas no lineales entre sus precursores, principalmente los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los compuestos orgánicos volátiles (COVNM). El O_3 tiene efectos adversos sobre la salud, el clima, la vegetación, la biodiversidad y los cultivos. Por ello, hay directrices a nivel internacional, por ejemplo las propuestas por el convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, *Long-Range Transboundary Air Pollution* (LRTAP) por sus siglas en inglés, de la *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE), y la *Organización Mundial de la Salud* (OMS) así como legislación vinculante como la nueva Directiva Europea 2024/2881/CE sobre la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (aprobada por el Parlamento Europeo en fecha 24 de abril de 2024 y publicada en fecha 23 de octubre de 2024) que definen umbrales de concentración o valores objetivo a partir de los cuales los impactos se vuelven más severos. Asimismo, estos marcos normativos señalan la necesidad de usar herramientas de modelización para profundizar en la dinámica de formación de este contaminante secundario. A pesar de los esfuerzos realizados hasta la fecha para reducir las emisiones de sus precursores antropogénicos, se continúan registrando superaciones de los umbrales de información y alerta a la población en distintas regiones del territorio español, así como incumplimientos del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo de protección a la salud.

El presente documento describe los trabajos de modelización realizados por el BSC que abordan tres objetivos específicos: (i) estimar la contribución nacional y transfronteriza a los niveles de concentración de O_3 en la España peninsular, distinguiendo dentro de la transfronteriza las contribuciones hemisférica, europea y marítima (ésta última refiriéndose a emisiones del transporte marítimo); (ii) avanzar en la caracterización de la incertidumbre de las emisiones antropogénicas de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVNM); y (iii) cuantificar los cambios en las concentraciones de O_3 bajo distintos escenarios de reducción de emisiones antropogénicas de sus precursores en la España peninsular. El estudio de contribuciones permite entender mejor el margen de actuación para reducir las concentraciones de O_3 tanto a nivel nacional

como europeo. Los escenarios estudiados contemplan las proyecciones del *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima* (PNIEC) y el *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica* (PNCAA) para 2030, así como medidas específicas adicionales que podrían contribuir a la reducción de las concentraciones de O_3 . Con todo, **el objetivo de los trabajos es tener un mejor conocimiento tanto de la contribución de las actividades como de los procesos físico-químicos que determinan los niveles de O_3 en las diferentes cuencas de la España peninsular, y disponer de una herramienta que permita valorar de forma cuantitativa el margen de actuación para reducir las concentraciones de O_3 tanto a nivel nacional como europeo.**

La metodología incluye el uso de herramientas avanzadas de modelización numérica que se describen en la **Sección 6**. Se emplea el modelo de emisiones *High-Elective Resolution Modelling Emission System* version3 (HERMESv3) desarrollado en el BSC para el procesado de las emisiones antropogénicas y la generación de los escenarios de emisiones. HERMESv3 se complementa con el modelo de emisiones biogénicas MEGAN que proporciona los flujos de emisión de la vegetación. Estos datos de emisiones son empleados por modelos de calidad del aire que simulan la dinámica del O_3 troposférico en el dominio de estudio (la península Ibérica e Islas Baleares) y cuantifican los impactos de los distintos escenarios de emisiones. Para asegurar una mayor robustez de los resultados de modelización con escenarios de reducción de emisiones, se ha optado por trabajar con dos modelos de calidad del aire. Los sistemas empleados son, por una parte el sistema de modelos WRF-CMAQ (WRF para meteorología y CMAQ para la química atmosférica), y por otra, el modelo acoplado MONARCH. Ambos sistemas son notablemente distintos en diseño (p. ej., meteorología distinta, acoplamiento meteorología-química *offline* u *online*, esquemas químicos de distinta complejidad) y su uso conjunto permite obtener una medida de la incertidumbre en la respuesta del O_3 a los distintos escenarios de reducción de emisiones. En otras palabras, cuanto mayor es la discrepancia entre modelos, menor grado de confianza se otorga a los resultados obtenidos. Mientras que se han utilizado los dos sistemas de modelización en una primera etapa preliminar para la cuantificación del impacto de los escenarios, el análisis final de todos los escenarios a escala anual se ha hecho considerando únicamente el modelo MONARCH. Por otra parte, el estudio de las contribuciones se ha realizado únicamente con el sistema WRF-CMAQ dado que éste incluye el módulo ISAM que permite especificar fuentes o regiones de origen de los precursores del O_3 y distinguir sus contribuciones respectivas a las concentraciones de O_3 en cada celda del modelo.

La Sección 7 se centra en el estudio de la contribución nacional y transfronteriza al O_3 en la España peninsular. Se ha simulado un dominio europeo etiquetando separadamente los precursores y el O_3 originados i) en cada país de la Unión Europea; ii) en el mar debido a las emisiones del transporte marítimo; iii) en el conjunto de países colindantes que no forman parte de la Unión Europea pero sí del dominio de simulación; y iv) fuera del dominio de simulación y que representan el resto de contribuciones hemisféricas. Las simulaciones abarcan tres años (2015-2017) durante el periodo de mayor interés para la formación fotoquímica del O_3 (junio-agosto).

En la **Sección 8**, se han abordado los trabajos del segundo objetivo específico **orientado en avanzar el conocimiento de las emisiones antropogénicas de COVNM y sus incertidumbres**. Se presenta el análisis de detalle de las emisiones antropogénicas de COVNM y la capa-

cidad del modelo de calidad del aire para reproducir las observaciones de las especies COVNM benceno, tolueno y xileno (BTX). Mediante simulaciones de sensibilidad se identifican distintas fuentes de incertidumbre en la estimación de las emisiones COVNM.

En la Sección 9 se cuantifica el impacto de escenarios de reducción de emisiones antropogénicas previstos por MITECO y de escenarios específicos adicionales en los niveles de O₃ de la España peninsular. Como punto de partida, se ha desarrollado un **Escenario Base (EB)** de emisiones que caracteriza las emisiones antropogénicas en España para el año 2019 partiendo de las emisiones reportadas por el *Sistema Español de Inventario de Emisiones* proporcionadas por el MITECO. Esta fuente de información ha sido combinada con el inventario de detalle disponible en el modelo HERMESv3 (módulo *bottom-up*) con el objeto de generar datos de emisión georeferenciados, desagregados espacial y temporalmente, y especiados para su uso en modelos de calidad del aire. En complemento, se han desarrollado **pruebas de sensibilidad sobre este escenario base, cambiando las concentraciones de fondo de CH₄, las emisiones de NO por los suelos, y las emisiones antropogénicas de NO_x** considerando el valor superior de su rango de incertidumbre, con el fin de entender mejor la influencia de estos distintos factores en la producción de O₃ en España. A partir del EB también se han preparado **escenarios alternativos para analizar la sensibilidad del O₃ a la concentración de fondo de CH₄, a las incertidumbres en las emisiones de NO de los suelos y a las emisiones antropogénicas de NO_x** (considerando el valor superior del rango de incertidumbre de estas emisiones). A partir del EB, se ha diseñado un **Escenario Planificado (EP)** que considera los cambios en las emisiones derivadas de PNIEC y PNCAA para 2030. Por falta de información georeferenciada, los cambios planificados respecto al uso de biomasa para producción eléctrica no se han podido tener en cuenta en el EP.

Para analizar medidas que van más allá de las planificadas o los potenciales incumplimientos de medidas planificadas, se han preparado **10 Escenarios Específicos (EEs) que parten del EP y combinan uno o varios de los siguientes cambios adicionales:** (i) **reducción un 50 % menor de las emisiones de tráfico rodado prevista en el EP** (es decir que solo se cumpla una reducción de estas emisiones de -30 % en lugar del -60 % planeado en los PNIEC y PNCAA); (ii) **reducción adicional de -25 o -75 % de emisiones industriales** en los sectores del refino y la fabricación de productos minerales no metálicos excepto cementeras; (iii) **reducción adicional de -25 o -75 % de emisiones por uso de solventes**; (iv) **reducción adicional de -25 % de emisiones de tráfico aéreo**; (v) **reducción adicional de -20 o -60 % de emisiones marítimas**. Adicionalmente, para entender mejor el impacto de los distintos tipos de emisiones, se han simulado **4 Escenarios eXtremos (EXs), excluyendo (i) las emisiones antropogénicas de NO_x, (ii) las emisiones antropogénicas de COVNM, (iii) todas las emisiones antropogénicas y (iv) todas las emisiones biogénicas.**

Durante la primera fase de ejecución de los trabajos (2021-2022), se realizaron análisis preliminares de cuatro de los escenarios analizados comparando los resultados de los dos modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH a alta resolución espacial para el mes de julio de 2019. Las respuestas simuladas por ambos sistemas fueron consistentes, respaldando la robustez de los resultados y conclusiones derivadas (Anexo G). Con el objeto de extender el estudio a todo un ciclo anual y analizar un número más elevado de escenarios, en el análisis final que se presenta en este informe, se ha adoptado únicamente un solo modelo, el sistema MONARCH,

configurado a una resolución ligeramente menor para optimizar el coste computacional sin perder precisión en los resultados. Como paso preliminar, se ha evaluado MONARCH con la nueva configuración frente a observaciones de superficie (O_3 y NO_2) y de columnas troposféricas por satélite TROPOMI ($TrC-NO_2$ y $TrC-HCHO$), mostrando capacidades buenas para simular el O_3 y sus principales precursores sobre la España peninsular.

En estos trabajos orientados a la elaboración de recomendaciones científicas para el nuevo Plan Nacional de O_3 se han obtenido una serie de **resultados** (presentados en las **Secciones 7, 8, 9**) y **conclusiones generales** (detalladas en la **Sección 10**), que se resumen a continuación:

- España es uno de los países de Europa que tiene una contribución más elevada de emisiones propias (nacionales) en los niveles de O_3 . Las contribuciones nacionales son más altas durante los episodios de alta contaminación. Aunque la contribución transfronteriza representa una fracción significativa, el margen de reducción de O_3 con medidas a nivel nacional es amplio.
- Se ha identificado el sector del transporte marítimo como una de las fuentes de emisión claves para entender los niveles de O_3 característicos de España, especialmente en el sur y levante peninsular. Las emisiones marítimas tienen una contribución mayor al O_3 en España que las emisiones de países vecinos como Portugal o Francia.
- La contribución de los niveles de O_3 hemisférico (niveles de fondo) es muy relevante en todo el país. Su reducción no se puede abordar con medidas nacionales pero sinergias en los planes de reducción de emisiones a nivel internacional pueden contribuir en este sentido.
- Las condiciones meteorológicas introducen una variabilidad importante en las distintas contribuciones, observándose aumentos muy significativos de la contribución nacional en episodios de fuerte producción fotoquímica. Los niveles de fondo de O_3 se mantienen bastante constantes, pero su contribución disminuye notablemente durante estos eventos.
- A pesar de las incertidumbres en los inventarios de emisiones de COVNM, en líneas generales, el modelo MONARCH es capaz de reproducir los niveles de BTX observados en España, así como sus distribuciones espaciales y temporales. Las mayores discrepancias se reportan en estaciones de carácter industrial y, para el caso del benceno, también en estaciones urbanas de tráfico.
- Las subestimaciones observadas de BTX en ambientes industriales se relacionan con incertidumbres en las emisiones de COVNM reportadas para hornos de coque, cerca de las cuales se monitorizan los niveles de benceno más elevados de España, refinerías e instalaciones de fabricación de automóviles, cerca de las cuales se reportan los valores observados más altos de xileno.
- Para el caso de las refinerías, una comparativa entre las emisiones LPS y PRTR-España ha revelado discrepancias muy significativas, siendo las emisiones de COVNM totales reportadas por PRTR-España en este tipo de instalaciones industriales 7 veces superiores a los datos de LPS. Se recomienda al MITECO investigar en detalle la causa de estas

discrepancias, ya que ambas bases de datos están basadas en información reportada por las propias plantas y deberían mostrar una mayor consistencia.

- La fuerte subestimación de los niveles de benceno en ambientes urbanos de tráfico en las ciudades de Barcelona y Valencia señalan a una potencial incertidumbre en el cálculo de las emisiones de COVNM procedentes de motocicletas y ciclomotores en ambientes urbanos. El modelo MONARCH presenta un mejor comportamiento a la hora de reproducir los niveles de NO₂ en las mismas estaciones donde se ha llevado a cabo la evaluación de BTX. Este resultado sugiere que la principal incertidumbre de los resultados modelados de BTX viene determinada por las emisiones utilizadas para estas especies, más que de factores relacionados con el modelo MONARCH, como son el transporte o la fotoquímica.
- Las medidas del EP consiguen una disminución notable de los niveles de O₃ y de las superaciones de valores normativos para el O₃ en gran parte del territorio. Las cuencas con mayores reducciones son la Comunidad de Madrid, el norte de Cataluña, la Comunidad Valenciana, Galicia y Andalucía.
- En algunas ciudades costeras, la fuerte disminución proyectada en las emisiones de NO_x en el EP resulta en un aumento del O₃ debido a una reducción del efecto de la titración (destrucción) del O₃. El área metropolitana de Barcelona es la región más impactada por este efecto. Medidas adicionales que contribuyan a la reducción de la producción local de O₃ (p.ej. reduciendo las emisiones de COVNM, aunque tal medida parece tener un impacto limitado por la dominancia de los COVNM biogénicos) y/o del fondo regional de O₃ podrían contrarrestar este efecto en un futuro. Por otro lado, ciudades del interior muestran una respuesta muy positiva al EP con disminuciones de O₃ atribuidas a una menor producción local de O₃ que compensa el efecto de la titración y a una reducción del fondo regional de O₃, siendo la ciudad de Madrid el caso más destacable.
- El impacto del EP es más importante en situaciones con elevadas concentraciones de O₃, reduciendo notablemente las superaciones de los umbrales de información a la población (hasta -64 %).
- El tráfico rodado es el sector clave para lograr una reducción generalizada del O₃ en la España peninsular. El incumplimiento de las reducciones de las emisiones de NO_x previstas en el EP para este sector (-30 % en vez de -60 %) implicaría alcanzar un poco más de la mitad de la disminución de O₃ estimado en este escenario.
- Después del tráfico rodado, las emisiones del tráfico marítimo representan el segundo sector clave para la reducción del O₃, particularmente en zonas costeras mediterráneas donde se concentra una gran parte de la población. Medidas ambiciosas en este sector permitirían alcanzar beneficios muy positivos en las zonas costeras y del interior del litoral.
- Medidas diseñadas para reducir las emisiones de solventes podrían en principio tener un impacto positivo en las ciudades donde representan la principal fuente de emisión de COVNM (y compensar en parte el aumento de O₃ debido al efecto de las medidas

del EP en el área metropolitana de Barcelona) pero su impacto sobre los niveles de O₃ es limitado en gran parte del territorio, incluso con reducciones de emisiones de hasta -75 %. Los COVNM emitidos por la vegetación tienen una contribución mucho mayor en la producción de O₃ a escala regional.

- Medidas adicionales en el sector de la aviación no parecen tener un impacto notable sobre los niveles de O₃ en la España peninsular.
- Medidas adicionales para reducir las emisiones de las industrias de refino e industria mineral no metálica (excepto cementeras) del 25 % muestran un impacto relativamente limitado y localizado en los niveles de O₃. Sin embargo, reducciones más ambiciosas de hasta un -75 % tendrían un impacto más notable (-1 µg/m³ durante el verano en promedio sobre la España peninsular).
- Aunque las reducciones alcanzadas en el EP y algunos escenarios específicos son muy importantes para reducir las superaciones del umbral de información a la población (concentración horaria), los niveles de O₃ parecen estar aún lejos del cumplimiento del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo marcados por la nueva Directiva Europea 2024/2881/CE sobre Calidad del Aire Ambiente.

En base a las conclusiones de los trabajos realizados, se derivan una serie de **recomendaciones** para la elaboración del Plan Nacional de O₃ (detalladas en la **Sección 10**):

- El problema del O₃ en España no se puede abordar solo con medidas a nivel estatal debido al rol relevante de las contribuciones transfronterizas, tanto de origen europeo como hemisférico. Es por ello que se recomienda seguir impulsando acciones coordinadas a nivel internacional para lograr una disminución de los niveles de fondo de O₃. Asimismo, se debe considerar la necesidad de impulsar la designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones NECA, acción que impactaría significativamente en la disminución del O₃ en el levante español. Estudiar las sinergias de los planes de reducción de emisiones de otros países europeos, especialmente los vecinos, puede ayudar a cuantificar mejor los impactos esperados en un futuro en el O₃ de España.
- De las medidas planificadas en el PNIEC y PNCAA, es importante alcanzar los hitos marcados en la reducción de emisiones del sector del tráfico rodado, al ser este el sector con mayor impacto en el O₃ nacional. Se recomienda seguir impulsando la transición tecnológica en este sector y respaldar el despliegue de medidas orientadas a reducir su actividad.
- La fuerte reducción de las emisiones de NO_x previstas en los planes puede resultar en un aumento en las concentraciones de O₃ en áreas urbanas costeras debido al efecto de la menor titración del O₃. Para compensar al menos en parte este efecto, es recomendable diseñar medidas adicionales para reducir la producción local y/o el fondo regional de O₃. Medidas orientadas a la reducción de las emisiones de COVNM de origen antropogénico podrían contribuir a reducir el O₃ en estos entornos, aunque se ha encontrado un impacto limitado en las simulaciones. Se espera un impacto más fuerte de medidas orientadas a

la reducción de las emisiones marítimas en la mayor parte del litoral español. Medidas orientadas a la reducción de las emisiones de las industrias de refino e industria mineral no metálica (excepto cementeras) podrían ayudar, especialmente si se consiguen reducciones ambiciosas en este sector.

- Se recomienda profundizar el trabajo de investigación orientado a reducir las incertidumbres identificadas en las emisiones, particularmente de los COVNM, y la caracterización de su reactividad en los modelos de calidad del aire, para cuantificar con mayor robustez su contribución a la producción de O_3 , tanto a escala local en las zonas urbanas como a escala regional en España.

Los resultados presentados en este trabajo no están exentos de ciertas **limitaciones** que se deben tener en cuenta y se desarrollan en la **Sección 11**. Algunas proyecciones en las emisiones de sectores potencialmente relevantes en la formación de O_3 no se han podido considerar debido a la falta de información, como son la actividad de quema de biomasa agrícola y forestal. Se debe tener presente que la incertidumbre de las emisiones de COVNM reportada por MITECO es elevada, y que revisiones metodológicas de sectores clave como el tráfico rodado resultan en aumentos de las emisiones NO_x , con lo que las emisiones empleadas en este trabajo pueden estar subestimadas. Además, trabajos de investigación más focalizados en las emisiones biogénicas de COV y de monóxido de nitrógeno (NO) de los suelos siguen siendo necesarios para seguir reduciendo las incertidumbres asociadas a estos procesos y sus impactos en la formación de O_3 en España.

2. Glosario

BCON *Boundary CONditions* (condiciones de contorno)

BSC *Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación*

CALIOPE *CALIdad del aire Operacional Para España*

CAMS *Copernicus Atmosphere Monitoring Service*

CB05 *mecanismo químico Carbon Bond 2005*

CCAA *Comunidades Autónomas*

CMAQ *Community Multiscale Air Quality model*

COPERT *COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport*

COV *Compuestos Orgánicos Volátiles*

COVNM *Compuestos Orgánicos Volátiles No-Metánicos*

CSIC *Consejo Superior de Investigaciones Científicas*

dop *Diario a la hora de paso del satélite TROPOMI (13h)*

d1max *Máximo Diario de 1 Hora*

EB *Escenario Base*

EB_metano1.2 *Escenario Base con concentración de CH₄ fijada a 1.2 ppmv*

EB_metano1.7 *Escenario Base con concentración de CH₄ fijada a 1.7 ppmv*

EB_metano1.9 *Escenario Base con concentración de CH₄ fijada a 1.9 ppmv*

EB_metano1.95 *Escenario Base con concentración de CH₄ fijada a 1.95 ppmv*

EB_sup *Escenario Base considerando el valor superior del rango de incertidumbres de las emisiones de NO_x*

EB_sueloNO10 *Escenario Base con emisiones de NO por los suelos multiplicadas por un factor 10*

EE_A25_M20 *Escenario específico con medidas planificadas más -25% de emisiones de aviación y -20% de emisiones marítimas*

EE_A25_M60 *Escenario específico con medidas planificadas más -25% de emisiones de aviación y -60% de emisiones marítimas*

EE_I25 *Escenario específico con medidas planificadas más -25% de emisiones industriales minerales no metálicas, excluyendo las cementeras*

EE_I75 *Escenario específico con medidas planificadas más -75% de emisiones industriales minerales no metálicas, excluyendo las cementeras*

EE_S25 *Escenario específico con medidas planificadas más -25% de emisiones de solventes*

EE_S75 *Escenario específico con medidas planificadas más -75% de emisiones de solventes*

EE_T50 *Escenario específico con solo 50% de las reducciones de tráfico rodado previstas en el escenario planificado*

EE_T50_A25_M20 *Escenario específico con solo 50% de las reducciones de tráfico rodado previstas en el escenario planificado, más -25% de emisiones de aviación y -20% de emisiones marítimas*

EE_S25_I25_A25_M60 *Escenario específico con medidas planificadas más -25% de emisiones de solventes, -25% de emisiones industriales, -25% de emisiones de aviación y -60% de emisiones marítimas*

EE_S75_I75_A25_M60 *Escenario específico con medidas planificadas más -75% de emisiones de solventes, -75% de emisiones industriales, -25% de emisiones de aviación y -60% de*

emisiones marítimas

EEA *Environmental European Agency*

EMEP *European Monitoring and Evaluation Programme*

EP *Escenario Planificado*

EP_sup *Escenario Planificado aplicado al escenario EB_sup*

ERA5 *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Reanalysis v5*

ERA-Interim *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Interim reanalysis*

EUC *EUropean Contribution*

EX_ANOx100 *Escenario eXtremo con reducción de 100 % de las emisiones antropogénicas de NOx en España*

EX_ACOV100 *Escenario eXtremo con reducción de 100 % de las emisiones antropogénicas de COV en España*

EX_ANTH100 *Escenario eXtremo con reducción de 100 % de las emisiones antropogénicas de todos los contaminantes en España*

EX_BIOG100 *Escenario eXtremo con reducción de 100 % de las emisiones biogénicas de COV y NO en todo el dominio*

FA *Factor de Ajuste*

FAIRMODE *Forum for AIR quality MOdeling*

FNL *Final Global Forecast System analysis*

GFAS *CAMS Global Fire Assimilation System*

GHOST *Global Harmonized Observational Surface Treatment*

HERMES *High-Elective Resolution Modelling Emissions System*

HERMESv3BU *High-Elective Resolution Modelling Emissions System - Bottom-Up*

HERMESv3GR *High-Elective Resolution Modelling Emissions System - Global-Regional*

ICAP *International Cooperative for Aerosol Prediction*

ICON *Initial CONditions*

IIR *Informative Inventory Report*

LAI *Leaf Area Index*

LPS *Large Point Sources (Bases de datos de Grandes Focos Puntuales)*

LRTAP *Long-Range Transboundary Air Pollution*

MB *Mean Bias*

mda8 *Maximum of Daily Average 8-hour*

MEGAN *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature (Modelo de Emisiones de Gases y Aerosoles de Naturaleza)*

MITECO *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*

MODIS *MOderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

MONARCH *Multiscale Online Nonhydrostatic AtmospheRe CHemistry*

MQI *Modelling Quality Indicator*

MQ0 *Modelling Quality Objective*

NECA *Nitrogen Emission Control Area*

NCEP *National Center for Environmental Prediction*

nMB *normalized Mean Bias*

NMMB *Nonhydrostatic Multiscale Model on the B-grid*

nRMSE *normalized Root Mean Square Error*

NOEU35 *Contribuciones NO EUropeas*

PCC *Pearson Correlation Coefficient*

PNCCA *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica*

PNIEC *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima*

PRTR-España *Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes*

RMSE *Root Mean Square Error*

SEA *Contribución de las emisiones marítimas*

SEI *Sistema Español de Inventario de Emisiones*

SOA *Secondary Organic Aerosol*

SNAP *Selected Nomenclature for Air Pollution*

WHO *World Health Organization*

WRF-ARW *Weather Research and Forecasting - Advanced Research WRF*

3. Introducción

El ozono (O_3) troposférico es un contaminante secundario con efectos adversos sobre la salud y la vegetación. La exposición a altos niveles de este gas provoca afecciones respiratorias en humanos, mientras que la productividad agrícola se reduce y existe pérdida de biodiversidad. La formación de O_3 a nivel troposférico ocurre a partir de reacciones fotoquímicas de otras especies precursoras: óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM), metano (CH_4) y monóxido de carbono (CO) (Crutzen 1974; Mills et al. 2011; WHO 2021).

En España se presentan condiciones ambientales que favorecen la producción de O_3 , debido a las altas temperaturas e insolación durante el verano, geografía y meteorología compleja, a los altos niveles de NO_x provenientes principalmente del tráfico rodado y la actividad industrial, y a la abundancia en la atmósfera de COVNM de origen biogénico y antropogénico. No obstante, la orografía y el transporte a larga distancia también influyen en los niveles de fondo de O_3 (por ejemplo, el transporte intercontinental en el que adquieren relevancia los precursores CH_4 y CO) (García et al. 2021; in'tVeld et al. 2021).

Estudios previos en diferentes zonas del país con altos niveles de O_3 troposférico se han llevado a cabo en la cuenca de Madrid, la costa mediterránea (Cataluña y Valencia), el valle del Guadalquivir y el noreste de España. Estos dan cuenta de la complejidad en su proceso de formación, debido a las particularidades en cuanto a altitud, clima, condiciones de viento, así como en cuanto a tipo y número de industrias, grado de urbanización y distancia de la línea costera (Millán et al. 1997; Millán et al. 2000; Toll y Baldasano 2000; Gangoiti et al. 2001; Jiménez y Baldasano 2004; Pérez et al. 2004; Jiménez, Lelieveld y Baldasano 2006; Castell, Mantilla y M.M. 2007; Adame et al. 2008; Gonçalves, Jiménez-Guerrero y Baldasano 2009; Adame, Bolívar y Morena 2010; Millán 2014; Valverde, Pay y Baldasano 2016; Querol et al. 2016; Querol et al. 2017; Querol et al. 2018; Escudero et al. 2019; Massagué et al. 2019; Massagué et al. 2021).

Es tal la complejidad que los niveles de O_3 no disminuyeron en el período 2002-2018, a pesar de que las emisiones de NO_x y COVNM se redujeron un 44 % y un 19 %, respectivamente, de acuerdo con el Sistema Español de Inventario de Emisiones (Vivanco et al. 2021). Lo anterior ilustra la dificultad de aplicar estrategias de control de este contaminante secundario, y, por ende, de cumplir con la normativa vigente de calidad del aire, la que establece un valor objetivo de la concentración de O_3 máxima diaria de las medias móviles octohorarias (O_3^{mda8}), por las siglas en inglés *maximum of daily average 8-hour*) de $120 \mu g/m^3$ para la protección de la salud humana, valor objetivo que no puede superarse más de 18 días al año, promediados en un período de 3 años (Directiva 2024/2881/CE; 25 días al año en la antigua Directiva 2008/50/CE).

En este contexto, los modelos de calidad del aire surgen como una herramienta para la toma de decisiones en las políticas de gestión de los contaminantes. Una completa descripción de la contaminación atmosférica en conjunto con el análisis de fuentes de emisiones y de procesos meteorológicos se puede obtener mediante modelización. Su utilidad radica en que es posible cuantificar la relación determinista entre las emisiones y las concentraciones en el aire ambiente definiendo diferentes escenarios para su posterior comparación (Oliveri Conti et al. 2017).

Los modelos numéricos de calidad del aire constan típicamente de un modelo de emisiones, un modelo meteorológico y un modelo de transporte químico, los que pueden estar acoplados o ejecutarse independientemente. Estos modelos requieren de condiciones iniciales (descripción del estado inicial de la atmósfera), condiciones de contorno (excepto en modelos globales) e inventarios de emisiones como datos de entrada (Baklanov y Zhang 2020).

En el presente informe se utilizan modelos de emisiones y de calidad del aire para el estudio de la contribución de fuentes de O_3 y en el análisis del impacto de cambios en las emisiones antropogénicas sobre la concentración de este contaminante en la España peninsular.

4. Estructura del documento

El documento se estructura de la siguiente forma, la Sección 5 presenta los objetivos del trabajo descrito en el presente documento, así como el alcance del mismo, y la Sección 6 introduce las herramientas numéricas que se emplean para la modelización de la dinámica del O_3 . Los resultados de los objetivos específicos del trabajo se presentan, por un lado, en la Sección 7 donde se describen los resultados del estudio sobre la contribución externa al O_3 de la España peninsular, la Sección 8 se centra en caracterizar la incertidumbre de las emisiones antropogénicas de COVNM, y por último, la Sección 9 donde se presentan los resultados del impacto de los distintos escenarios de emisiones abordados. Cada una de estas secciones incluye apartados con aspectos metodológicos específicos, con la descripción de sus resultados y conclusiones. Por último, la Sección 10 presenta de forma sintetizada las conclusiones principales y las recomendaciones derivadas de los trabajos realizados, y la Sección 11 identifica las limitaciones y mayores incertidumbres del trabajo realizado.

5. Objetivos y alcance

5.1. Objetivo general y específicos

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) está elaborando las bases para un nuevo Plan Nacional de Ozono con el objeto de mitigar la problemática del ozono (O_3) troposférico en España. Para ello está diseñando medidas específicas de reducciones de emisiones antropogénicas que resulten con una reducción significativa de las concentraciones de O_3 . Para ello, el MITECO ha encargado al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) la realización de una serie de trabajos científicos relacionados con el estudio de la dinámica de formación del O_3 troposférico en el territorio español y los procesos claves que pueden ayudar a controlar su formación. Los trabajos se han planeado para un periodo de 4 años (2021 a 2024) con el objeto de proporcionar recomendaciones científicas para la elaboración del nuevo plan del MITECO. El CSIC y el Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación (BSC) han acordado que los trabajos de modelización numérica para avanzar en el conocimiento de los procesos que pueden controlar la formación de O_3 y cuantificar el impacto de escenarios de reducción de emisiones los lleve a cabo el BSC. El presente informe tiene como objetivo presentar los resultados de los trabajos de modelización realizados por parte del BSC a lo largo de los 4 años de ejecución del estudio.

El objetivo principal de los trabajos de modelización que aquí se describen es identificar los procesos claves en la formación de O_3 troposférico en España que permitan diseñar estrategias de mitigación eficientes mediante el uso de herramientas de modelización numérica. El informe aborda las siguientes cuestiones científicas:

- ¿Cuál es la contribución del O_3 transfronterizo a los niveles de O_3 modelados en el dominio de la España peninsular?
- ¿Cuáles son las mayores incertidumbres en los inventarios de emisiones para el estudio del O_3 troposférico en España?
- ¿Cómo responde el O_3 troposférico a los planes de reducción de emisiones previstos por el MITECO y actuaciones complementarias?

Para responder a estas preguntas se definen tres objetivos específicos. El primer objetivo específico cuantifica la contribución del O_3 transfronterizo y sus precursores en las concentraciones de O_3 troposférico en superficie en la España peninsular. Para ello, se emplean técnicas de modelización que permiten etiquetar los precursores de O_3 (NO_x y COVNM) emitidos fuera de España, así como el O_3 que no se ha formado en el país, y cuantificar su contribución respecto a la formación de O_3 a nivel estatal. Este primer trabajo permite cuantificar el margen de actuación que tiene España para la mejora de los niveles de O_3 mediante medidas de reducción de emisiones a nivel nacional. También, identificar fuentes de formación de O_3 relevantes que quizás no están dentro de las competencias nacionales de regulación, pero que con acciones Europeas o internacionales contribuirían a una reducción en los niveles de O_3 en España.

El segundo objetivo específico avanza en el conocimiento de las emisiones antropogénicas de COVNM y sus incertidumbres. Se presenta el análisis de detalle de las emisiones antropogénicas de COVNM y la capacidad de un modelo de calidad del aire para reproducir las observaciones de especies COVNM asociadas a actividades antropogénicas como son el benceno, tolueno y xileno (BTX). Mediante simulaciones de sensibilidad se identifican distintas fuentes de incertidumbre en la estimación de las emisiones COVNM.

El tercer objetivo específico evalúa el impacto de los escenarios de reducción de emisiones propuestos por el MITECO, PNIEC y PNCCA, en la dinámica de formación del O_3 en España y cuantifica las reducciones o aumentos derivados de su implementación mediante el uso de herramientas de modelización numérica. Para ello se diseñan escenarios de emisión y se modeliza su impacto con modelos de calidad del aire para identificar las medidas más eficientes en reducir los niveles de O_3 en España.

De los resultados de los tres objetivos específicos anteriores se derivan una serie de recomendaciones a tener en consideración en la elaboración del Plan Nacional de Ozono por parte del MITECO.

5.2. Alcance

Los trabajos que se presentan en este informe se centran en el estudio del O_3 troposférico y sus concentraciones a nivel de superficie. Los resultados y análisis presentados se focalizan fundamentalmente en el contaminante atmosférico O_3 sin entrar a analizar en profundidad la dinámica de los niveles de concentración de otros contaminantes relevantes en la formación del O_3 como son los NO_x , los COVNM o las partículas secundarias. Específicamente, se analizan las limitaciones de las herramientas de modelización empleadas para representar los precursores del O_3 como son los NO_x y los COVNM sin entrar en valorar el impacto de sus reducciones en los distintos escenarios más allá de la respuesta en la formación de O_3 . Para el análisis de los resultados de O_3 se emplea básicamente la métrica de la máxima diaria de las medias móviles octohorarias ($O_3^{(mda8)}$ por sus siglas en inglés) con el objeto de simplificar la discusión y focalizarse en los niveles de concentración elevados.

El tercer objetivo específico se aborda mediante la definición de escenarios de emisiones derivados, por una parte, de la información proporcionada por MITECO referente a sus planes actuales de reducción de emisiones a 2030, y por otro lado, escenarios específicos adicionales genéricos con el objeto de identificar sectores de emisión que impacten con una mayor sensibilidad a los resultados de los modelos de calidad del aire. Los escenarios específicos se diseñan de forma general sin entrar en el detalle de cómo se deberían implementar dichas acciones a nivel local. El objetivo es identificar posibles medidas no contempladas en los planes del MITECO que permitan reducir en mayor medida los niveles de O_3 .

6. Herramientas de modelización

En esta sección se describen brevemente las herramientas empleadas para los trabajos de modelización. Básicamente, se han empleado modelos de procesamiento de emisiones y dos sistemas de calidad del aire.

6.1. Modelo de emisiones HERMES

La simulación de las emisiones de origen antropogénico se lleva a cabo utilizando el sistema de modelización de emisiones multiescalar *High-Elective Resolution Modelling Emission System* version 3 (HERMESv3), desarrollado por el Departamento de Ciencias de la Tierra del BSC. HERMESv3 cuenta con dos módulos que se pueden ejecutar de forma independiente o combinada:

- HERMESv3_GR: el primer módulo, denominado global-regional (HERMESv3_GR), es un sistema que permite procesar inventarios de emisión existentes y adaptarlos a las necesidades de los sistemas de modelización de la calidad del aire, incluyendo: (i) remapeo de las emisiones desde su malla original a su malla de destino, (ii) desagregación temporal desde nivel anual a nivel horario, (iii) distribución vertical y (iv) especiación de contaminantes primarios (p. ej. NO_x , COVNM y $\text{PM}_{2.5}$) en las especies del mecanismo químico utilizado por el correspondiente modelo de calidad del aire. La descripción de este módulo y de sus funcionalidades vienen detalladas en (Guevara et al. 2019).
- HERMESv3_BU: El segundo módulo, denominado bottom-up module (HERMESv3_BU), es un modelo que permite estimar emisiones a alta resolución espacial (nivel de calle, industria) y temporal (1 hora) combinando las metodologías y factores de emisión descritos en las guías europeas *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019* (EEA 2019a) con datos de actividad locales y parámetros meteorológicos. HERMESv3_BU incluye metodologías bottom-up para estimar las emisiones de las siguientes fuentes contaminantes: focos puntuales (industrias energéticas y manufactureras), combustión residencial y comercial, uso de solventes, tráfico rodado, tráfico no rodado (incluyendo puertos, aeropuertos y maquinaria agrícola) y actividades agrícolas (uso de fertilizantes y ganadería). Para el caso particular del tráfico rodado, HERMESv3_BU utiliza la base de datos de factores de emisión reportada por el software *Computer Programme to calculate Emisiones from Road Transport* (COPERT 5) y también incluye las emisiones de partículas debidas a la resuspensión del tráfico (Amato et al. 2012). La descripción de este módulo y sus funcionalidades están detallados en (Guevara et al. 2020).

6.2. Modelo de emisiones biogénicas MEGAN

El modelo encargado de simular los flujos de emisión biogénicas procedentes de ecosistemas naturales es el *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature* (MEGAN; A. Guenther et al. 2006b; A. B. Guenther et al. 2012). Para el cálculo de emisiones, el modelo

tiene en cuenta variables de cubierta vegetal (factores de emisión, índice de área foliar y tipos funcionales de plantas) así como datos meteorológicos (radiación solar y temperatura) estimados por un modelo meteorológico mesoscalar.

MEGAN simula las emisiones biogénicas de COVNM, CO y NO_x. El cálculo de las emisiones en el modelo se realiza en dos pasos diferentes:

- Asignación espacial de datos de cubierta vegetal a la malla de trabajo.
- Ejecución de los programas que conforman el modelo MEGAN.

La información de cubierta vegetal incluida es la siguiente:

- Factores de emisión: definen el potencial de emisión por diversas especies contaminantes (p. ej, isopreno) y celda del dominio en base a datos de composición de especies y factores de emisión específicos para más de 2000 eco-regiones diferentes. Los datos tienen una resolución de 1km x 1km.
- Tipo funcional de plantas: define el tipo de vegetación predominante en cada celda del dominio (por ejemplo, bosque de hoja caduca), derivado a partir de datos del satélite *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) del año 2008. Los datos tienen una resolución espacial de 1km x 1km.
- Índice de área foliar: define el área de una superficie que se encuentra cubierta por zonas verdes (es decir, área foliar dividido entre área total de la celda) derivado a partir de datos del satélite MODIS del año 2005. Los datos tienen una resolución temporal mensual y espacial de 1km x 1km.

Estas bases de datos se encuentran disponibles en <https://lar.wsu.edu/megan/index.html>.

6.3. Calidad del aire

Se han empleado dos modelos de calidad del aire para el estudio de la dinámica del O₃ troposférico en España y su respuesta a escenarios de reducción de emisiones. Los sistemas empleados han sido, por un lado, el sistema de modelos WRF-CMAQ (WRF para meteorología y CMAQ para la química atmosférica), y por otro, el modelo acoplado MONARCH. Ambos sistemas son notablemente distintos en diseño (p. ej., meteorología distinta, acoplamiento meteorología-química *offline* u *online*, esquemas químicos de distinta complejidad) y su uso conjunto permite obtener una medida de la incertidumbre en la modelización y respuesta del O₃ a distintos escenarios de emisiones. En otras palabras, cuanto mayor es la discrepancia entre modelos, menor grado de confianza se otorga a los resultados obtenidos.

Mientras que se han utilizado los dos sistemas de modelización en una primera etapa preliminar para la cuantificación del impacto de los escenarios, el análisis final de todos los escenarios a escala anual se ha hecho considerando únicamente el modelo MONARCH. Por otra

parte, el estudio de las contribuciones se ha realizado únicamente con el sistema WRF-CMAQ dado que este incluye el módulo ISAM que permite especificar fuentes o regiones de origen de los precursores del O₃ y distinguir sus contribuciones respectivas a las concentraciones de O₃ en cada celda del modelo.

A continuación se describen brevemente ambos sistemas.

6.3.1. Modelo de calidad del aire WRF-CMAQ

El primer modelo de calidad del aire empleado es el sistema de modelos acoplados *offline* WRF-CMAQ integrados en el sistema CALIOPE (<http://www.bsc.es/caliope>). El sistema CALIOPE se desarrolla en el BSC desde 2006 como herramienta de pronóstico de calidad del aire para España (Baldasano et al. 2008; Pay et al. 2010; Pay et al. 2014) y se ha aplicado para realizar estudios sobre la dinámica del O₃ en la península (Jiménez, Lelieveld y Baldasano 2006; Pay et al. 2019), y evaluar el impacto en la calidad del aire de medidas tecnológicas (Gonçalves, Jiménez-Guerrero y Baldasano 2009; Soret, Guevara y Baldasano 2014). CALIOPE integra las emisiones antropogénicas del modelo HERMESv3 y las emisiones biogénicas del modelo MEGANv2.0.4 (ambos descritos en las Secciones 6.1 y 6.2), el modelo meteorológico mesoscalar *Weather Research and Forecasting-Advanced Research* WRF versión 3.6 (WRF-ARW; Skamarock y Klemp 2008), y el modelo de transporte químico *Community Multiscale Air Quality* versión 5.0.2 (CMAQ; Byun y Schere 2006) mediante el uso del paquete de gestión de workflows en entornos de supercomputación autosubmit (Manubens-Gil et al. 2016). El modelo meteorológico y el de transporte químico se describen brevemente a continuación.

El modelo meteorológico mesoscalar WRF-ARW se emplea para generar los campos meteorológicos necesarios en la resolución de la química atmosférica dentro de CMAQ. WRF-ARW es un modelo que resuelve las ecuaciones primitivas compresibles que gobiernan la dinámica atmosférica, permitiendo definir múltiples dominios de trabajo mediante anidamientos telescópicos. WRF-ARW dispone de múltiples opciones para resolver los procesos físicos (esquemas o parametrizaciones físicas). La configuración empleada en las simulaciones del presente trabajo ha sido la siguiente. El esquema de microfísica seleccionado es el *single-moment 5-class*, el de nubes convectivas *Kain-Fritsch*, el esquema de superficie sigue la teoría de similitud de Monin-Obukov, el modelo de suelo es el *unified Noah* para resolver los flujos de calor y humedad suelo/océano con atmósfera, el esquema de clausura de la turbulencia es el *Yonsei University*, y por último, la parametrización de radiación empleada para onda-larga usa el esquema *RRTM* y para onda-corta el esquema simplificado *Dudhia*.

Por otro lado, el modelo de transporte químico CMAQ resuelve los procesos de transporte y química atmosférica para el estudio de la calidad del aire. En las simulaciones presentadas en este informe, CMAQ se ha configurado del siguiente modo. El mecanismo químico de gases se basa en el esquema Carbon Bond 2005 (Yarwood et al. 2005) expandido con la química del tolueno y cloro reactivo (CB05TUCL; Whitten et al. 2010; Sarwar et al. 2012). El esquema de aerosoles AERO6 de CMAQ resuelve los procesos de química acuosa, emplea el modelo de equilibrio termodinámico ISORROPIA-II y el esquema de dos productos para la formación de aerosol orgánico secundario (AERO6; Appel et al. 2013). Además, es posible integrar CMAQ con el módulo Integrated Source Apportionment Method (ISAM; Kwok et al. 2015), el cual

es un método integrado de reparto de fuentes que nos permite aproximar las contribuciones de ciertos sectores y/o regiones a la contaminación total de un lugar o región concreta. Este método consiste en hacer un seguimiento de los contaminantes emitidos y trazarlos teniendo en cuenta los procesos físicos y químicos que pueden sufrir en la atmósfera.

El sistema WRF-CMAQ-ISAM se ha empleado para el estudio de la contribución del O₃ transfronterizo presentado en la Sección 7, y como segundo modelo para la evaluación de impactos de distintos escenarios de reducción de emisiones en la Sección 9.

6.3.2. Modelo de calidad del aire MONARCH

El segundo modelo de calidad del aire empleado en este trabajo es el modelo *Multiscale Online Non-hydrostatic Atmosphere Chemistry* (MONARCH Pérez et al. 2011; Badia y Jorba 2015; Badia et al. 2017; Klose et al. 2021) en continuo desarrollo y mantenido por el BSC. MONARCH es un sistema de modelización de química atmosférica que acopla paquetes avanzados de química multi-fase y aerosoles dentro del modelo meteorológico *Non-hydrostatic Multiscale Model on the B-grid* (NMMB; Janjic, Gerrity y Nickovic 2001; Janjic y Gall 2012) desarrollado por el *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) de los Estados Unidos. El núcleo dinámico no-hidrostático del modelo permite simular dominios tanto globales como regionales con anidamiento telescópicos. MONARCH se puede aplicar en múltiples escalas espaciales hasta resoluciones por debajo de la decena de kilómetros con convección explícita. El modelo se está empleando como herramienta de análisis en distintos trabajos científicos sobre procesos atmosféricos del polvo mineral y otros aerosoles (Pérez et al. 2011; Haustein et al. 2012; Spada et al. 2013; Spada 2015), química atmosférica de gases (Jorba et al. 2012; Badia y Jorba 2015; Badia et al. 2017), y asimilación de datos (Di Tomaso et al. 2017; Di Tomaso et al. 2022; Escribano et al. 2022). MONARCH es el modelo operativo del *Barcelona Dust Regional Center* de la Organización Meteorológica Mundial (<https://dust.aemet.es/>) que proporciona pronósticos de transporte de polvo mineral desde 2014 sobre Norte de África, Oriente Medio y Europa. Recientemente, se ha incorporado al sistema multi-modelo del servicio de la calidad del aire para Europa programa Copernicus de la Unión Europea (<https://atmosphere.copernicus.eu>) que produce pronósticos y productos de análisis de varios contaminantes atmosféricos. MONARCH también se está empleando desde 2012, en su configuración sobre un dominio global, para las predicciones a medio-plazo de aerosoles de la iniciativa *International Cooperative for Aerosol Prediction* (ICAP Sessions et al. 2015; Xian et al. 2019).

El núcleo meteorológico NMMB se puede configurar con distintas combinaciones de esquemas físicos. La configuración empleada en este trabajo se detalla brevemente a continuación. La turbulencia en la capa fronteriza y troposfera libre se resuelve con el esquema de clausura *Mellor-Yamada-Janjic* de orden 2.5. El esquema de capa superficial combina la teoría de similitud de Monin-Obukhov con la introducción de una subcapa viscosa sobre tierra y agua. Los flujos de radiación se resuelven mediante la parametrización *Rapid Radiative Transfer Model* empleada en modelos globales (RRTM-G). Los procesos de microfísica del agua están representados mediante el esquema de *Ferrier* para nubes explícitas, y el esquema *Betts-Miller-Janjic* para nubes parametrizadas de convección. Por último, el modelo de suelo empleado es el *Unified NCEP/NCAR/AFWA Noah land surface model* que resuelve los flujos de calor y humedad

entre el suelo/océano y la atmósfera.

Lo que refiere a la química atmosférica, MONARCH incluye distintas opciones para configurar los procesos químicos de fase gas y aerosol. A continuación se detallan los empleados en este trabajo. El mecanismo químico de gases es el Carbon Bond 2005 (CB05; Yarwood et al. 2005) expandido con la química del Cloro (Sarwar et al. 2012). El CB05 es apropiado para el estudio de ambientes urbanos a remotos dentro de la troposfera. Las velocidades de reacción de fotólisis se calculan con el esquema Fast-J (Wild, Zhu y Prather 2000) teniendo en cuenta la presencia de nubes y gases absorbentes como el O_3 en cada capa del modelo. Por otro lado, los aerosoles en MONARCH se describen con un esquema másico que resuelve el ciclo de vida de los siguientes componentes del material particulado: material mineral, marino, carbón negro, materia orgánica (tanto partículas primarias como secundarias), sulfato, amonio y nitrato (Spada 2015). El modelo emplea una representación seccional para los aerosoles mineral y marino, mientras que el resto se trata con un único modo de partículas finas exceptuando el nitrato del que se calcula también su condensación en las partículas minerales y marinas en un modo de tamaño de partícula grueso. La formación de las partículas de sulfato se resuelve mediante la oxidación del dióxido de azufre (SO_2) y sulfuro de dimetilo y la química acuosa del SO_2 . La formación del nitrato se calcula mediante un modelo de equilibrio termodinámico (Metzger et al. 2002) que resuelve la partición de los componentes inorgánicos semivolátiles en el modo fino, y una reacción de condensación irreversible de primer-orden sobre las partículas minerales y marinas para la producción de nitrato en el modo grueso (Hanisch y Crowley 2001; Tolocka, Saul y Johnston 2004). El modelo incluye la reacción heterogénea de hidrólisis de N_2O_5 que contribuye significativamente a la producción de ácido nítrico aplicando la parametrización de Riener et al. 2003. Por otro lado, para resolver la formación de aerosoles orgánicos secundarios (SOA), MONARCH implementa el esquema de Pai et al. 2020. Este esquema incluye vías de formación de SOA de origen biogénico, pirogénico y antropogénico mediante tasas de formación constantes derivadas de medidas de campo.

Por último, MONARCH al ser un modelo integrado *online* resuelve procesos de emisión que dependen de condiciones atmosféricas como son los vientos, la radiación solar o la temperatura. Para la emisión de polvo mineral en zonas desérticas y áridas se emplea uno de los esquemas descritos en Pérez et al. 2011 y Klose et al. 2021. Del mismo modo, para el aerosol marino se aplica una función dependiente del viento descrita en Spada et al. 2013. Las emisiones biogénicas de compuestos orgánicos volátiles y emisiones de suelo de óxido de nitrógeno se calculan con el modelo MEGANv2.04 descrito en la Sección 6.2.

El sistema MONARCH se ha empleado en la Sección 8 para el estudio de las incertidumbres asociadas a las emisiones de COVNM antropogénicos, y como modelo principal en la evaluación de impactos de distintos escenarios de reducción de emisiones en la Sección 9.

7. Contribuciones transfronterizas al O₃ de la España peninsular

7.1. Introducción

Los principales factores que explican las concentraciones de O₃ en un emplazamiento concreto son la proximidad a las fuentes emisoras de precursores de O₃ (NO_x y COVNM), la ubicación geográfica, las condiciones meteorológicas, y el transporte del O₃ y sus precursores desde distancias locales a transfronterizas e incluso hemisféricas (Monks et al. 2015; Otero et al. 2016; Querol et al. 2016). Para poder diseñar y evaluar adecuadamente los planes de calidad del aire y reducir las concentraciones de O₃ es necesario comprender el origen del mismo y sus precursores. Actualmente, no hay ningún método basado en observaciones capaz de distinguir el origen del O₃. Teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas, los modelos de transporte químico son la única herramienta para cuantificar la contribución de fuentes, tanto por sectores como por regiones, de un contaminante secundario como es el O₃.

Actualmente, hay distintas aproximaciones para comprender la relación entre la concentración de O₃ y sus fuentes de emisión (Thunis et al. 2019). El método más usado se conoce como método de perturbación (*'brute force'*), que consiste en comparar una serie de simulaciones asumiendo una reducción de emisión en un sector o región con una simulación de referencia donde no se han perturbado las emisiones. La diferencia entre simulaciones pesada por la reducción asumida permite explicar la contribución del sector o región de emisión. Este método es muy útil para analizar la sensibilidad que tiene el O₃ respecto a unas emisiones específicas. Aunque se emplea como método de contribución de fuentes, tiene limitaciones debido a la no linealidad en la formación de gases secundarios como el O₃. Una segunda aproximación es el método de etiquetado (*'tagging method'*) en el que el modelo realiza un seguimiento de los contaminantes emitidos a lo largo de su vida en la atmósfera, desde la emisión a la deposición, de forma explícita. Así se puede cuantificar la contribución de una fuente de contaminación a la concentración total de un contaminante considerando los procesos no lineales y conservando la masa en todo momento, aspectos que le dan más valor comparado al método de perturbación. En ausencia de procesos no lineales ambos métodos proporcionan un resultado equivalente, sin embargo para contaminantes como el O₃ pueden dar respuestas que en situaciones particulares difieren significativamente (Grewe, Tsati y Hoor 2010; Mertens et al. 2018).

En la troposfera libre, el tiempo de vida del O₃ puede ser de semanas a meses, lo que permite al O₃ ser transportado a largas distancias. Según (HTAP 2010), las principales emisiones en el hemisferio norte se producen en latitudes medias y el transporte de estas emisiones están controlados por los vientos zonales, desde el este de Asia hasta Norte América, desde Norte América hasta Europa y de Europa hasta Asia Central. Varios estudios de modelización han mostrado la importancia del transporte de larga distancia (incluyendo escalas hemisféricas) sobre los niveles de O₃ en Europa. En muchas regiones, la contribución de fuera de Europa llega a ser más relevante que la propia contribución local a las concentraciones de O₃. Jonson et al. (2018) emplearon seis modelos de calidad del aire para cuantificar el aporte transfronterizo a nivel continental en el hemisferio norte. Encontraron que la mayor parte del O₃ en Europa proviene de contribuciones externas, donde el transporte intercontinental representa entre el 45 %

y el 65 % (dependiendo del modelo) del O_3 del continente para el verano de 2010. Por su parte, Lupaşcu y Butler (2019) encontraron que para algunas regiones de Europa el transporte de larga distancia puede llegar a explicar el 45 % del O_3 total en el verano del 2010. Estudios muy recientes han encontrado que la contribución hemisférica en regiones como Reino Unido es del 71 % de media en los meses de mayo a agosto en el año 2015 (Romero-Alvarez et al. 2022), o como muestra Zohdirad et al. (2022) que la contribución proveniente del transporte de larga distancia en Europa en el 2018 era de 65 % de media en todo el dominio de estudio, con valores aproximados de más del 80 % en los países nórdicos y alrededor del 50 % en Europa central. Como se puede observar, las estimaciones actuales de la contribución externa al O_3 en Europa presentan un rango de variabilidad importante dependiendo del estudio.

A pesar del rol relevante del transporte hemisférico de O_3 , la contribución de la formación fotoquímica regional o local del O_3 tiene aún un papel fundamental para explicar las elevadas concentraciones que no cumplen con los umbrales definidos por la legislación Europea. Lupaşcu y Butler (2019) mostraron que la contribución local máxima en una región europea en el 2010 puede explicar hasta un 35 % del total de O_3 en la región del Valle del Po, y que el las emisiones del resto de Europa pueden llegar a representar hasta un 53 % en una región concreta (Sur de Italia y Malta). Debido a la complejidad del problema, la *Convention for on Long-range Transboundary Air Pollution* lleva años realizando informes de la contaminación transfronteriza de azufre, nitrógeno, material particulado y O_3 sobre Europa (informes anuales de EMEP). Para el caso particular del O_3 , los informes recientes calculan la reducción de ciertas métricas que resultarían de las reducción de un porcentaje de NO_x y COVNM, calculando así las diferentes contribuciones entre países. Complementariamente, el programa *Copernicus Atmosphere Monitoring Service* de la Unión Europea mantiene un servicio orientado a reguladores, *CAMS policy* (<https://policy.atmosphere.copernicus.eu/>), que proporcionan información de la contribución de fuentes en distintas ciudades europeas derivadas de varios modelos.

Todos estos esfuerzos previos aportan información sobre el rol del transporte transfronterizo de contaminantes en los niveles de O_3 de distintos países europeos. Para complementar esta información y aportar un mayor grado de detalle, en esta sección se presentan los resultados del trabajo que aborda el primer objetivo específico presentado en la Sección 5.1. Mediante el uso del sistema WRF-CMAQ-ISAM descrito en la Sección 6.3.1, se cuantifica la contribución transfronteriza y nacional a los niveles de O_3 de la España peninsular a nivel de provincia y comunidad autónoma. Los resultados pretenden mostrar el margen de actuación que podría tener España para mejorar la calidad del aire respecto al O_3 implementando políticas a nivel nacional. Complementariamente, se identifican fuentes de emisión fuera del ámbito nacional relevantes para los niveles de O_3 en España.

7.2. Metodología

7.2.1. Configuración del modelo de calidad del aire: dominio y periodo de estudio

En este trabajo, se ha utilizado el modelo de calidad de aire CALIOPE descrito en la Sección 6.3.1 para simular las concentraciones de O_3 superficial sobre un dominio Europeo y cuantificar la contribución transfronteriza del O_3 en España mediante el módulo CMAQ-ISAM. El sistema

CALIOPE se ha configurado con un dominio que cubre Europa, el Norte de África, parte del océano Atlántico y se extiende hacia Rusia (ver Figura 1) a una resolución horizontal de 18 km x 18 km con 37 capas verticales que cubren la troposfera y baja estratosfera hasta 50 hPa. El modelo meteorológico WRF-ARW se ha forzado con las condiciones iniciales y de contorno del reanálisis meteorológico European Centre for Medium-Range Weather Forecasts interim reanalysis (ERA-Interim), que tiene una resolución espacial de origen de 0.75°, para generar las variables meteorológicas necesarias a resolución horaria. Las condiciones de contorno químicas empleadas en el sistema CMAQ provienen del análisis del modelo global del Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS), con la misma resolución espacial de ERA-Interim. Los detalles de las configuraciones físicas y químicas de WRF-CMAQ se han descrito en la Sección 6.3.1.

Las emisiones antropogénicas empleadas son las del inventario de emisiones CAMS-REG-APv4.2 (Kuenen et al. 2022) para el año 2015, 2016 y 2017. Por otro lado, las emisiones biogénicas se han calculado con el modelo MEGANv2.0.4 (ver Sección 6.2). Los datos meteorológicos requeridos por MEGAN se han generado con el modelo WRF-ARW.

La Tabla 1 resume la configuración del sistema WRF-CMAQ empleada en este trabajo.

Tabla 1: Configuración del modelo de calidad del aire WRF-CMAQ para el estudio de contribución de fuentes.

Modelo	WRF-CMAQ-ISAM
Dominio y resolución	Europa (18 km) Proyección Lambert 37 capas verticales (tope: 50 hPa)
Meteorología (Condiciones iniciales)	WRFv3.6 (ERA-Interim)
Química (Condiciones de contorno)jj	CMAQv5.0.2 CB05 + AERO6 (CAMS-analysis)
Contribución de fuentes	ISAM
Emisiones antropogénicas	CAMS-REG-APv4.2
Emisiones biogénicas	MEGANv2.0.4

El estudio está focalizado en el periodo de junio a agosto del año 2015, 2016 y 2017. Se ha centrado el estudio en los tres meses más cálidos y con mayor formación fotoquímica de O₃ en España. Para contemplar la posible variabilidad interanual, se han simulado 3 años. Los veranos de los tres años de estudio en España fueron años muy cálidos, las temperaturas medias alcanzaron 24.5 °C, 24.2 °C y 24.7 °C en el 2015, 2016 y 2017 respectivamente, con unas anomalías de temperatura media de 1.5 °C, 1.2 °C y 1.7 °C respecto al período de referencia 1981-2010. Además, se puede destacar, que en verano de 2015 hubo una ola de calor de gran intensidad que afectó a gran parte de la península Ibérica, con una duración de 26 días durante el mes de julio. En el año 2016 se registraron cuatro olas de calor y en el año 2017 cinco. Por otro lado, según las observaciones de O₃ en España, a lo largo de los tres años se han registrado

superaciones del valor objetivo de O_3 para la protección de la salud en 46 zonas de calidad del aire sobre un total de 125 para 2015, 35 sobre 125 en 2016, y 36 sobre 126 zonas en 2017 (AEMET 2015, 2016, 2017). Teniendo en cuenta, las anomalías registradas de temperatura y las superaciones de los valores objetivos del O_3 en España, se hace de especial interés el estudio del verano del periodo 2015, 2016 y 2017, al ser 3 años sucesivos muy cálidos.

7.2.2. Método de etiquetado y asignación por país

El método de contribución de fuentes utilizado en este trabajo emplea el sistema de etiquetado de O_3 y sus precursores para atribuir la contribución de las fuentes geográficas emisoras al O_3 total simulado en una región. En este estudio, se ha utilizado el método integrado de contribución de fuentes CMAQ-ISAM introducido en la Sección 6.3.1. Este método determina la contribución al O_3 en cada celda en función de si el régimen químico está limitado por NO_x o COVNM. De este modo, la producción de O_3 se atribuye a los precursores que limitan el régimen químico. Posteriormente, dependiendo del régimen químico, los precursores NO_x o COVNM son proporcionalmente atribuidos al total de O_3 . Se utiliza la relación H_2O_2/HNO_3 para determinar el régimen químico que controla la producción de O_3 , donde un ratio inferior a 0.35 es atribuido al régimen controlado por COVNM y un ratio superior a un régimen controlado por NO_x . Para más detalles, el módulo ISAM está descrito en Kwok et al. (2015).

En este estudio se ha aplicado ISAM etiquetando el O_3 y sus precursores por su país/región de origen. Se han creado los siguientes grupos: 35 países europeos identificados individualmente, países alrededor de Europa más Bosnia y Herzegovina y la República de Macedonia (NO-EU35), y el mar y océano que incluyen las emisiones marítimas (SEA). Además, atribuimos la contribución de las condiciones de contorno químicas de CAMS (BCON) y las condiciones iniciales (ICON). La contribución de ICON se vuelve negligible después de los primeros 15 días de calentamiento numérico del modelo. En este trabajo no se ha hecho la distinción entre fuentes de emisión biogénicas y antropogénicas. La Figura 1 detalla las regiones etiquetadas en la simulación para cuantificar la contribución transfronteriza al O_3 de la España peninsular.

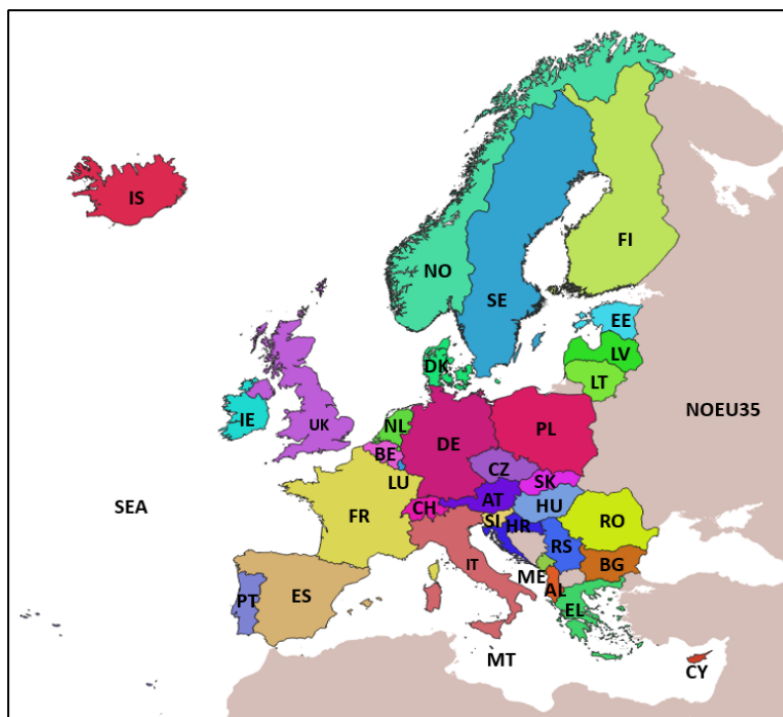


Figura 1: Dominio y países etiquetados.

7.3. Resultados

Para sintetizar los resultados, se ha calculado el promedio de junio a agosto de los tres años simulados (2015, 2016 y 2017) de la concentración máxima diaria de las medias móviles octo-horarias ($O_3^{(mda8)}$). A partir de esta métrica se discute la contribución de los distintos países o regiones al O_3 en España, así como, se identifican las contribuciones no nacionales más relevantes. Complementariamente se presentan para algunos resultados los valores máximos, mínimos y percentiles del $O_3^{(mda8)}$ diario del periodo de estudio. Esta información permite discutir el impacto de episodios de O_3 en los resultados de las distintas contribuciones.

7.3.1. Contribución de fuentes en España y comparación a nivel Europeo

En esta sección se analizan las diferentes contribuciones de O_3 y sus precursores originadas en países o regiones del dominio de trabajo (ver Figura 1) al O_3 total simulado en España. Así mismo, se comparan los resultados de España con otros países europeos para entender el rol de la contribución transfronteriza en cada país y la fracción de formación local. El O_3 es un problema extendido en la mayoría de países europeos, aunque por sus procesos de producción y destrucción muestra un importante gradiente latitudinal con concentraciones más elevadas en el sur del continente.

La Figura 2 muestra la contribución al $O_3^{(mda8)}$ en porcentaje para cada uno de los 35 países europeos etiquetados individualmente (ver Figura 1). Las contribuciones se separan en contri-

bución nacional ('NATIONAL'), contribución del resto de los 34 países individuales (EUC), contribución de otros países (NOEU35), contribución marítima (SEA) y contribución externa del dominio de trabajo (BCON). Se observa que las diferentes contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ total de un país pueden ser muy heterogéneas y distintas, donde la situación geográfica, la topografía y climatología del mismo juegan un papel muy importante.

Un primer aspecto destacable es la elevada contribución BCON, representando entre un 40 % a 80 % dependiendo del país, consistente con estudios previos (Jonson et al. 2018; Zohdi-rad et al. 2022). La segunda mayor contribución se atribuye a EUC (representando entre 5 % a casi 40 %), aunque en algunos casos la contribución NATIONAL o SEA puede ser más importante como ocurre en España. NOEU35 solo es relevante en los países fronterizos a esta región como pueden ser Cyprus, Grecia o Bulgaria. Son destacables cuatro países con las máximas contribuciones NATIONAL alrededor del 15 %, Italia, Francia Alemania y España. **Concretamente, la contribución nacional Española es del 14.8 % al $O_3^{(mda8)}$ total, resultado que muestra el margen teórico que el propio país tiene para reducir los niveles de O_3 en su territorio aplicando medidas a nivel nacional.**

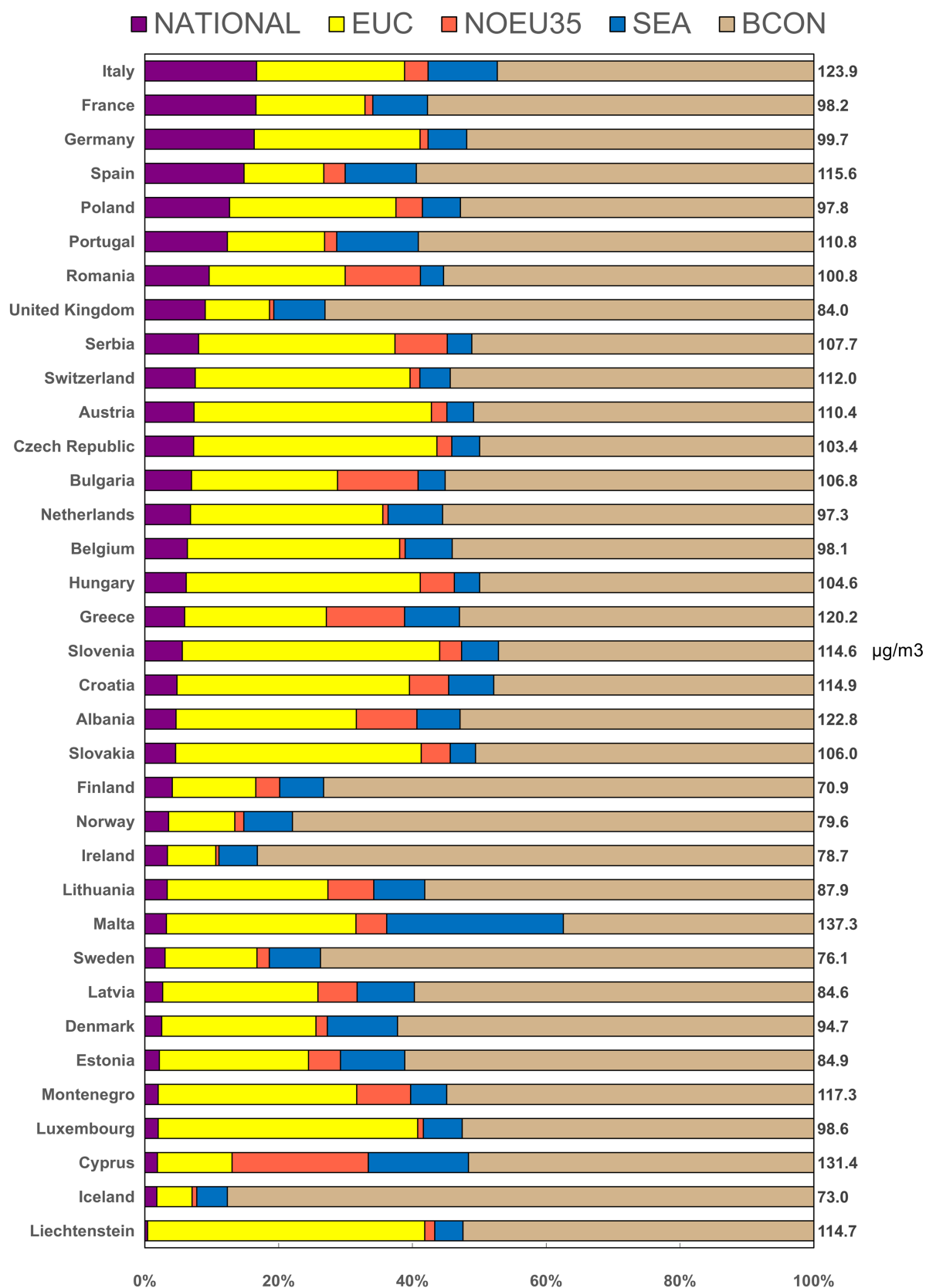


Figura 2: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en el período de junio a agosto de 2015, 2016 y 2017 expresadas en porcentaje para los 35 países Europeos etiquetados individualmente. En color las contribuciones NATIONAL, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.

La Figura 3 permite analizar con más detalle los resultados en España. Se muestra la contribución relativa de las regiones etiquetadas al $O_3^{(mda8)}$ promedio de los tres veranos de estudio en contraposición al resultado durante un episodio de ola de calor que se extendió de 26 de junio al 21 de julio de 2015. Si nos centramos en los resultados del promedio de tres años, el $O_3^{(mda8)}$ es de $115.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El O_3 transfronterizo es de largo el mayor contribuyente al $O_3^{(mda8)}$ en España (85 %), y solo un 14.8 % se atribuye al O_3 y precursores originados en el país. Si analizamos las contribuciones importadas, vemos que las condiciones de contorno (BCON) juegan un papel fundamental caracterizando los niveles de fondo de este contaminante, con valores alrededor del 60 % muy parecidos a los encontrados por Zohdirad et al. (2022). **Sorprendentemente, las contribuciones resultantes de las emisiones marítimas son la tercera fuente de contaminación de O_3 en España, contribuyendo de media $12.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por encima del aporte de países vecinos.** Estos, no obstante, tienen un papel aún significativo al $O_3^{(mda8)}$ español, siendo la suma de todas las contribuciones vecinas del 12 %. Francia y Portugal, por proximidad, son los países europeos que más afectan a España con un 4.1 % y un 2.7 %, respectivamente. Por último, no es nada despreciable la contribución de los países no europeos (NOEU35), que en el caso particular de España incluyen básicamente países del Norte de África. NOEU35 impacta más que Portugal al $O_3^{(mda8)}$ español representando un 3.2 %.

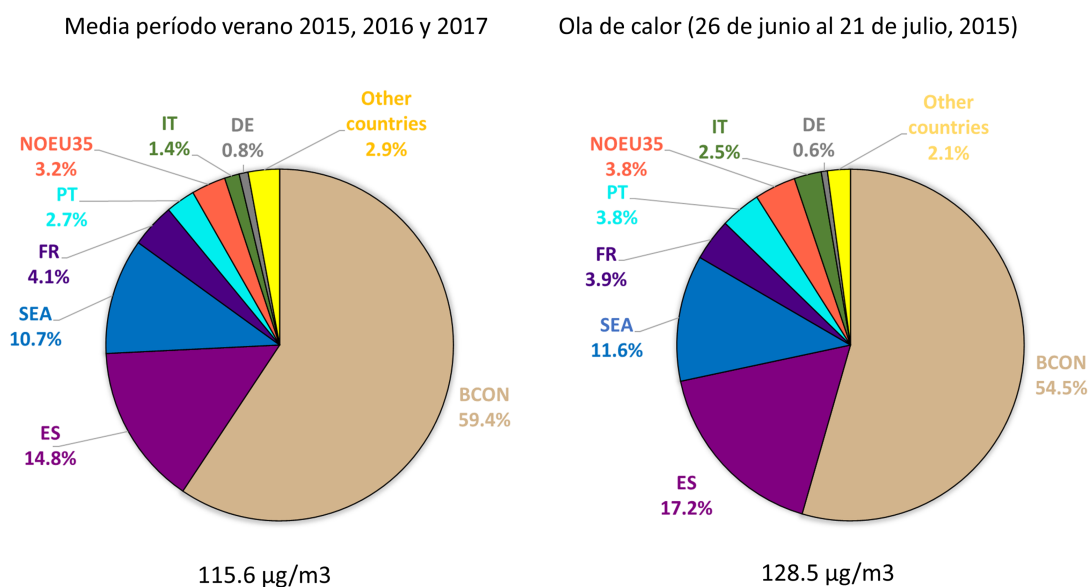


Figura 3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en España para el promedio del período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017 (izquierda) y el período de la ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015 (derecha). En color las contribuciones National, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.

Para entender la representatividad de estos resultados, la Figura 3 también ejemplifica la variación de contribuciones en España durante una situación meteorológica de ola de calor que favorece a las elevadas concentraciones de O_3 . En el periodo concreto de ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015, el $O_3^{(mda8)}$ promedio simulado en España es de $128.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superando el valor objetivo para la protección a la salud humana de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $O_3^{(mda8)}$.

definido en la legislación europea. **El primer punto que se identifica comparando las contribuciones de la ola de calor frente a todo el periodo de estudio es la disminución de la contribución BCON. El resto de contribuciones se mantienen similares excepto la local que aumenta de promedio un 2.4 %, subiendo de una contribución media de $17.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $22.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.** Esto confirma lo que se ha comentado anteriormente sobre la mayor actividad fotoquímica y formación de O_3 local en el territorio nacional durante la ola de calor. Lo que se refiere al resto de contribuciones, Portugal aumentó un 1.0 % y las contribuciones derivadas de las emisiones de Italia y NOEU35 un 1.2 % y 0.65 %, respectivamente. A destacar el aumento también del rol de las emisiones marítimas, de un 10.6 % a un 11.6 %. Estos resultados muestran que en situaciones de elevadas temperaturas la contribución local aumenta, sin embargo, a grandes rasgos las contribuciones resultantes del promedio de todo el periodo de estudio siguen siendo muy representativas.

Los resultados discutidos hasta ahora muestran el promedio de toda España, y estos pueden variar significativamente dependiendo de la zona de estudio y el episodio meteorológico. En la tabla 2 se muestra las contribuciones en porcentaje al $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en España para los distintos percentiles, así como el porcentaje máximo y el mínimo establecidos en los tres años en algún punto del territorio Español, dando una idea de los límites y la frecuencia de los porcentajes de las distintas contribuciones al $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$. Se puede observar como todas las contribuciones pueden llegar a representar una gran fracción y dominar el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ total en ciertas condiciones y lugares específicos. Por ejemplo, la contribución nacional y la contribución marítima pueden llegar a representar más del 50 % del $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ total, diferenciándose significativamente de los promedios obtenidos en toda España (14.8 % y 10.7 %, respectivamente). En la Sección 7.3.3 se muestran los resultados con más detalle para distintas estaciones de calidad del aire de España donde se puede observar la variabilidad temporal y espacial de las contribuciones, así como la afectación del período de ola de calor del 2015.

Tabla 2: Distribución de los porcentajes de contribución al $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en España para el período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017. pX corresponde al percentil X.

Métrica	ES (%)	PT (%)	FR (%)	IT (%)	EUC (%)	NOEU35 (%)	SEA (%)	BCON (%)
promedio	14.8	2.7	4.1	1.4	3.7	3.2	10.7	59.4
min	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	19.9
p1	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	33.3
p5	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	39.5
p25	9.1	0.2	0.6	0.0	0.3	0.1	6.5	50.7
p50	14.0	0.9	2.4	0.2	1.5	1.1	9.4	59.9
p75	19.6	3.4	5.9	1.2	4.9	4.4	13.3	70.3
p95	27.8	11.8	13.6	6.5	14.0	11.4	21.1	83.3
p99	33.6	17.9	20.1	11.4	20.5	15.8	27.3	89.0
max	51.9	35.8	43.5	27.9	37.1	30.5	50.1	97.3

7.3.2. Principales fuentes de contribución al O_3 español

Como se ha identificado en el anterior apartado, las tres principales contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ de España son BCON, SEA y NATIONAL. La Figura 4 presenta la distribución espacial a lo largo de España de estas contribuciones, mostrando los resultados por provincias. Las BCON tienen una gran afectación en todo el territorio, contribuyendo desde un 47.5 % de media en las Islas Baleares hasta un 67.8 % en la provincia de León. Se puede observar una mayor afectación en términos absolutos en la meseta central española y valores inferiores en la costa (tanto del Mediterráneo como del Cantábrico y Atlántico). En este caso, la topografía española juega un papel clave para poder entender la distribución geográfica del rol de las BCON. **España se caracteriza por tener una altitud media bastante elevada (660m), facilitando el aporte de O_3 de capas altas de la atmósfera debido al desarrollo diario de la capa límite. Si a esto se le suma las elevadas alturas que alcanza la capa límite convectiva en el centro de la meseta, con desarrollos superiores a los 2000 m, provocan una situación de fumigación desde capas elevadas de altas concentraciones de O_3 a niveles superficiales (Querol et al. 2016; Pay et al. 2019).** En términos relativos, la contribución BCON muestra un gradiente de noroeste a sudeste, donde la comunidad autónoma de Galicia y Castilla y León presentan porcentajes más elevados superiores al 65 %.

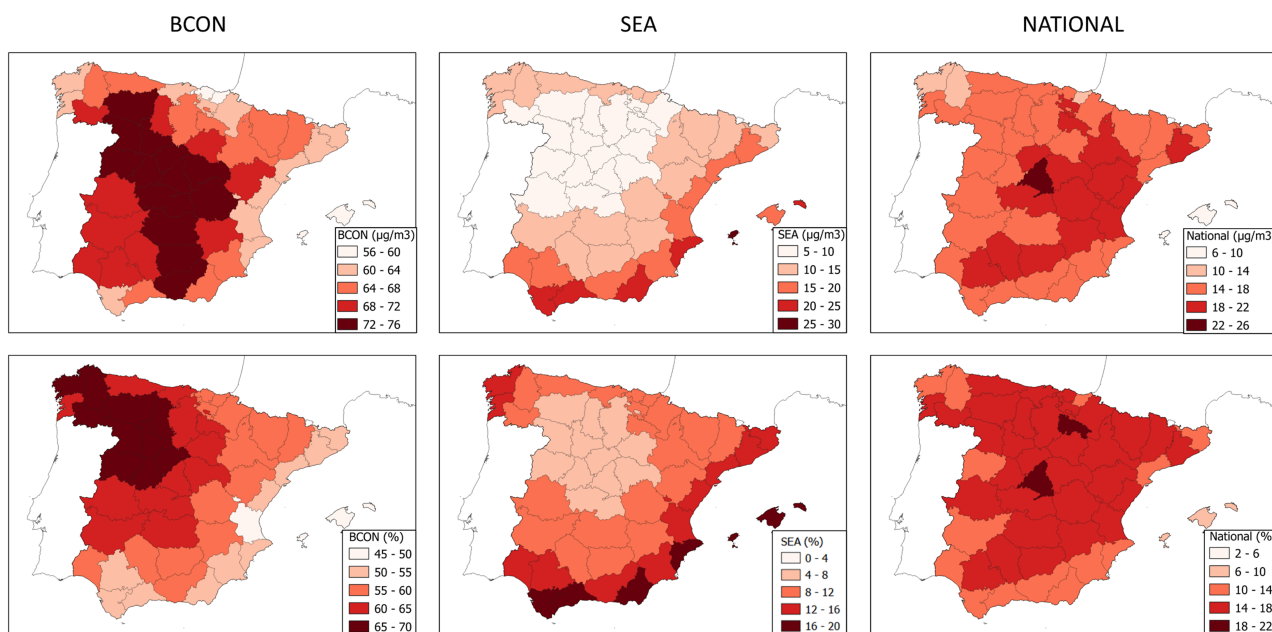


Figura 4: Contribución BCON, SEA y NATIONAL al $O_3^{(mda8)}$ de España en valor absoluto (arriba) y en porcentaje (abajo) promedio de junio, julio y agosto de 2015, 2016 y 2017. Ver Sección 7.2.2 para definición de BCON y SEA.

Las emisiones marítimas (SEA) son significativas y aportan un gran porcentaje al $O_3^{(mda8)}$ español (10.7 %). La afectación en las provincias costeras es de gran relevancia y clave para poder entender los niveles de O_3 , particularmente en las provincias del sur y levante. En los paneles intermedios de la Figura 4 se puede observar la importancia de las rutas marítimas. Estas

tienen un elevado impacto en las Islas Baleares y en las provincias del sur de España, llegando a suponer hasta un 20 % en Eivissa y Formentera. También, es destacable el transporte de precursores desde el mar mediterráneo hacia el centro de la península, afectando en una proporción considerable al O_3 en todas las provincias del interior (6-12 %). **En las provincias costeras del sur y el levante la contribución SEA llega a ser mayor que la contribución nacional. Esto muestra la importancia de este sector para diseñar actuaciones que permitan controlar los niveles de O_3 en zonas como la provincia de Barcelona con una actividad portuaria muy elevada.**

Por último, la contribución nacional al $O_3^{(mda8)}$ (paneles de la derecha de la Figura 4) es bastante homogénea en todo el país. Se observan contribuciones desde $14.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Galicia hasta los $23.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la Comunidad de Madrid. **Precisamente Madrid es la región de España con mayor contribución de la contaminación local tanto en términos absolutos como relativos. Por otro lado, el valle del Ebro y el valle del Guadalquivir resaltan por sus elevadas contribuciones locales, así como la provincia de Barcelona y la Comunidad Valenciana.**

Estos resultados ponen en perspectiva los márgenes de acción que puede tener España para abordar reducciones ambiciosas de O_3 en el territorio nacional. Las cuencas de Madrid y Barcelona muestran márgenes de respuesta importantes a actuaciones en el ámbito nacional, pero para ir más allá, acciones a nivel supranacional, como es la regulación de emisiones en el tráfico marítimo, pueden ayudar notablemente a las cuencas del sur y levante español.

7.3.3. Resultados por comunidad autónoma y estaciones de calidad del aire de interés

Esta última sección desglosa los resultados presentados hasta ahora por comunidad autónoma (excluyendo las Islas Canarias). La Figura 5 presenta los resultados discutidos en la Figura 2 pero por cada comunidad autónoma. La Tabla 3 presenta los valores numéricos de la Figura 5. Las comunidades autónomas con un $O_3^{(mda8)}$ que supera al valor objetivo de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ según los resultados del modelo son: Andalucía, Murcia, Valencia, Islas Baleares y Madrid. **Las contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ total son bastante variables según la comunidad autónoma.** Como es de esperar, el impacto de los países vecinos es más elevado en las comunidades limítrofes a ellos. Por ejemplo, Portugal contribuye considerablemente a Extremadura (7.8 %), mientras que Francia impacta a las Islas Baleares, País Vasco y Cataluña en un 9.8 %, 8.4 % y 8.0 %, respectivamente. Las contribuciones NOEU35 aparecen ser más relevantes en el sur, Andalucía y Murcia. Por último, el resto de países europeos (excluyendo Francia y Portugal, EUC) aportan desde un 3 % (Galicia) a un 13 % (Islas Baleares). Los principales contribuyentes a EUC son Italia, Alemania y el Reino Unido.

Tabla 3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ por comunidad autónoma.

Comunidad autónoma	ES (%)	PT (%)	FR (%)	EUC (%)	NOEU35 (%)	SEA (%)	BCON (%)	Total $O_3^{(mda8)}$ ($\mu g/m^3$)
Andalucía	13.7	3.6	3.0	5.1	5.7	13.7	55.1	125.8
Aragón	16.4	0.9	5.4	6.4	2.5	9.8	58.5	114.5
Asturias	14.0	1.2	4.9	3.6	0.9	11.9	63.4	101.6
Cantabria	15.1	1.0	6.5	4.1	1.1	10.8	61.4	104.0
Castilla-La Mancha	15.8	2.3	3.4	5.0	3.6	9.2	60.7	119.4
Castilla y León	15.3	3.2	3.2	3.2	2.1	7.2	65.8	109.5
Catalunya	14.3	0.5	8.0	8.8	2.3	13.4	52.7	117.2
Extremadura	13.5	7.8	1.9	3.0	3.2	8.9	61.7	114.8
Galicia	13.6	2.5	3.1	3.0	0.8	11.8	65.3	98.7
Illes Balears	7.6	0.5	9.8	13.0	3.7	17.9	47.5	123.5
La Rioja	18.2	1.1	5.7	4.5	1.7	8.0	60.6	107.9
Madrid	19.7	2.6	2.7	3.7	2.8	6.9	61.6	120.5
Murcia	13.6	1.2	5.3	8.0	4.8	15.7	51.3	124.8
Navarra	14.5	0.7	8.4	6.4	1.6	9.3	59.0	105.3
País Vasco	15.2	0.7	8.4	5.5	1.2	10.0	59.0	100.9
València	14.5	0.8	6.1	8.5	3.6	16.0	50.4	124.0

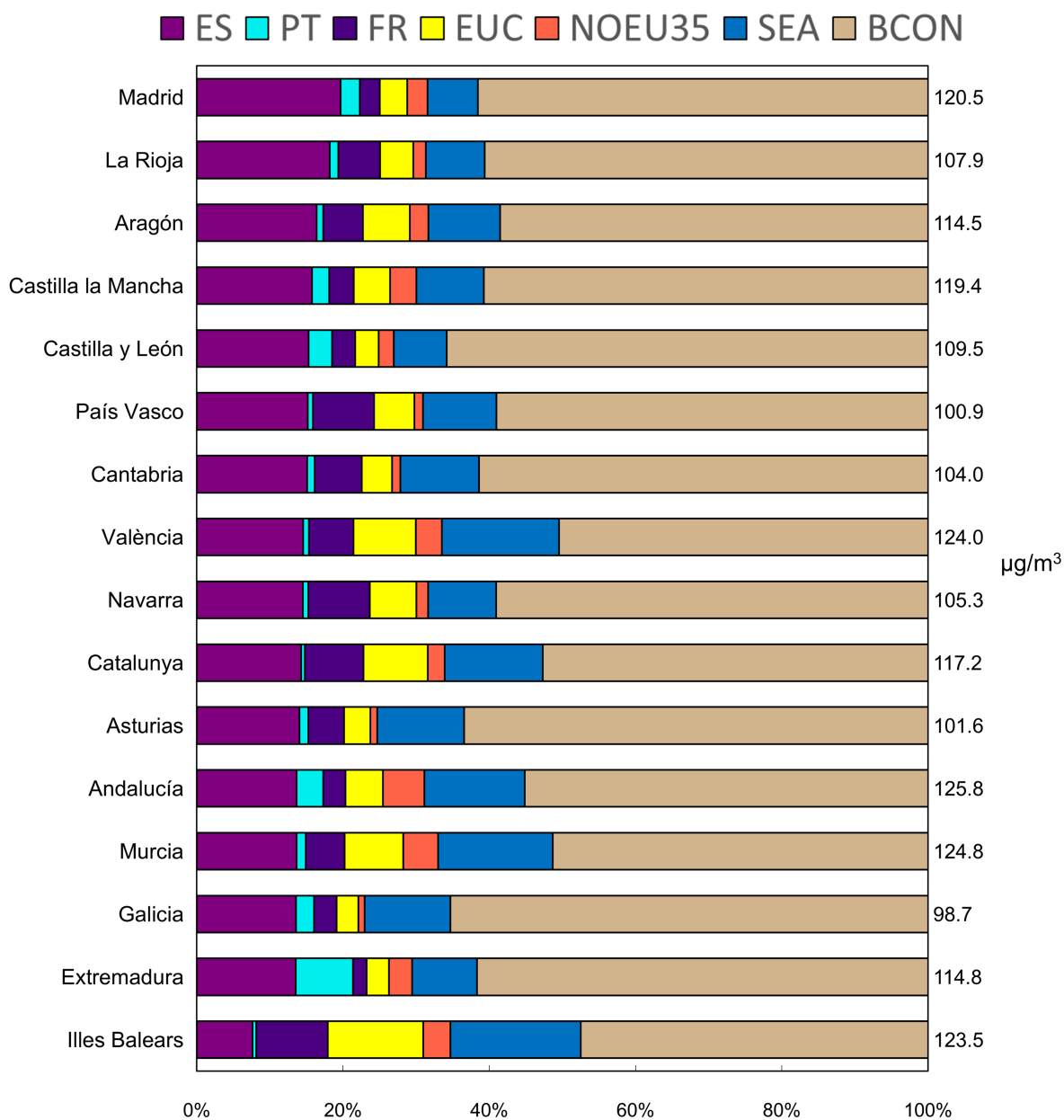


Figura 5: Idem que Figura 2 pero mostrando los resultados por comunidad autónoma.

Los resultados que se han discutido muestran el comportamiento promedio y pueden variar significativamente en función de la región y episodio meteorológico. Para ilustrar este concepto, a continuación se analizan como varían las contribuciones en cuatro estaciones de calidad del aire caracterizadas por registrar concentraciones de O_3 elevadas en las cuencas de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía, Figura 6 y Figura 7.

En la Figura 6, se muestra la serie temporal de los resultados en estaciones de calidad del aire de la Comunidad de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía con niveles elevados de O_3 (paneles de la izquierda) para el verano de 2015 (junio a agosto, incluyendo el episodio de ola de calor de la Figura 3) junto a las diferentes contribuciones promedio del verano de los años 2015, 2016 y 2017 por diferentes rangos de concentración (paneles de la derecha). Adicionalmente, en la Figura 7 se muestra las contribuciones promedio en los días con concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de $120 \mu g/m^3$ y el día con mayor contribución local en cada estación. Todas las estaciones muestran un carácter parecido, donde las BCON representan la mayor contribución, pero al mismo tiempo se observa como la contribución local se incrementa durante los episodios con mayores concentraciones. Asimismo, también se observa una subida del porcentaje general de las diferentes contribuciones externas, tal como el SEA en Vic (Cataluña) o las contribuciones EUC en Zarra (Valencia). **Es importante resaltar que las distintas contribuciones pueden ganar relevancia en función de la situación meteorológica y la localización de la estación.** Por ejemplo, la contribución local en los días con concentraciones superiores a $120 \mu g/m^3$ en las estaciones de el Atazar, Vic, Zarra y Asomadilla aumenta considerablemente, contribuyendo en promedio un 25 %, 20 %, 15 % y un 18 %, respectivamente. Además, en ciertas estaciones y episodios concretos puede llegar entre el 40 % y el 50 % del O_3 (estaciones de el Altazar (Madrid) y la estación de Azuqueca de Henares (Castilla y la Mancha)). Las contribuciones marítimas también pueden representar máximos de alrededor del 40 % del $O_3^{(mda8)}$ en estaciones costeras, como en Mahón (Islas Baleares). Por otro lado, el BCON puede llegar a disminuir hasta un 30 % en ciertos días en algunas estaciones estudiadas. En el Anexo C se incluyen los mismos resultados que la Figura 6 pero para estaciones de otras CCAA.

En la estación de el Altazar, la contribución local pasa de $12 \mu g/m^3$ (13 %) en los días con concentraciones $O_3^{(mda8)}$ inferiores a $100 \mu g/m^3$ a $39 \mu g/m^3$ (26.5 %) en aquellas superiores a $140 \mu g/m^3$, y las contribuciones de SEA, NOEU35 y Francia aumentan un 3 %, 2 % y 2 %, respectivamente. En cambio, las BCON se reducen de un 76 % a un 50 %. Por otro lado, se observa como un 39 % de días simulados tienen una concentración entre 120 y $140 \mu g/m^3$, con una contribución local del 24 %. En la serie temporal se puede observar como en el verano del 2015 las contribuciones de NOEU35, SEA e Italia fueron relevantes en la mayoría de picos de concentración de O_3 . Por otro lado, a finales de junio del 2015 (en periodo de ola de calor) se muestra un período de contaminación donde el principal actor fue el aumento considerable de la contribución local, representando más del 37 % del $O_3^{(mda8)}$ total. Incluso, en el verano del 2017, la contribución local llegó a suponer más del 42 % en un día en concreto.

En Vic, las contribuciones locales y del SEA en los periodos de menor contaminación de O_3 son del 11.5 % y del 10 %, respectivamente. En cambio, por encima de los $120 \mu g/m^3$ las contribuciones aumentan un 8 % y un 6 % de media. Es de destacar, la importancia que tiene Italia y Francia, en los períodos que superan el valor legislativo. En todo, tienen comportamientos distintos, donde la contribución francesa es muy homogénea durante todo el período y la

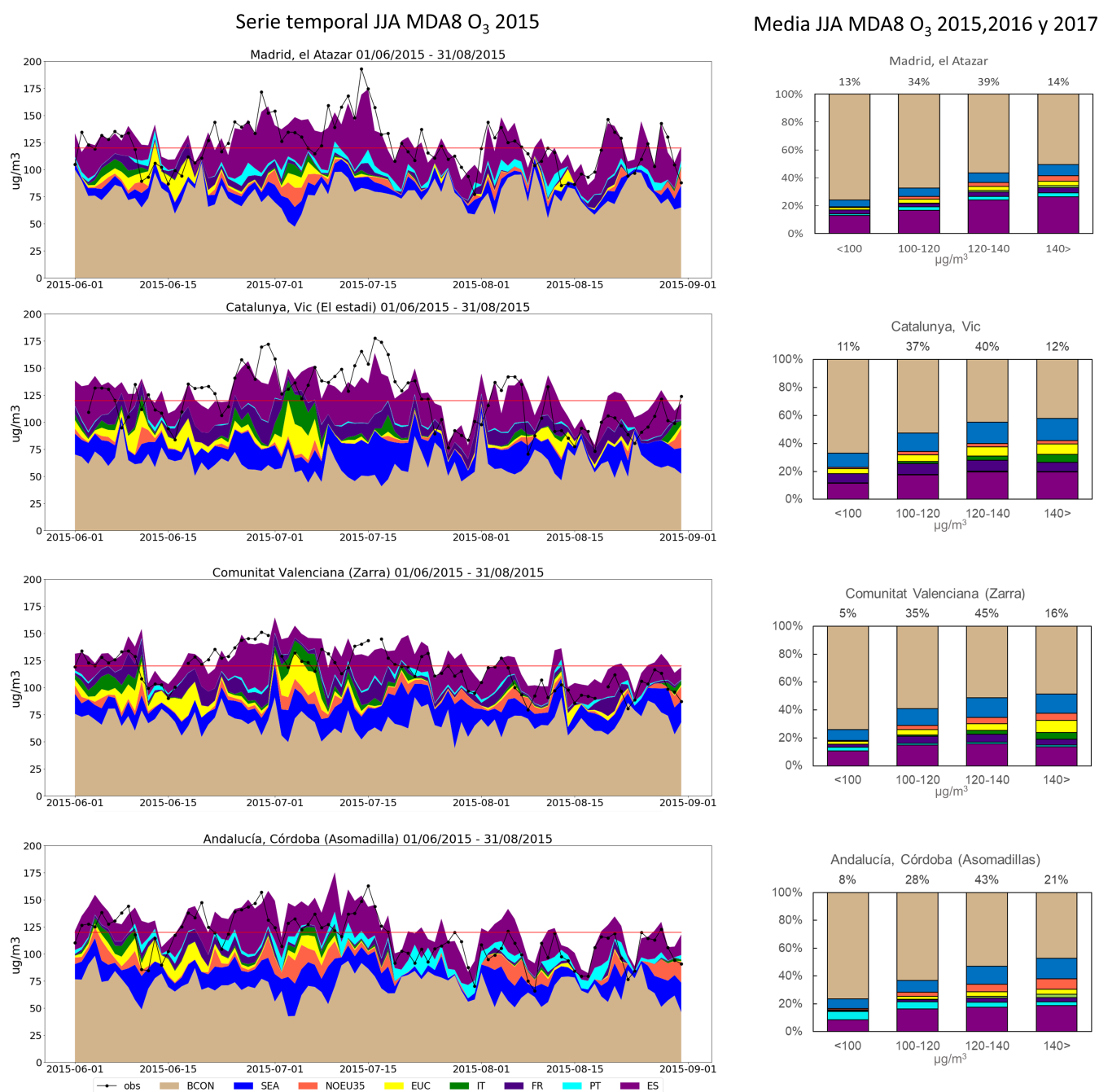


Figura 6: Contribuciones al O₃^(mda8) en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía.

contribución italiana aumenta en ciertos periodos de contaminación elevada, desde casi ninguna contribución en los días con concentraciones O₃^(mda8) inferiores a 100 μg/m³ hasta el 6% de media en los días que superan los 140 μg/m³. En la serie temporal, se puede observar como en periodo de ola de calor (mediados de julio), la contribución local y marítima aumentaron considerablemente, suponiendo en algunos días más del 58% del O₃ total, donde la contribución

local puede representar un máximo del 34 % y la contribución marítima del 31 %.

En Zarra, el comportamiento de las contribuciones es similar a la de Vic, con una gran importancia de las contribuciones marítimas que pueden llegar a contribuir un 32 % del total y puntualmente con intrusiones importantes de NOEU35, de Italia y de EUC. La mayoría de días (45 %) se observa una concentración de O_3 entre 120 y 140 $\mu g/m^3$, con una contribución local del 15.8 %, los días con concentraciones superiores a 140 $\mu g/m^3$ la contribución local disminuye un 2 %. En contrapartida, la contribuciones de Italia y EUC aumentan un 2.2 % y un 3.4 %, respectivamente. En episodios concretos la contribución local puede aumentar hasta alrededor del 25 %, pero en algunos días extremos logra alcanzar hasta el 32 % del O_3 total.

Por último, en la estación de la Asomadilla (Andalucía) el 21 % de días simulados muestran concentraciones superiores a 140 $\mu g/m^3$, con una contribución local y marítima media de más del 33 % del O_3 total. Estas contribuciones pueden llegar a representar un máximo del 49 %, donde la contribución local alcanza máximos del 34 % y la contribución marítima del 27 %. Asimismo, se observa un aumento medio de más del 10 % y 8 % entre los días con mayores concentraciones respecto los días con menor concentración de O_3 de contribución local y SEA, respectivamente. Cabe destacar, la contribución constante de Portugal y la de NOEU35 en muchos días de superaciones del valor objetivo de la Directiva 2024/2881/CE.

El estudio de las diferentes estaciones de calidad del aire, nos refleja las diferentes contribuciones que puede tener y el carácter heterogéneo de estas según la zona geográfica de España. Es muy relevante la concentración de fondo de O_3 en todas las estaciones y el transporte de contaminación externa en ciertos picos de contaminación. Por otro lado, nos muestra la importancia de las contribuciones locales en la mayoría de episodios de contaminación, reflejando así el margen de actuación que podría tener las diferentes comunidades autónomas, resaltando la necesidad de medidas a nivel nacional como local para poder cumplir la legislación vigente.

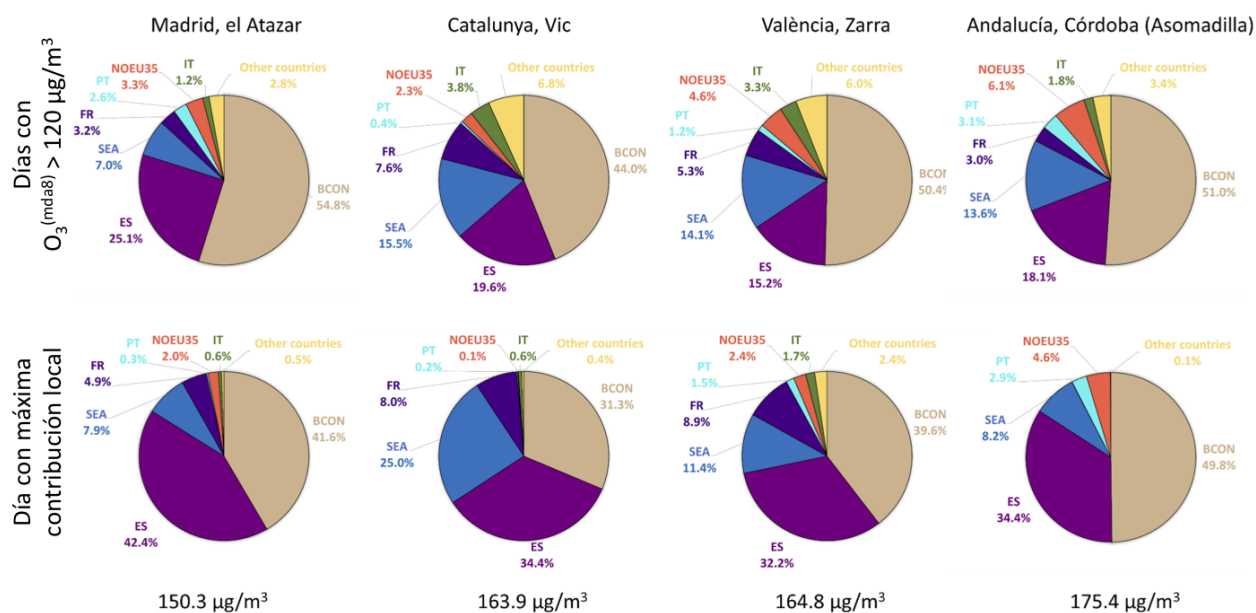


Figura 7: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía en los días con concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de $120 \mu g/m^3$ y en el día con mayor contribución local en cada estación.

7.4. Conclusiones

En este capítulo se ha cuantificado la contribución transfronteriza a los niveles de O_3 simulados en el dominio de la España peninsular. Mediante el uso de la herramienta WRF-CMAQ-ISAM, se ha empleado un método de etiquetado de emisiones por país/región de emisión de los precursores del O_3 que ha permitido cuantificar y caracterizar el aporte transfronterizo al O_3 nacional. La técnica empleada tiene la particularidad que permite conservar la masa y la no linealidad de un contaminante secundario como es el O_3 en los cálculos. Aunque la revisión de los trabajos científicos muestran un elevado nivel de incertidumbre, estas técnicas son las únicas que nos permiten abordar de forma cuantitativa el rol del aporte supranacional a las concentraciones de un país.

Del análisis de los resultados se derivan las siguientes conclusiones:

- La contribución dominante en los niveles de O_3 en España se atribuye al transporte hemisférico BCON, representando un 60 % en promedio para España. Esta contribución es más dominante en el centro de la península donde los procesos de mezcla vertical asociados al desarrollo de la capa límite favorecen esta contribución.
- Sin embargo, España es el cuarto país de Europa que presenta una mayor contribución de formación local de O_3 . Un 14.8 % del O_3 en España se forma por las emisiones del propio país. La Comunidad de Madrid es la que muestra una mayor fracción en este sentido.
- Las emisiones marítimas representan la tercera mayor contribución al O_3 nacional, especialmente en el sur, levante peninsular e Islas Baleares. La afectación no se limita a las provincias costeras, sino, a todo el territorio nacional en mayor o menor medida.
- En estaciones con altos niveles de ozono como el Atazar (Madrid), Vic (Cataluña), Córdoba (Andalucía) y Zarra (Valencia) la contribución nacional representa un 25 %, 20 %, 18 y un 15 % en promedio durante los episodios con niveles de O_3 por encima de los 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Las contribuciones muestran una variabilidad elevada, y pueden ser mucho más relevantes, a lo largo de los periodos estudiados y en estaciones específicas. Situaciones de olas de calor favorecen a las contribuciones locales frente al fondo regional o hemisférico, pudiendo representar entre un 40-50 % del O_3 total. Por ejemplo, la contribución local puede representar un 50 % en la estación de Azuqueca de Henares (Castilla y la Mancha), o la contribución local y marítima en estaciones del norte de Barcelona llega a alcanzar un 58 % al $O_3^{(\text{mda8})}$.

Los resultados de este trabajo ponen en contexto el margen de actuación que puede tener un país para aplicar medidas que reduzcan los niveles de O_3 . Aunque España se caracteriza por tener niveles de fondo elevados, la formación fotoquímica en distintas cuencas contribuye de forma muy importante a los elevados niveles de O_3 . El diseño de medidas de actuación nacional pueden permitir acotar esta contribución nacional de forma efectiva. Los resultados han identificado el sector de emisiones marítimas que, aunque no sea de control nacional, si se

pudiese regular tendría un impacto muy positivo en las concentraciones de O₃ en España. El estudio de contribución de fuentes transfronterizas resalta la necesidad de seguir impulsando acciones coordinadas a nivel Europeo e internacional para poder mitigar la problemática del O₃ en España.

8. Incertidumbre en emisiones antropogénicas de COVNM: evaluación y análisis de sensibilidad

En esta sección presentamos un análisis y evaluación de las características espacio-temporales de las emisiones y concentraciones de benceno, tolueno y xileno (BTX) en España (segundo objetivo específico presentado en la Sección 5.1). El trabajo combina el uso de observaciones con herramientas de modelización, con el objetivo de identificar las principales fuentes de emisión de estos COVNM así como limitaciones e incertidumbres asociadas a su representación. Asimismo, el trabajo presenta una serie de análisis de sensibilidad enfocados a entender y reducir las incertidumbres encontradas. El trabajo se centra en estos tres COVNM aromáticos, ya que, actualmente son los únicos que se monitorizan en continuo y en un número suficiente de estaciones de calidad del aire. Los resultados presentados en esta sección han sido publicados recientemente en Oliveira et al. [2024](#).

8.1. Configuración del sistema de modelización

Para este trabajo se ejecutó MONARCH con la configuración descrita en la sección 9.2.3. Se utiliza un solo dominio con proyección lat-lon rotada sobre la península ibérica a una resolución horizontal de ~ 10 km. La configuración cuenta con 24 capas verticales (50 hPa superiores). Las condiciones iniciales y de contorno meteorológicas provienen de ERA5, y para la química se derivan de CAMS, ambas fuentes de información de ECMWF. Las emisiones antropogénicas son proporcionadas por HERMESv3, haciendo uso de la versión actualizada del Escenario Base. Las emisiones biogénicas se estiman con MEGANv2.04 (A. Guenther et al. [2006a](#); A. B. Guenther et al. [2012](#)), que está implementado dentro de MONARCH.

8.2. Datos medidos

Para evaluar el rendimiento del modelo MONARCH, utilizamos los datos obtenidos para el año 2019 del AQ e-reporting ([EEA 2023](#)) de la EEA y complementados con datos proporcionados por el MITECO. Los datos originales se han procesado, armonizado y filtrado haciendo uso de la base GHOST, mantenida por el BSC (Bowdalo et al. [2024](#)). Del conjunto original de datos observados, solo consideramos las observaciones que cumplen con los criterios de garantía de calidad (QA) predeterminados por GHOST y tienen una cobertura temporal superior al 75 % para 2019. Al aplicar estos filtros, se eliminaron 62 estaciones de medición de benceno, 10 estaciones de medición de tolueno y 6 estaciones de medición de xileno. El criterio de cobertura temporal fue el principal impulsor para eliminar estas estaciones. Esto muestra, principalmente para las estaciones que miden benceno, la baja calidad de las mediciones disponibles, y si bien esta reducción puede percibirse como una limitación para la evaluación del modelo, es una medida crítica para garantizar la confiabilidad de las mediciones.

La aplicación de la cobertura temporal del 75 % y los criterios de control de calidad de GHOST dieron como resultado un conjunto de datos final de 47 estaciones (40 a nivel horario y 7 a nivel diario) que miden benceno, 34 estaciones (27 a nivel horario y 7 a nivel diario) que

miden tolueno y 30 estaciones (11 a nivel horario y 19 a nivel diario) midiendo xileno. La tabla 4 muestra el número disponible de estaciones por clasificación de estaciones y contaminante.

Tabla 4: Número de estaciones disponibles por clasificación de área y tipo que miden benceno, tolueno y xileno en 2019. Entre paréntesis se muestra el número de estaciones que solo miden con resolución diaria.

Clasificación de la estación	Benceno	Tolueno	Xileno
Tráfico Urbana	22 (4)	14 (2)	13 (7)
Tráfico Suburbana	1	1	1 (1)
Tráfico Rural	0	0	0
Industrial Urbana	1	1	1 (1)
Industrial Suburbana	8 (2)	7 (4)	7 (6)
Industrial Rural	1	0	0
Fondo Urbana	8 (1)	8 (1)	6 (3)
Fondo Suburbana	5	2	1
Fondo Rural	1	1	1 (1)
TOTAL	47	34	30

8.3. Emisiones de benceno, tolueno y xileno

La Figura 8 muestra las emisiones antropogénicas totales de BTX en España estimadas con HERMES a una resolución horizontal de 4 km por 4 km para el año 2019. El análisis de los resultados de emisiones excluye las emisiones biogénicas estimadas con el modelo MEGAN, ya que no reporta ninguna emisión de benceno, y su contribución al total de tolueno y xileno es mínima (Henrot et al. 2017).

Las emisiones totales estimadas en España son de 11 kilotonnes (kt) de benceno, 36 kt de tolueno y 25 kt de xileno. Las principales CCAA emisoras de benceno son Andalucía (1.7 kt, 17 % del total de benceno emitido), Aragón (1.6 kt, 15 %) y Cataluña (1.4 kt, 14 %). En particular, cada CCAA presenta características de emisión distintas. En Andalucía, el sector residencial representa la mayor parte de las emisiones, aportando el 74 % (1.3 kt), principalmente procedentes de la combustión de biomasa. Por el contrario, en Aragón y Cataluña el sector industrial es el principal emisor, con un 82 % (1.3 kt) y un 53 % (0.8 kt), respectivamente. La importante contribución industrial de Aragón se debe principalmente a la presencia de una gran industria manufacturera de papel y celulosa, responsable del 40 % de las emisiones industriales de benceno en esta región. Para el tolueno, las CCAA con mayores emisiones son Cataluña (8 kt, 23 % del total de tolueno emitido), la Comunidad Valenciana (4 kt, 11 %) y Andalucía (4 kt, 11 %). Del mismo modo, en el caso del xileno, los mayores emisores son Cataluña (5 kt, el 19 % del xileno total emitido), Andalucía (3 kt, el 12 %) y la Comunidad Valenciana (3 kt, el 11 %). Para ambos contaminantes predomina el sector de uso de solventes, que representa el 72 % y el 89 % de las emisiones totales, respectivamente. En Andalucía, el sector de solventes contribuye menos a las emisiones de xileno (50 %) debido a la presencia de varios complejos petroquímicos, que suponen aproximadamente el 25 % de estas emisiones. Cabe destacar que Madrid tiene unas

emisiones importantes, con 3.5 kt de tolueno y 2.6 kt de xileno. Sin embargo, debido a su menor superficie en comparación con otras CCAA, no se sitúa entre las 3 primeras. Sin embargo, si se analiza la intensidad de emisiones, Madrid ocupa el primer lugar en tolueno (0.437 t.km^{-2}) y xileno (0.328 t.km^{-2}) y segundo para el benceno (0.057 t.km^{-2}).

En general, las regiones con mayores emisiones tienden a coincidir con áreas más pobladas o con actividad industrial significativa. Por ejemplo, las regiones con menor densidad de población (unos 26 hab.km^{-2}), a saber, Castilla y León, Castilla-La Mancha y Extremadura (INE 2021), a pesar de que en conjunto cubren el 44 % del total de la España peninsular, contribuyen sólo el 15 %, 14 % y 13 % del total de emisiones de benceno, tolueno y xileno, respectivamente. En cuanto a la distribución espacial, los puntos críticos de benceno se ubican en zonas industriales específicas, como Toledo y Tarragona. Por el contrario, los puntos críticos de tolueno y xileno se encuentran principalmente en zonas urbanas.

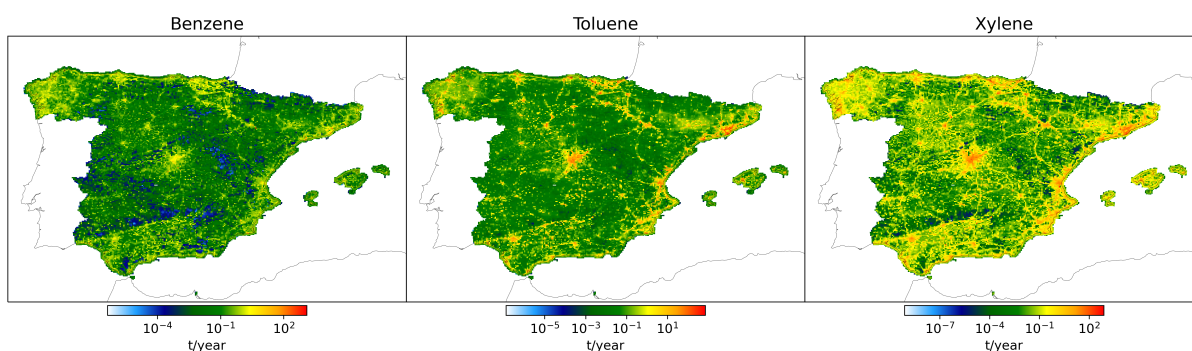


Figura 8: Emisiones antropogénicas anuales de benceno, tolueno y xileno (t.año^{-1}) estimadas con el modelo HERMES para España en el año 2019 a una resolución espacial de $4\text{km} \times 4\text{km}$.

La Figura 9 muestra la contribución de sectores contaminantes por día durante el año 2019 al total de emisiones de BTX para las zonas urbanas de España. La información sobre asentamientos urbanos se obtuvo de Schiavina, Melchiorri y Pesaresi 2023.

Las emisiones de benceno muestran variaciones notables a lo largo del año, siendo las emisiones industriales las principales contribuyentes, con una media del 35 % al 44 %. Otra fuente importante es el transporte rodado, que aporta una media del 29 %. Cabe mencionar que las emisiones del sector residencial muestran una gran estacionalidad, ya que son impulsadas principalmente por la quema de leña para calefacción residencial. Si bien la contribución es mayor en las zonas más rurales, se reduce del 18 % en invierno al 6 % en verano.

La contribución de las diferentes fuentes a las emisiones de tolueno se mantiene bastante constante a lo largo del año, siendo el sector de uso industrial de solventes el principal contribuyente, con una media de alrededor del 85 % anual. Dentro del sector de solventes industriales, las principales actividades emisoras de tolueno son la fabricación y tratamiento de productos químicos, como la fabricación de pinturas (50 %), la aplicación de pinturas industriales (14 %) y la aplicación de pinturas no industriales (10 %).

Al igual que el tolueno, el xileno también está dominado principalmente por el sector del uso de solventes en el sector industrial, con una contribución media de alrededor del 77 % anual.

En general, los porcentajes muestran un patrón relativamente constante, donde el transporte contribuye entre un 10 y un 16 %, alcanzando valores más altos en invierno. En el caso del xileno, la principal actividad del sector de solventes industriales es la aplicación de pinturas, como la aplicación de pinturas industriales (41 %), la aplicación de pinturas para madera (16 %) y la aplicación de pinturas en la fabricación de automóviles (11 %).

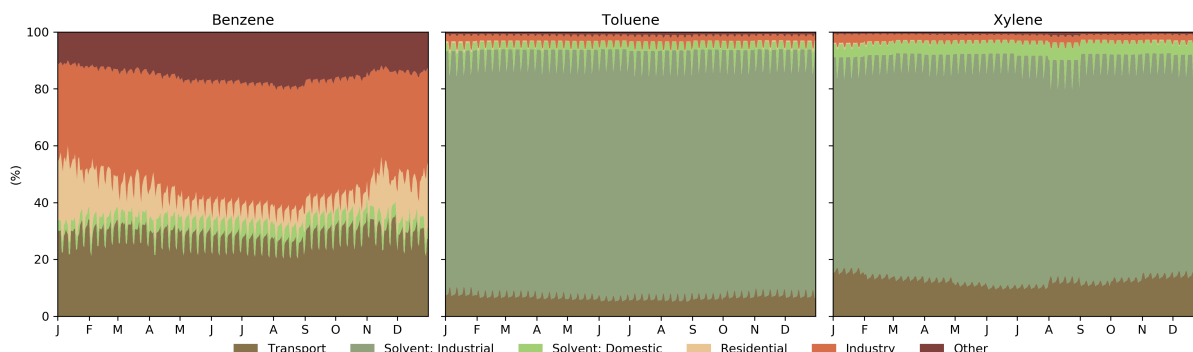


Figura 9: Contribución de fuentes (%) a las emisiones primarias diarias de benceno, tolueno y xileno en las zonas urbanas de España en 2019.

8.4. Concentraciones de benceno, tolueno y xileno: análisis y evaluación

Esta sección presenta la comparación entre las concentraciones modeladas de BTX con MONARCH y observadas en las estaciones de calidad del aire. Para analizar el impacto de los diferentes sectores emisores y reducir el número de variables, realizamos el trabajo de evaluación agregando las estaciones de medición por tipo de estación y clasificación de área de la siguiente manera:

- Estaciones de tráfico urbano y suburbano, al existir una sola estación de tráfico suburbano y por la similitud de tendencias observadas entre ambas. Aunque el modelo tiene limitaciones a la hora de replicar los sitios de tráfico con precisión debido a la resolución horizontal empleada de 10kmx10km, analizar estos sitios puede generar información valiosa.
- También se agregaron las estaciones industriales urbanas y suburbanas pero solo para la resolución diaria, ya que la estación industrial urbana y la industrial rural solo presentan valores diarios.
- Las estaciones de fondo urbanas y suburbanas se agregaron debido a sus tendencias observadas similares, y esta consolidación fue necesaria dada la disponibilidad limitada de estaciones de fondo suburbanas que miden tolueno (N=2) y xileno (N=1). Las estaciones rurales de fondo fueron excluidas del análisis ya que sólo una ubicación con estas características estaba disponible.

Para cada grupo de estaciones se calculan estadísticas medias anuales y estacionales, correspondiendo a las estaciones de invierno (enero, febrero y diciembre), primavera (marzo, abril y

mayo), verano (junio, julio y agosto) y otoño (septiembre, octubre y noviembre). Las estadísticas utilizadas en este trabajo se utilizan comúnmente para evaluar el desempeño del modelo frente a las observaciones: N (tamaño de muestra), media observada, media modelada, sesgo medio (MB), sesgo medio normalizado (NMB), error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de correlación de Pearson (r).

Las siguientes secciones presentan los resultados obtenidos para cada uno de los COVNM estudiados.

8.4.1. Benceno

El benceno es el único COVNM actualmente regulado en la UE por la Directiva 2024/2881/CE de Calidad del Aire Ambiente (AQD), con un valor límite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media anual). Las estaciones de monitorización de la calidad del aire en España presentan valores por debajo de este valor límite, y ninguna registra niveles cercanos al límite. Cabe destacar que la mayor concentración de benceno registrada se observa en Barcelona en una estación de tráfico (ES1438A, $3.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seguida de una estación industrial en Asturias cercana a instalaciones con hornos de coque (ES2075A, $2.89 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), y otra estación de tráfico urbano de Barcelona (ES1480A, $2.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La Organización Mundial de la Salud (OMS) también establece un nivel de referencia (RL) de $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la concentración media anual de benceno (WHO 2019), que sólo es superado por las tres estaciones de seguimiento mencionadas anteriormente, lo que subraya el cumplimiento general de los estándares de calidad del aire, pero no completamente de las directrices de salud.

La distribución espacial de las concentraciones medias anuales de benceno observadas y modeladas con MONARCH muestra una alineación bastante consistente (Figura 10). Sin embargo, MONARCH tiene dificultades para replicar puntos críticos aislados, principalmente en áreas con fuerte presencia de actividad industrial. El valor medio máximo anual modelado por MONARCH es de $2.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, también por debajo del valor límite de la AQD, y situado al sur de Madrid, muy cerca de dos instalaciones químicas, concretamente una que elabora productos químicos orgánicos e inorgánicos, y otra que elabora productos químicos farmacéuticos. Desafortunadamente, no hay estaciones ubicadas en esta área para validar los resultados modelados.

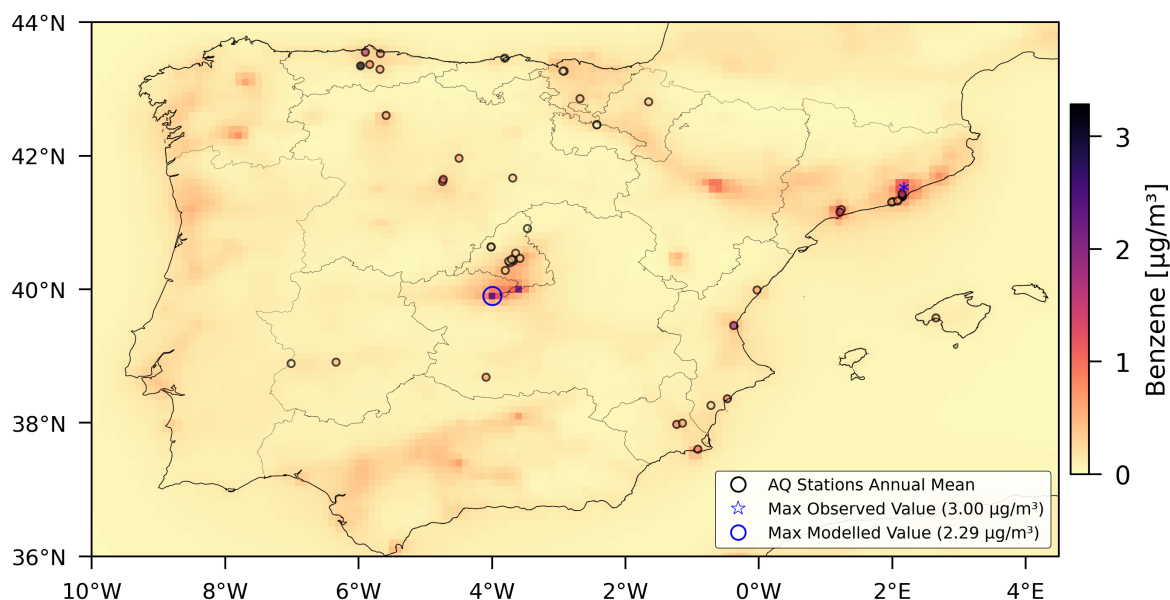


Figura 10: Media anual de concentraciones de benceno modeladas (0.1° por 0.1°) y observadas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para 2019. Los círculos negros representan las ubicaciones de las estaciones de calidad del aire, mientras que los colores son los valores medios anuales observados. La estrella indica la estación con el valor observado más alto y el círculo azul marca la celda con el valor máximo modelado.

La figura 11 muestra el promedio anual de MB ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (a la izquierda) y suburbanas (a la derecha). En general el modelo tiende a subestimar las concentraciones de benceno. Para las estaciones urbanas, el MB es generalmente bajo (de -0.21 a $0.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mostrando un desempeño adecuado del modelo en estas áreas. Sin embargo, el modelo tiende a subestimar en algunas estaciones específicas donde se observan las mayores concentraciones. Esto se atribuye principalmente a las subestimaciones de los COVNM, pero también en parte a que la resolución horizontal del modelo, que limita su capacidad para capturar con precisión los puntos críticos urbanos e industriales. Las mayores subestimaciones se observan principalmente en la costa del Mediterráneo, particularmente en Barcelona, en dos estaciones de tráfico, ES1438A (MB = $-2.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = -72.3%) y ES1480A (MB = $-1.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = -67.4%), así como una estación de tráfico en la Comunidad Valenciana (ES1239A, MB = $-1.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = -76.2%). Lo mismo ocurre con las estaciones suburbanas que miden altas concentración en Asturias, incluyendo las estaciones industriales ES2075A (MB = $1.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = -93.0%) y ES0879A (MB = $-2.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = -80.5%), ambas situadas cerca de dos instalaciones de hornos de coque. De las 13 estaciones suburbanas, las 8 que muestran mayores subestimaciones están cerca de importantes instalaciones industriales como refinerías y hornos de coque. Este aspecto se analiza y discute más detalladamente en la Sección 8.5.1. Las estaciones suburbanas situadas en Madrid y Barcelona muestran valores de MB bajos (-0.24 a $0.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

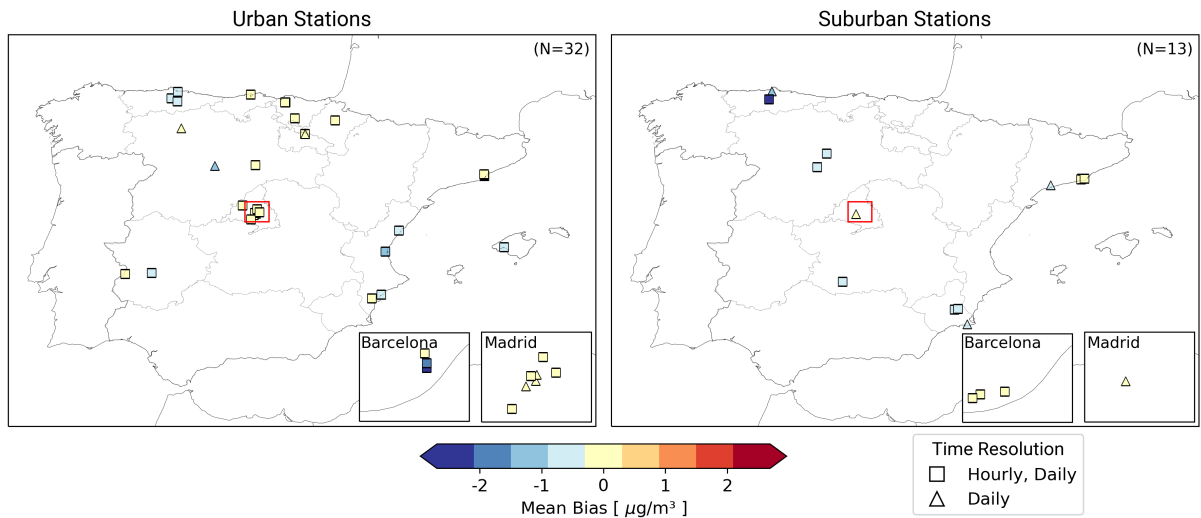


Figura 11: Promedio anual de MB para benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).

La figura 12 muestra la comparación entre los ciclos de benceno horarios, diarios y mensuales observados y modelados por clasificación de estación.

Los niveles de benceno observados muestran marcadas variaciones estacionales, y los niveles más altos se producen durante el invierno en todas las estaciones, una característica que también capta MONARCH. Los coeficientes de correlación (r) varían según la estación del año, observándose el valor más alto en verano (0.45) y el más bajo en invierno (0.28). El NMB anual indica que, en promedio, el modelo subestima los niveles de benceno en aproximadamente un -51.5 %. Esta subestimación es más pronunciada en las estaciones industriales (-61.9 %) y mucho menos en las estaciones suburbanas (-20.7 %). El NMB también es heterogéneo entre estaciones del año, siendo el invierno el período en el que la subestimación se encuentra en el nivel más bajo (-38.7 % para todas las estaciones) en comparación con las otras estaciones (por ejemplo, -59.2 % en otoño). El modelo sobrestima ligeramente los niveles durante el invierno en las estaciones de fondo, donde el NMB es del 2.1 %. Las estaciones de fondo generalmente exhiben subestimaciones más bajas y coeficientes de correlación más altos, lo que sugiere un mejor desempeño del modelo en este tipo de entorno. Esto también se observa en la comparación entre los ciclos horarios, mensuales y semanales modelados y observados, con resultados que indican un desempeño generalmente bueno de MONARCH, excepto por la pequeña sobrestimación del pico de la mañana.

El modelo subestima los niveles de benceno en las estaciones de tráfico ($\text{MB} = -0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $\text{NMB} = -58 \%$) al tiempo que replica eficazmente los ciclos horarios, mensuales y semanales observados. Estas subestimaciones podrían atribuirse en parte a la resolución del modelo (es decir, aproximadamente $10 \times 10 \text{ km}^2$), ya que esto puede conducir a un "suavizado" de las emisiones y posteriormente dar como resultado subestimaciones de las concentraciones en estas estaciones. Sin embargo, el desempeño del modelo no es consistente en todas las estaciones de tráfico urbano. Mientras que en Madrid el modelo presenta un buen rendimiento y valores bajos de MB (entre -0.20 y $0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$), en otras grandes ciudades como Barcelona y Valencia las

subestimaciones del modelo son mucho más significativas (ver Figura 11), lo que indica una posible incertidumbre en las emisiones de las fuentes locales que son características de estas dos ciudades. Este aspecto se analiza y discute más detalladamente en la Sección 8.5.2.

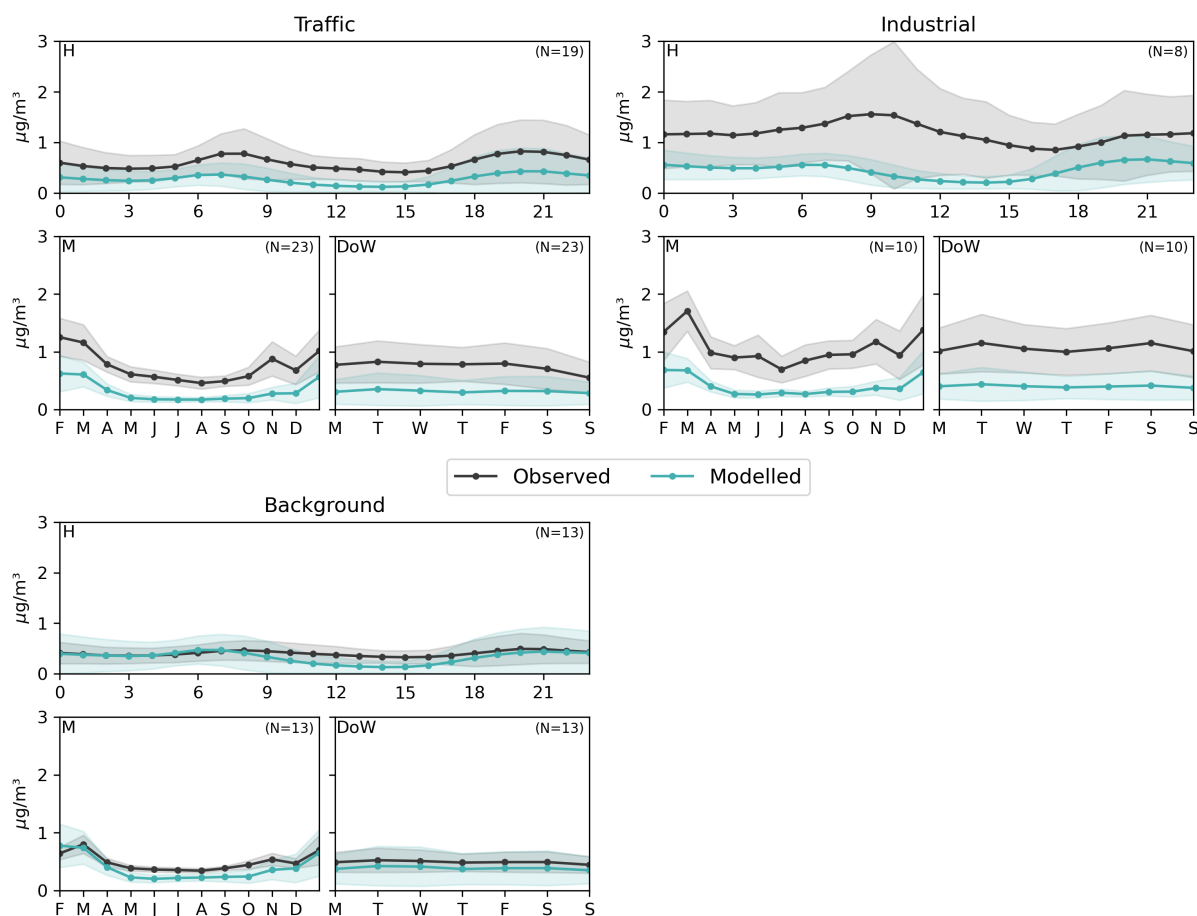


Figura 12: Ciclos horarios, semanales y mensuales de benceno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación. Las regiones sombreadas corresponden a ± 1 desviación estándar.

8.4.2. Tolueno

Las mayores concentraciones de tolueno en 2019 se midieron en dos estaciones de tráfico urbano situadas en Valencia (ES1239A, $5.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Valladolid (ES1631A, $3.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$), respectivamente, seguida de una estación industrial suburbana en Murcia (ES1627A, $3.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Los resultados modelados (ver Figura 13) muestran un valor medio anual máximo es de $9.65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Barcelona, donde no hay mediciones disponibles. En general, el patrón espacial entre los valores medios anuales observados y modelados muestra una buena concordancia, siendo las áreas urbanas las principales zonas críticas según ambas fuentes de información.

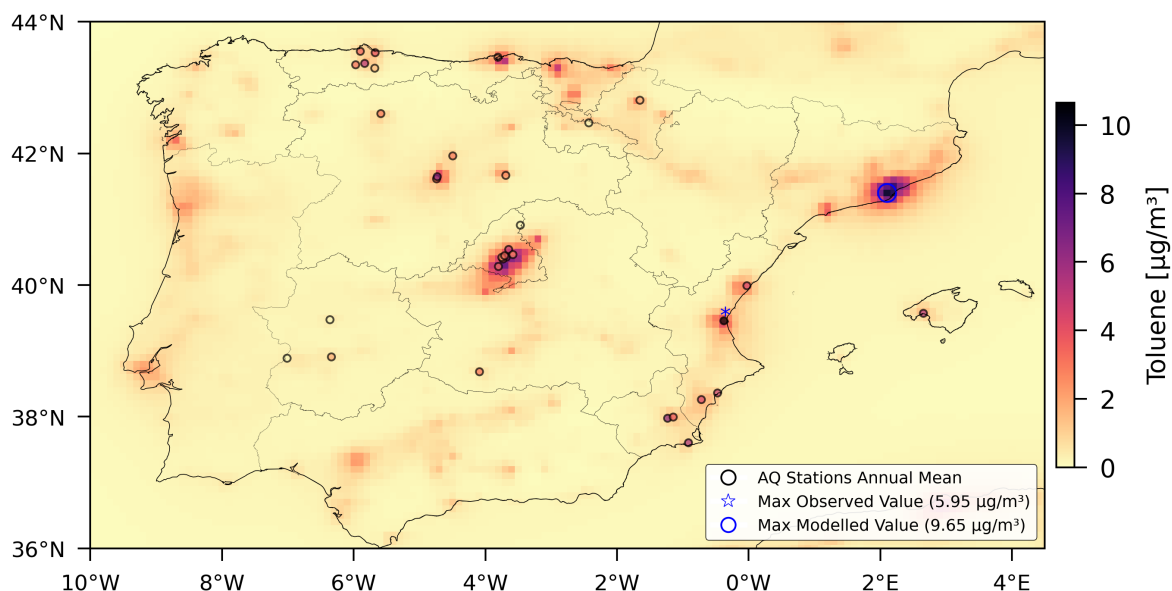


Figura 13: Media anual de concentraciones de tolueno modeladas (0.1° por 0.1°) y observadas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para 2019. Los círculos negros representan las ubicaciones de las estaciones de calidad del aire, mientras que los colores son los valores medios anuales observados. La estrella indica la estación con el valor observado más alto y el círculo azul marca la celda con el valor máximo modelado.

La figura 14 muestra los MB anuales de tolueno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (a la izquierda) y estaciones suburbanas (a la derecha). A diferencia del benceno, cuyos resultados fueron bastante consistentes en todos los sitios (negativos o cercanos a 0 MB), para el tolueno se observan resultados heterogéneos (una mezcla de MB positivos y negativos). Se observa una sobrestimación significativa de las concentraciones modeladas en las zonas urbanas y suburbanas de Madrid (entre 0.46 y $4.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Una sobrestimación similar, aunque en menor medida, se muestra también en las regiones urbanas del centro norte, concretamente en Cantabria (ES1580A, MB = $1.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = 150 %) y Navarra (ES1580A, MB = $1.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = 150 %, y ES1472A, MB = $1.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y NMB = 61 %). La mayoría de las subestimaciones observadas en las estaciones urbanas se producen en las estaciones de tráfico. La mayor subestimación se da en una de estas estaciones de Valencia (ES1239A, MB = $-2.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En las estaciones suburbanas el modelo tiende a subestimar, a excepción de la estación de Madrid (ES1193A, MB = $3.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y, en menor medida, la estación de Valladolid (ES0651A, MB = $2.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En otras áreas, los valores modelados están más alineados con las observaciones, siendo el MB mucho menor. Como se mostró anteriormente, las concentraciones de tolueno modeladas en el área urbana de Barcelona son incluso mayores que las modeladas en Madrid. Sin embargo, debido a la falta de mediciones en esta región, no podemos concluir si estos niveles modelados también están sobrestimados, como en el caso de Madrid.

Las sobrestimaciones de tolueno observadas en las estaciones urbanas sugieren una potencial limitación en la desagregación espacial de fuentes de emisión dominantes en estas áreas, principalmente la aplicación de pinturas para madera y, en menor medida, la aplicación de pin-

turas industriales y fabricación de pinturas. Estos sectores son de particular interés ya que son las principales fuentes emisoras de tolueno (ver Sección 8.3). Los elementos espaciales considerados en HERMES para la desagregación espacial de estos tres sectores incluyen información sobre el uso del suelo relacionada con áreas industriales y comerciales, información sobre densidad de población y un archivo que contiene la ubicación geográfica de las instalaciones individuales de fabricación de pintura, respectivamente. Sin embargo, validar o perfeccionar esta información es un desafío debido a la escasez de datos detallados y disponibles sobre estas actividades específicas. Cabe señalar que esta sobrestimación no se observa para las concentraciones de benceno, ya que la especiación utilizada para las emisiones de COVNM de estos tres sectores establece cero emisiones de benceno.

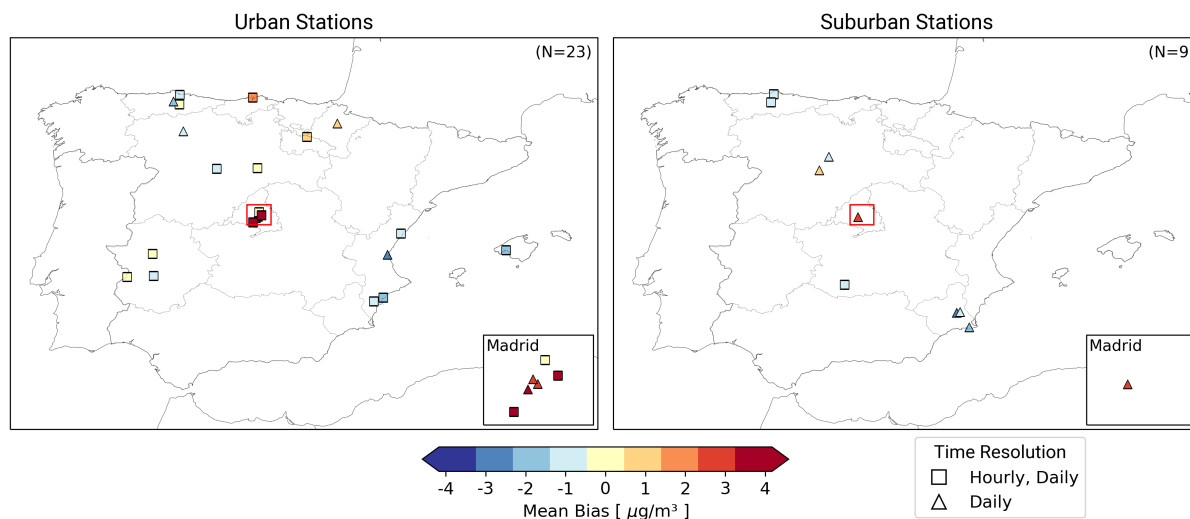


Figura 14: Promedio anual de MB para tolueno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).

La Figura 15 muestra la comparación entre los ciclos horarios, diarios y mensuales de tolueno modelados y observados por tipo de estación. Los ciclos modelados son muy consistentes en todas las estaciones. En la escala horaria, el modelo alcanza consistentemente el pico matutino entre 1 y 2 horas antes de las observaciones. Este desfase entre el pico matutino modelado y observado también se reporta para las concentraciones de benceno (ver Figura 12) y podría indicar incertidumbres en los procesos químicos de COVNM dentro de MONARCH, ya que este desfase no se observa cuando se comparan los ciclos modelados y observados de NO_2 en las mismas estaciones (ver Anexo D). En las estaciones de tráfico, el modelo replica efectivamente los ciclos horarios, mensuales y semanales, aunque tiende a sobrestimar las concentraciones durante el período nocturno. Es importante señalar que los resultados obtenidos en las estaciones de tráfico compensan la sobrestimación observada en la región urbana de Madrid con las subestimaciones reportadas en otras estaciones de tráfico urbano (ver Figura 14). Para las estaciones industriales, el modelo reproduce con precisión todos los ciclos observados. Sin embargo, subestima notablemente las concentraciones durante los fines de semana, lo que sugiere una caída de las concentraciones durante el sábado y el domingo mayor que la observada. Este comportamiento podría estar relacionado con una inadecuada distribución semanal de emisio-

nes en determinadas instalaciones aledañas a las estaciones industriales ubicadas en Tarragona, por lo que suponemos que cierran o reducen significativamente su actividad durante los fines de semana, cuando en realidad funcionan de forma continua. En las estaciones de fondo, se observa una sobrestimación constante del modelo, potencialmente atribuida a la incertidumbre de los elementos espacial considerados para la distribución de las emisiones relacionadas con las aplicaciones de pinturas en maderas. Actualmente, estas emisiones se desagregan utilizando datos de población, aunque deberían estar asociadas a áreas industriales.

Al considerar todas las estaciones, el MB anual ($0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y el NMB (5.1 %) indican una ligera sobrestimación. Sin embargo, y como se mencionó anteriormente, esto es resultado de una compensación entre la ligera subestimación observada en las estaciones de tráfico (MB = $-0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e industriales (MB = $-0.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) y la sobrestimación reportada en estaciones de fondo (MB = $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Durante el invierno, el modelo muestra un sesgo positivo mayor ($0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y un NMB más alto (14.3 %) que en otras estaciones del año. Para las estaciones de tráfico e industriales, el modelo subestima constantemente en todas las estaciones. Sin embargo, las subestimaciones son más pronunciadas en el caso de las estaciones industriales, aunque los valores de NMB se mantienen por debajo del -30 %. Las estaciones industriales generalmente tienen los valores RMSE más altos en todos los períodos del año, especialmente durante el invierno ($5.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Además, las estaciones industriales muestran constantemente el r más bajo (por debajo de 0.24), que es cercano a cero durante la primavera y el verano. Las estaciones de fondo tienen la correlación más alta, pero muestran un sesgo positivo significativo en las medias anuales y estacionales y valores de NMB extremadamente altos (superiores al 100 %). Como se mencionó anteriormente, esta sobrestimación está relacionada con incertidumbres en la distribución espacial de las emisiones derivadas de la aplicación industrial de pinturas.

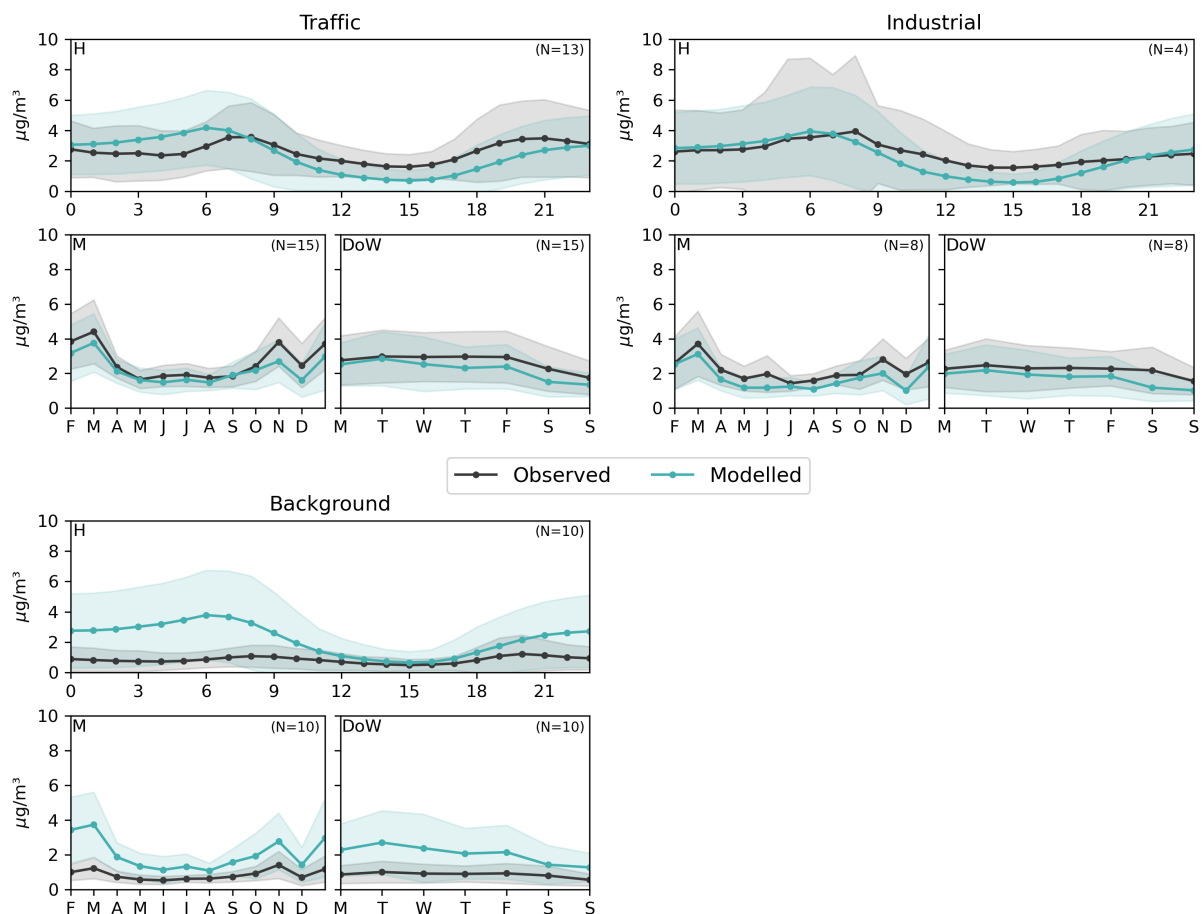


Figura 15: Ciclos horarios, semanales y mensuales de tolueno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación. Las regiones sombreadas corresponden a ± 1 desviación estándar.

8.4.3. Xileno

Las mayores concentraciones de xileno en 2019 se midieron en dos estaciones industriales, en Palencia (ES1298A, $6.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Valladolid (ES1356A, $5.98 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seguidas de una estación de tráfico situada también en Valladolid (ES1631A, $3.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Las dos estaciones industriales de calidad del aire están ubicadas cerca ($<1 \text{ km}$) de dos plantas de fabricación de automóviles. Las concentraciones máximas modeladas ($5.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se reportan en Galicia, en la costa noreste de España (ver Figura 16). Los altos niveles se deben principalmente a la presencia de una planta de fabricación de automóviles. También se modelan concentraciones similares en las zonas urbanas de Barcelona ($5.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Madrid ($5.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De estas tres regiones, sólo existen datos medidos en Madrid, que muestran concentraciones más pequeñas en comparación con MONARCH ($1.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$), indicando una sobrestimación del modelo.

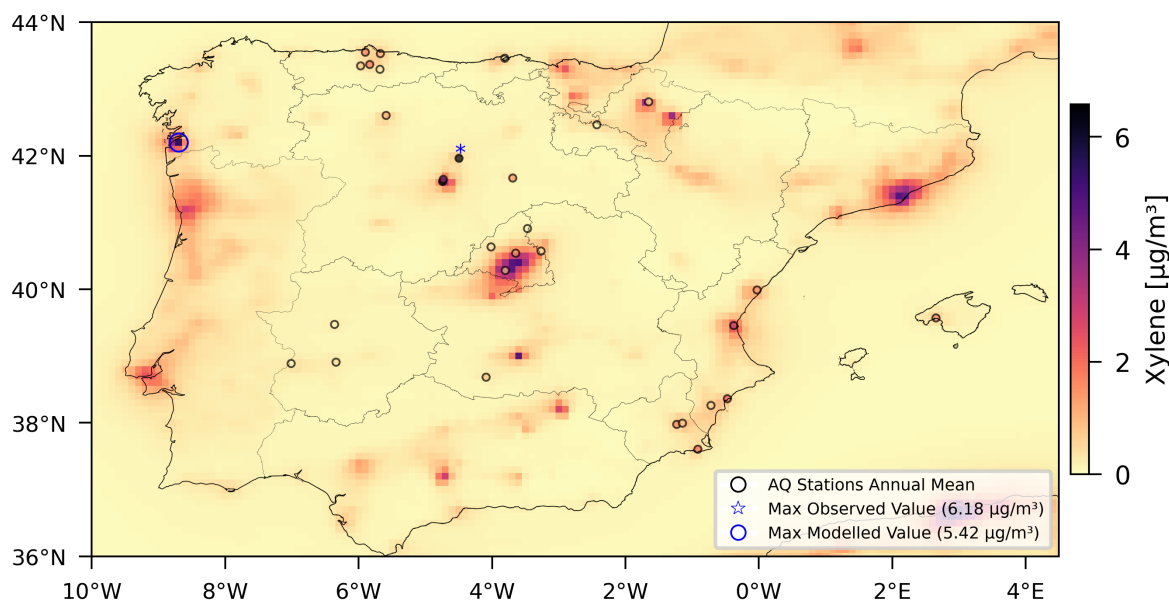


Figura 16: Media anual de concentraciones de xileno modeladas (0.1° por 0.1°) y observadas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para 2019. Los círculos negros representan las ubicaciones de las estaciones de calidad del aire, mientras que los colores son los valores medios anuales observados. La estrella indica la estación con el valor observado más alto y el círculo azul marca la celda con el valor máximo modelado.

La Figura 17 muestra el MB anual de xileno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (a la izquierda) y suburbanas (a la derecha). El patrón observado en las estaciones urbanas es similar al reportado para el tolueno, con sobrestimaciones en las regiones de Madrid y Navarra y ligeras subestimaciones o MB cercanos a 0 en el resto de estaciones. Si observamos las estaciones suburbanas, podemos ver dos de ellas que destacan por estar muy subestimadas (ES1298A, MB = $-5.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ES1356A, MB = $-3.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estas estaciones son las que reportan mayores valores medios anuales y que están ubicadas cerca de industrias fabricantes de automóviles, como se describió anteriormente. Estas subestimaciones también se identificaron para el benceno, aunque fueron más pronunciadas para el xileno. El fuerte sesgo sugiere que las emisiones de esta actividad industrial están muy subestimadas. Este aspecto se analiza más detalladamente en la Sección 8.5.1.

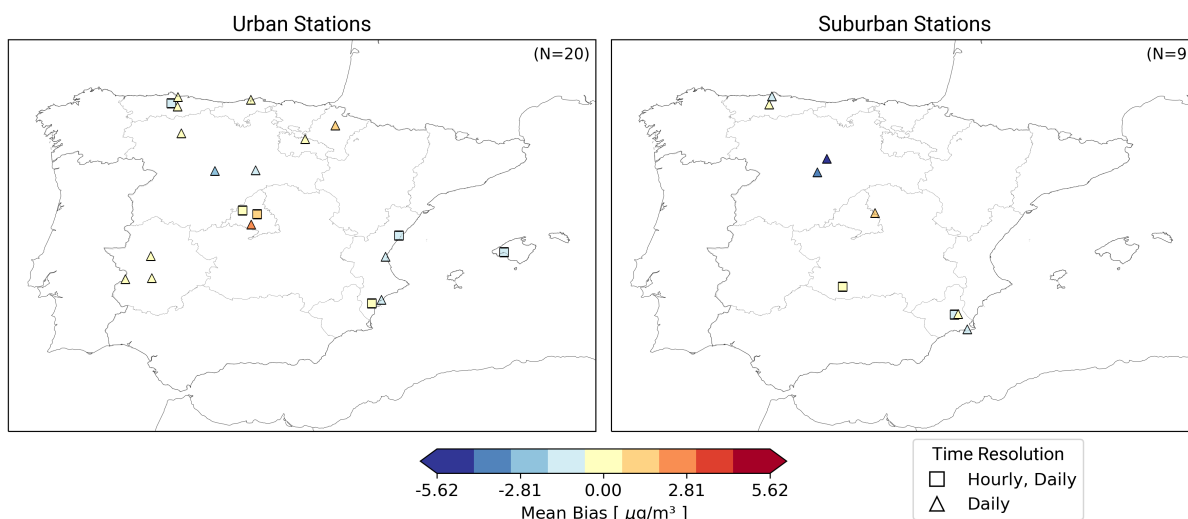


Figura 17: Promedio anual de MB para xileno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones urbanas (izquierda) y suburbanas (derecha).

La Figura 18 muestra la comparación entre los ciclos horarios, diarios y mensuales de xileno modelados y observados por tipo de estación.

Para las estaciones de tráfico, observamos que la subestimación del modelo es significativamente más pronunciada durante los meses de invierno, lo que puede indicar una subestimación de las emisiones del tráfico relacionadas con las emisiones de arranque en frío, ya que los niveles observados durante la primavera y el verano se reproducen correctamente. El modelo reproduce efectivamente el ciclo semanal, capturando con precisión la disminución de concentraciones durante el fin de semana. A escala horaria, el desfase ya comentado anteriormente para el benceno y tolueno entre los picos matutinos observados y modelados se repite también para el xileno, lo que puede indicar un problema relacionado con la química de los COV en MONARCH durante estas horas del día. El ciclo horario no se presenta para las estaciones industriales ya que sólo se dispone de una estación que mide xileno a esta escala temporal. Esta limitación dificulta la obtención de conocimientos concluyentes para este tipo de estación. Al examinar los ciclos mensuales, se observan patrones diferentes entre los valores medidos y modelados. En el primer caso, se producen picos notables durante los meses de verano, que no son captados por el modelo. Por otro lado, MONARCH replica con éxito los picos observados en febrero, octubre y diciembre. Como se mencionó anteriormente, las estaciones industriales cercanas a las instalaciones de fabricación de automóviles muestran un sesgo negativo significativo. Esto indica incertidumbre en las estimaciones de emisiones para estas actividades (más detalles en la sección 8.5.1). En cuanto al ciclo semanal, el modelo presenta un perfil más plano respecto al observado. Esto puede sugerir que las instalaciones cercanas a las estaciones operan principalmente durante la semana o tienen una producción menor los fines de semana. En las estaciones de fondo observamos valores observados significativamente más bajos en comparación con otros tipos de estaciones. Esto se debe principalmente al hecho de que la mayoría de estas estaciones están ubicadas en pequeñas áreas urbanas (por ejemplo, Langreo en Asturias y Mérida y Badajoz en Extremadura) y, por lo tanto, no están tan influenciadas por los principales focos urbanos como son Madrid o Barcelona. Al analizar los ciclos, observamos que el modelo

funciona razonablemente bien pero tiende a sobrestimar ligeramente.

Las estadísticas anuales de todas las estaciones muestran una concentración promedio de xileno de $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con una media del modelo de $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un NMB de -36.7% , lo que indica una subestimación moderada del modelo. El coeficiente de correlación (r) es de 0.21 para la escala anual, siendo menor durante la primavera y el verano (0.15 y 0.10, respectivamente) y mayor durante el otoño y el invierno (ambos 0.27). Los valores estacionales de NMB muestran la mayor subestimación durante el verano (-46.4%) y la menor baja durante el invierno (-33.1%). La baja correlación entre las observaciones y los resultados de los modelos se debe principalmente a la baja correlación registrada en las estaciones de tipo industrial. Las estaciones de tráfico exhiben una alta variabilidad estacional: el invierno tiene la concentración media observada más alta ($2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y la primavera/verano ($0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) la más baja. Las medias modeladas muestran $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el invierno y para primavera/verano $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Durante el invierno, el modelo presenta los resultados más pobres con el NMB más alto en -47.8% pero mantiene una correlación moderada (r) de 0.46. Durante la primavera, el modelo muestra el NMB más bajo (-19.6%), pero también en términos de correlación (0.21). De entre todos los tipos de estaciones, las industriales exhiben los mayores valores anuales observados ($2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y modelados ($1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pero también la subestimación más significativa, con un NMB de -53.0% y el RMSE más alto de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Además, estas áreas muestran consistentemente la correlación más baja, que generalmente es débil en todas las estaciones. El modelo subestima constantemente las concentraciones de xileno en las zonas industriales a lo largo del año, con las mayores NMB durante el verano (-70.4%) y las más bajas durante el invierno (-30.0%). El débil desempeño del modelo en estas áreas podría deberse a la subestimación de las fuentes de emisiones, pero también podría estar vinculado a operaciones industriales específicas que no son capturadas por nuestro modelo, como actividades de mantenimiento o fugas. En las estaciones de fondo, a diferencia de otras clasificaciones de estaciones, el modelo tiende a sobreestimar con un NMB notablemente alto de 146.2% . En términos de estacionalidad, las mayores sobreestimaciones ocurren durante el otoño, exhibiendo el MB más alto ($0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La correlación entre los valores observados y modelados generalmente tiende hacia lo positivo, pero sigue siendo débil, oscilando entre 0.27 y 0.38, excepto en invierno, donde la correlación cae a aproximadamente 0. Esta anomalía puede atribuirse principalmente a los grandes picos observados en una estación de Asturias (ES1353A), ubicada en el entorno de una instalación de fabricación de automóviles.

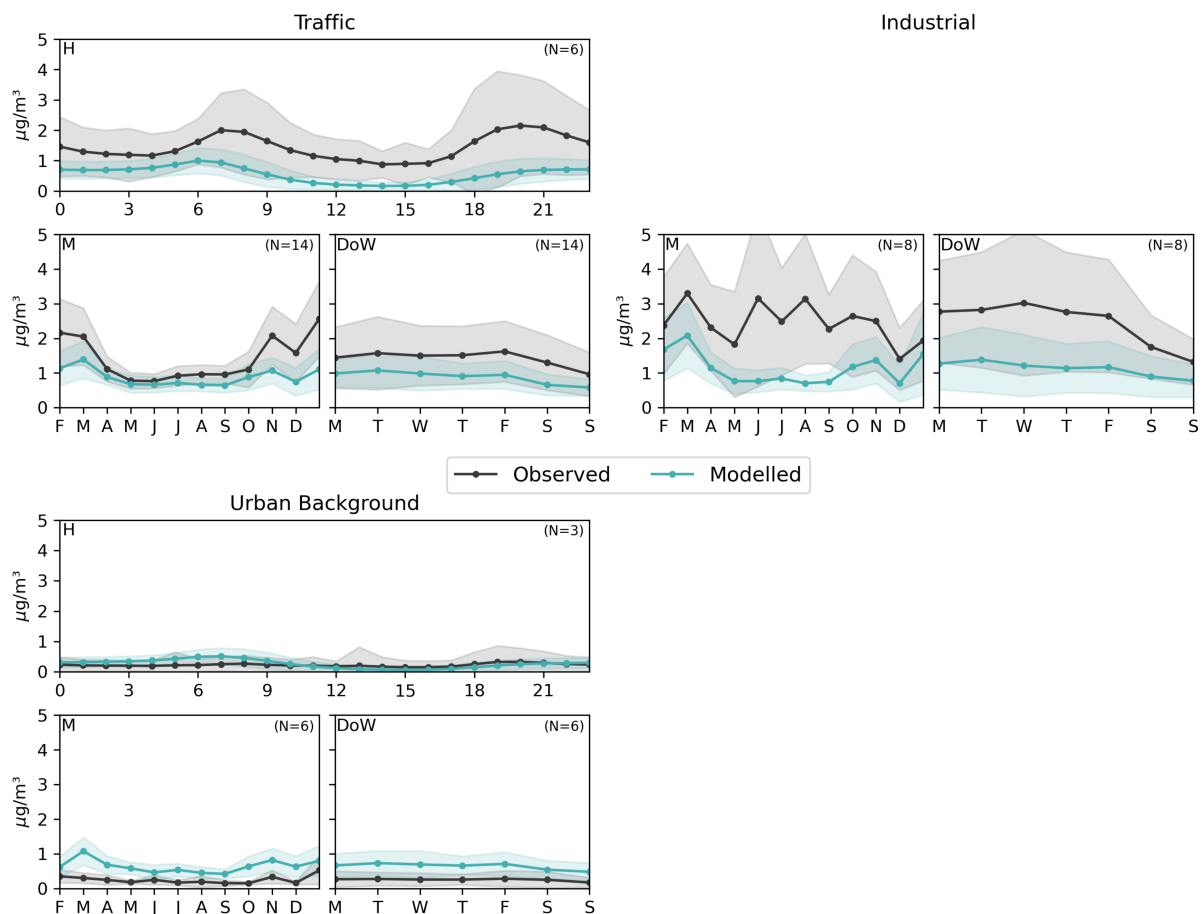


Figura 18: Ciclos horarios, semanales y mensuales de xileno observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación. Las regiones sombreadas corresponden a ± 1 desviación estándar.

8.5. Análisis de sensibilidad

Con base a la discusión y los hallazgos presentados en la sección anterior, hemos llevado a cabo una serie de análisis de sensibilidad para explorar e identificar incertidumbres en las emisiones de COVNM procedentes de determinadas actividades antropogénicas. Los sectores seleccionados incluyen la industria manufacturera y el transporte por carretera, ya que han sido identificados previamente como potencialmente causantes de las principales discrepancias entre los resultados observados y modelados. Esta identificación se basa en la proximidad de las estaciones de calidad del aire que muestran las mayores subestimaciones a estas dos fuentes de emisión, lo que lleva a la hipótesis de que estos sectores probablemente sean los principales contribuyentes al sesgo observado. El análisis de sensibilidad llevado a cabo consiste en realizar estimaciones de emisiones alternativas para estos dos sectores y estudiar su impacto sobre los resultados modelados en los puntos donde se ubican las estaciones de calidad del aire. Las siguientes secciones describen en detalle como se han llevado a cabo las estimaciones

de emisiones alternativas y los impactos observados en términos de concentraciones de BTX modeladas y rendimiento del modelo a la hora de reproducir las concentraciones observadas.

8.5.1. Emisiones industriales

El análisis de sensibilidad para el sector industrial se centra en las emisiones de tres tipos de instalaciones: refinerías, hornos de coque e industrias de fabricación de automóviles. Como se analizó anteriormente, las estaciones industriales de benceno y xileno donde el modelo muestra el mayor sesgo están ubicadas cerca de este tipo de instalaciones.

Las emisiones industriales por planta individual utilizadas en HERMES se derivan de combinar las bases de datos nacionales de Grandes Fuentes Puntuales (LPS) y del Registro Español de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (PRTR-España), Ambas elaboradas y mantenidas por el MITECO (MITERD 2023, 2021). Para los sectores de refinerías y plantas de fabricación de automóviles HERMES tiene en cuenta los datos de emisiones anuales reportados por LPS, mientras que para los hornos de coque las emisiones de una instalación se derivan de LPS y las otras dos restantes de PRTR-España, ya que no se reportan en LPS. Es importante señalar que las emisiones de COVNM reportadas por LPS y PRTR-España generalmente se calculan o estiman a partir de factores de emisión, a diferencia de otros contaminantes, como por ejemplo NO_x, donde los valores se suelen derivar de datos medidos en la propia industria.

La Figura 19 muestra una comparación entre las emisiones anuales de COVNM (discriminadas entre BTX y otros COVNM) derivadas de LPS y PRTR-España para cada una de las refinerías españolas. Es importante destacar que tanto LPS como PRTR-España solo reportan emisiones totales de NMVOC y que la división de éstas en BTX y otros COV se realizó considerando los perfiles reportados por Oliveira et al. 2023. La comparación entre los dos conjuntos de datos revela discrepancias muy significativas. Las emisiones totales de LPS (1.6 kt) en este tipo de instalaciones son más de 7 veces inferiores a las reportadas por PRTR-España (11.8 kt). Exceptuando dos instalaciones, PRTR-España reporta consistentemente emisiones mucho mayores que las de LPS, con diferencias de hasta un factor de 38. Actualmente se desconoce la fuente de estas discrepancias, ya que ambos conjuntos de datos se alimentan de información procedente directamente de las industrias y deberían reportar valores consistentes. En todas las instalaciones, el benceno es la especie más emitida del grupo BTX (80%). Esto es consistente con el hecho de que los perfiles de especiación utilizados para las actividades que emiten COVNM en las refinerías (por ejemplo, procesamiento de productos petrolíferos o almacenamiento y manipulación de productos) representan consistentemente una fracción mayor de benceno en comparación con el tolueno y el xileno (Oliveira et al. 2023). Para el análisis de sensibilidad en este tipo de industria, reemplazamos las emisiones originales de COVNM de LPS por los valores reportados por PRTR-España.

En el caso de las instalaciones de fabricación de automóviles, las emisiones totales de COVNM reportadas por LPS (1.27 kt) y PRTR-España (1.39 kt) son muy similares. Considerando la gran subestimación de las concentraciones de xileno en las estaciones ubicadas cerca de este tipo de instalaciones y el hecho de que múltiples perfiles de especiación independientes de la literatura indican una cantidad similar de xileno emitido por esta actividad (entre el 5 % y el 10 %, Oliveira et al. 2023), planteamos la hipótesis de que el bajo rendimiento del modelo

está vinculado a una subestimación del total de COVNM reportados por LPS para estas instalaciones. Para llevar a cabo el análisis de sensibilidad, hemos realizado un cálculo alternativo de las emisiones en este tipo de instalaciones multiplicando el número anual de automóviles producidos en cada fábrica en 2019 (País 2020) por el factor de emisión Tier 1 reportado por las guías EMEP/EEA (EEA 2019b) para aplicaciones de pintura en la industria de fabricación de automóviles. Las nuevas estimaciones de emisiones (3.8 kt) son alrededor de un 240 % mayores que las estimaciones de LPS (1.1 kt) (ver Figura 19). Los perfiles de especiación utilizados para este tipo de instalaciones industriales indican que no hay benceno en la composición de los COVNM emitidos, por lo que, como resultado, no se esperan impactos en las concentraciones modeladas de benceno.

Al igual que en las instalaciones de fabricación de automóviles, para los hornos de coque no existen estimaciones de emisiones alternativas a las proporcionadas por LPS y PRTR-España. De acuerdo a la literatura científica, una de las fuentes más importantes de emisiones de COVNM, y en concreto de benceno, son las emisiones fugitivas derivadas de varias actividades en las plantas de hornos de coque, incluyendo cargas de carbón, fugas en puertas y tapas de las baterías de coque y fugas en la toma de salida (Aries et al. 2007). Teniendo en cuenta esta información, planteamos la hipótesis de que el gran sesgo de benceno observado en las estaciones industriales ubicadas cerca de las instalaciones de hornos de coque está relacionado con la no inclusión de emisiones fugitivas en LPS y PRTR-España. Esta hipótesis es consistente con el hecho de que aproximadamente el 57 % de emisiones fugitivas de COVMN están compuestas por benceno (Aries et al. 2007). Para estimar las emisiones fugitivas de COVNM en estas instalaciones, utilizamos información sobre la producción total de coque española para 2019 (MITECO 2019), la capacidad de producción de cada instalación para distribuir la producción total y los EF obtenidos de Aries et al. 2007 y sus referencias, que cubren cinco actividades distintas relacionadas con las emisiones fugitivas: puerta fugitiva (7.1 g.t^{-1} de coque), tapa del orificio de carga (4.4 g.t^{-1} de coque), remojo (7.1 g.t^{-1} de coque) y carga de carbón (7.7 g.t^{-1} de coque). La inclusión de estas emisiones fugitivas a los valores originales reportados por LPS y PRTR-España solo permite aumentar ligeramente las emisiones totales de COVMN y benceno en hornos de coque, tal y como indica la Figura 19).

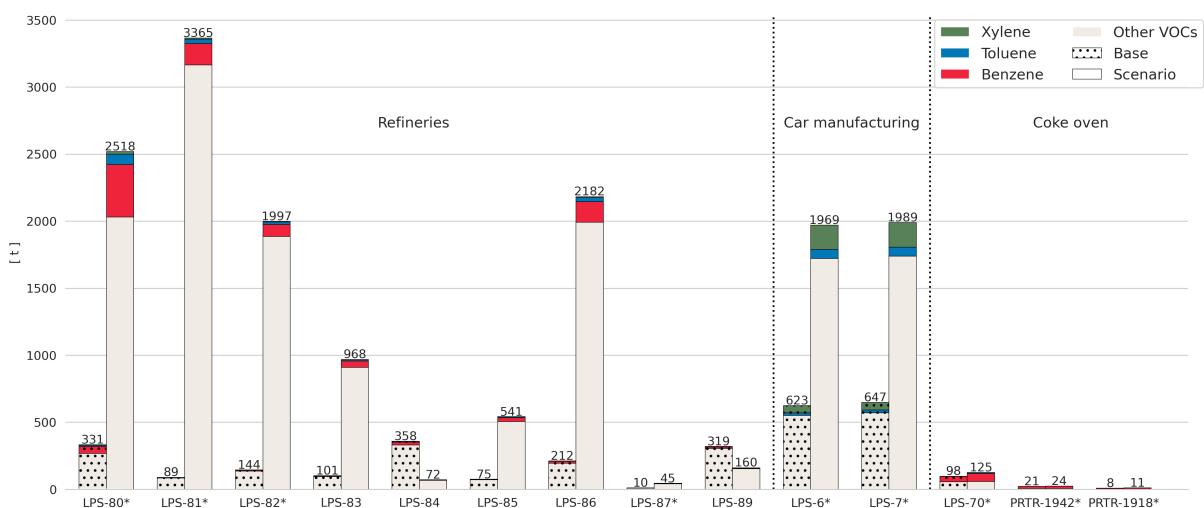


Figura 19: Comparación de las emisiones totales de COVNM (t) en 2019 consideradas en el escenario base y escenario de sensibilidad por instalación industrial individual. El código indica el código de la instalación industrial considerado en HERMES. El símbolo * indica que la instalación está ubicada cerca de una estación de monitoreo de calidad del aire industrial.

La Figura 20 muestra la comparación entre los ciclos mensuales promediados de benceno, tolueno y xileno observados y modelados en cada estación de calidad del aire industrial seleccionada. Las concentraciones modeladas incluyen los resultados obtenidos utilizando las emisiones base (líneas verdes) y modificadas (líneas naranjas). Para garantizar la solidez de nuestro análisis de sensibilidad, los valores observados se filtraron para excluir los valores atípicos conservando puntos de datos dentro de tres desviaciones estándar de la media.

Para el benceno, el impacto de la modificación de las emisiones industriales en el rendimiento del modelo es heterogéneo entre las estaciones. Se observan mejoras considerables en algunas de las estaciones próximas a las refinerías, mientras que las situadas cerca de hornos de coque siguen presentando subestimaciones similares. Esto es consistente con el limitado impacto ya señalado anteriormente de añadir las emisiones fugitivas en el total de COVNM reportados para los hornos de coque (ver Figura 19). En general, las concentraciones industriales de benceno siguen estando significativamente subestimadas cerca de los hornos de coque, ya que el NMB pasó de -59.5 % a -50.7 %. Las escasas mejoras observadas en las estaciones cercanas a los hornos de coque (distancias inferiores a 700 m) y el hecho de que estas estaciones reporten las concentraciones medias anuales más altas en España, indican que a las emisiones de estas instalaciones todavía les faltan procesos relevantes que emiten benceno. Las mejoras son considerablemente más pronunciadas en las estaciones cercanas a las refinerías. Por ejemplo, en la estación ES1279A, el NMB disminuyó de -76.4 % a -43.2 %, y el RMSE mejoró de 0.8 a 0.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Como se mencionó anteriormente, los cambios en las emisiones afectan el total de COVNM, por lo que los impactos observados para cada especie de COV varían debido al perfil de especiación utilizado. Por ejemplo, para la estación ES0615 (ver Figura 20), el rendimiento del modelo mejoró significativamente para el benceno, reduciendo el NMB de -45.9 % a -2.6 % y aumentando la correlación de 0.31 a 0.47. Por el contrario, los impactos sobre el tolueno y el xileno son mínimos. Esto podría indicar una limitación derivada de los perfiles de especiación

utilizados. El impacto es menos pronunciado para las otras estaciones cercanas a las refinerías, probablemente debido a su ubicación en relación a las fuentes de emisión (distancia entre 2 km y 3 km).

Para el tolueno, el impacto del escenario de emisiones es en general limitado, ya que ninguno de estos tipos de instalaciones reporta cantidades elevadas de este contaminante. Las estaciones donde el impacto es más significativo son las dos ubicadas cerca de las fábricas de automóviles. En la estación ES1298A, el MB y NMB disminuyen ligeramente de $-0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y -34.0% a -17.8% , respectivamente, mientras que en la estación ES1356A el modelo aumenta la sobrestimación ya presente en el escenario base, el NMB pasando de 56.6% hasta el 128.4% . La degradación del desempeño del modelo en esta estación puede explicarse principalmente por sobrestimaciones del sector de solventes en algunas áreas previamente identificadas en la Sección 8.4.2.

Finalmente, en el caso del xileno el ajuste de las emisiones industriales permite mejorar la capacidad del modelo de reproducir el ciclo mensual observado para las estaciones cercanas a las instalaciones de fabricación de automóviles (ver Figura 20). Se observan mejoras en MB, NMB y RSME en ambas ubicaciones, pero más notablemente en ES1356A, con MB y NMB disminuyendo de $-3.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $-0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de -60.6% a -1.0% , respectivamente. Para la estación ES1298A, hay ligeras mejoras, el NMB disminuye de -89.0% a -79.0% , y el RMSE se reduce de $8.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $7.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aunque el modelo todavía presenta importantes subestimaciones, lo que sugiere posibles fuentes faltantes o subestimaciones de emisiones. Vale la pena señalar que en ambas estaciones el modelo todavía tiene dificultades para reproducir los cambios en las concentraciones observadas ya que la correlación se mantiene muy baja. Esto se debe principalmente a los elevados picos de concentraciones reportados por las observaciones, evidenciados por la variabilidad de la desviación estándar más alta. Estos sucesos pueden estar vinculados a actividades específicas dentro de las instalaciones cercanas, como son fugas, que no se contabilizan en nuestros cálculos de emisiones.

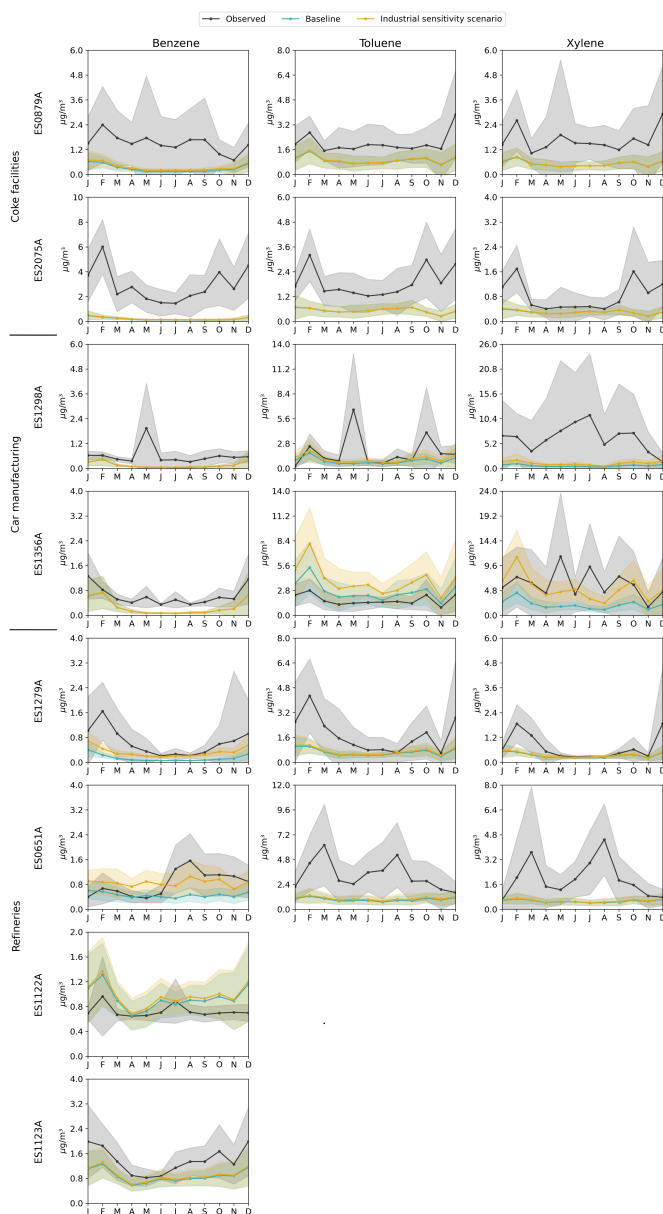


Figura 20: Comparación entre ciclos mensual de concentraciones de benceno, tolueno y xileno observados (negro), y modelados con las emisiones del escenario base (azul) y el escenario de sensibilidad industrial (naranja) para cada estación de monitoreo industrial cercana a las instalaciones de estudio. La región sombreada corresponde a la variabilidad de la desviación estándar.

8.5.2. Emisiones de motocicletas y ciclomotores

El análisis de sensibilidad relativo al sector del tráfico, en particular a las emisiones de ciclomotores y motocicletas, surge de las subestimaciones identificadas anteriormente, donde se observa que las estaciones de tráfico urbano de Barcelona y Valencia, donde la presencia de motocicletas y ciclomotores es elevada (entre un y 14.4 % un del total de tráfico circulante),

exhiben subestimaciones muy significativas de benceno, mientras que en estaciones urbanas de tráfico de Madrid, donde la presencia de motocicletas y ciclomotores es más reducida ((un 5.8 % del total de tráfico circulante), los resultados modelados y observados están bastante en línea.

La figura 21 muestra la comparación entre ciclos mensuales observados y modelados de NO_2 y benceno en cada una de las estaciones de tráfico urbano de Madrid, Barcelona y Valencia. Se observa como en todas las estaciones, MONARCH es capaz de reproducir razonablemente los niveles de NO_2 , con valores de NMB de entre -23.96 % y -14.77 %. Sin embargo, MONARCH solo es capaz de reproducir de manera correcta los niveles de benceno en la ciudad de Madrid (NMB = -9.64 %), la subestimación observada en Barcelona y Valencia siendo mucho más elevada (NMB = -69.97 % y NMB = -76.53 %, respectivamente). Mientras que los valores de NO_2 observados en las distintas ciudades son bastante parecidos, los niveles de benceno medidos en Barcelona son mucho más altos ($2.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$) que los reportados en Madrid ($0.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Esta es una característica que MONARCH no logra reproducir, ya que las concentraciones de benceno modeladas son similares en todas las estaciones de tráfico urbano. Las concentraciones de benceno observadas en Barcelona y Valencia alcanzan sus valores máximos durante el invierno (hasta $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mostrando una marcada estacionalidad que no se registra en ninguna de las estaciones de tráfico urbano de Madrid, y que MONARCH es no capaz de reproducir. La limitación de reproducir los niveles de benceno en zonas urbanas de tráfico de Barcelona no se observa en zonas urbanas de fondo de la misma ciudad, donde el modelo funciona razonablemente bien tanto para reproducir los valores de NO_2 (NMB = 13.26 %) como de benceno (NMB = -18.20 %), de acuerdo a los resultados reportados en la estación ES1856A. Esta característica no puede ser evaluada en Valencia, ya que no hay estaciones urbanas de fondo que midan benceno disponibles.

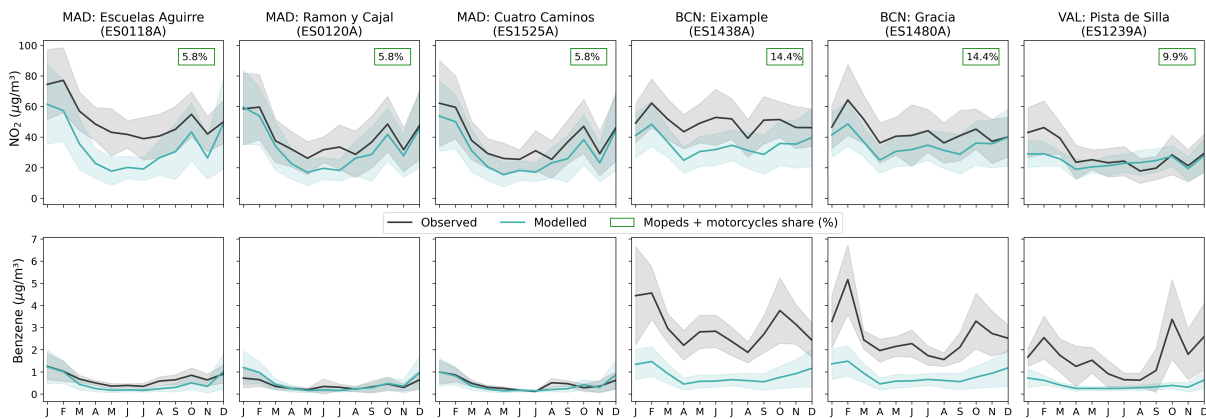


Figura 21: Comparativa de los ciclos mensuales de concentraciones de NO_2 y benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) observados y modelados en estaciones de tráfico urbano de Madrid (MAD), Barcelona (BCN) y Valencia (VAL). Para cada ciudad, se indica el porcentaje de motocicletas y ciclomotores que conforman el parque circulante total.

Teniendo en cuenta que los niveles de fondo de benceno se reproducen correctamente en Barcelona, los resultados presentados sugieren que el problema principal se relacionado con una fuente de tráfico local, en concreto los ciclomotores y motocicletas, que de acuerdo a los resultados de emisiones de HERMES, contribuyen en torno al 63 % a las emisiones de benceno

del transporte rodado de la ciudad. Además, un análisis del benceno medido en estaciones de tráfico urbano europeas muestra valores medios anuales de benceno similares a los observados en Barcelona en otras ciudades costeras del Mediterráneo, como Génova, en Italia ($2.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Atenas, en Grecia ($2.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En particular, estos países también son conocidos por tener una proporción significativa de ciclomotores y motocicletas (Yannis et al. 2007; Scorrano y Danielis 2021). Este resultado refuerza la hipótesis de una posible subestimación de las emisiones de benceno de ciclomotores y motocicletas dentro de HERMES. Los factores de emisión de ciclomotores y motocicletas reportados por el modelo COPERT 5, que se utilizan en HERMESv3, se alinean con estimaciones alternativas (Saxer et al. 2006; Adam et al. 2010). Asimismo, los distintos perfiles de especiación disponibles en la literatura reportan niveles de benceno parecidos en las emisiones de COVNM procedentes de estos tipos de vehículos (Oliveira et al. 2023). Por lo tanto, asumimos que la incertidumbre está asociada a la no consideración de la degradación de las características medioambientales de este tipo de vehículos a lo largo de su vida útil, ya que en HERMES esta característica se considera solo en vehículos de pasajeros a gasolina y diésel, pero no para ciclomotores y motocicletas.

Siguiendo la metodología presentada por Ntziachristos et al. 2018 para calcular el factor de degradación en automóviles de gasolina y vehículos comerciales ligeros, combinamos las constantes de regresión lineal para los factores de emisión de hidrocarburos (HC) basados en el kilometraje del odómetro (km) proporcionados por Tsai et al. 2018 con el kilometraje medio para cada categoría de ciclomotor/motocicleta proporcionado por el MITECO, para poder calcular el factor de degradación asociado a cada categoría de vehículo.

La implementación de la degradación del kilometraje permite aumentar las emisiones de COVNM de ciclomotores y motocicletas en un factor de 2 a 3, dependiendo de la categoría de vehículo. A pesar de esto, el impacto en los resultados de concentraciones de benceno modeladas en las estaciones de calidad del aire de Barcelona es bastante limitado, el modelo aún subestima significativamente los valores observados (de NMB = -69.97% y MB = $-1.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a NMB = -65.04% y MB = $-1.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Creemos que la resolución espacial del modelo (0.1° por 0.1°) puede estar desempeñando un papel importante en estos resultados, ya que no es capaz de capturar la gran influencia de los ciclomotores y motocicletas en las áreas de tráfico urbano de la ciudad. A diferencia de los turismos, cuya distribución espacial en el tejido urbano de Barcelona es relativamente homogénea, los ciclomotores y motocicletas circulan principalmente por el centro de la ciudad, donde se encuentran las dos estaciones de tráfico urbano de calidad del aire (Rodríguez-Rey et al. 2022). Sería necesario realizar simulaciones con una resolución espacial mucho más fina (es decir, 1 km o menos) para confirmar este punto.

8.6. Conclusiones

Las principales conclusiones que se derivan de este estudio son las siguientes:

- El trabajo de modelización y evaluación con observaciones ha permitido cuantificar el rendimiento de MONARCH a la hora de reproducir los niveles absolutos y distribuciones espacio temporales de las concentraciones de BTX en España, así como identificar

principales fuentes de incertidumbres relativas a las emisiones antropogénicas de estas especies.

- En líneas generales, el modelo es capaz de reproducir los niveles de BTX observando, las mayores discrepancias reportándose en estaciones de carácter industrial y, para el caso del benceno, estaciones urbanas de tráfico.
- En el caso del benceno, una de las principales incertidumbres se relaciona con las subestimaciones observadas cerca de instalaciones de hornos de coque, donde se ubican los puntos de medida que reportan las concentraciones promedio anuales más elevados de España. Un cálculo de emisiones alternativo a los datos reportados por LPS y PRTR-España, que incluye emisiones fugitivas derivadas del proceso de fabricación de coque, no han permitido mejorar esta subestimación.
- También para el benceno se han observado subestimaciones importantes cerca de refinерías. En este caso, una comparativa entre las emisiones LPS y PRTR-España ha revelado discrepancias muy significativas, siendo las emisiones de COVNM totales reportadas por PRTR-España en este tipo de instalaciones 7 veces superiores a los datos de LPS. La sustitución de las emisiones de COVNM LPS por PRTR-España para este sector industrial han permitido reducir la subestimación observada en el modelo, aunque de manera heterogénea entre estaciones.
- La fuerte subestimación de los niveles de benceno en ambientes urbanos de tráfico en las ciudades de Barcelona y Valencia señalan a una potencial incertidumbre en el cálculo de las emisiones de COVNM procedentes de motocicletas y ciclomotores en ambientes urbanos. La inclusión de un factor de degradación por kilómetros recorridos en este tipo de vehículo dentro del modelo HERMES no ha permitido, sin embargo, mejorar el comportamiento del modelo, lo que indica que se necesita realizar más trabajo de investigación en esta área y analizar, por un lado, el rol de la resolución espacial del modelo para este contaminante en ambientes urbanos, y el del efecto de la pendiente de la calle en las emisiones de COVNM procedentes de este tipo de vehículo, por otro.
- En el caso del tolueno, las discrepancias reportadas entre modelo y observaciones se relacionan con incertidumbres en los elementos espaciales y perfiles de especiación utilizados para estimar las emisiones de ciertas actividades, incluyendo la aplicación de pinturas para madera en instalaciones industriales y la especiación para algunas fuentes relacionadas con el uso de solventes industriales.
- Finalmente, para el xileno las mayores discrepancias reportadas entre modelo y observación se detectan en estaciones cercanas a instalaciones de fabricación de automóviles. Una estimación alternativa de emisiones de COVNM comparada con la reportada por LPS ha permitido mejorar el rendimiento del modelo, aunque sigue presentando problemas en reproducir picos esporádicos observados, y que posiblemente se derivan de operaciones específicas o fugas ocurridas en las fábricas.
- Para el Xileno se detecta también una subestimación de las concentraciones en ambientes de tráfico urbano durante los meses de invierno, lo que podría indicar una subestimación

de las emisiones derivadas de la fase de arranque en frío de los motores de combustión en vehículos.

- Los análisis de sensibilidad realizados y cálculos de emisión alternativos implementados han permitido mejorar el comportamiento del modelo MONARCH solo de manera puntual (para especies y ambientes de medición específicos). Este resultado señala la elevada incertidumbre sobre la representación de las emisiones de COV, especialmente en comparación con otros contaminantes, y que se deriva de diferentes factores, incluyendo que: 1) las emisiones industriales reportadas en LPS y/o PRTR-España generalmente se calculan o estiman para los COV a partir de combinar factores de emisión con factores de actividad, mientras que para NO_x hay una mayor cantidad de datos derivados directamente de emisiones, 2) hay importantes incertidumbres relativas a los perfiles de especiación y 3) existe una falta de literatura sobre factores de emisión de COVNM relacionados con procesos industriales y actividades del sector del transporte rodado.
- De manera general, se observa que el modelo MONARCH tiende a presentar un mejor comportamiento a la hora de reproducir los niveles de NO₂ en las mismas estaciones donde se ha llevado a cabo la evaluación de BTX. Este resultado indica que la principal incertidumbre del modelo viene de las emisiones de esta especie, más que de los factores de actividad empleados o factores de incertidumbre relacionados con el modelo MONARCH, incluyendo transporte y fotoquímica.
- La distribución espacial de las estaciones de calidad del aire que miden COVNM y que se ha utilizado en este estudio revela una notable ausencia de estaciones en el sur y noroeste de España, así como en Barcelona para tolueno y xileno. Otra limitación destacada proviene de la ausencia de mediciones continuas de calidad. Por ejemplo, en el caso de las estaciones que monitorean benceno, después de aplicar un umbral de cobertura temporal del 75 %, aproximadamente el 55 % de las estaciones disponibles fueron descartadas principalmente debido a la baja cobertura temporal.
- Las mediciones en continuo de COVNM se focalizan principalmente a compuestos aromáticos, mientras que los datos de otros COV a menudo se miden a partir de campañas de corta duración y se limitan a ubicaciones específicas. Es fundamental tener en cuenta estas limitaciones, ya que una evaluación integral de las emisiones y concentraciones de COV requiere datos consistentemente de alta calidad, tanto en términos de cobertura espacial como temporal.

9. Modelización de escenarios de emisiones

9.1. Introducción

Los modelos de calidad del aire, con los que se realizan simulaciones de alta resolución, requieren como datos de entrada flujos de emisiones antropogénicas. Los inventarios de emisiones deben estar disponibles, por tanto, en la resolución espacial y temporal requerida por el modelo, así como contar con una especiación química adecuada (Ferreira et al. 2013; Borge et al. 2014).

Es posible evaluar estrategias de reducción de emisiones antropogénicas mediante la definición de diferentes escenarios de emisión, derivados de un escenario con un inventario de referencia. Para ello, los niveles de una especie contaminante, como el O_3 troposférico, se comparan respecto al escenario base o de referencia a través de un análisis cuantitativo de las simulaciones de los modelos de calidad del aire (Ponche y Vinuesa 2005; Borge et al. 2014).

El empleo de varios modelos de calidad del aire, en los que se utilizan los mismos inventarios de emisión de referencia y escenarios, aporta mayor robustez al análisis de los resultados, pues estos pueden complementarse y permiten cuantificar la incertidumbre de los mismos (Kioutsioukis y Galmarini 2016).

En esta sección se aborda el tercer objetivo específico presentado en la Sección 5.1. Para ello, se utiliza un modelo de calidad del aire junto con un modelo de emisiones antropogénicas (ver descripción de los sistemas en la Sección 6) para la cuantificación del impacto sobre las concentraciones de O_3 troposférico a niveles superficiales de diferentes escenarios de reducción de emisiones antropogénicas diseñados para reducir los elevados niveles de O_3 observados en el dominio de la España peninsular.

En una primera fase del trabajo, se analizó el impacto de un número limitado de escenarios de emisiones (5 escenarios) sobre los niveles de O_3 en España, focalizándose en un único mes (julio de 2019), para permitir simulaciones a alta resolución espacial (4-5 km) y el uso de dos modelos de calidad del aire independientes (WRF-CMAQ y MONARCH). Los resultados correspondientes se pueden consultar en el Anexo G. Este primer ejercicio permitió ver que ambos modelos de calidad del aire, aunque independientes y con un comportamiento distinto, dan una respuesta del O_3 a cambios de emisiones muy consistente entre ellos. Aunque tal consistencia no nos asegura que la respuesta correspondiente esté libre de errores, nos permite tener más confianza con los resultados. Una de las conclusiones derivadas de esta primera fase fue la robustez y consistencia entre ambos sistemas, resultado que ha llevado a optar por uno de los sistemas con el objeto de dimensionar el coste computacional que permitiese extender el estudio a un ciclo anual completo y añadir un número mayor de escenarios en el análisis.

Esta sección presenta los resultados obtenidos durante la fase final del trabajo. Se ha trabajado con el modelo MONARCH a una resolución de aproximadamente 10 km, simulando todo un ciclo anual (2019) y considerando un mayor número de escenarios de emisiones (16 escenarios además de 6 escenarios base alternativos). Cabe notar que algunos cambios se han implementado en el modelo MONARCH y en las emisiones en esta segunda fase, así que los resultados no reproducen exactamente los de la primera fase, pero todas las conclusiones derivadas son

consistentes.

9.2. Metodología

9.2.1. Modelos, dominio y periodo de estudio

Las simulaciones de los distintos escenarios de emisiones se han realizado utilizando el modelo de emisiones HERMESv3 (Sección 6.1) y el modelo de calidad del aire MONARCH (Sección 6.3.2), cuyas configuraciones específicas se detallan en las subsecciones siguientes.

El dominio de estudio abarca la Península Ibérica, que incluye la España peninsular y las Islas Baleares. El período de estudio comprende el año 2019. El análisis se ha centrado en los resultados de las concentraciones simuladas en la primera capa (nivel de superficie) del modelo, aunque la evaluación de los resultados también incluye las columnas troposféricas aprovechando las observaciones de satélite TROPOMI de NO₂ y formaldehído (HCHO). Comentar que no se han analizado los posibles cambios en la estructura vertical.

9.2.2. Escenarios de emisiones

Los escenarios de emisiones propuestos para modelizar son los siguientes: un **Escenario Base (EB)**, donde se caracterizan los niveles de emisión en España para el año 2019 y que sirve como referencia para cuantificar el impacto de los demás escenarios así como evaluar el rendimiento del modelo de calidad del aire MONARCH, un **Escenario Planificado (EP)**, donde se cuantifica el impacto de las medidas y políticas incluidas en el *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima* (PNIEC) y el *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica* (PNCAA) del *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico* (MITECO) sobre los niveles de emisión del **EB** tomando como horizonte el año 2030, un total de **10 Escenarios Específicos (EEs)**, en donde se plantean medidas de reducción de emisiones adicionales a las propuestas en el EP y que actualmente no se contemplan en las proyecciones oficiales, y **4 Escenarios eXtremos (EXs)**, donde se analiza el O₃ en la ausencia de emisiones antropogénicas y/o biogénicas en España.

En la Tabla 5 se presenta un resumen de los escenarios planteados. Todos los escenarios de emisiones han sido modelados haciendo uso del modelo de emisiones HERMESv3, combinado con datos oficiales de actividad y emisiones reportados por el MITECO. A continuación, se describe en detalle las metodologías y bases de datos considerados para construir cada uno de ellos.

Escenario Base (EB) Las emisiones del EB para España y el año 2019 se estiman a partir de la base de datos de factores de actividad y factores de emisión de HERMESv3_BU. Los sectores de emisiones antropogénicas contemplados incluyen: industria de la energía (centrales térmicas, refinerías, plantas de fabricación de coque), combustión en el sector residencial y comercial, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado, transporte no rodado

(incluyendo maquinaria agrícola, barcos recreacionales, tráfico aéreo en aeropuertos, tráfico marítimo en puertos), tratamiento de residuos (incineradoras), actividades agrícolas (ganadería y aplicación de fertilizantes).

Con el objetivo de reducir la inconsistencia entre las emisiones estimadas por HERMESv3_BU y las reportadas por el *Sistema Español de Inventario de Emisiones* (SEI) (<https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/default.aspx>), los datos originales de HERMESv3_BU han sido actualizados con bases de datos utilizadas por el SEI. El trabajo de actualización se ha centrado en aquellos sectores que presentan una mayor contribución a las emisiones de los principales precursores de O₃ (NO_x y COVNM):

- **Industria de la energía y manufacturera:** Uso de los datos de emisiones puntuales reportados por las bases de datos de *Grandes Focos Puntuales* (LPS) y el *Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes* (PRTR-España). De manera complementaria, para Cataluña se ha trabajado con el archivo digitalizado de focos industriales reportado por el *Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya* (DTES) para incluir focos de pequeña y mediana combustión no cubiertos por las bases LPS y PRTR-España. Los datos originales reportados por estas bases han sido procesados y tratados, incluyendo correcciones de las coordenadas geográficas originales y la adecuación de la información al formato de entrada del modelo HERMESv3_BU, entre otros.
- **Transporte rodado:** Uso de los datos reportados por el MITECO de composición vehicular por provincia de acuerdo a las categorías de vehículos COPERTv5.
- **Uso de solventes:** Uso de los datos de emisiones anuales del SEI reportados por comunidad autónoma y actividad SNAP.

Fuera de España y para el sector del tráfico marítimo nacional e internacional, se trabaja con el inventario de emisiones europeo CAMS-REG-AP_v4.2 (Kuenen et al. 2022), adaptándolo a los dominios de trabajo y requerimientos de los modelos de calidad del aire haciendo uso de HERMESv3_GR. Es importante destacar que el año de referencia del inventario CAMS-REG-AP_v4.2 es 2017, ya que es el año más reciente disponible en el momento de realizar este estudio.

En el escenario EB_sup las emisiones base se han escalado teniendo en cuenta la información de incertidumbre de las emisiones de NO_x y COVNM que el MITECO reporta por sector contaminante en el Reporte Informativo de Inventario (*Informative Inventory Report*, IIR). Para cada sector, las emisiones del escenario base se han escalado teniendo en cuenta los umbrales superiores de incertidumbre que se reportan. La siguiente tabla 6 muestra un resumen de los factores de escalado que se han asumido por contaminante y sector.

Para las emisiones de tráfico marítimo en puertos, consideramos los valores de incertidumbre que reporta (Grigoriadis et al. 2021), y que se sitúan en un 25 % para NO_x y 100 % para COVNM.

Escenario Planificado (EP) Las emisiones para el EP se estiman tomando como punto de partida las emisiones del EB y aplicándoles factores de ajustes de acuerdo a las proyecciones de emisiones oficiales reportadas en el marco del convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, *Long-Range Transboundary Air Pollution* (LRTAP) por sus siglas en inglés, y que contemplan los impactos esperados de la implementación del PNIEC y PNCAA. Para cada sector de emisión, se calcula un Factor de Ajuste (FA) teniendo en cuenta la diferencia relativa entre las emisiones estimadas para el 2019 y las proyectadas para el 2030. Una vez estimados, estos FA se introducen dentro de las bases de datos de HERMESv3_BU, para así poder calcular las nuevas emisiones. Los ajustes de emisión se calculan y aplican a aquellas actividades con una mayor contribución al total de emisiones de NO_x y COVNM, incluyendo: industria de la energía, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado y tráfico marítimo.

En las Tablas 7 y 8 se muestran las emisiones de NO_x y COVNM respectivamente para los años 2019 y 2030, así como los FA estimados para cada sector, de acuerdo a las proyecciones oficiales de MITECO.

En el caso de las centrales térmicas (1A1a), los FA generales derivados de las proyecciones se han combinado con datos de proyección de consumos de combustibles reportados por el PNIEC, para poder así ajustar las emisiones de cada central según el tipo de combustible usado. De forma general, para este sector se espera una disminución de NO_x del 30 % (FA = 0.7) y un aumento de COVNM del 26 % (FA = 1.26). Sin embargo, las proyecciones de consumos de combustibles del PNIEC permite observar como estos cambios no ocurrirán de forma homogénea entre centrales térmicas (Tabla 9). En concreto, las centrales térmicas de carbón se espera que ya no estén operativas en 2030 (FA = 0), mientras que en las centrales térmicas de gas natural se espera un incremento de un 10 % en sus emisiones debido a un aumento en la carga de trabajo para cubrir la demanda (FA = 1.1). Cabe mencionar que el incremento de COVNM del 26 % esperado en este sector no ha podido implementarse en el presente escenario, ya que es un aumento que se relaciona con la instalación de nuevas plantas de aprovechamiento de biomasa para la generación de energía, de las cuales actualmente se desconocen sus características y no se tienen definidas sus localizaciones, cosa que no permite llevar a cabo su modelización.

De una forma similar, en el caso de la industria manufacturera (1A2) y la aplicación de pintura en revestimientos (2D3d), los FA generales reportados en las Tablas 7 y 8 se han combinado con datos más detallados para poder ajustar las emisiones de manera más específica según el sector manufacturero en cuestión (p. ej., plantas cementeras, cogeneración industrial, industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo, hierro y acero) y la aplicación de pintura (p. ej., sector del automóvil, bobinas). La metodología y factores de ajuste finales estimados para cada una de las ramas industriales y actividades de uso de solventes se detallan en el Anexo E. En el caso de las emisiones provenientes del transporte rodado, los datos de proyección de emisiones está dividida en emisiones exhaustivas, que a su vez se desagregan por categoría de vehículo, (coches, vehículos ligeros, vehículos pesados, Motocicletas y ciclomotores) y emisiones por evaporación de vehículos a gasolina (Tablas 7 y 8). La proyección de las emisiones de este sector se asume por igual en zonas urbanas e interurbanas. Finalmente, la proyección de las emisiones de tráfico marítimos internacional propone un reducción del -43 % en las emisiones de NO_x y del -25 % de COVNM (Tablas 7 y 8). Según el inventario del SEI, el tráfico marítimo nacional representa

el 10 % del total de las emisiones derivadas de actividades marítimas en España. Por lo tanto, se considera una reducción global de emisiones por actividades marítimas del -4.3 % en NO_x y de -2.5 % para COVNM.

El escenario EP_sup se basa en el Escenario Planificado (EP) pero aplica las medidas contempladas en el PNIEC/PNCCA sobre el Escenario Base Alternativo (EB_sup), que considera el valor superior del rango de incertidumbre en las emisiones de NO_x de 2019 en España.

Escenarios Específicos (EE) Las emisiones para los distintos EE se estiman tomando como punto de partida las emisiones del EP y aplicándoles factores de ajuste adicionales. En líneas generales, los factores de ajuste propuestos no se relacionan directamente con ninguna proyección oficial o la implementación de una o varias acciones concretas. El objetivo que persiguen estos EE es cuantificar la sensibilidad de los niveles de O₃ en España a cambios significativos en las emisiones de sectores que, por un lado, en el EP presentan reducciones poco significativas y que, por lo tanto, potencialmente tienen más margen de reducción y, por otro lado, son contribuidores importantes al total de emisiones de NO_x y COVNM. En base a esta premisa, los EE planteados son los siguientes:

- **Escenario Específico tráfico rodado (EE_T50):** En este escenario se supone que las reducciones contempladas para el tráfico rodado en el Escenario Planificado (EP) sólo se cumplen en un 50 %. Por lo tanto, los factores de ajuste serán la mitad de los estimados en EP.
- **Escenario Específico solventes (EE_S25):** Reducción adicional del 25 % de las emisiones de COVNM en el sector de uso de solventes.
- **Escenario Específico industria (EE_I25):** Reducción adicional del 25 % de emisiones de la industria en los sectores del refinado y fabricación de productos minerales no metálicos. No se aplica reducción a plantas cementeras, ya que la reducción esperada en estas instalaciones en el EP es del -31 % (ver anexo E).
- **Escenario Específico aviación y marítimo (EE_A25_M20):** Reducción adicional del 20 % de las emisiones marítimas (nacional e internacional) y del 25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos. En el caso de las emisiones marítimas, la reducción propuesta está en línea con la reducción de emisiones esperada en el caso de la implementación de una zona NECA (nitrogen emission control área) en el mar Mediterráneo (IIASA 2018).
- **Escenario Específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60):** Reducción adicional del -60 % de las emisiones marítimas y del -25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos.
- **Escenario Específico tráfico rodado, aviación y marítimo (EE_T50_A25_M20):** Combinación de las reducciones del 50 % en las emisiones de tráfico rodado (EE_T50) y del 25 % en aviación junto con el 20 % en emisiones marítimas (EE_A25_M20).

- **Escenario Específico solventes+ (EE_S75):** Reducción adicional del 75 % de las emisiones de solventes.
- **Escenario Específico industria+ (EE_I75):** Reducción adicional del 75 % de las emisiones industriales en los sectores del refino y fabricación de productos minerales no metálicos, excepto las plantas cementeras.
- **Escenario Específico solventes, industria, aviación y marítimo+ (EE_S25_I25_A25_M60):** Combinación de las reducciones del 25 % en emisiones de solventes (EE_S25), del 25 % en emisiones industriales (EE_I25) y del 60 % en emisiones marítimas junto con el 25 % en aviación (EE_A25_M60).
- **Escenario Específico solventes, industria, aviación y marítimo+ (EE_S75_I75_A25_M60):** Combinación de las reducciones del 75 % en emisiones de solventes (EE_S75), del 75 % en emisiones industriales (EE_I75) y del 60 % en emisiones marítimas junto con el 25 % en aviación (EE_A25_M60).

Escenarios eXtremos (EXs) Para entender mejor la contribución de las emisiones nacionales a la formación de O₃ en España, consideramos algunos escenarios extremos donde quitamos todas las emisiones antropogénicas de NO_x en España (**EX_ANOx100**), todas las emisiones antropogénicas de COVNM en España (**EX_ACOV100**), todas las emisiones antropogénicas en España (**EX_ANTH100**) o todas las emisiones biogénicas en todo el dominio, incluyendo tanto las emisiones de COVNM de la vegetación como las emisiones naturales de NO de los suelos (**EX_BIOG100**).

9.2.3. Configuración del modelo MONARCH

Actualización del modelo de calidad del aire Este trabajo de análisis del impacto de los escenarios de emisiones se ha realizado con el modelo MONARCH (ver descripción en Sección 6.3.2). A partir de los resultados preliminares obtenidos durante la primera fase del proyecto, se han mejorado las bases de datos del modelo de calidad del aire MONARCH que caracterizan los usos de suelo y topografía. Con ello se mejora la representatividad de la representación de los procesos de suelo y la definición de aspectos como la línea de costa. Adicionalmente, se ha implementado una versión actualizada del esquema de deposición seca de gases reactivos. Específicamente, las mejoras incluyen:

- Bases de datos de suelo: Se ha implementado el producto de cobertura terrestre CCI de la Agencia Espacial Europea ("Land Cover CCI Product User Guide Version 2", Tech. Rep., disponible en: [mapas.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/download/ESACCI-LC-Ph2-PUGv2_2.0.pdf](https://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/download/ESACCI-LC-Ph2-PUGv2_2.0.pdf), 2017) de resolución media de 300 m. Para cumplir con los requisitos de modelado, el producto CCI se reasigna a un mapa de resolución de 30 segundos (usando los criterios de clase dominante). La nueva cobertura terrestre CCI se incluye ahora en el modelo MONARCH como una opción complementaria a la versión anterior basada en el mapa USGS.

- Bases de datos de topografía: el modelo digital del terreno empleado en el modelo MONARCH basado en el producto GTOPO30 del U.S. Geological Survey (USGS) se ha complementado con una opción alternativa basada en el modelo global de elevación notablemente mejorado Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 (GMTED2010, disponible en: <https://www.usgs.gov/coastal-changes-and-impacts/gmted2010>) desarrollado por USGS y la National Geospatial-Intelligence Agency (NGA). El GMTED2010 proporciona un nuevo nivel de detalle en los datos topográficos globales, e incorpora los mejores datos de elevación globales disponibles actualmente.
- Esquema de deposición seca de gases: El modelo MONARCH representa el proceso de deposición seca de especies gaseosas mediante el esquema de resistencias de Wesely 1989. La formulación de este esquema presenta limitaciones, por ejemplo, muestra dificultades en simular correctamente la deposición seca de O₃ sobre bosque mediterráneo durante períodos de sequía en Europa (Rydsaa et al. 2016). Se ha implementado un esquema alternativo que también está basado en Wesely 1989 donde la formulación de las resistencias estomatal (R_{sto}) y externa (R_{ext}) están moduladas en función del crecimiento de la vegetación (dependencia del índice de área foliar (LAI, *Leaf Area Index*), fracción de nubes, radiación fotoactiva) siguiendo a Wang et al. 1998.

La Figura 22a muestra la mejora en la descripción de la cobertura terrestre empleando la nueva base de datos CCI de la ESA. En Europa, la mayoría de las superficies del interior ven una modificación en la clasificación de los LUC tras la actualización del mapa de cobertura del suelo. En particular, sobre la Península Ibérica hay un cambio en la presencia de algunas clases, así como una redistribución de clases como uso de cultivo y pastos secos, matorrales/pastizales mixtos y bosques caducifolios. Este resultado se debe tanto a haber utilizado información de cobertura terrestre de años más recientes (e.g. 2020 versus 1987) como a la conversión de los códigos de cobertura terrestre de 37 categorías de la ESA a las 24 categorías empleadas en MONARCH.

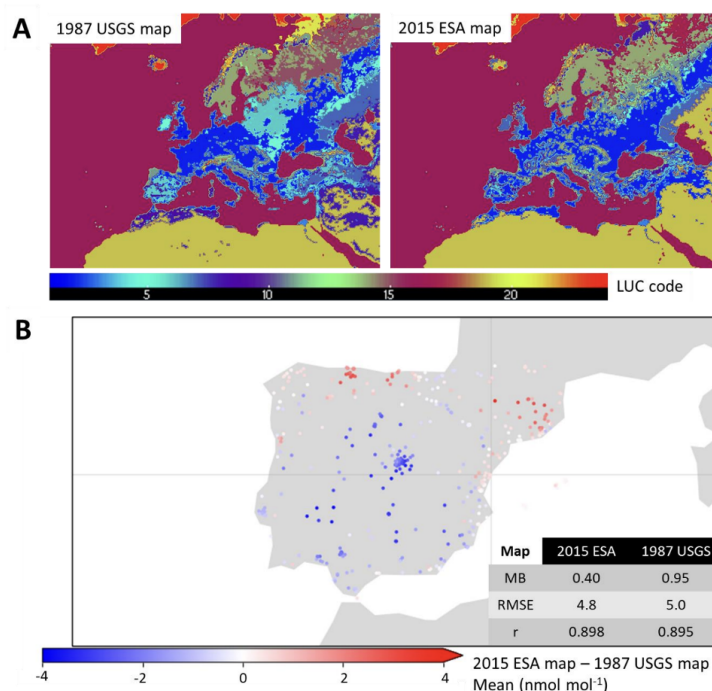


Figura 22: (a) Comparativa de los mapas de cobertura terrestre USGS y ESA-CCI. (b) Diferencia en la concentración de O₃ superficial entre simulaciones con el modelo MONARCH empleando los dos datos de suelo.

Configuración del modelo de calidad del aire: dominio y resolución de trabajo Para poder trabajar sobre un ciclo anual completo y realizar múltiples simulaciones con un tiempo computacional moderado, en este trabajo se ha adoptado una configuración de un solo dominio a una resolución horizontal de ~ 10 km. El dominio de estudio abarca la Península Ibérica, que incluye la España peninsular y las Islas Baleares (Figura 23). La Tabla 10 detalla la configuración del modelo.

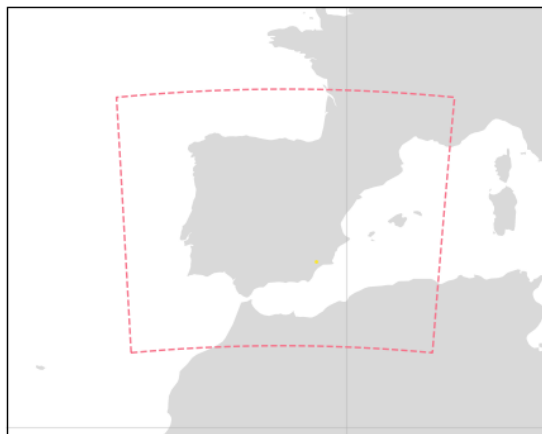


Figura 23: Dominio considerado en el modelo de calidad del aire MONARCH.

9.2.4. Observaciones

Para la evaluación de los resultados del modelo MONARCH del EB se han empleado principalmente observaciones de superficie de O_3 , complementadas por observaciones de superficie de NO_2 y observaciones de las columnas troposféricas de NO_2 y HCHO del satélite alta-resolución TROPOMI. Las observaciones de superficie provienen del AQ e-reporting (EEA 2023) de la EEA y se han procesado haciendo uso de la base de datos GHOST, mantenida por el BSC (Bowdalo et al. 2024), y aplicando criterios de calidad (QA) predeterminados por GHOST. Las observaciones TROPOMI se han obtenido usando la herramienta CSO (*Copernicus Satellite Operator*). Todas estas observaciones se han proyectado en la misma malla del modelo MONARCH, lo que implica el cálculo del promedio si varias estaciones de superficie caen en una misma celda del modelo. Esto permite minimizar las diferencias de representatividad entre observaciones puntuales y modelo.

Tabla 5: Resumen de los escenarios de emisiones.

Escenario	Descripción
EB	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España
EB_sueloNO10	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con emisiones de NO de los suelos multiplicados por un factor 10
EB_metano1.2	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con una concentración de fondo de CH ₄ de 1.2 ppmv (en lugar en 1.85 ppmv)
EB_metano1.7	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con una concentración de fondo de CH ₄ de 1.7 ppmv (en lugar en 1.85 ppmv)
EB_metano1.9	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con una concentración de fondo de CH ₄ de 1.9 ppmv (en lugar en 1.85 ppmv)
EB_metano1.95	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con una concentración de fondo de CH ₄ de 1.95 ppmv (en lugar en 1.85 ppmv)
EB_sup	Escenario Base con las emisiones de 2019 en España con el valor superior del rango de incertidumbres de las emisiones de NO _x
EP	Escenario Planificado con cambios en emisiones proyectados para 2030 según las medidas contempladas en PNIEC/PNCCA
EP_sup	Escenario Planificado alternativo con medidas contempladas en PNIEC/PNCCA aplicadas a EB_sup
EE_T50	EP con una reducción 50 % menos ambiciosa de las emisiones de tráfico rodado
EE_S25	EP con reducción adicional del 25 % en emisiones de solventes
EE_S75	EP con reducción adicional del 75 % en emisiones de solventes
EE_I25	EP con reducción adicional del 25 % en emisiones industriales ¹
EE_I75	EP con reducción adicional del 75 % en emisiones industriales ¹
EE_A25_M20	EP con reducción adicional del 25 % en aviación y 20 % en emisiones de tráfico marítimo
EE_A25_M60	EP con reducción del 25 % en aviación y 60 % en emisiones de tráfico marítimo
EE_T50_A25_M20	EP con una reducción 50 % menos ambiciosa de las emisiones de tráfico rodado y reducción adicional del 25 % en aviación y 20 % en emisiones de tráfico marítimo
EE_S25_I25_A25_M60	EP con reducción adicional de 25 % en emisiones de solventes, 25 % en emisiones industriales ¹ , 25 % en aviación y 60 % en emisiones de tráfico marítimo
EE_S75_I75_A25_M60	EP con reducción adicional de 75 % en emisiones de solventes, 75 % en emisiones industriales ¹ , 25 % en aviación y 60 % en emisiones de tráfico marítimo
EX_ANOx100	EB sin emisiones antropogénicas de NO _x en España
EX_ACOV100	EB sin emisiones antropogénicas de COVNM en España
EX_ANTH100	EB sin emisiones antropogénicas en España
EX_BIOG100	EB sin emisiones biogénicas ² en todo el dominio

¹ La reducción se aplica a las emisiones de la industria de refino y mineral no metálica, excluyendo cementeras.

² La reducción se aplica a las emisiones de COVNM de la vegetación y a las emisiones naturales de NO de los suelos.

Tabla 6: Factores de escalado por sector y contaminante para el escenario EB_sup, basados en los umbrales superiores de incertidumbre del IIR del MITECO.

Sector	NO_x	COVNM
Transporte rodado	14.1 %	15.6 %
Emisiones evaporativas	-	28.3 %
Aviación	26.9 %	141.4 %
Uso de solventes	-	
Centrales térmicas	20.0 %	121.0 %
Refinerías	14.9 %	141.4 %
Plantas de combustión industrial	14.7 %	50.2 %
Industria mineral no metálica	76.2 %	76.2 %
Producción de coque	111.2 %	141.4 %
Industria de la química orgánica	-	75.7 %
Combustión residencial y comercial	45.0 %	293.7 %
Maquinaria agrícola	42.3 %	38.9 %
Navegación recreacional	42.3 %	38.9 %

Tabla 7: Emisiones de NO_x para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.

Código NFR	Sector	NO _x (kt/año)		
		2019	2030	FA
1A1	Industria de la energía	55.6	38.9	0.70
1A1a	Producción pública de electricidad y calor	39.6	25.1	0.63
1A1b	Refinación de petróleo	10.4	9.9	0.96
1A1c	Fabricación de combustibles sólidos y otras industrias energéticas	5.3	3.8	0.73
1A2	Industria manufacturera	110.8	76.8	0.69
1A3b	Transporte rodado	211.2	82.7	0.39
1A3bi	Coches	126.5	16.1	0.13
1A3bii	Vehículos ligeros	22.3	16.6	0.75
1A3biii	Vehículos pesados	60.5	47.7	0.79
1A3biv	Motocicletas y ciclomotores	1.9	2.3	1.18
1A3bv	Evaporación de gasolina	-	-	-
1A3d	Tráfico marítimo nacional	40.8	23.2	0.57
2D	Uso de solventes	0.1	0.1	
2D3A	Uso doméstico de solventes	-	-	-
2D3d	Aplicaciones de recubrimiento	-	-	-

Tabla 8: Emisiones de COVNM para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.

Código NFR	Sector	COVNM (kt/año)		
		2019	2030	FA
1A1	Industria de la energía	10.3	12.9	1.26
1A1a	Producción pública de electricidad y calor	8.4	11.5	1.37
1A1b	Refinación de petróleo	0.5	0.4	0.94
1A1c	Fabricación de combustibles sólidos y otras industrias energéticas	1.4	1.0	0.73
1A2	Industria manufacturera	20.8	21.4	1.03
1A3b	Transporte rodado	20.2	23.2	1.15
1A3bi	Coches	5.3	5.4	1.03
1A3bii	Vehículos ligeros	0.4	0.3	0.73
1A3biii	Vehículos pesados	1.3	1.1	0.84
1A3biv	Motocicletas y ciclomotores	11.4	13.5	1.19
1A3bv	Evaporación de gasolina	1.8	2.9	1.6
1A3d	Tráfico marítimo nacional	1.8	1.4	0.75
2D	Uso de solventes	257.6	244.5	0.95
2D3A	Uso doméstico de solventes	63.2	57.7	0.91
2D3d	Aplicaciones de recubrimiento	63.6	42.5	0.67

 Tabla 9: Factor de Ajuste (FA) de las emisiones de NO_x y COVNM para las centrales térmicas por tipo de combustible.

Sector	Combustible	FA
Centrales térmicas	Carbón	0.00
	Gas Natural	1.10
	Fuelóleo, Gasóleo	0.50
	Biomasa	1.00
	Residuos sólidos	0.36

Tabla 10: Configuración del modelo de calidad del aire MONARCH.

Modelo	MONARCH
Dominios y resolución	Península Ibérica (~ 10 km) Proyección lat-lon rotada 24 capas verticales (tope: 50 hPa)
Meteorología (Condiciones iniciales)	NMMB (ERA5)
Química (Condiciones de contorno)	Interactiva con meteorología CB05 + BSC aerosoles (CAMS reanalysis)
Emisiones naturales	MEGAN (biogénicas) + GFAS (fuegos - solo aerosoles)

9.3. Resultados de emisiones

En esta sección se presentan los resultados de las emisiones para cada uno de los escenarios principales descritos en la Sección 9.2.2. Se inicia haciendo una comparación entre las emisiones de NO_x y COVNM del EB calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITECO para el año 2019 en la edición 2021 del inventario nacional de emisiones. Posteriormente, se presentan las variaciones de emisiones de NO_x y COVNM entre los escenarios EP y EB estimadas por HERMESv3 y se comparan con las reportadas por el MITECO a través de las proyecciones oficiales (edición 2021). Finalmente, se analizan los impactos de las medidas contempladas en los diez escenarios EE con respecto a las emisiones estimadas por HERMESv3 en los escenarios EB y EP.

9.3.1. Escenario Base (EB)

En esta sección cuantificamos la consistencia entre las emisiones de NO_x y COVNM del EB calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITECO en el sistema SEI para el año 2019 (edición 2021). La comparativa se centra en los tres sectores más importantes en la contribución a emisiones de precursores de O_3 , incluyendo: tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras).

La Figura 24 presenta la comparación de las emisiones anuales de NO_x y COVNM calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITECO para los tres sectores mencionados anteriormente y año de referencia 2019. Como se puede ver, el sector de uso de solventes es el principal responsable de las emisiones de COVNM, mientras que los sectores de tráfico rodado y focos puntuales son los principales generadores de emisiones de NO_x . Tal como se explica en la Sección 9.2.2, solo se tienen en cuenta las emisiones que abarcan el dominio de trabajo, es decir, las emisiones generadas en la España Peninsular e islas baleares por lo que no se consideran aquellas emisiones generadas en las Islas Canarias, Ceuta y Melilla.

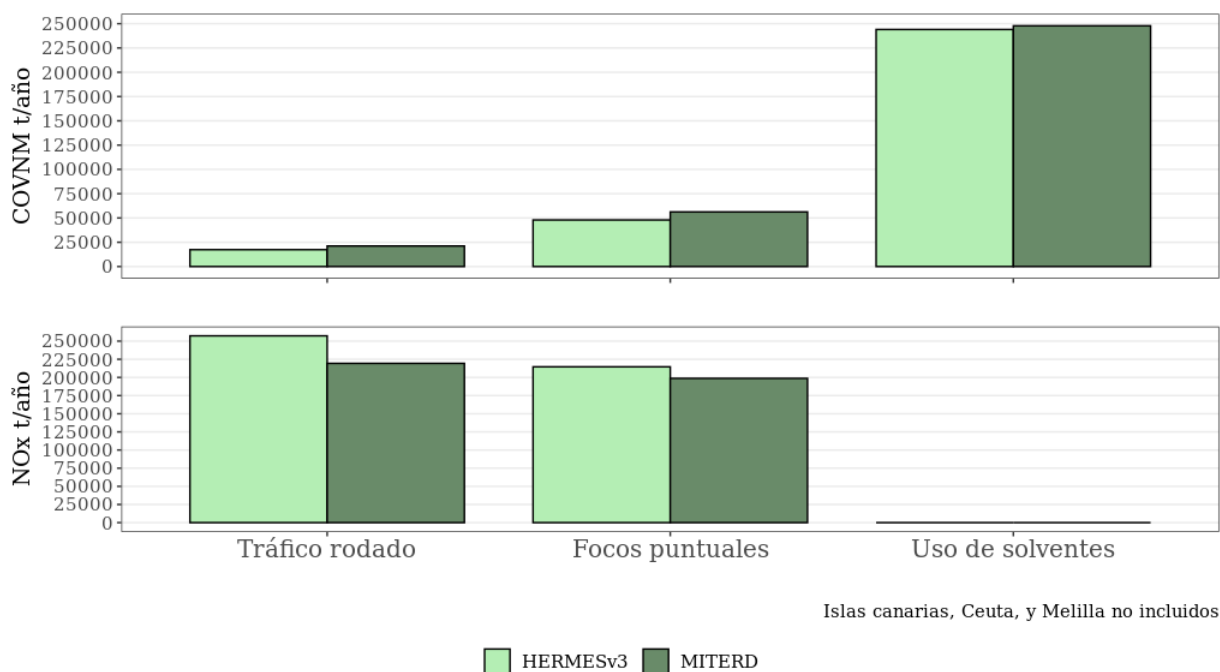


Figura 24: Emisiones anuales de COVNM y NO_x [t/año] estimadas por HERMESv3 y reportadas por el Inventario Nacional de Emisiones para el tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras) durante el año 2019.

Las emisiones de COVNM son -17.9%, -14.7% y -1.5% más bajas en HERMESv3 con respecto a MITECO para los sectores de transporte rodado, focos puntuales y uso de solventes respectivamente. El total de COVNM calculado por HERMESv3 de los tres sectores mencionados anteriormente es de 309.36 kt comparadas con 325.9 kt reportadas por MITECO, siendo -5.09% menores las emisiones estimadas en HERMESv3. En el caso de los focos puntuales, las diferencias se deben principalmente al hecho de que en HERMESv3 hay algunos procesos industriales que no se incluyen, principalmente la fabricación de productos de química orgánica (p. ej., etileno, polietileno, polipropileno), ya que sus emisiones no se reportan por instalación ni en LPS ni PRTR-España. Las diferencias reportadas para el sector del tráfico rodado se pueden deber a las distintas metodologías de cálculo contempladas en HERMESv3 y el SEI. Aunque en ambos casos se trabaja con la misma información de parque vehicular y factores de emisión (COPERTv5), los datos de flujo de tráfico y velocidades consideradas en cada caso son diferentes, así como el método de cálculo, ya que en el caso de HERMESv3 se parte de información por tramo de calle/carreteras y se estiman emisiones hora a hora, mientras que en el SEI las emisiones se estiman a partir de estadísticas a nivel provincial.

Con respecto a los NO_x , las emisiones son 17.2% y 8% más altas en HERMESv3 con respecto a MITECO para los sectores transporte rodado y focos puntuales respectivamente. No se tiene en cuenta el sector de uso de solventes en esta comparación debido a que este sector no genera emisiones de NO_x . La suma total de las emisiones de NO_x calculadas por HERMESv3

es de 471.90 kt, siendo 12.9 % más altas con respecto a las reportadas por MITECO 418.10 kt. Las diferencias en emisiones para el transporte rodado pueden venir dadas, como se comenta anteriormente, por diferencias en datos de actividad y metodologías de cálculo.

9.3.2. Escenario Planificado (EP)

Las emisiones del EP son el resultado de aplicar los factores de ajuste calculados para los diferentes sectores a las emisiones del EB, con la intención de proyectarlas a 2030, tal y como se explica en la Sección 9.2.2. La Figura 25 muestra las diferencias relativas entre las emisiones de NO_x y COVNM estimadas por HERMESv3 en los escenarios EP y EB por sector. Asimismo, los resultados se comparan con los obtenidos de las proyecciones oficiales del MITECO reportadas en el marco del convenio LRTAP (edición 2021).

La Figura 25 (panel superior) presenta las diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM. Para los sectores de refinerías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, tráfico rodado y uso de solventes, la proyección de las emisiones es consistente entre HERMESv3 y MITECO. En todos estos sectores se reporta una disminución de las emisiones (i.e., alrededor del -5 % o inferior en todos los casos, excepto en hornos de coque donde la reducción llega hasta el -27 %), en el caso del transporte rodado, se reporta un aumento del 15 %. Por otra parte, en los sectores de industria manufacturera y producción y generación de energía eléctrica, MITECO reporta un crecimiento de las emisiones de COVNM de 2.92 % y 36.72 % respectivamente, mientras que los resultados de HERMESv3 indican que las emisiones de estos mismos sectores disminuyen (-42.5 % y -14.58 %). El aumento reportado por MITECO está principalmente asociado al incremento de uso de biomasa en estas industrias, que tal como se mencionó en la Sección 9.2.2, no es posible incluir en HERMESv3 debido a que no se conoce la localización de las nuevas centrales térmicas de biomasa ni se cuenta con datos de actividad de incremento de consumos de biomasa por industria manufacturera. Como resultado final, las emisiones totales de COVNM en el EP se reducen un -11.7 % respecto al EB. Esta reducción estimada por HERMESv3 es superior a la reportada por MITECO (-2.2 %), debido a la discrepancia mencionada para los sectores de industria manufacturera y producción y generación de energía eléctrica.

En cuanto a las emisiones de NO_x , en la Figura 25 (panel inferior) la proyección de las emisiones del EP estimada por HERMESv3 y las reportadas por MITECO son en general consistentes. Las dos fuentes de información reportan una reducción de las emisiones en todas las actividades, siendo la más significativa la que presenta el transporte rodado (-53 % según HERMESv3), seguido de las centrales térmicas (-52 % según HERMESv3) e industria manufacturera (-27 % según HERMESv3). La mayor discrepancia entre resultados ocurre en el sector de la producción y generación de energía eléctrica, que tiene una mayor reducción en HERMESv3 (-52.4 %) con respecto a MITECO (-36.51 %). Esto se debe a la no contemplación de las nuevas centrales térmicas de biomasa dentro de HERMESv3, tal y como se comenta en el párrafo anterior. La reducción total de NO_x esperada por MITECO para los sectores considerados es de -47.4 % siendo consistente con la reducción del -42.56 % estimada en HERMESv3.

En las Figuras F.6 y F.7 del Anexo F se presenta la distribución espacial de las emisiones para los escenarios EB y EP, así como la diferencia absoluta EB-EP para las emisiones de NO_x

y COVNM del sector de tráfico rodado y emisiones de COVNM del sector uso de solventes.

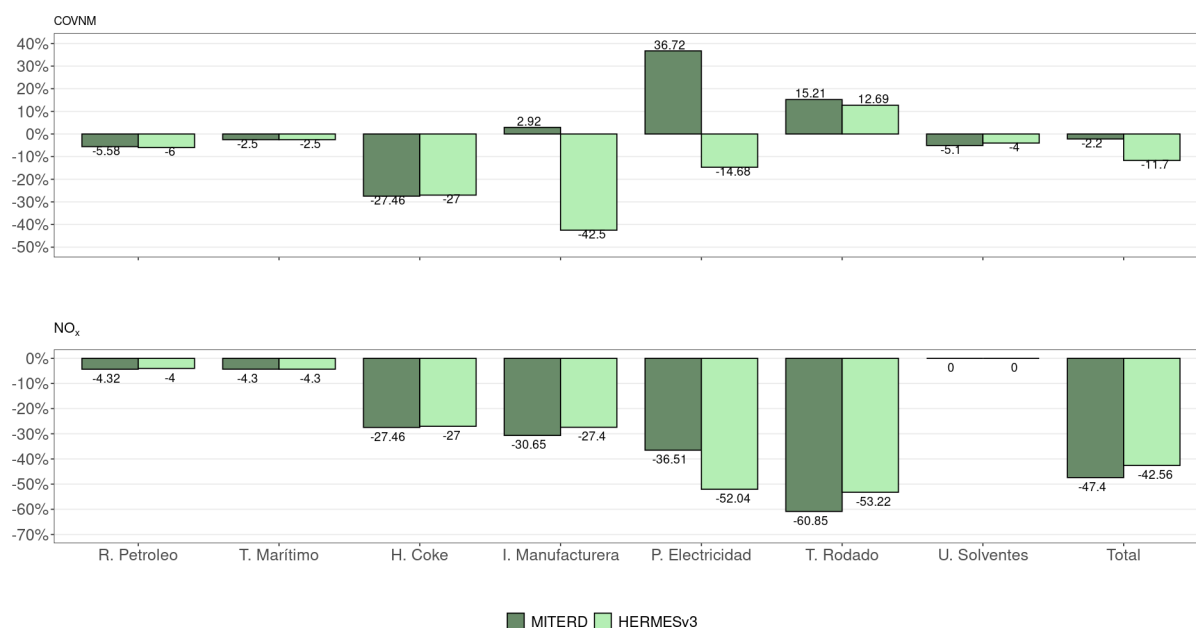


Figura 25: Diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM (panel superior) y NO_x (panel inferior) para los sectores de refinerías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, industria manufacturera, producción de electricidad, tráfico rodado, uso de solventes y totales.

9.3.3. Escenarios Específicos (EEs)

Los EEs toman como punto de partida las emisiones del EP donde se aplican factores de ajuste para cada sector, con el propósito de reducir las emisiones en base a medidas adicionales que no se contemplan dentro de proyecciones oficiales del MITECO (ver Tabla 5 de la Sección 9.2.2).

La Figura 26 presenta la reducción relativa de las emisiones totales de COVNM y NO_x en el EP y cada uno de los EE con respecto al EB para el mes de julio de 2019. Estos resultados consideran las emisiones provenientes de todos los sectores de emisiones antropogénicas incluidos en HERMESv3: centrales térmicas, refinerías, plantas de fabricación de coque, combustión en el sector residencial y comercial, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado, transporte no rodado (incluyendo maquinaria agrícola, barcos recreacionales, tráfico aéreo en aeropuertos, tráfico marítimo en puertos), tratamiento de residuos (incineradoras), actividades agrícolas (ganadería y aplicación de fertilizantes).

Para las emisiones de COVNM (Figura 26 panel superior) se observa una reducción similar (-5 %), ya que los sectores afectados por el factor de ajuste no representan un impacto considerable en las emisiones de COVNM.

En el caso de las emisiones de NO_x (Figura 26 panel inferior), el escenario EE_T50 es el que presenta una menor reducción de las emisiones (-24.5 %) debido a que para este escenario solo se contempla una reducción del 50 % de las emisiones propuestas en el EP para el tráfico rodado. Por otra parte, el EE_S75_I75_A25_M60 es el escenario con mayor reducción de NO_x (-46.7 %) sobre todo como consecuencia de la reducción propuesta del 60 % de las emisiones del tráfico marítimo. Es importante mencionar que los resultados que se muestran para los escenarios con reducción en el sector marítimo solo consideran la reducción por tráfico marítimo en puertos y no en las emisiones generadas en el mar.

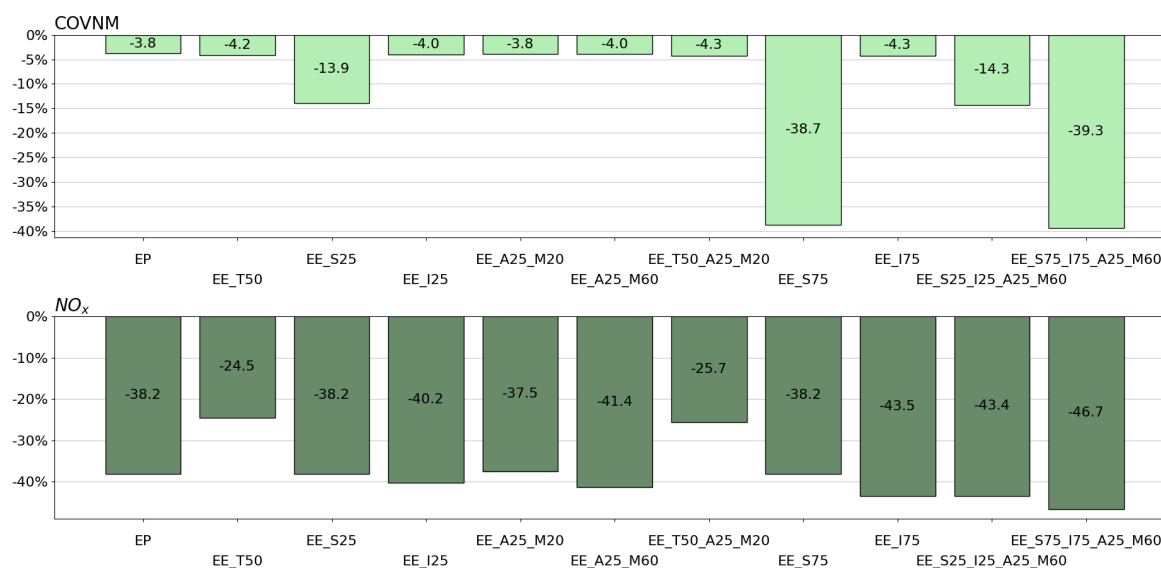


Figura 26: Diferencias relativas [%] del total de las emisiones de COVNM y NO_x del EP y los distintos EE con respecto al EB para el mes de julio 2019.

9.4. Evaluación del modelo MONARCH

En esta sección se presenta la evaluación del escenario EB analizando los resultados del modelo MONARCH empleando dichas emisiones. Se evalúan estadísticamente los errores del modelo en simular NO_2 , HCHO y O_3 . Para las dos primeras especies se examina no solo las concentraciones en superficie, pero también la columna troposférica.

9.4.1. Dioxido de nitrógeno (NO_2)

La evaluación del NO_2 simulado para el año 2019 se realiza frente a observaciones satelitales y de superficie (Tabla 11, Figura 27). El satélite TROPOMI proporciona un primer nivel de información clave sobre las columnas troposféricas de NO_2 (TrC-NO_2), con una distribución espacial casi completa (excepto en zonas con nubes y/o presencia de nieve en superficie). Sin embargo, este tipo de satélite en órbita polar proporciona observaciones solo una o dos veces al día sobre España alrededor de las 13:00 hora local, hora de paso del satélite. La evaluación anual de MONARCH con TROPOMI muestra una subestimación de TrC-NO_2 de -30 %, un error de 62 % y una correlación razonable de 0.67, con poca variación de una estación a la otra. Este sesgo negativo se extiende a toda la península, con valores más altos en las ciudades, pero de manera general MONARCH reproduce razonablemente bien la distribución espacial de TrC-NO_2 (Figura 28). En superficie, a la hora de paso de TROPOMI (a las 13:00 local), un sesgo negativo aún mayor se observa en el NO_2 en superficie, con -46 % en promedio anual. Sin embargo este sesgo se reduce a -18 % a escala diaria.

Respecto a este sesgo importante durante la tarde, cabe notar que las observaciones de NO_2 en superficie pueden ser afectadas por interferencias por las especies NO_z , incluyendo el ácido nítrico (HNO_3), el peroxyacetic nítrico anhídrido (PAN) y/o los nitratos orgánicos (NTR). Estas interferencias pueden causar un artefacto positivo en las concentraciones medidas debido a la conversión de una parte del NO_z en NO_2 en el instrumento. Se espera que esta fuente de incertidumbre tenga una importancia mayor lejos de las emisiones de NO_x , por ejemplo en zonas rurales o en zonas poco urbanizadas fuera del horario de pico del tráfico, debido a una contribución mayor del NO_z al total $\text{NO}_x + \text{NO}_z$ ($\equiv \text{NO}_y$). Aunque no disponemos de medidas de NO_z para cuantificar precisamente este artefacto, podemos usar en primera aproximación las concentraciones de NO_z simuladas por MONARCH, asumiendo que se acercan a la realidad (lo que obviamente representa una hipótesis fuerte debido a la falta de observaciones para evaluar la capacidad del modelo de reproducir correctamente estas especies químicas). La Figura 29 ilustra este efecto, corrigiendo la observación de NO_2 con el NO_z simulados por MONARCH siguiendo la formula propuesta por (Lamsal et al. 2008): $\text{NO}_2^{(\text{OBS-CORR})} = \text{NO}_2^{(\text{OBS-RAW})} \times \text{NO}_2^{(\text{MOD})} / (\text{NO}_2^{(\text{MOD})} + \text{NTR}^{(\text{MOD})} + 0.35\text{HNO}_3^{(\text{MOD})} + 0.95\text{PAN}^{(\text{MOD})})$. Es interesante destacar que este artefacto positivo alcanza sus mayores valores durante el medio día y el segundo pico de tráfico, cuando el sesgo negativo de MONARCH también es máximo.

Si analizamos las series temporales de NO_2 sobre España según el grado de urbanización (Figura 30), se puede ver claramente que el sesgo negativo ocurre sobre todo en zonas rurales donde el impacto del artefacto es mayor, mientras el modelo MONARCH consigue un mejor rendimiento (un menor sesgo negativo) en zonas urbanas. Entonces, aunque no se puede

cuantificar precisamente con la falta de observaciones de NO_z, podemos concluir que una parte posiblemente sustancial del sesgo negativo obtenido en la evaluación de MONARCH con las observaciones de NO₂ en superficie proviene de este artefacto. Sin embargo, el persistente sesgo negativo afectando el NO₂ de superficie durante el invierno y las columnas troposféricas observadas por TROPOMI (y no impactadas por estos artefactos) sugiere que otras fuentes de errores existen.

Tabla 11: Evaluación del NO₂ (columnas troposféricas y concentraciones de superficie) en MONARCH para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarios a la hora de paso (*overpass*) del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

Estación	TrC-NO ₂						N
	MB [Pmolec/cm ²]	nMB [%]	RMSE [Pmolec/cm ²]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	
ANN(dop)	-0.4	-30	0.9	62	0.44	0.67	1443631
DJF(dop)	-0.4	-25	1.1	66	0.45	0.70	353371
MAM(dop)	-0.5	-33	0.9	61	0.45	0.68	353950
JJA(dop)	-0.4	-33	0.6	51	0.36	0.62	414006
SON(dop)	-0.4	-31	0.9	66	0.39	0.60	322304
Estación	NO ₂						N
	MB [μg/m ³]	nMB [%]	RMSE [μg/m ³]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	
ANN(d)	-1.4	-18	5.4	67	0.86	0.74	43643
DJF(d)	-1.9	-18	7.3	68	0.93	0.73	11349
MAM(d)	-1.7	-23	4.4	62	0.79	0.73	10935
JJA(d)	-0.7	-12	4.0	65	0.80	0.70	10680
SON(d)	-1.3	-17	5.1	64	0.86	0.73	10679
ANN(h13)	-2.3	-46	4.7	96	0.45	0.60	45396
DJF(h13)	-3.1	-44	6.2	89	0.48	0.63	11916
MAM(h13)	-2.1	-50	3.9	93	0.40	0.53	11380
JJA(h13)	-1.6	-47	3.7	104	0.38	0.46	10922
SON(h13)	-2.2	-45	4.5	94	0.41	0.57	11178

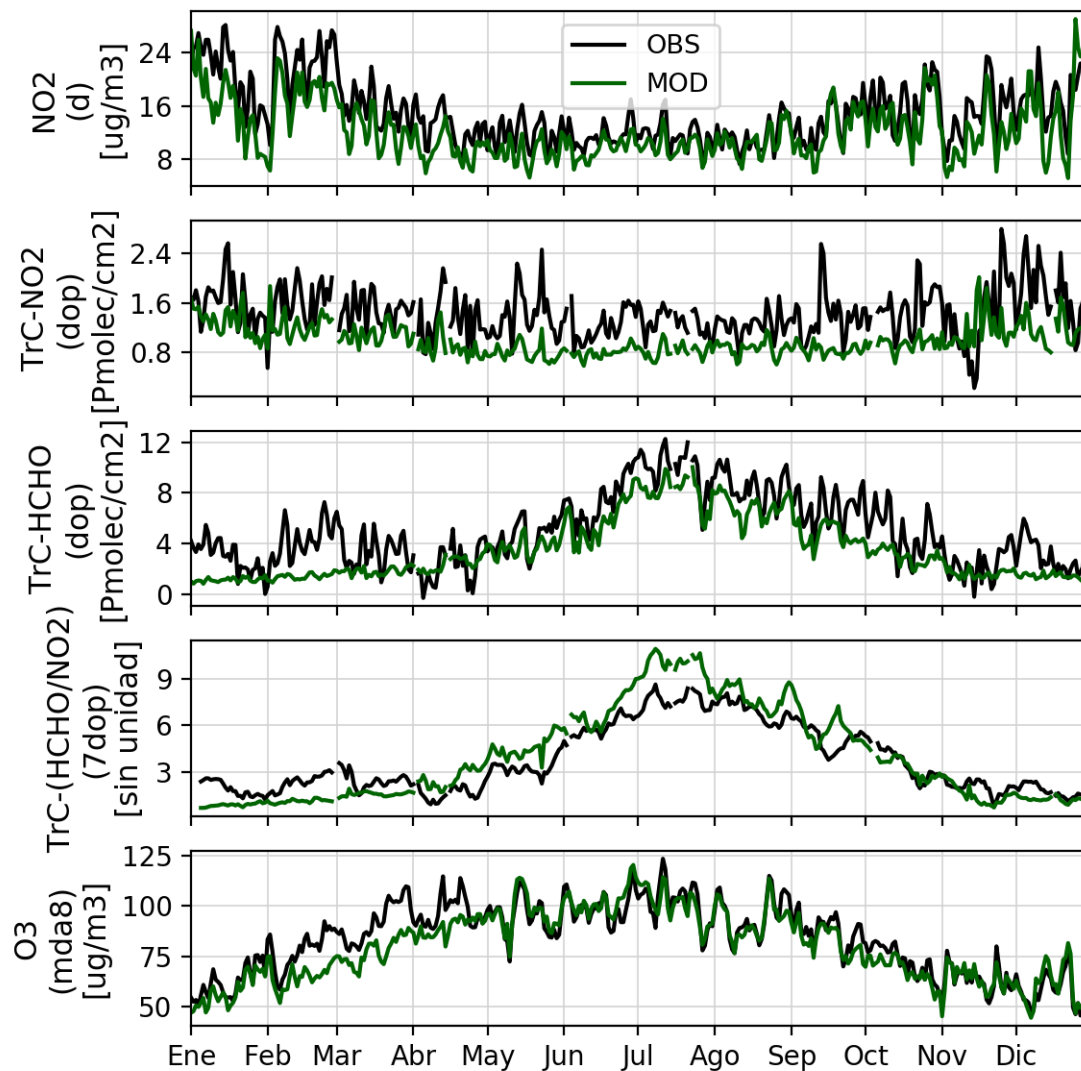


Figura 27: Series temporales de las concentraciones de $\text{NO}_2^{(d)}$ en superficie, las columnas troposféricas $\text{TrC-NO}_2^{(dop)}$ y $\text{TrC-HCHO}^{(dop)}$, el ratio $\text{TrC-(HCHO/NO}_2)^{(7dop)}$ (promedio móvil de 7 días) y las concentraciones de $\text{O}_3^{(mda8)}$ en superficie en 2019.

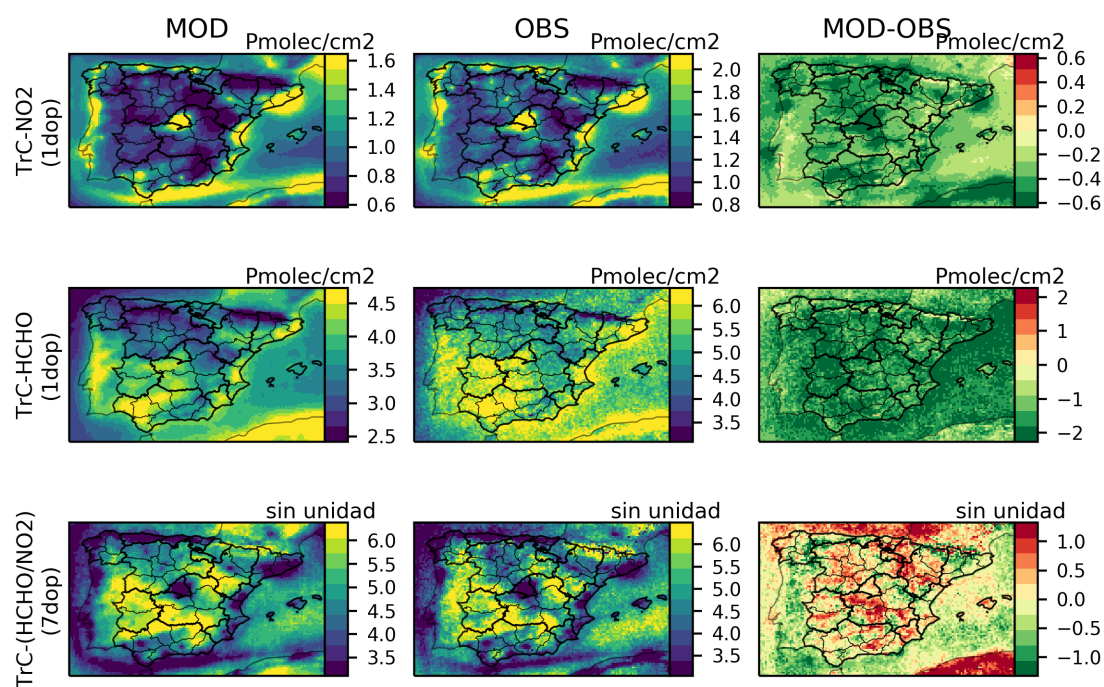


Figura 28: Mapa anual de TrC-NO₂^(dop), TrC-HCHO^(dop) y TrC-(HCHO/NO₂)^(7dop) (promedio de 7 días) simulado por MONARCH, observado por TROPOMI, y diferencia entre los dos.

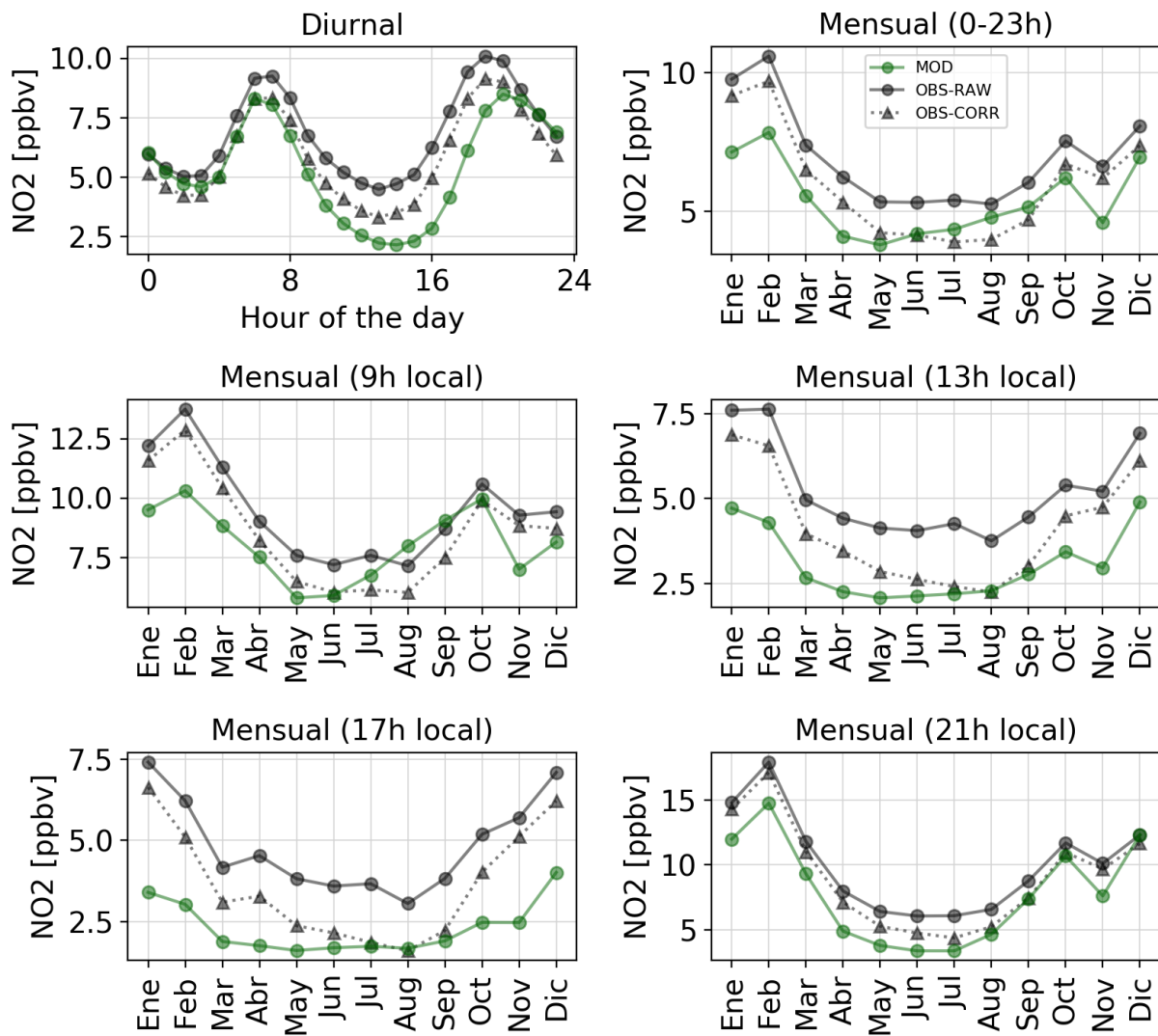


Figura 29: Perfil diurno de las concentraciones de superficie de NO_2 modelizadas (MOD), observadas (OBS) y observadas aplicando correcciones basadas en los niveles de NO_y modelizados (ver las definiciones en el texto).

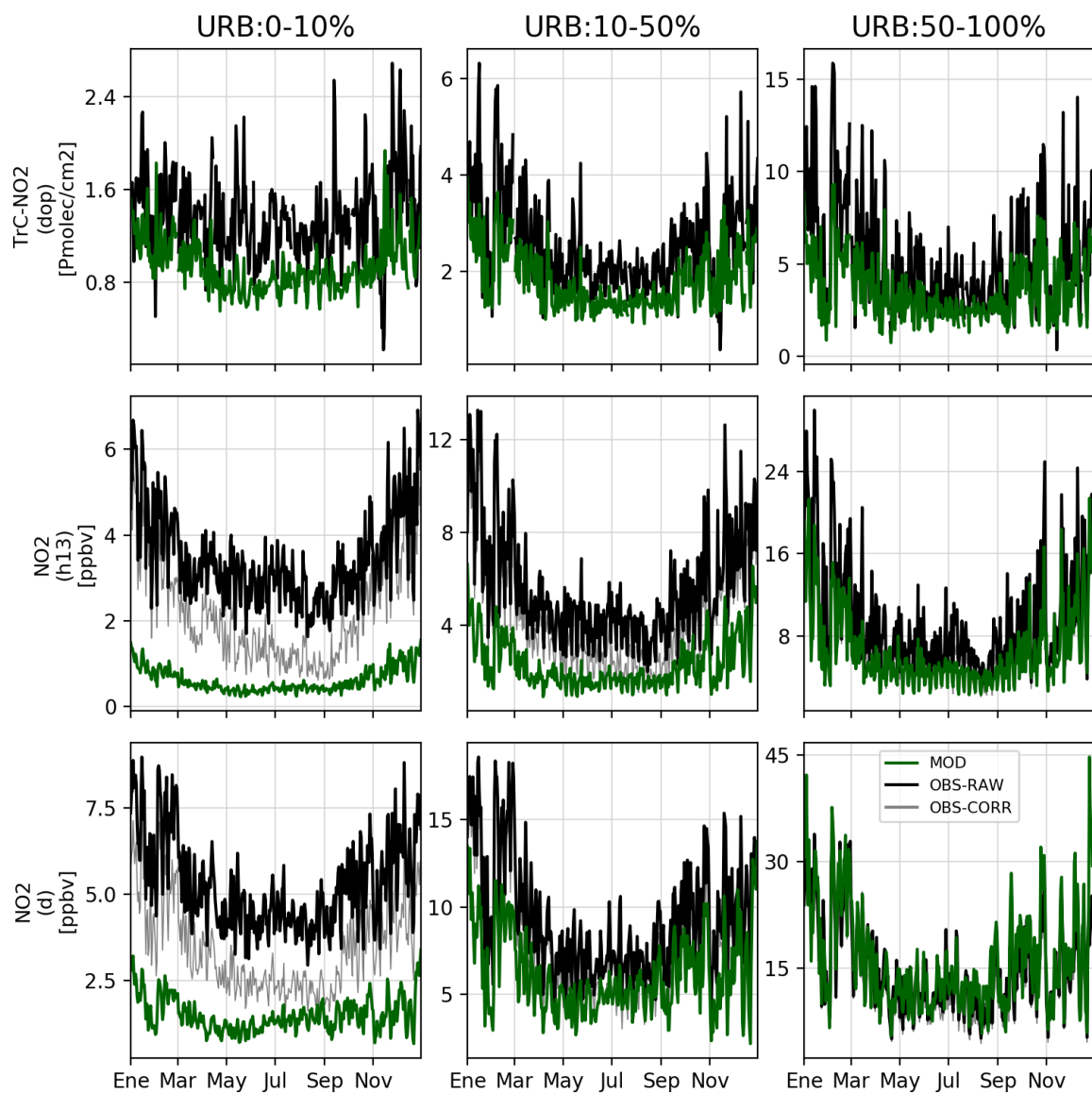


Figura 30: Series temporales de $\text{TrC-NO}_2^{(\text{dop})}$, $\text{NO}_2^{(\text{h13})}$ y $\text{NO}_2^{(\text{d})}$ en promedio sobre España.

9.4.2. Formaldehído

En esta sección, evaluamos la representación de las columnas troposféricas de formaldehído (HCHO) en el modelo MONARCH, aprovechando de nuevo las observaciones TROPOMI (Figuras 27 y 28, Tabla 12). El interés de analizar el HCHO reside en el hecho de que (1) disponemos de una cobertura geográfica amplia gracias a los satélites, mientras que las estaciones de superficie que miden COVNM son muy limitadas, y (2) el HCHO es un producto de la oxidación de la mayoría de los COVNM.

En la península Ibérica, TROPOMI muestra sus mayores niveles de HCHO en Andalucía, parte de Castilla-la-Mancha, Extremadura, Portugal, y algunas zonas de la costa mediterránea, incluyendo Cataluña y Valencia. De manera general, el modelo MONARCH consigue reproducir esta distribución espacial, pero con un sesgo negativo sustancial de -31 % sobre el conjunto del año. Sin embargo, este sesgo negativo ocurre principalmente en invierno (cuando alcanza los -64 %) y se reduce a solo -19 % en verano, periodo de mayor interés para el estudio del O₃.

Tabla 12: Estadísticos de la evaluación del modelo MONARCH de las columnas troposféricas de HCHO (TrC-HCHO) para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarios a la hora de *overpass* del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

Estación	MB [Pmolec/cm ²]	nMB [%]	RMSE [Pmolec/cm ²]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	N
ANN(dop)	-1.7	-31	5.2	97	0.24	0.47	1626707
DJF(dop)	-2.2	-64	5.3	152	0.01	0.12	393837
MAM(dop)	-1.0	-29	4.6	126	0.07	0.25	401449
JJA(dop)	-1.7	-19	5.3	61	0.19	0.38	451639
SON(dop)	-1.7	-34	5.4	107	0.11	0.35	379782

9.4.3. Ozono (O₃)

Analizamos ahora el rendimiento de MONARCH en la simulación del O₃ de superficie en España (Tabla 13, Figura 27). De manera general, el modelo consigue reproducir razonablemente bien el O₃^(mda8) a lo largo del año, excepto en febrero-marzo cuando el sesgo alcanza los -17 %. A escala anual, el sesgo en O₃^(mda8) es de solo -4 %, y desaparece totalmente en verano. Dado que los precursores están afectados por errores (ver secciones anteriores), no se puede descartar algunas compensaciones de errores en el rendimiento razonablemente bueno del O₃. El error sobre el O₃^(mda8) es de solo 19 % a nivel anual, y 15 % en verano. En verano, la pendiente de las concentraciones simuladas versus concentraciones observadas es de solo 0.54, lo que traduce una cierta dificultad a simular las concentraciones más altas de O₃^(mda8). Tal comportamiento es relativamente común en los modelos de calidad del aire, en parte debido a la

resolución espacial.

Tabla 13: Estadísticos de la evaluación del modelo MONARCH sobre las concentraciones de superficie de O₃ para el año 2019 a diferentes escalas de tiempo: horario (h), promedio diario (d), máximo de la media móvil octohoraria (mda8) y máximo diario de 1 hora (d1max). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

Estación	MB [ppbv]	nMB [%]	RMSE [ppbv]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	N
ANN(h)	-1.3	-4	11.2	35	0.63	0.70	1505025
ANN(d)	-1.4	-4	8.3	26	0.58	0.68	62624
ANN(mda8)	-1.8	-4	7.8	19	0.68	0.77	61251
ANN(d1max)	-2.8	-6	8.4	18	0.64	0.75	62624
DJF(d)	-1.2	-5	8.6	35	0.53	0.62	15044
MAM(d)	-2.7	-7	8.8	24	0.44	0.49	15981
JJA(d)	-1.0	-3	8.0	21	0.38	0.53	16066
SON(d)	-0.5	-2	7.6	27	0.47	0.56	15533
DJF(mda8)	-2.4	-7	8.3	25	0.46	0.60	14491
MAM(mda8)	-3.3	-7	8.4	18	0.36	0.45	15717
JJA(mda8)	-0.1	-0	7.5	15	0.54	0.69	15861
SON(mda8)	-1.6	-4	7.0	19	0.50	0.68	15182
DJF(d1max)	-3.3	-9	8.6	23	0.38	0.54	15044
MAM(d1max)	-4.1	-8	9.0	18	0.33	0.42	15981
JJA(d1max)	-1.2	-2	8.5	16	0.52	0.69	16066
SON(d1max)	-2.6	-6	7.5	18	0.49	0.69	15533

En cualquier análisis de escenarios de emisiones surge una pregunta tan clave como compleja de responder: ¿la sensibilidad del O₃ a sus precursores NO_x y COVNM está correctamente representada en el modelo? La complejidad de esta pregunta reside en que un modelo puede reproducir correctamente las concentraciones de O₃ sin predecir correctamente los cambios de O₃ a determinados cambios en sus precursores. A lo largo de las dos últimas décadas, el ratio TrC-(HCHO/NO₂) observado por satélite se ha utilizado en muchos estudios para proporcionar información sobre el régimen químico de formación del O₃ (e.g. (Martin et al. 2004; Jin y Holloway 2015; Jin et al. 2017; Jin et al. 2020)). Aquí, el HCHO sirve como proxy de la reactividad de los COVNM, explotando el hecho de que el HCHO es un producto de la oxidación de la mayor parte de los hidrocarburos. Aunque estudios más recientes han destacado sus limitaciones (e.g. (Souri et al. 2020; Souri et al. 2023)), dado la falta de observaciones de COVNM, este ratio sigue proporcionando una información cualitativa útil a la hora de analizar la representación del régimen químico del O₃ en los modelos de calidad del aire. La Figura 27 muestra que en promedio sobre la España península, MONARCH consigue similar razonablemente bien la evolución de TrC-(HCHO/NO₂) a lo largo del año. Esto se debe en parte a

una compensación de errores entre TrC-NO₂ y TrC-HCHO, ambos subestimados. El modelo MONARCH sobrestima un poco este ratio durante el verano, lo que podría sugerir un sesgo en dirección del régimen limitado por los NO_x, lo que se podría traducir en una sensibilidad a los NO_x ligeramente sobrestimada.

9.5. Resultados de sensibilidad del O₃ en el Escenario Base

La sección 9.4 ha presentado la evaluación de la simulación del Escenario Base usando observaciones satelitales y de superficie. En esta sección, presentamos pruebas de sensibilidad sobre este escenario EB para analizar la sensibilidad del O₃ a (1) las concentraciones de fondo de CH₄, (2) las incertidumbres afectando las emisiones del Escenario Base, (3) las emisiones de NO de los suelos.

9.5.1. Influencia local del CH₄

Analizamos aquí el impacto local de los niveles de CH₄ sobre el O₃ obtenido en el escenario base (EB). La influencia del CH₄ sobre el O₃ se ejerce sobre todo a escala global, el CH₄ siendo un precursor de formación del O₃ pero con una reactividad baja y, entonces, una formación relativamente lenta, en comparación de la formación de O₃ con COVNM. En consecuencia, a nivel regional en España, el cambio potencial de concentraciones de fondo del CH₄ tendrá su mayor impacto en el O₃ a través de las condiciones de contorno, es decir, el O₃ de fondo llegando en la península desde fuera del dominio de estudio. Cuantificar este incremento del fondo hemisférico de O₃ requeriría simulaciones globales multi-anales, lo que está más allá del alcance del presente estudio. Efectivamente, debido a su tiempo de vida largo de aproximadamente 4 años, el CH₄ tiene altos niveles de fondo en la troposfera. Por esa razón, los modelos regionales de calidad del aire como MONARCH suelen representar esta especie química de manera distinta a las demás, fijando a menudo su concentración a un valor constante (consistente con las observaciones) y ignorando las emisiones locales en el dominio, aunque pueden ser notables por ejemplo en los vertederos, como se ha observado mediante satélite cerca de Madrid (Tu et al. 2022). Tal procedimiento se justifica por el hecho de que estas fuentes suelen tener una influencia menor en las concentraciones de fondo que dependen mucho más del total de emisiones a nivel hemisférico y global. En MONARCH, la concentración de CH₄ está fijada a un valor constante de 1.85 ppmv, un valor cerca de las concentraciones que se miden hoy en día en Europa. En esta sección, nos focalizamos en analizar la influencia local de estos niveles de fondo de CH₄ sobre el O₃, sin modificar los niveles de O₃ entrando en nuestro dominio de trabajo a través de las condiciones de contorno. Más específicamente, consideramos concentraciones de CH₄ de 1.2 ppmv (nivel representativo de la década de 1960), 1.7 ppmv (nivel representativo de 1990), 1.9 ppmv y 1.95 ppmv (escenarios de crecimiento sostenido del CH₄ en un futuro).

Ilustramos el impacto del cambio de CH₄ sobre O₃^(mda8) usando el test de sensibilidad más extremo, o sea con una concentración de CH₄ de 1.2 ppmv (Figura 31). En promedio sobre España (Tabla 14), O₃^(mda8) baja -2 µg/m³ durante los meses de verano y -1 µg/m³ durante el periodo abril-septiembre o durante todo el año. Las mayores reducciones de O₃^(mda8) ocurren en las zonas marítimas de la mitad sur del dominio, zonas caracterizadas por tenue cobertura de nubes, fuerte radiación solar y presencia de NOx emitidos por los barcos.

Esta fuerte reducción de CH₄ reduce de manera notable el O₃^(mda8) durante los meses más cálidos y en las zonas marítimas de la mitad sur del dominio, lo que corresponde a los días y zonas con mayor radiación solar (y menor cobertura de nubes) y presencia de NOx (emitidos por los barcos). La reducción de O₃^(mda8) alcanza localmente los -7 µg/m³ en promedio

mensual. El mecanismo químico CB05 utilizado en MONARCH incluye dos reacciones con CH_4 : $\text{CH}_4 + \text{OH}$ y $\text{CH}_4 + \text{Cl}$. Entonces, una menor concentración de CH_4 reduce el consumo de OH (y Cl), dejando más OH disponible para oxidar otras especies. En las zonas con mayores concentraciones de NO_2 , en Gibraltar, el OH se consume rápidamente en la oxidación del NO_2 (cuyas concentraciones bajan localmente hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio mensual), limitando la oxidación de los hidrocarburos y finalmente la producción de O_3 . La mayor disponibilidad de OH también incrementa la oxidación de HCHO (cuyas columnas troposféricas bajan hasta $-1.5 \text{ Pmolec}/\text{cm}^3$) y CO (cuyas concentraciones bajan hasta $-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estos distintos procesos compiten entre ellos, pero los resultados indican claramente una reducción de los niveles de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en todas estas zonas marítimas al sur del país, con impactos menores pero todavía muy fuertes en una gran parte de la península.

Los otros escenarios con menores cambios de CH_4 muestran cambios de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ más limitados. Una concentración de CH_4 de 1.7 ppmv conlleva localmente reducciones de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ hasta $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en verano (y hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en días concretos). Con una concentración de CH_4 de 1.95 ppmv, el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ aumenta localmente hasta $+1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en verano (y hasta $+2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en días concretos).

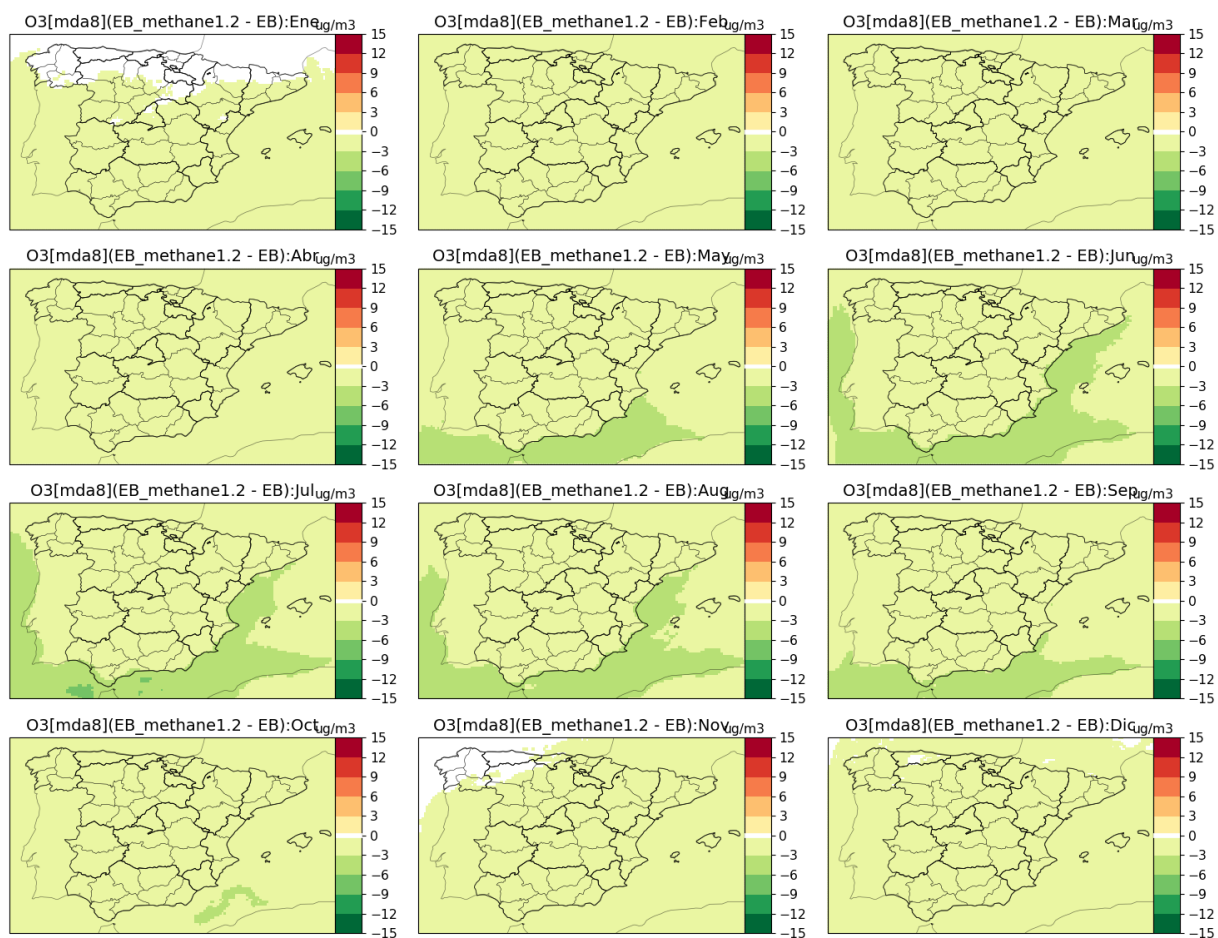


Figura 31: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EB_metano1.2 ($CH_4=1.2$ ppmv) y EB ($CH_4=1.85$ ppmv), en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

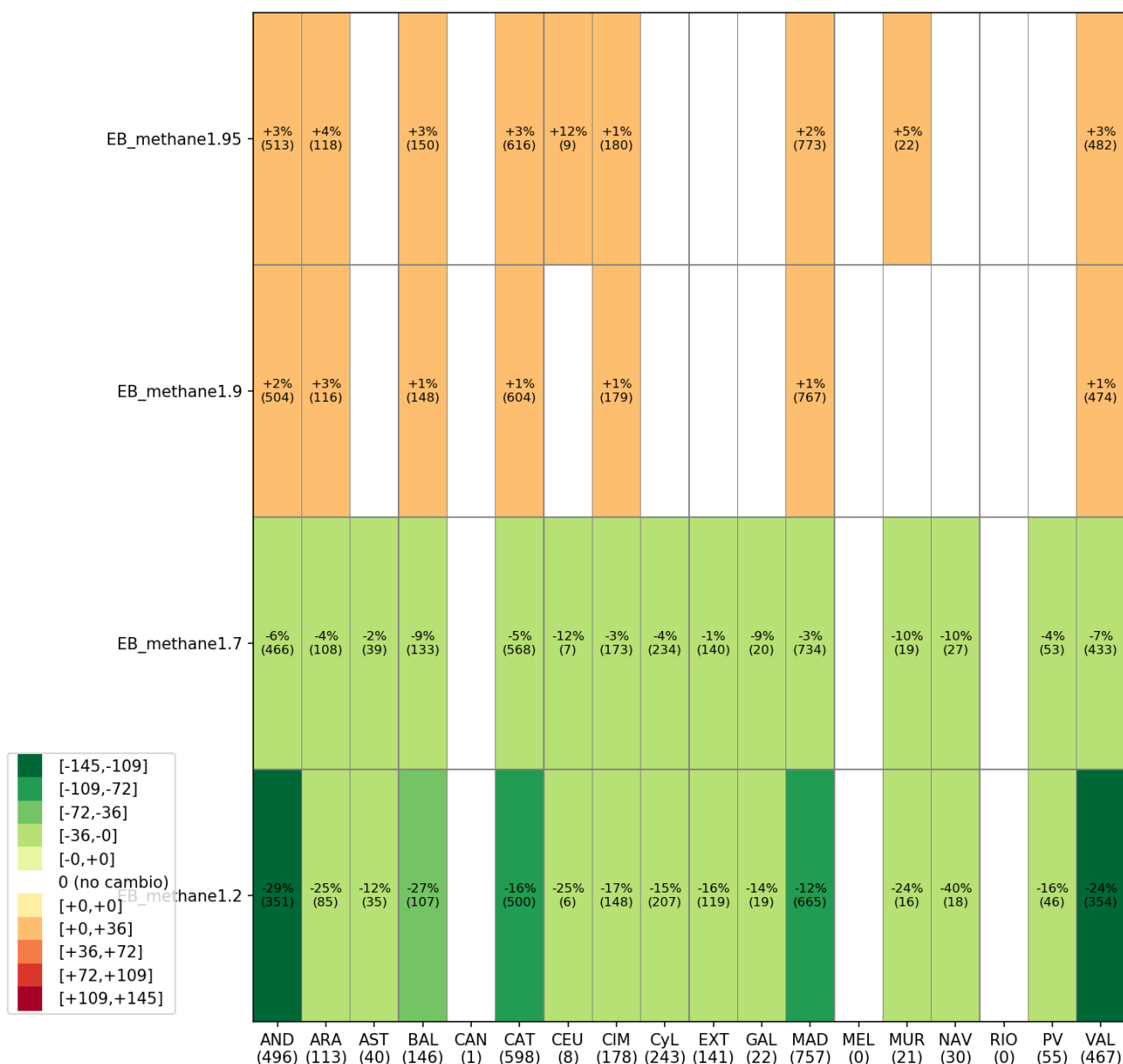


Figura 32: Impacto de los distintos escenarios de metano sobre el número de excedencias de $O_3^{(mda8)}$ por encima de los $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de excedencias observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de excedencias obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.

Tabla 14: Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario con distintas concentraciones de CH_4 y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

Referencia (escala)	$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$			$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EE_metano1.2						
EB(anual)	-1	-10/-3/-2	-0/-0/+0	-1	-3/-2/-1	-1/+0/+0
(abr-sep)	-1	-10/-4/-3	-0/+0/+0	-1	-4/-3/-2	-1/+0/+0
(jun-ago)	-2	-10/-4/-3	-0/-0/-0	-2	-4/-3/-2	-1/+0/+0
(jul)	-2	-10/-4/-3	-0/-0/-0	-2	-5/-3/-2	-1/+0/+0
EE_metano1.7						
EB(anual)	-0	-2/-1/-0	-0/-0/+0	-0	-1/-0/-0	-0/+0/+0
(abr-sep)	-0	-2/-1/-1	-0/+0/+0	-0	-1/-1/-0	-0/+0/+0
(jun-ago)	-0	-2/-1/-1	-0/-0/-0	-0	-1/-1/-1	-0/+0/+0
(jul)	-0	-2/-1/-1	-0/-0/-0	-0	-1/-1/-1	-0/+0/+0
EE_metano1.9						
EB(anual)	+0	-0/+0/+0	+0/+0/+1	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+0
(abr-sep)	+0	-0/+0/+0	+0/+0/+1	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+0
(jun-ago)	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+1	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+0
(jul)	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+1	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+0
EE_metano1.95						
EB(anual)	+0	-0/+0/+0	+0/+0/+2	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+0
(abr-sep)	+0	-0/+0/+0	+0/+1/+2	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+1
(jun-ago)	+0	+0/+0/+0	+0/+1/+2	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+1
(jul)	+0	+0/+0/+0	+0/+1/+1	+0	+0/+0/+0	+0/+0/+1

9.5.2. Influencia de las incertidumbres de las emisiones del Escenario Base

El Escenario Base se ha construido usando los valores de emisiones medianos propuestos por el MITECO. Sin embargo, estas emisiones están afectada por incertidumbres y el MITECO también proporciona un rango de valores para estas emisiones. En esta sección, analizamos el escenario EB_sup basado en estas mayores emisiones de NOx.

Comparado con EB, EB_sup muestra lógicamente un incremento de las concentraciones de NO_2 en superficie (Figura 33), de solo $+0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio anual sobre España, pero con cambios mensuales superando los $+5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las zonas más pobladas durante el verano (y $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en invierno). La evaluación de EB_sup con las observación de superficie reduce substancialmente el sesgo anual negativo de EB, de -18% (Tabla 11) a -6% (Tabla 15). Sin embargo, la mejora del sesgo en las columnas troposféricas aparece más limitada, de -30 a -26% , lo que sugiere persistentes deficiencias (fuentes de emisiones ignoradas o mal representadas y/o errores en la química). Estas mayores emisiones de NOx causan un incremento del $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ durante la mayor parte del año, aunque principalmente durante los meses cálidos, y más claramente cerca

de las grandes ciudades como Madrid, Barcelona o Sevilla (Figura 34). En los meses más fríos, el $O_3^{(mda8)}$ baja en una gran parte del país, incluyendo Madrid y Barcelona debida a la mayor titración. Sin embargo, esto no se traduce por una mejora notable de las estadísticas sobre el O_3 (ligera mejora del error y correlación, no cambio o incluso ligera deterioro del sesgo).

Entonces, las emisiones de NOx en el rango superior de las incertidumbres proporcionadas por el MITECO mejoran el rendimiento del modelo MONARCH sobre el NO_2 pero siguen insuficientes para resolver el sesgo negativo persistente en España, y resultan en una mejora relativamente limitada del rendimiento sobre el $O_3^{(mda8)}$.

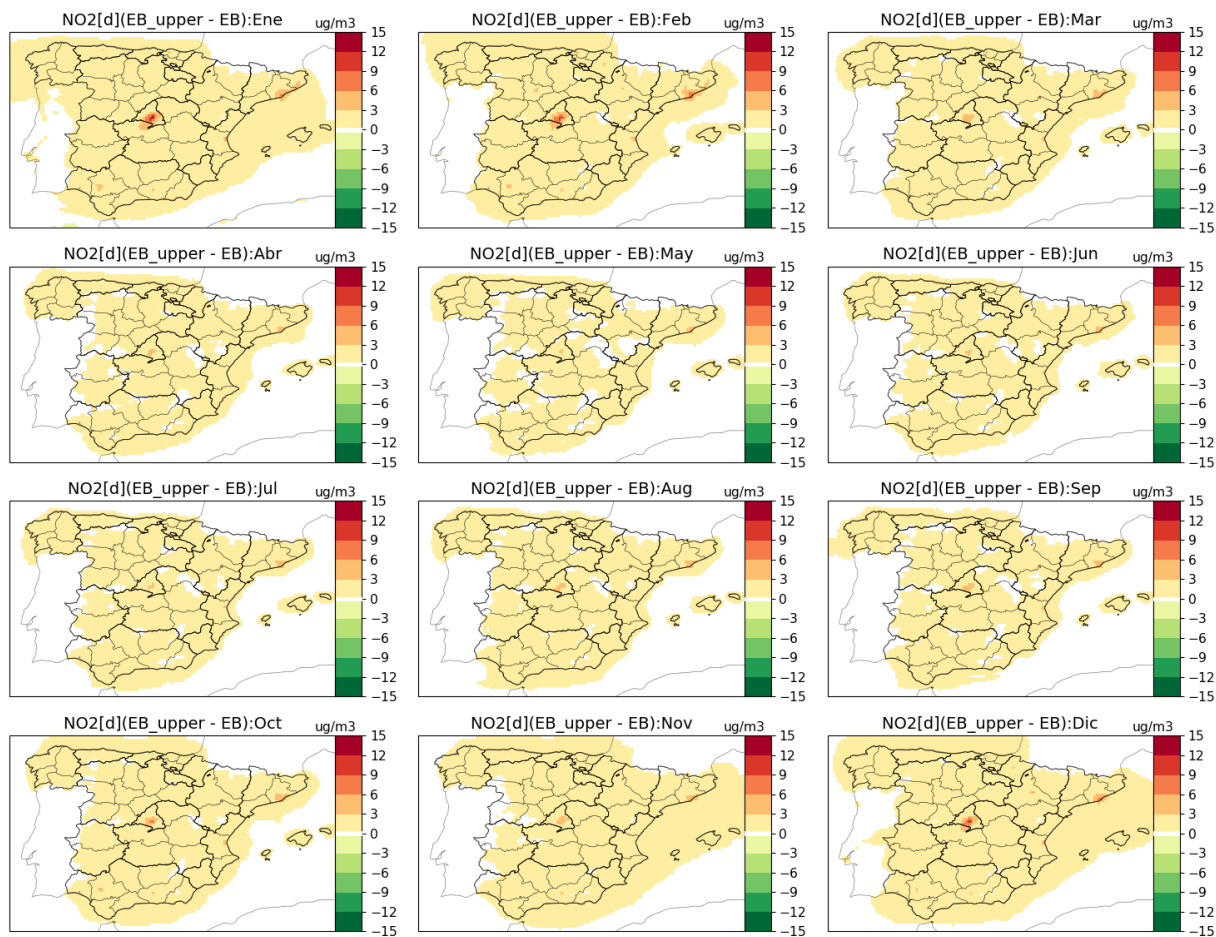


Figura 33: Diferencia absoluta de concentración de NO_2 en superficie entre EB_upper y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

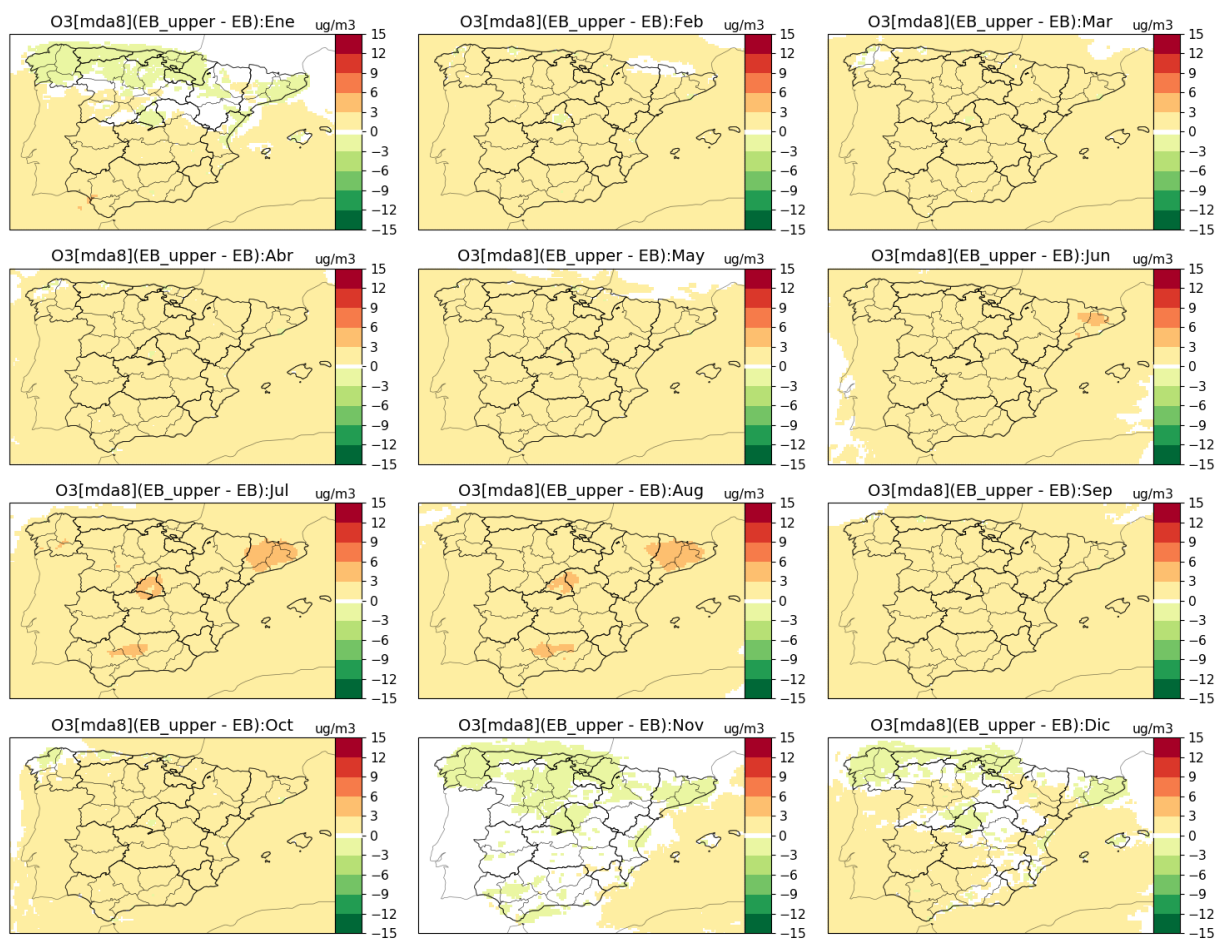


Figura 34: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EB_upper y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 15: Evaluación del NO₂ (columnas troposféricas y concentraciones de superficie) y O₃ en MONARCH con el escenario EB_sup para el año 2019. La escala de tiempo corresponde a valores diarios a la hora de *overpass* del satélite TROPOMI, sobre las 13:00 local (dop). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

TrC-NO ₂							
Estación	MB [Pmolec/cm ²]	nMB [%]	RMSE [Pmolec/cm ²]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	N
ANN(dop)	-0.4	-26	0.9	60	0.50	0.68	1443631
NO ₂							
Estación	MB [µg/m ³]	nMB [%]	RMSE [µg/m ³]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	N
ANN(d)	-0.6	-7	5.8	72	0.97	0.74	43643
DJF(d)	-0.7	-7	8.0	75	1.05	0.73	11349
MAM(d)	-1.0	-13	4.5	63	0.88	0.73	10935
JJA(d)	-0.0	-1	4.2	70	0.89	0.70	10680
SON(d)	-0.5	-6	5.4	68	0.95	0.73	10679
O ₃							
Estación	MB [µg/m ³]	nMB [%]	RMSE [µg/m ³]	nRMSE [%]	Pendiente	PCC	N
ANN(h)	-1.3	-4	11.2	35	0.65	0.70	1505025
ANN(d)	-1.4	-4	8.3	26	0.60	0.69	62624
ANN(mda8)	-1.5	-4	7.7	18	0.71	0.77	61251
ANN(d1max)	-2.3	-5	8.2	18	0.68	0.76	62624
DJF(mda8)	-2.4	-7	8.2	25	0.47	0.62	14491
MAM(mda8)	-3.1	-6	8.3	18	0.38	0.46	15717
JJA(mda8)	0.9	2	7.5	15	0.57	0.70	15861
SON(mda8)	-1.4	-4	6.9	18	0.54	0.70	15182

9.5.3. Influencia local de las emisiones semi-naturales de NO por los suelos (EB_sueloNO10)

Además de los procesos de combustión incompleta, los suelos representan una fuente notable de NO en la troposfera, especialmente durante los meses más cálidos. Estas emisiones están afectadas por importantes incertidumbres, como lo ilustran las diferencias importantes existiendo entre los pocos inventarios publicados estos últimos años. Pueden tener una influencia notable sobre la producción de O₃ porque ocurren en zonas rurales dónde el poder de formación de cada molécula de NO_x suele ser más alta debido a su escasez.

En MONARCH, estas emisiones están calculadas por el módulo MEGAN. En esta sección, analizamos la sensibilidad del O₃ a estas emisiones de NO por los suelos, aplicando un factor de

10 (escenario EB_sueloNO10). El incremento de $O_3^{(mda8)}$ sobre España es $+4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio anual, pero alcanza los $+13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio mensual en Julio (Figura 36). Un factor 10 representa un incremento muy fuerte, probablemente más grande que las incertidumbres, pero permite ilustrar la sensibilidad fuerte del O_3 a estas emisiones que ocurren durante la temporada de O_3 y en zonas dónde los NO_x suelen ser la especie química limitante.

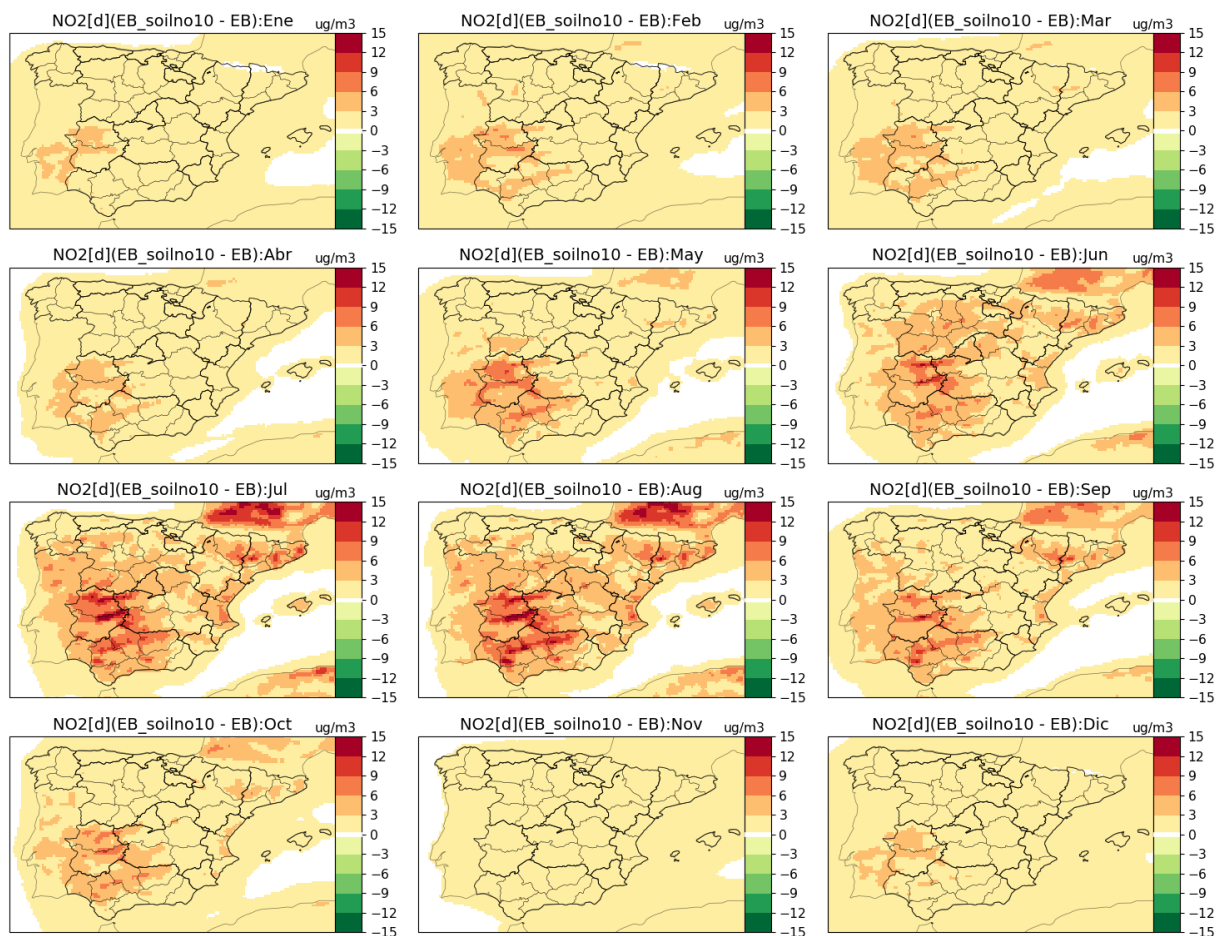


Figura 35: Diferencia absoluta de concentración de $NO_2^{(d)}$ en superficie entre EB_sueloNO10 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aparecen en blanco.

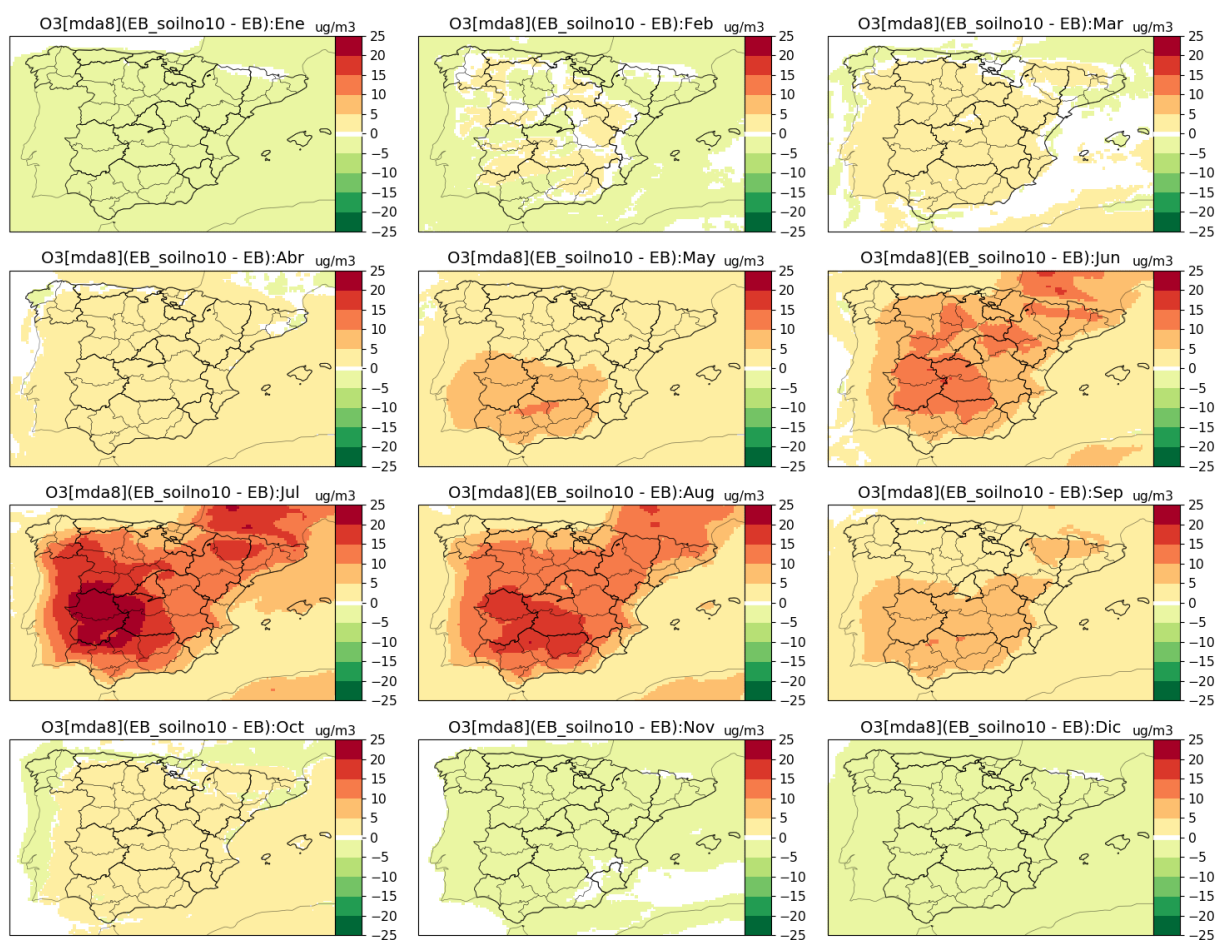


Figura 36: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre $EB_{sueloNO10}$ y EB , en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 16: Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario base con emisiones de NO por los suelos multiplicadas por 10 (EE_soilNO) y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

Referencia (escala)	$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$			$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	+4	-16/-2/-1	+19/+29/+64	+4	+0/+0/+1	+6/+7/+7
(abr-sep)	+7	-9/-1/-0	+23/+33/+64	+7	+0/+1/+2	+12/+13/+13
(jun-ago)	+11	-9/-1/+0	+27/+37/+64	+11	+0/+1/+3	+17/+18/+19
(jul)	+13	-6/-1/+1	+31/+42/+64	+13	+0/+1/+4	+22/+24/+25

9.6. Resultados en concentraciones de O_3

Esta sección analiza el impacto de los distintos escenarios sobre las concentraciones de O_3 en España durante el año 2019 (Secciones 9.6.1-9.6.7), complementado por una serie de escenarios extremos (Sección 9.6.8).

9.6.1. Impacto del escenario planificado (EP)

En esta sección, analizamos el impacto del escenario planificado (EP) sobre los niveles de O_3 inicialmente obtenidos con el escenario base (EB). Como visto previamente, el EP incluye una reducción importante de las emisiones de precursores del O_3 , especialmente de los NOx. Esto se traduce en el modelo MONARCH por una bajada importante de los niveles de $\text{O}_3^{(\text{d})}$ sobre la mayor parte del país, aunque principalmente durante los meses más cálidos (abril-septiembre) y fuera de las grandes ciudades (Figura 37). La Tabla 17 presenta estadísticas sobre las diferencias entre EP y EB sobre el territorio español. En promedio, la mejora de $\text{O}_3^{(\text{d})}$ es de $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en abril-septiembre y $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante los meses de verano. A nivel local, las mayores bajadas alcanzan los $-6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en julio y agosto en el norte de la comunidad autónoma de Madrid (incluyendo partes de Castilla y León y Castilla-la-Mancha) y Cataluña (incluyendo partes de Aragón), y en menor medida en Galicia y Andalucía. Debido a una menor titración por los NOx, el $\text{O}_3^{(\text{d})}$ aumenta notablemente en las principales ciudades del país a lo largo del año, aunque más en invierno (hasta $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a escala mensual). Además de estas zonas urbanas, el aumento de $\text{O}_3^{(\text{d})}$ se extiende (aunque con menor intensidad) a toda la península durante los meses de invierno.

Sin embargo, los cambios más relevantes se observan en el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$. A contrario del $\text{O}_3^{(\text{d})}$ que incluye las concentraciones habitualmente menos problemáticas de la noche/mañana (debido a e.g. deposición nocturna del O_3 en la vegetación, titración por las emisiones de NOx del tráfico), el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ se focaliza en las horas del día con concentraciones de O_3 más altas, típicamente durante la tarde. Los promedios mensuales del $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (Figura 38) indican una reducción

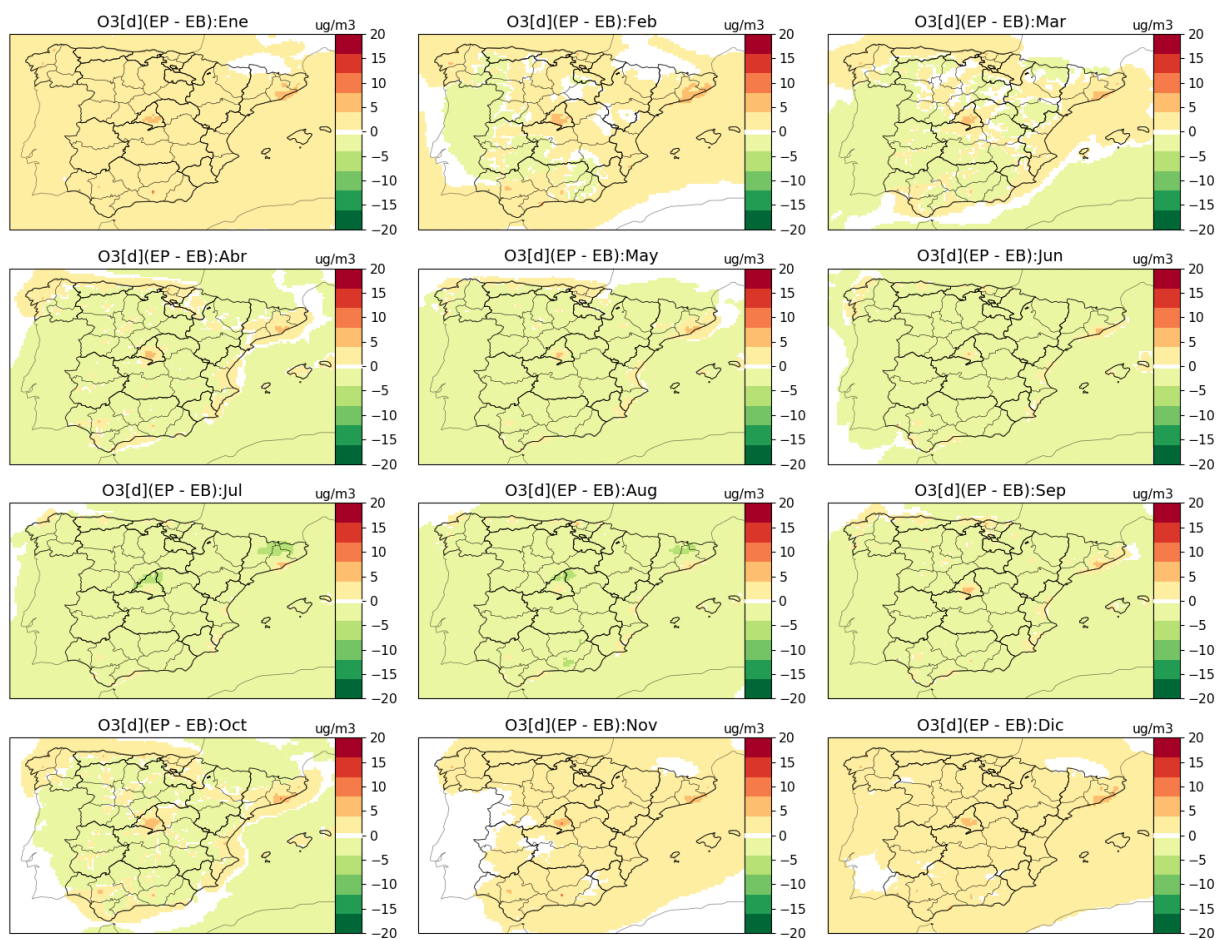


Figura 37: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(d)}$ en superficie entre EP y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

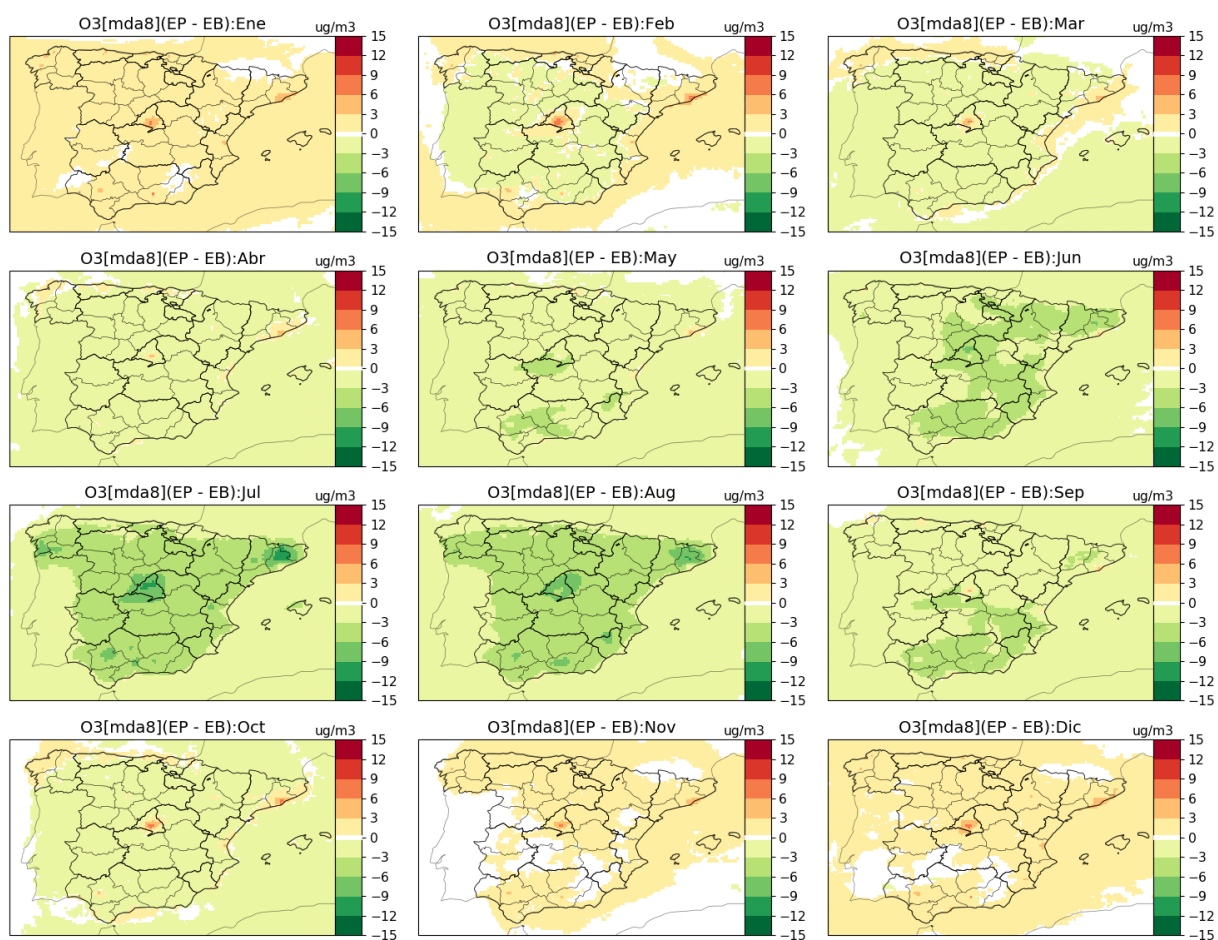


Figura 38: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EP y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aparecen en blanco.

Tabla 17: Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario planificado (EP) y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(d)}$ (parte superior) y $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

Referencia (escala)	$\text{O}_3^{(d)}$			$\overline{\text{O}_3}^{(d)}$		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB(anual)	-0	-16/-5/-4	+2/+4/+14	-0	-2/-1/-1	+1/+3/+6
(abr-sep)	-1	-16/-6/-4	+1/+3/+13	-1	-3/-3/-2	+0/+2/+6
(jun-ago)	-2	-16/-6/-5	+0/+2/+13	-2	-5/-4/-3	+0/+1/+6
(jul)	-2	-14/-7/-5	+0/+2/+13	-2	-6/-5/-3	+0/+1/+5
	$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$			$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-31/-9/-6	+1/+3/+20	-1	-2/-2/-2	-0/+1/+4
(abr-sep)	-3	-31/-10/-7	+0/+1/+20	-3	-5/-5/-4	-1/-0/+3
(jun-ago)	-4	-31/-11/-8	-0/+1/+20	-4	-9/-7/-5	-2/-1/+2
(jul)	-4	-25/-13/-9	-0/+1/+20	-4	-11/-9/-6	-2/-1/+3

importante durante todo el periodo clave de abril-septiembre, con las mejoras más fuertes en julio-agosto, no solo en las zonas rurales o poco urbanizadas de la península sino también en las grandes ciudades interiores (e.g. Madrid, Sevilla, Zaragoza, Granada). En promedio sobre España, el cambio de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ es de $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en los meses de verano (Tabla 17) pero las mayores mejoras locales durante este periodo del año alcanzan los $-11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el norte de Madrid y Barcelona, y entre -5 y $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sobre una gran parte del interior de la península. Por otro lado, los incrementos de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ persisten (i) en las ciudades costeras a lo largo de todo el año (especialmente Barcelona), (ii) en casi todas las ciudades (incluyendo las interiores) durante la mitad del año más fría, y finalmente (iii) en toda la península durante diciembre-enero.

La Figura 39 ilustra el impacto de EP sobre el O_3 dentro y alrededor de las principales ciudades del país. En casi todas estas ciudades, el EP causa un incremento del $\text{O}_3^{(d)}$ en el centro de la ciudad, pero este incremento se va reduciendo alejándose hacia el exterior. En cuanto al $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, se observa la diferencia de comportamiento entre las ciudades interiores y ciudades costeras. El $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ baja de manera notable tanto dentro como fuera de las ciudades interiores. El impacto es más ligero dentro de las ciudades costeras con mejoras en algunas (e.g. Valencia, Palma de Mallorca) y deterioro en otras (principalmente Barcelona). Fuera de estas ciudades, el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ se mejora pero más ligeramente que en las zonas interiores. Esta diferencia de comportamiento se explica al menos en parte por la influencia de las masas de aire marítimas menos impactadas por los cambios de emisiones de precursores entre EB y EP. En el caso específico de Barcelona, es interesante observar que los niveles de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en la ciudad son notablemente más bajos que alrededor en el EB (fuerte titración), mientras que el EP resulta en una atenuación de este fuerte gradiente.

La Figura 40 muestra los ciclos diurnos de O_3 obtenidos con EB y EP en algunas ciudades españolas. Se nota de nuevo el comportamiento distinto entre ciudades interiores y ciudades costeras. En las ciudades interiores como Madrid, Sevilla, Zaragoza o Granada, el EP incre-

menta el O_3 durante el pico de tráfico de la mañana (menor titración) pero el máximo de O_3 durante la tarde se reduce notablemente. En las ciudades costeras, las concentraciones de O_3 también aumentan durante el pico de tráfico de la mañana pero el máximo de O_3 durante la tarde o se reduce menos, o incluso aumenta en el caso de Barcelona.

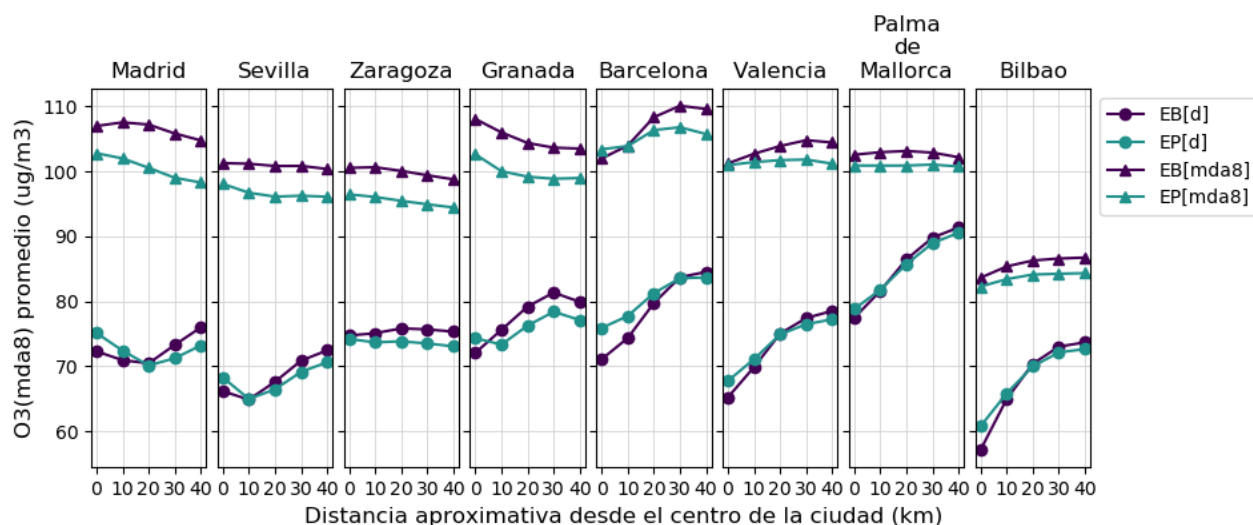


Figura 39: Evolución de las concentraciones de $O_3^{(d)}$ y $O_3^{(mda8)}$ alejándose del centro de las ciudades, en promedio sobre junio-agosto de 2019.

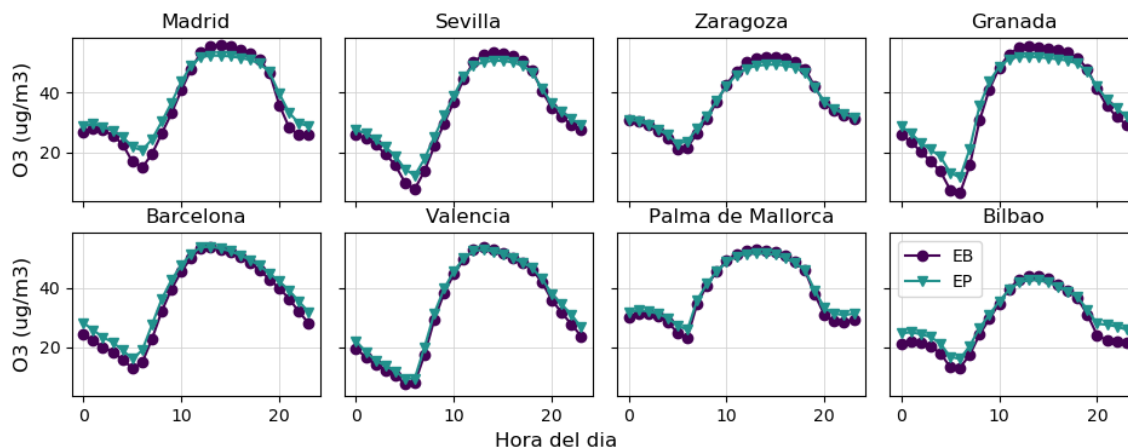


Figura 40: Ciclo diario del O_3 en los escenarios base y planificado en el centro de distintas ciudades de España, en promedio sobre junio-agosto de 2019.

Entonces, las medidas planeadas en los PNIEC y PNCAA podrían tener un impacto muy fuerte en la reducción de los niveles de $O_3^{(mda8)}$ en España, particularmente en la parte interior de la península pero con impactos más limitados en la costa, y incluso aumentos dónde prevalecen intensas emisiones de NOx en la situación presente (p. ej. Barcelona).

9.6.2. Impacto del escenario planificado basado en EB_sup (EP_sup)

Antes de analizar los distintos escenarios específicos, nos centramos en primer lugar sobre el impacto de las incertidumbres afectando las emisiones de NO_x en el EB. En la sección 9.5.2, hemos podido ver que el uso de los valores superiores del rango de incertidumbres de las emisiones de NO_x en España (EB_sup) impactaba notablemente los niveles de NO₂, con cambios más limitados en términos de O₃. Ahora, analizamos el impacto que podrían tener las medidas contempladas en el EP si se aplicarían a EB_sup (escenario denominado EP_sup).

Comparado con los cambios de O₃^(mda8) obtenido entre EP y EB (Figura 38), los cambios obtenidos entre EP_sup y EB_sup presentan una distribución spatio-temporal muy similar (Figura 41), aunque con valores un poco más altos en valor absoluta. La Tabla 18 permite comparar estos cambios. El cambio queda similar en promedio sobre España. A nivel local, los mínimas y máximas en julio alcanzan -12 y +5 µg/m³ en lugar de -11 y +4 µg/m³ para las diferencias EP-EB. Entonces, **las incertidumbres sobre las emisiones de NO_x tienen un cierto impacto en las concentraciones de NO₂ y O₃^(mda8) simuladas en España (ver sección 9.5.2), pero su efecto en los resultados de análisis del impacto de las medidas planificadas en los PNIEC y PNCAA en EP aparece más limitado.**

Tabla 18: Estadísticas sobre las diferencias de O₃^(d) (unidad: µg/m³) en España entre EP y EB (parte superior, ya enseñada previamente en la Tabla 17) y entre EP_sup y EB_sup (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

Referencia (escala)	O ₃ ^(mda8)			O ₃ ^(mda8)		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EP						
EB(anual)	-1	-31/-9/-6	+1/+3/+16	-1	-2/-2/-2	+0/+1/+4
(abr-sep)	-3	-31/-10/-7	+0/+1/+13	-3	-5/-5/-4	-1/+0/+3
(jun-ago)	-4	-31/-11/-8	+0/+1/+11	-4	-9/-7/-5	-1/+0/+2
(jul)	-4	-25/-13/-9	+0/+1/+10	-4	-11/-9/-6	-1/+0/+2
EP_sup						
EB_sup (anual)	-1	-32/-9/-7	+1/+3/+18	-1	-3/-2/-2	+0/+1/+5
(abr-sep)	-3	-32/-11/-8	+0/+1/+15	-3	-5/-5/-4	-1/+0/+4
(jun-ago)	-4	-32/-12/-9	+0/+1/+12	-4	-9/-8/-6	-1/+0/+2
(jul)	-4	-26/-13/-10	+0/+1/+11	-4	-12/-9/-7	-2/+0/+2

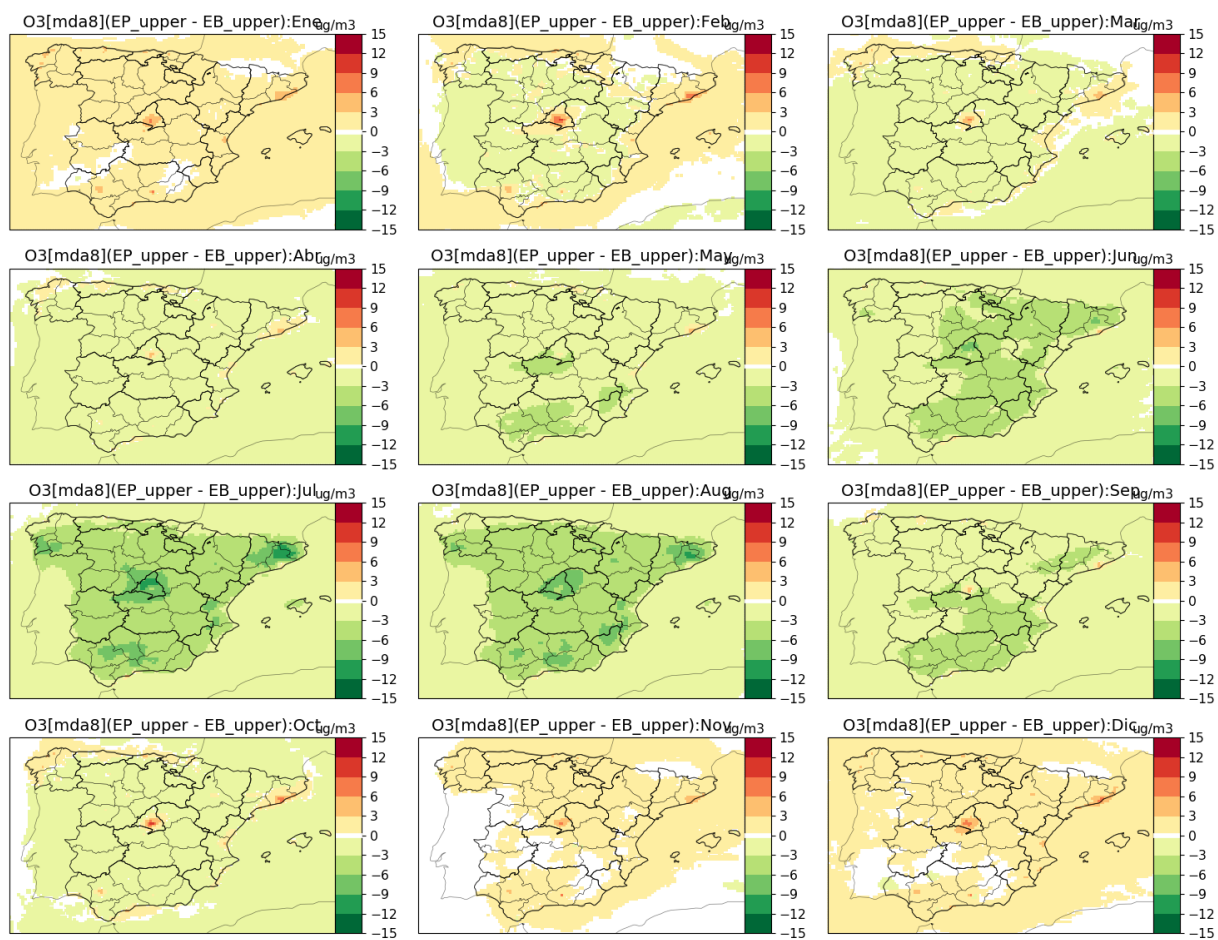


Figura 41: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EP_{sup} y EB_{sup} , en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

9.6.3. Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)

Teniendo en cuenta la ambición del EP en términos de reducción de las emisiones del tráfico rodado, analizamos en esta sección el impacto de alcanzar solo el 50 % del objetivo fijado para este sector (o sea una reducción de las emisiones de tráfico rodado de -30 % en lugar de -60 %), conservando las reducciones de emisiones en los otros sectores. **El patrón espacial de las diferencias entre EE_T50 y EB (Figura 42) es muy similar al obtenido con EP, aunque la amplitud de los cambios (positivos y negativos) se reduce.**

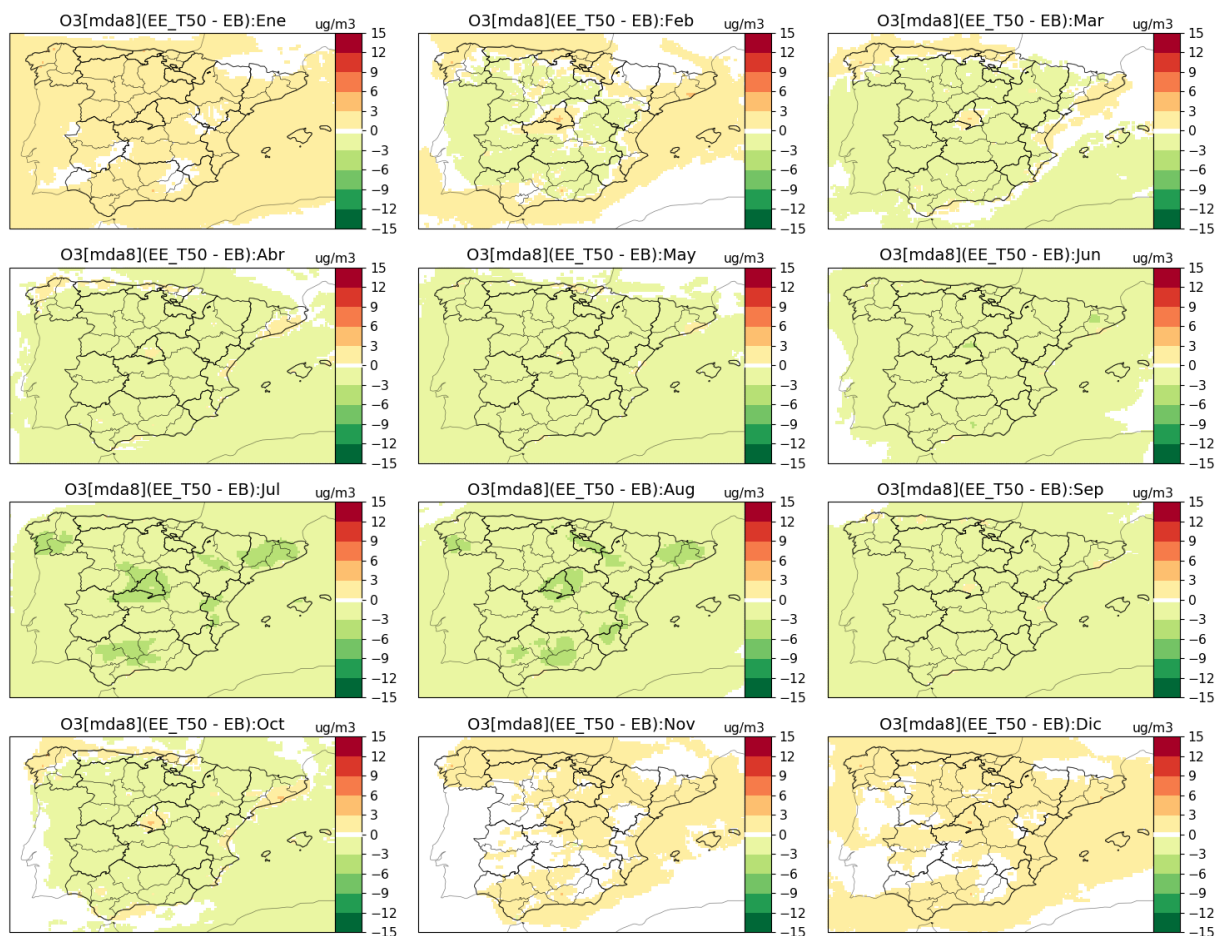


Figura 42: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_T50 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aparecen en blanco.

La Tabla 19 proporciona estadísticas sobre las diferencias de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_T50 y EB. En promedio sobre España, el $O_3^{(mda8)}$ se reduce de $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre abril y septiembre, de $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre junio y agosto, y hasta $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ localmente durante el mes de julio. En general, los cambios obtenidos con EE_T50 suelen representar aproximadamente un 60 % de los obtenidos

Tabla 19: Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre el escenario específico tráfico rodado (EE_T50) y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(d)}$ (parte superior) y $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (parte inferior), durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

Referencia (escala)	$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$			$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-16/-5/-3	+1/+2/+11	-1	-1/-1/-1	+0/+0/+2
(abr-sep)	-1	-16/-6/-4	+0/+1/+10	-1	-3/-2/-2	-0/+0/+2
(jun-ago)	-2	-16/-6/-5	+0/+0/+10	-2	-5/-4/-3	-1/+0/+1
(jul)	-2	-14/-7/-5	+0/+0/+6	-2	-6/-5/-4	-1/+0/+1

con EP.

Entonces, cumplir el 50 % del objetivo de reducción de las emisiones de tráfico rodado ya permite disminuir de manera importante los niveles de O_3 en España. Sin embargo, conseguir este 50 % de reducción adicional en las emisiones como se prevé en el EP ofrece una mejora añadida muy importante. Estos resultados destacan el rol clave de las emisiones de tráfico en la producción de O_3 en España.

9.6.4. Impacto de los escenarios específicos industria (EE_I25, EE_I75)

Analizamos en esta sección el impacto de los escenarios EE_I25 y EE_I75 donde se añade al EP una reducción de 25 % y 75 % de las emisiones industriales, teniendo en cuenta las refinerías y las industrias minerales no metálicas, pero excluyendo las cementeras cuyas emisiones ya se reducen mucho (-31 %) en el EP.

Comparado al escenario planificado EP (Figura 43), el escenario EE_I25 tiene un impacto reducido, con algunos ligeros incrementos de $O_3^{(mda8)}$ durante los meses más fríos en zonas industriales (e.g. Castellón, País Vasco, Cataluña, Castilla-la-Mancha, Andalucía) y una ligera mejora durante los meses más calientes sobre una gran parte del país. Es interesante notar que a lo largo del año, estas ligeras mejoras empiezan más temprano (marzo) y acaban más tarde (octubre) en el sur de la península dónde se espera una fotoquímica más activa. Un patrón similar se observa con el escenario EE_I75, aunque con cambios (positivos y negativos) más acentuados (Figura 44).

En julio, las diferencias entre EE_I25 y EP son despreciables en promedio sobre el territorio, pero pueden alcanzar hasta $-2 \mu g/m^3$ en zonas específicas a sota viento de estas industrias (impacto más fuerte en Castellón), y $+1 \mu g/m^3$ en otras zonas más cerca de las emisiones (Tabla 20). Con EE_I75 durante el verano, el patrón es similar pero con un impacto más notable que alcanza los $-1 \mu g/m^3$ en promedio sobre España, con cambios locales variando entre -5 y $+1 \mu g/m^3$. A nivel diario, se puede observar un impacto mucho más importante, con cambios en abril-septiembre entre -8 y $+4 \mu g/m^3$ en EE_I25, y -12 y $+10 \mu g/m^3$ en EE_I75. Los resultados obtenidos en los percentiles 1 y 99 ilustran bien como la mejoras exceden las deterioros de $O_3^{(mda8)}$.

Entonces, complementar las medidas previstas en el EP con reducciones adicionales de estas emisiones industriales puede traer mejoras del $O_3^{(mda8)}$, sobre todo a nivel local y episódico. Las mejoras suelen exceder los aumentos potenciales de O_3 a proximidad inmediata de estos focos puntuales.

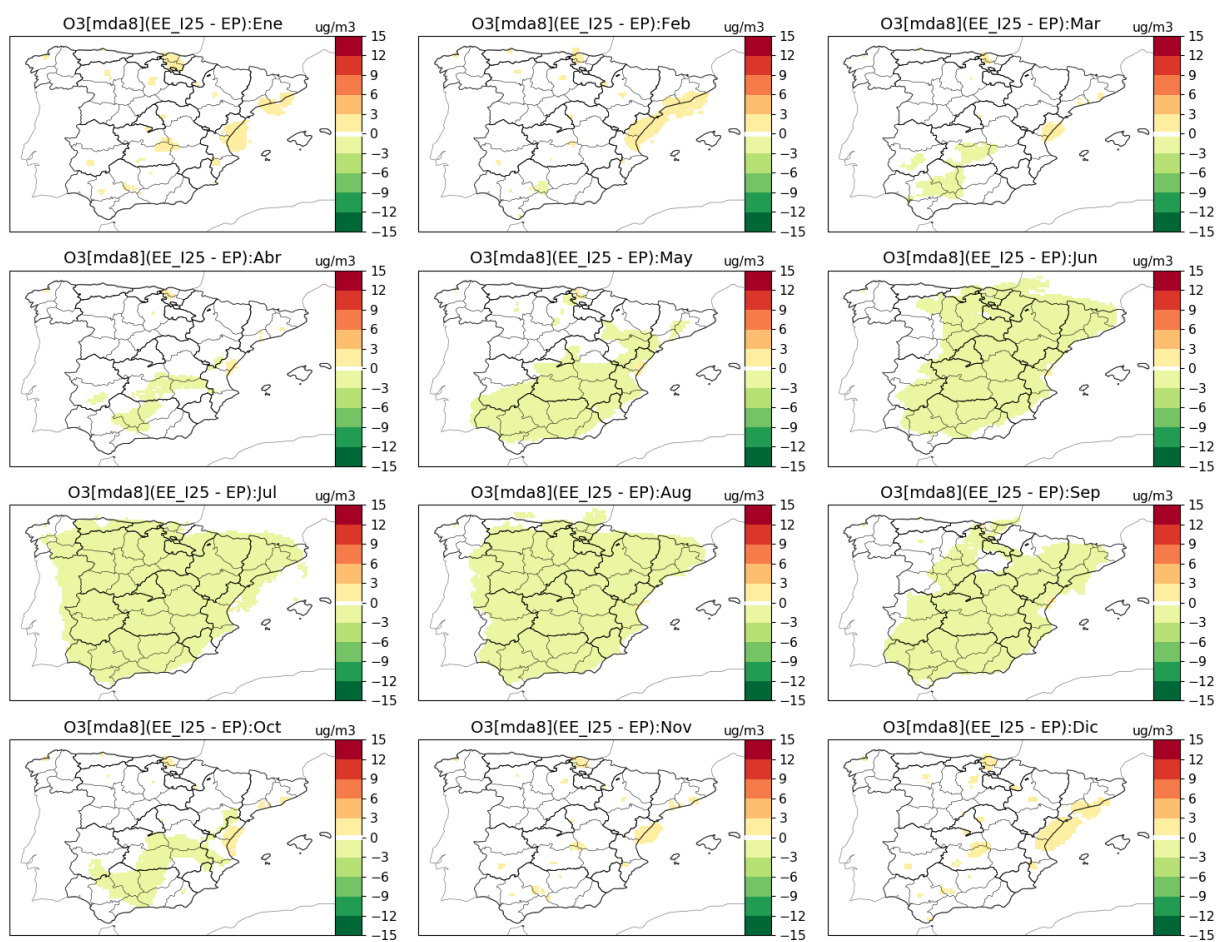


Figura 43: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_I25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

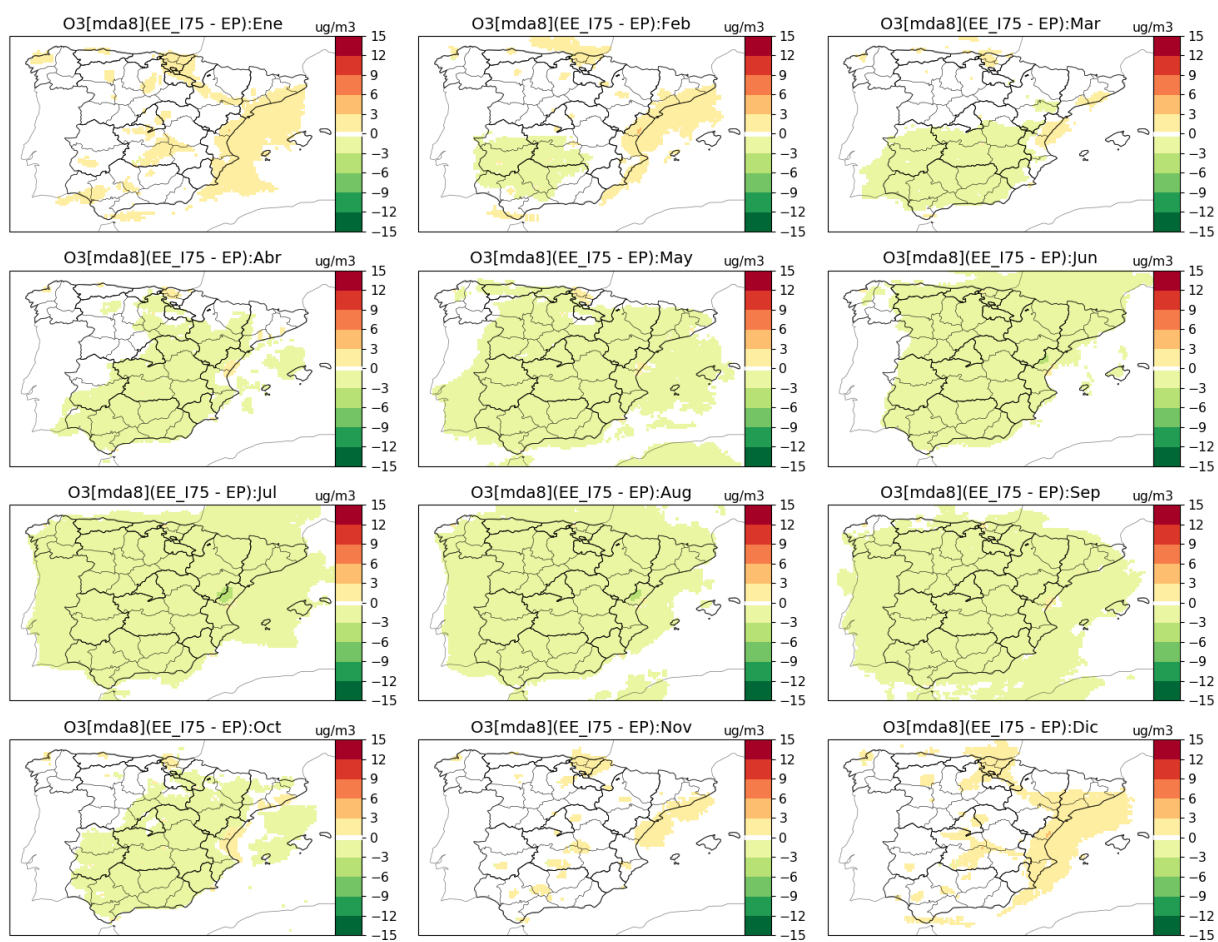


Figura 44: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_I75 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 20: Estadísticas sobre las diferencias (unidad: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre los escenarios específicos industria EE_I25 y EE_I75 y el escenario base (EB) en España, para el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, durante distintos periodos de tiempo, considerando todos los valores diarios (parte izquierda) o los promedios temporales (parte derecha).

EE_I25		$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$		$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-31/-9/-7	+1/+3/+16	-1	-3/-2/-2	+0/+1/+5
(abr-sep)	-3	-31/-11/-8	+0/+1/+13	-3	-5/-5/-4	-1/+0/+3
(jun-ago)	-4	-31/-12/-9	+0/+1/+11	-4	-9/-8/-6	-1/+0/+2
(jul)	-4	-26/-13/-9	+0/+1/+10	-4	-11/-9/-7	-2/+0/+2
EP (anual)	-0	-8/-1/-0	+0/+0/+4	-0	-0/-0/-0	+0/+0/+1
(abr-sep)	-0	-4/-1/-0	+0/+0/+3	-0	-1/-0/-0	-0/+0/+0
(jun-ago)	-0	-4/-1/-1	+0/+0/+3	-0	-1/-1/-0	-0/+0/+0
(jul)	-0	-4/-1/-1	+0/+0/+3	-0	-2/-1/-0	-0/+0/+1
EE_I75		$\text{O}_3^{(\text{mda8})}$		$\overline{\text{O}_3}^{(\text{mda8})}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-32/-10/-7	+1/+3/+16	-1	-3/-3/-2	+0/+1/+5
(abr-sep)	-3	-32/-11/-8	+0/+1/+13	-3	-6/-5/-5	-1/+0/+3
(jun-ago)	-4	-32/-13/-10	+0/+1/+11	-4	-9/-8/-6	-1/+0/+2
(jul)	-5	-27/-14/-10	+0/+1/+11	-5	-12/-10/-7	-2/+0/+1
EP (anual)	-0	-12/-2/-1	+0/+1/+10	-0	-1/-1/-0	+0/+0/+1
(abr-sep)	-0	-12/-2/-1	+0/+0/+8	-0	-3/-1/-1	-0/+0/+1
(jun-ago)	-1	-12/-3/-1	+0/+0/+7	-1	-4/-2/-1	-0/+0/+1
(jul)	-1	-11/-3/-2	+0/+0/+7	-1	-5/-2/-1	-0/+0/+1

9.6.5. Impacto de los escenarios específicos solventes (EE_S25, EE_S75)

Analizamos ahora el impacto que podrían tener reducciones de 25 y 75 % de las emisiones de uso de solventes en España, en complemento de las reducciones ya previstas en el EP. Los cambios mensuales de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ con EE_S25 y EE_S75 se muestran las Figuras 45 y 46. Estas emisiones se concentran en las zonas más urbanizadas, dónde lógicamente podemos observar las mayores reducciones de O_3 . Sin embargo, el impacto de ambos escenarios sobre los niveles de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ queda limitado, especialmente en EE_S25 (Tabla 21). Comparado con EP, las mayores reducciones de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en días y celdas concretas ocurren cerca de Barcelona y alcanzan los -3 y -10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en EE_S25 y EE_S75, respectivamente, pero quedan muy escasas (los percentiles 1 y 99 alcanzando solo -1 y 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Esta baja respuesta ante una reducción importante de las emisiones de uso de solventes, una fuente importante de COVNM en las zonas urbanas, sugiere que la producción de O_3 en estas zonas urbanas se encuentra principalmente limitada por los NOx, al menos según el modelo MONARCH. Es importante señalar que también se observó una respuesta muy limitada en las simulaciones preliminares de julio de 2019 realizadas con el modelo CMAQ. En la evaluación de MONARCH, hemos mencionado que el modelo podría tener un sensibilidad a los NOx lige-

ramente sobrestimada, lo que podría explicar un tan baja respuesta a cambios de emisiones de COVNM (sección 9.4.3). En todo caso, cabe señalar que numerosas fuentes de incertidumbre afectan a los COV en los modelos de calidad del aire, especialmente en lo que respecta a las emisiones antropogénicas (y biogénicas), su especiación química y la reactividad correspondiente.

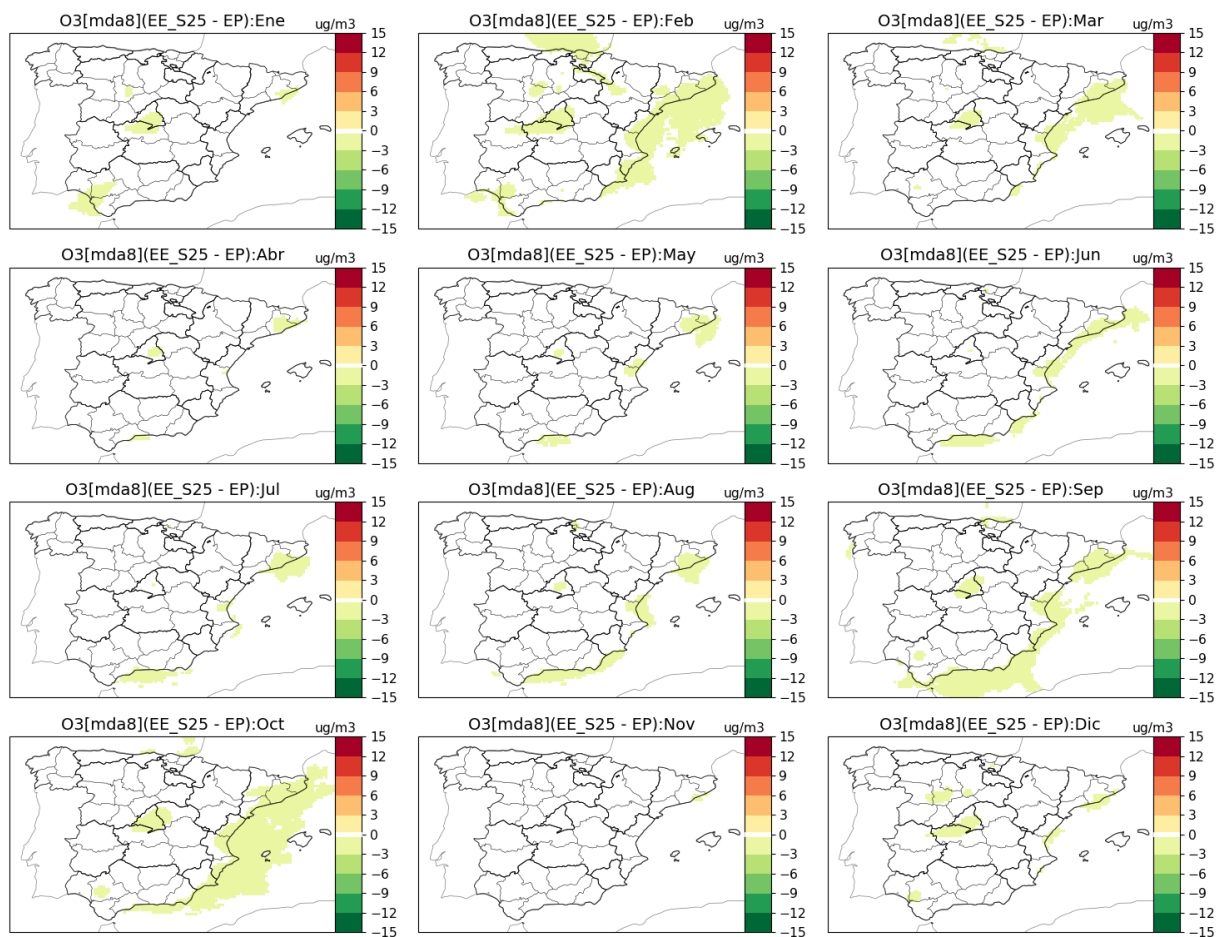


Figura 45: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

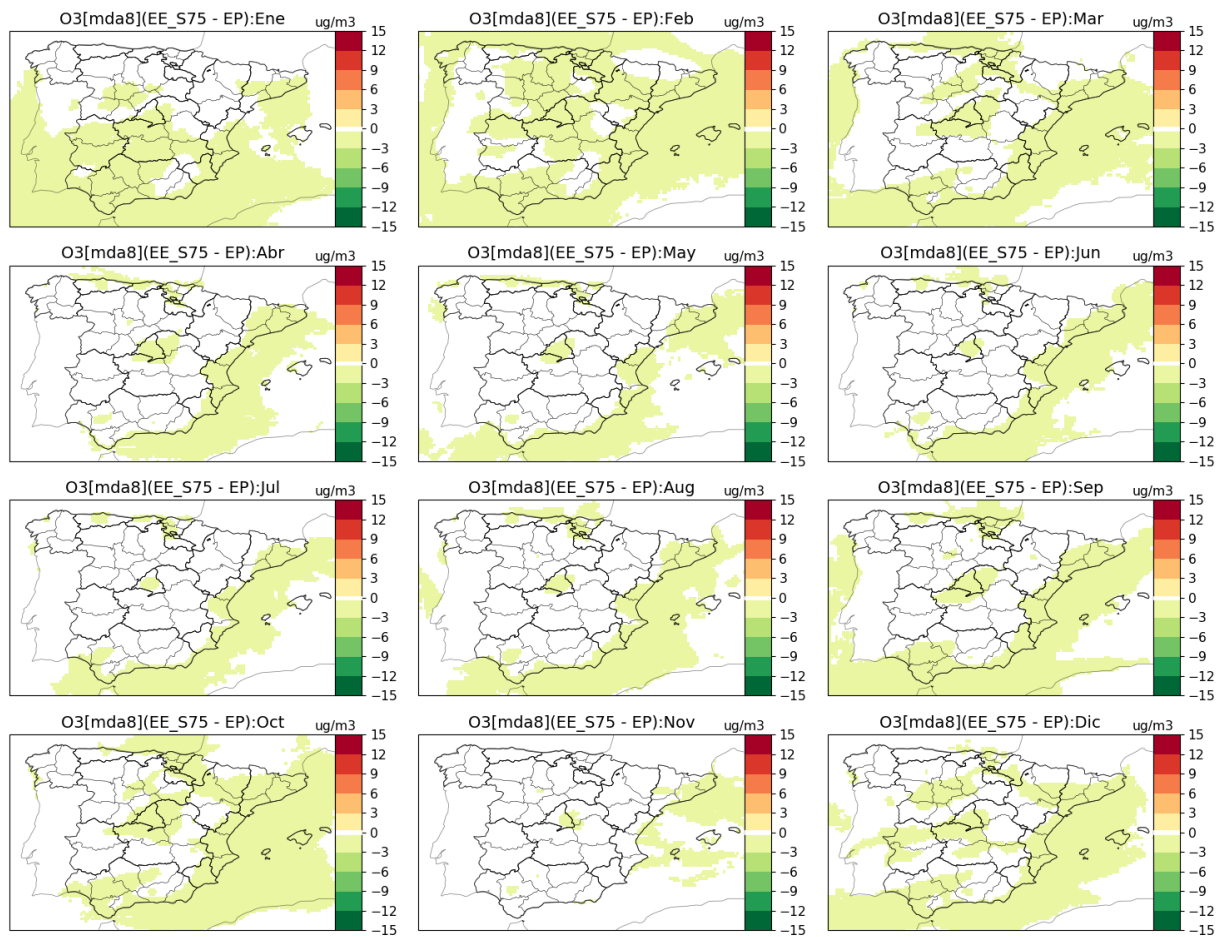


Figura 46: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 21: Estadísticas de los escenarios específicos solventes EE_S25 (arriba) y EE_S75 (abajo).

EE_S25		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-30/-9/-6	+1/+3/+14	-1	-2/-2/-2	+0/+1/+4
(abr-sep)	-3	-30/-10/-7	+0/+1/+12	-3	-5/-5/-4	-1/+0/+3
(jun-ago)	-4	-30/-11/-8	+0/+1/+10	-4	-9/-7/-5	-1/+0/+1
(jul)	-4	-25/-13/-9	+0/+1/+9	-4	-11/-9/-6	-2/+0/+1
EP (anual)	-0	-3/-0/-0	+0/+0/+0	-0	-0/-0/-0	-0/+0/+0
(abr-sep)	-0	-2/-0/-0	+0/+0/+0	-0	-0/-0/-0	+0/+0/+0
(jun-ago)	-0	-2/-0/-0	+0/+0/+0	-0	-0/-0/-0	+0/+0/+0
(jul)	-0	-1/-0/-0	+0/+0/+0	-0	-0/-0/-0	+0/+0/+0
EE_S75		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-31/-9/-6	+1/+2/+14	-1	-3/-2/-2	+0/+0/+4
(abr-sep)	-3	-31/-10/-7	+0/+1/+10	-3	-6/-5/-4	-1/+0/+2
(jun-ago)	-4	-31/-11/-8	+0/+1/+10	-4	-9/-8/-6	-1/+0/+0
(jul)	-4	-25/-13/-9	+0/+1/+7	-4	-11/-9/-6	-2/+0/+0
EP (anual)	-0	-10/-1/-0	+0/+0/+0	-0	-1/-1/-0	-0/+0/+0
(abr-sep)	-0	-6/-1/-0	+0/+0/+0	-0	-1/-1/-0	+0/+0/+0
(jun-ago)	-0	-6/-1/-0	+0/+0/+0	-0	-1/-0/-0	+0/+0/+0
(jul)	-0	-5/-1/-0	+0/+0/+0	-0	-2/-0/-0	+0/+0/+0

9.6.6. Impacto de los escenarios específicos aviación y sector marítimo (EE_A25_M20, EE_A25_M60)

Analizamos ahora el impacto de una reducción de las emisiones de aviación y marítimas (desplazamientos de los barcos y actividades en los puertos a nivel nacional e internacional) de 25 y 20 %, respectivamente, además de las reducciones previstas en el EP (EE_A25_M20), complementado con otro escenario aún más ambicioso con una reducción de 60 % de las emisiones marítimas (EE_A25_M60).

La Figura 47 muestra las diferencias mensuales entre EE_A25_M20 y EP. En invierno, el $O_3^{(mda8)}$ suele o no cambiar mucho o deteriorarse un poco en zonas costeras, pero se mejora de manera notable durante los meses más calientes, con bajas de $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en verano en promedio sobre España, y hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en algunas zonas costeras mediterráneas (Tabla 22). En contraposición a estas reducciones, un fuerte incremento de $O_3^{(mda8)}$ ocurre en la ruta marítima al estrecho de Gibraltar (hasta $+7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio) debido a una reducción notable de la titración del O_3 . A nivel diario entre abril y septiembre, las diferencias de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M20 y EP varían entre un mínimo de $-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un máximo de $+7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pero los percentiles 1 y 99 son de -2 y $+0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que las mejoras predominan claramente.

El patrón espacial obtenido con EE_A25_M20 sugiere que los cambios provienen sobre todo de la reducción de las emisiones marítimas, mientras que la reducción de las emisiones de la

aviación no parece tener un impacto notable. Efectivamente, el $O_3^{(mda8)}$ promedio no cambia en la zona alrededor del aeropuerto Adolfo-Suárez de Madrid-Barajas, mientras que el impacto en otros grandes aeropuertos costeros como el de Barcelona-El Prat es más complicado de estimar debido a la influencia del sector marítimo. Las reducciones más fuertes de $O_3^{(mda8)}$ ocurren en el mar Mediterráneo y parte de la costa argelina, mientras que los mayores incrementos ocurren en las rutas marítimas alrededor de Gibraltar, en el oeste de la península, y cerca de la frontera entre España y Francia.

El EE_A25_M60 proporciona resultados muy parecidos aunque con cambios acentuados. Destacan las bajadas importantes de $O_3^{(mda8)}$ sobre el mar y toda la costa, especialmente en el Mediterráneo, decreciendo a medida que nos alejamos de la costa tierra adentro, y aumentos en la ruta marítima al este del estrecho de Gibraltar y en Barcelona. Analizando todo el dominio, Castilla-y-León es claramente la comunidad autónoma menos impactada por este escenario. En comparación con EP, el $O_3^{(mda8)}$ se reduce de $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio sobre los meses de verano, con bajadas locales hasta $-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en zonas de costa mediterránea. Las mayores reducciones se observan en la costa mediterránea pero se extienden a todo el interior de la península.

En conclusión, **estos escenarios EE_A25_M20 y EE_A25_M60 demuestran claramente la contribución importante del sector marítimo en la producción de O_3 en toda la costa española, especialmente en el levante, y en menor (pero no despreciable) medida sobre toda la península. Considerando la elevada densidad de población en todo el levante peninsular, el sector marítimo aparece de gran importancia a la hora de reducir el impacto de la contaminación por O_3 sobre la salud de la población.** De manera general, estos resultados son coherentes con los presentados en la Sección 7.3.

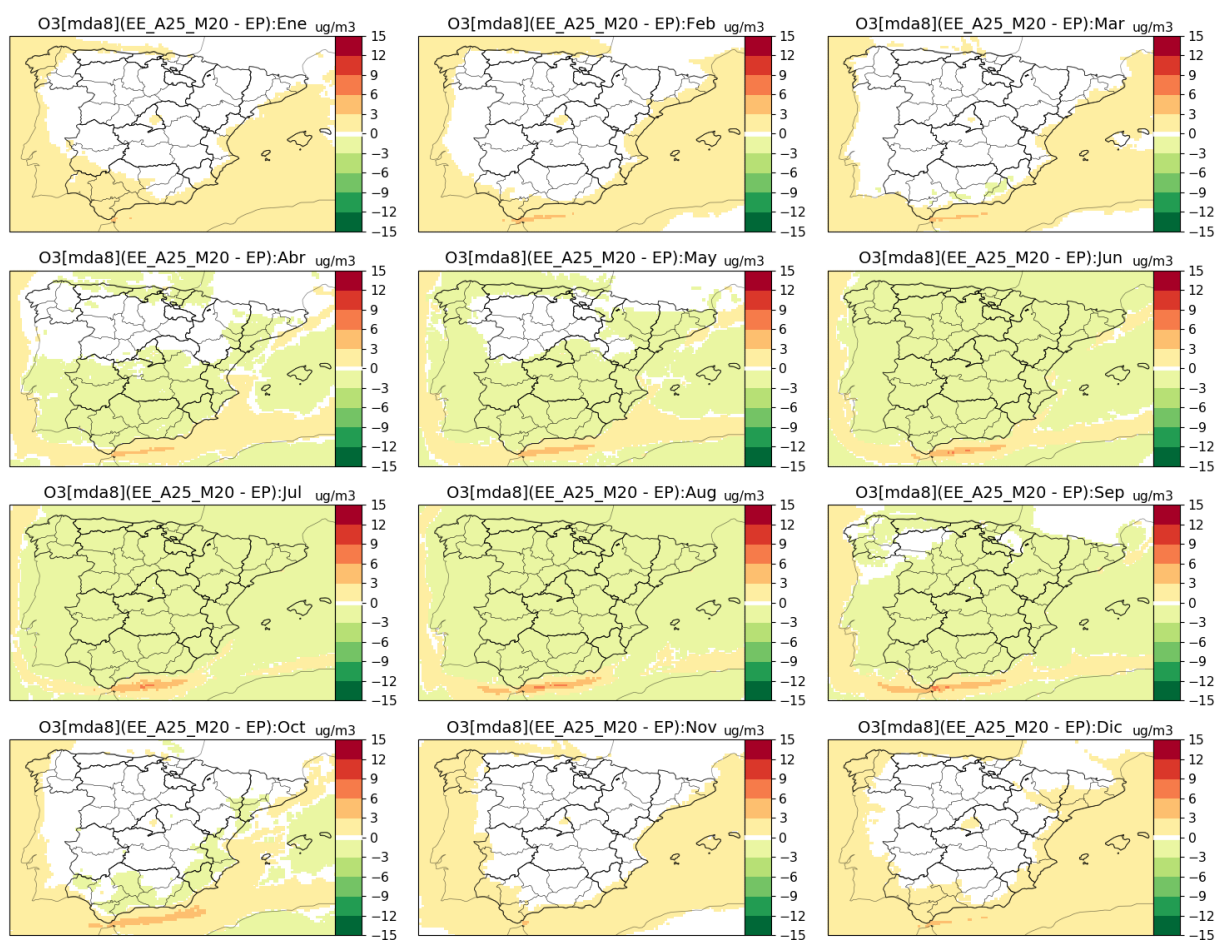


Figura 47: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_A25_M20 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

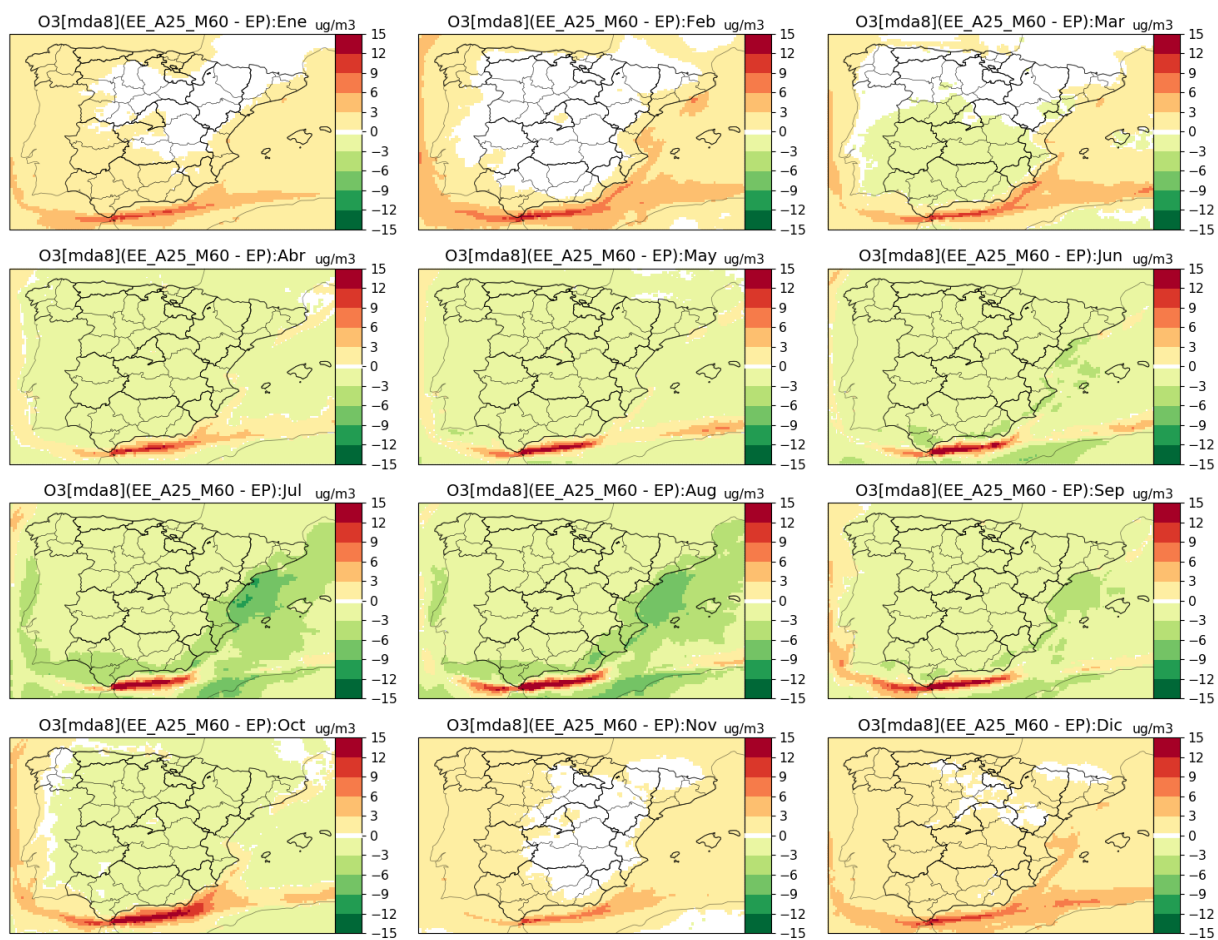


Figura 48: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_A25_M60 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 22: Estadísticas de los escenarios específicos solventes EE_A25_M20 (arriba) y EE_A25_M60 (abajo).

EE_A25_M20		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-33/-10/-7	+1/+3/+16	-1	-3/-3/-2	+0/+1/+5
(abr-sep)	-3	-33/-11/-8	+0/+1/+13	-3	-6/-5/-5	-1/+0/+3
(jun-ago)	-4	-33/-12/-9	+0/+1/+12	-4	-9/-8/-6	-2/+0/+2
(jul)	-5	-27/-14/-10	+0/+0/+11	-5	-12/-10/-7	-2/+0/+2
EP (anual)	-0	-9/-2/-1	+0/+1/+12	-0	-1/-0/-0	-0/+0/+3
(abr-sep)	-0	-9/-2/-1	+0/+0/+12	-0	-1/-1/-1	-0/+0/+3
(jun-ago)	-0	-9/-2/-1	-0/+0/+9	-0	-2/-1/-1	-0/+0/+3
(jul)	-1	-7/-2/-2	-0/-0/+7	-1	-2/-1/-1	-0/+0/+2
EE_A25_M60		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-2	-37/-12/-8	+1/+4/+34	-2	-4/-3/-3	-0/+0/+8
(abr-sep)	-4	-37/-14/-10	+0/+1/+34	-4	-7/-6/-6	-2/+0/+7
(jun-ago)	-5	-37/-15/-11	-0/+0/+26	-5	-11/-9/-8	-3/+0/+6
(jul)	-6	-31/-16/-12	-0/+0/+23	-6	-14/-11/-9	-3/+0/+5
EP (anual)	-0	-29/-5/-3	+0/+2/+35	-0	-2/-2/-1	-0/+0/+8
(abr-sep)	-1	-29/-7/-4	+0/+0/+35	-1	-4/-3/-3	-0/+0/+8
(jun-ago)	-1	-29/-8/-5	-0/-0/+27	-1	-6/-5/-4	-1/+0/+7
(jul)	-2	-26/-8/-5	-0/-0/+25	-2	-7/-5/-4	-1/+0/+6

9.6.7. Impacto de los escenarios específicos combinados (EE_S25_I25_A25_M60, EE_S75_I75_A25_M60, EE_T50_A25_M20)

Analizamos ahora el impacto de tres combinaciones de los escenarios anteriores: EE_S25_I25_A25_M60, EE_S75_I75_A25_M60, EE_T50_A25_M20 (Tabla 23).

Comparado con EE_A25_M60 (Tabla 22), el escenario EE_S25_I25_A25_M60 (Figura 49) da resultados muy parecidos en promedio sobre los distintos periodos de tiempo (Tabla 23). Un cambio un poco más notable se aprecia con el escenario EE_S75_I75_A25_M60 (Figura 50), la bajada de $O_3^{(mda8)}$ en julio alcanzando localmente hasta $-9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en lugar de $-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con EE_A25_M60 (Tabla 22). **Entonces, complementar las reducciones en el sector marítimo por reducciones adicionales en uso de solvente y industria aporta algunas mejoras aunque relativamente limitadas.**

Finalmente, analizamos el escenario EE_T50_A25_M20 dónde a pesar de no alcanzar la reducción de las emisiones de tráfico rodado esperada en los PNIEC y PNCAA, se conseguiría una reducción moderada de las emisiones marítimas (Figura 51). En promedio sobre el verano, $O_3^{(mda8)}$ se reduce de $-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comparado con EB (hasta $-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ localmente). Tal impacto mejora los $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (hasta $-6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ localmente) obtenidos con EE_T50 (Tabla 19), pero todavía se distancia de los $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (hasta $-11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ localmente) obtenidos con EP (Tabla 17). **Entonces, de nuevo, cumplir los objetivos ambiciosos de reducción de las emisiones de tra-**

El tráfico rodado aparece como un aspecto clave que no se puede remplazar con otras medidas orientadas a una reducción moderada de emisiones marítimas.

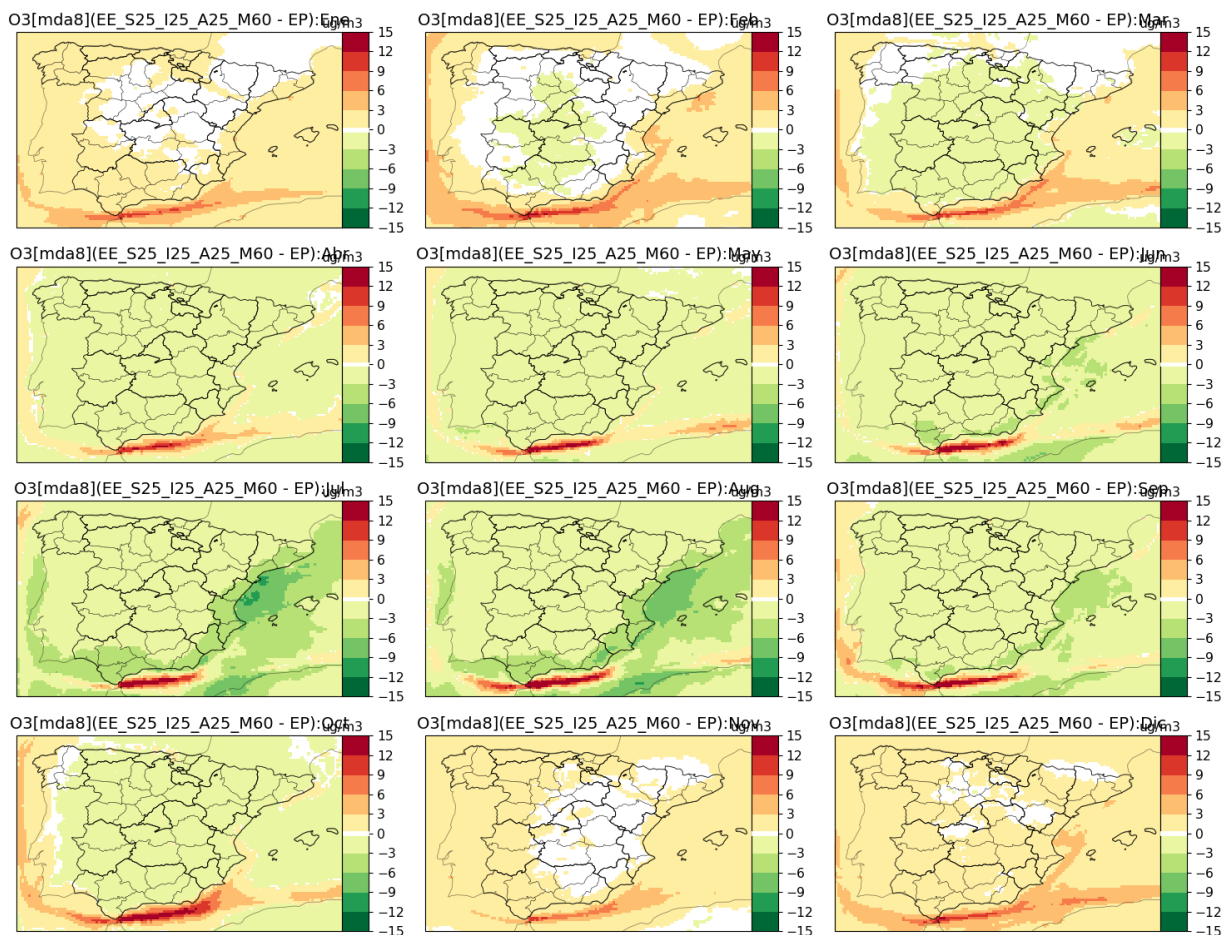


Figura 49: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S25_I25_A25_M60 y EP, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

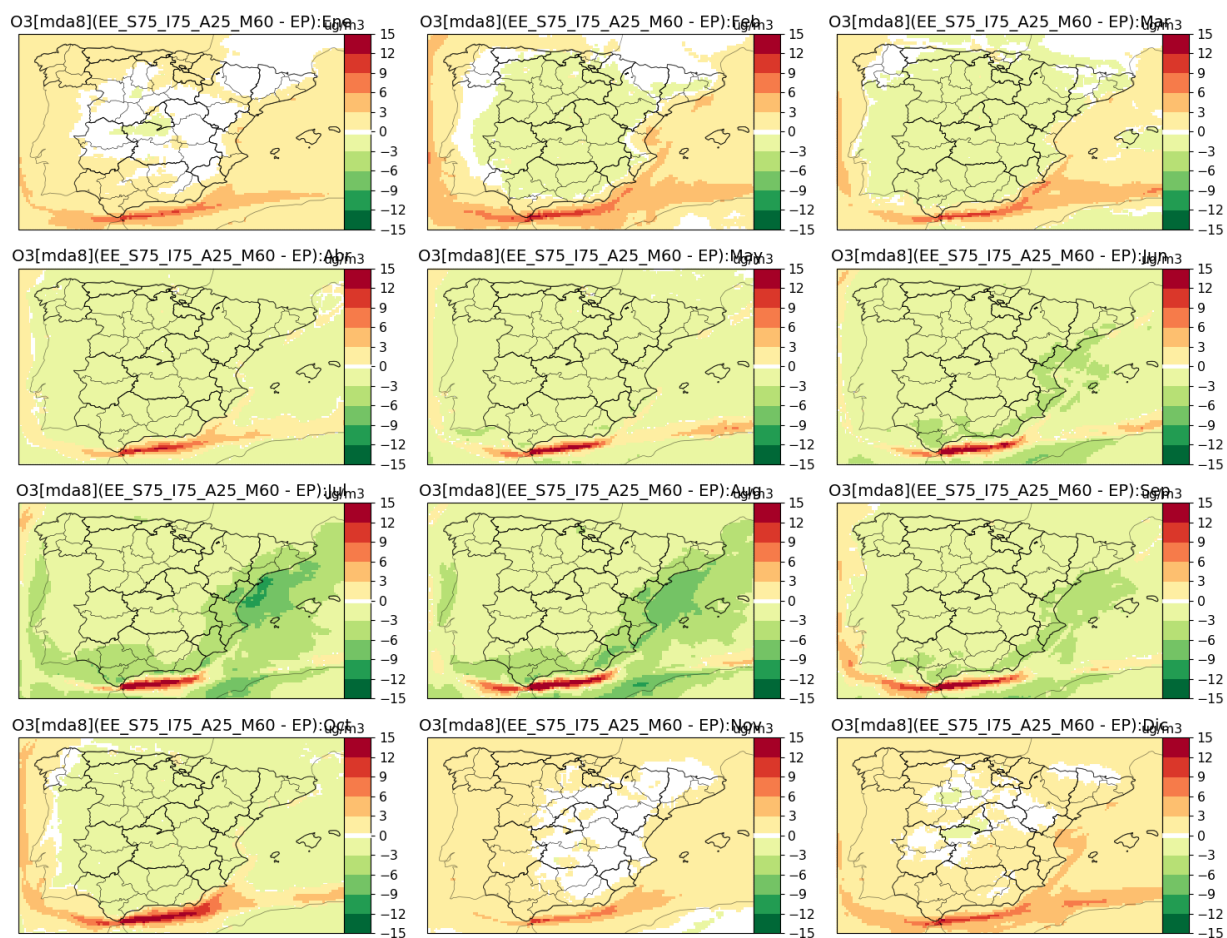


Figura 50: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_S75_I75_A25_M60 y EP, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

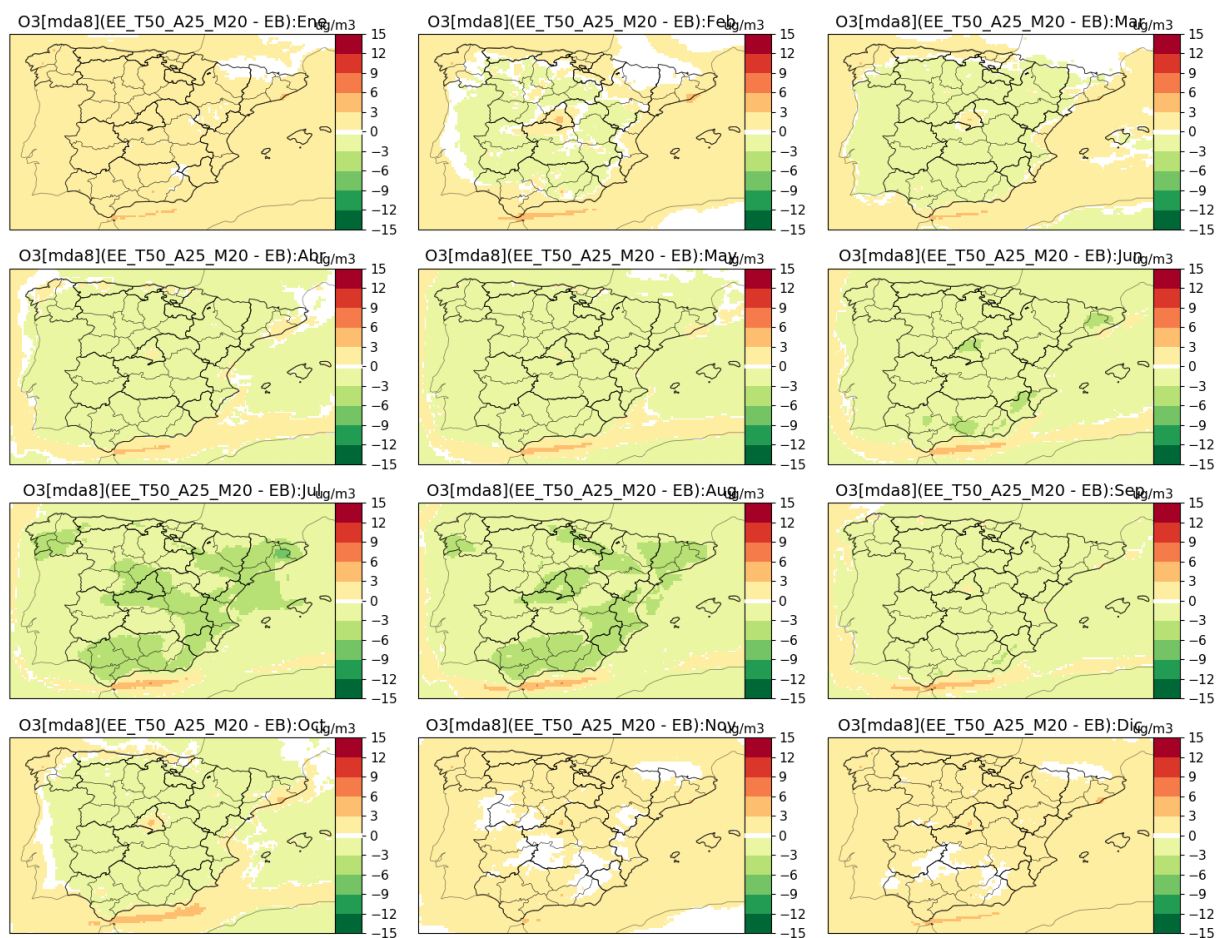


Figura 51: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre EE_T50_A25_M20 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aparecen en blanco.

Tabla 23: Estadísticas de los escenarios específicos EE_S25_I25_A25_M60, EE_S75_I75_A25_M60, EE_T50_A25_M20.

EE_S25_I25_A25_M60		O ₃ ^(mda8)		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-2	-37/-12/-9	+1/+4/+33	-2	-4/-4/-3	-0/+0/+7
(abr-sep)	-4	-37/-14/-10	+0/+1/+33	-4	-7/-7/-6	-2/+0/+7
(jun-ago)	-5	-37/-16/-12	-0/+0/+26	-5	-12/-9/-8	-3/+0/+6
(jul)	-6	-32/-17/-13	-0/+0/+22	-6	-14/-11/-9	-3/+0/+5
EP (anual)	-1	-29/-6/-3	+0/+2/+35	-1	-2/-2/-1	-0/+0/+8
(abr-sep)	-1	-29/-7/-4	+0/+0/+35	-1	-4/-4/-3	-0/+0/+8
(jun-ago)	-2	-29/-8/-5	-0/-0/+27	-2	-6/-5/-4	-1/+0/+7
(jul)	-2	-26/-8/-5	-0/-0/+24	-2	-7/-5/-4	-1/+0/+6
EE_S75_I75_A25_M60		O ₃ ^(mda8)		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-2	-38/-13/-9	+1/+4/+32	-2	-4/-4/-3	-0/+0/+7
(abr-sep)	-4	-38/-15/-11	+0/+1/+32	-4	-8/-7/-7	-2/+0/+7
(jun-ago)	-6	-38/-17/-13	+0/+0/+26	-6	-13/-10/-9	-3/+0/+6
(jul)	-6	-33/-18/-14	-0/+0/+22	-6	-15/-12/-10	-3/+0/+4
EP (anual)	-1	-30/-6/-4	+0/+2/+33	-1	-2/-2/-2	-0/+0/+8
(abr-sep)	-1	-30/-8/-5	+0/+0/+33	-1	-5/-4/-3	-1/+0/+7
(jun-ago)	-2	-30/-9/-6	-0/+0/+26	-2	-7/-5/-4	-1/+0/+7
(jul)	-2	-27/-9/-6	-0/-0/+23	-2	-9/-6/-5	-1/+0/+5
EE_T50_A25_M20		O ₃ ^(mda8)		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-1	-17/-6/-4	+1/+2/+12	-1	-2/-2/-1	+0/+1/+3
(abr-sep)	-2	-17/-7/-5	+0/+1/+12	-2	-3/-3/-3	-1/+0/+2
(jun-ago)	-3	-17/-7/-6	+0/+0/+10	-3	-5/-4/-4	-1/+0/+2
(jul)	-3	-15/-8/-6	+0/+0/+7	-3	-7/-5/-4	-1/+0/+2
EP (anual)	+0	-9/-1/-0	+2/+3/+13	+0	-2/-0/+0	+1/+1/+3
(abr-sep)	+1	-6/-1/-0	+3/+4/+13	+1	-1/-0/+0	+1/+2/+3
(jun-ago)	+1	-6/-1/-0	+3/+5/+13	+1	-1/-0/+0	+2/+3/+4
(jul)	+1	-5/-1/-0	+3/+5/+10	+1	-2/-0/+0	+2/+4/+4

9.6.8. Impacto de los escenarios extremos (EXs)

Esta sección analiza algunos escenarios extremos para entender mejor el comportamiento del O_3 en la península: un escenario sin emisiones antropogénicas de NO_x en España (EX_ANOx100), un escenario sin emisiones antropogénicas de COV en España (EX_ACOV100), un escenario sin emisiones antropogénicas en España (EX_ANTI100) y un escenario sin emisiones biogénicas de COV y NO (por los suelos) en España (EX_BIOG100).

Quitar las emisiones antropogénicas de NO_x incrementa las concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ en invierno, y especialmente en zonas urbanas, hasta más de $+15 \mu g/m^3$ en comparación del EB (Figura 52). Es interesante destacar que el impacto de la titración en invierno no solo se nota en estas ciudades sino también en muchas zonas rurales (la única excepción siendo Extremadura),

aunque con aumentos de O_3 mucho más limitados. Sin embargo, esta supresión de las emisiones antropogénicas de NO_x tiene su mayor impacto entre abril y septiembre, y más particularmente durante el verano cuando el $O_3^{(mda8)}$ mensual se reduce de $-14 \mu g/m^3$ en promedio sobre el país (Tabla 24), y hasta $-37 \mu g/m^3$ en zonas específicas durante el mes de julio. Sin embargo, Barcelona sigue mostrando ligeros incrementos de $O_3^{(mda8)}$, incluso entre abril y septiembre. Este escenario ilustra de nuevo la contribución clave de las emisiones antropogénicas de NO_x en la producción de O_3 en la España peninsular.

El papel de las emisiones antropogénicas de COVNM aparece muy distinto en MONARCH, como lo ilustra bien el escenario EX_ACOV100 sin emisiones antropogénicas de COVNM (Figure 53). En promedio sobre España, el cambio de $O_3^{(mda8)}$ queda despreciable, pero mejoras locales importantes ocurren en zonas específicas, hasta $-5 \mu g/m^3$ en julio (Tabla 24). En días específicos, la reducción de $O_3^{(mda8)}$ puede alcanzar los $-21 \mu g/m^3$ pero tales situaciones quedan muy escasas (el percentil 1 de cambio es de solo $-4 \mu g/m^3$ a escala anual).

En consecuencia de esta menor respuesta a las COVNM antropogénicas, el escenario EX_ANTH100 da resultados muy parecidos al escenario EX_ANOx100 (Figura 54).

Finalmente, el escenario EX_BIOG100 sin emisiones biogénicas en todo el dominio, incluyendo las emisiones de COVNM por los ecosistemas y las emisiones naturales de NO por los suelos, ilustra la contribución fuerte de estas fuentes biogénicas al los niveles de O_3 en la península (Figura 55). Las mayores reducciones de $O_3^{(mda8)}$ se observan durante el verano cuando estas emisiones biogénicas alcanzan su máximo, y en regiones específicas como Cataluña, Andalucía, las comunidades de Madrid y Valencia, Murcia, Extremadura y Portugal. Una contribución fuerte pero relativamente más baja se observa en la costa española atlántica. En promedio sobre España, la bajada de $O_3^{(mda8)}$ alcanza los $-9 \mu g/m^3$ en julio (y $-5 \mu g/m^3$ entre abril y septiembre), con cambios medios hasta $-26 \mu g/m^3$ localmente.

En conclusión, estos resultados subrayan la contribución clave de los NO_x antropogénicos combinados con los COVNM biogénicos para la producción de O_3 en España. Estas fuentes biogénicas de COVNM parecen suficientemente importantes como para relegar las emisiones antropogénicas de COVNM a un papel mucho más limitado, al menos en nuestro sistema de modelización.

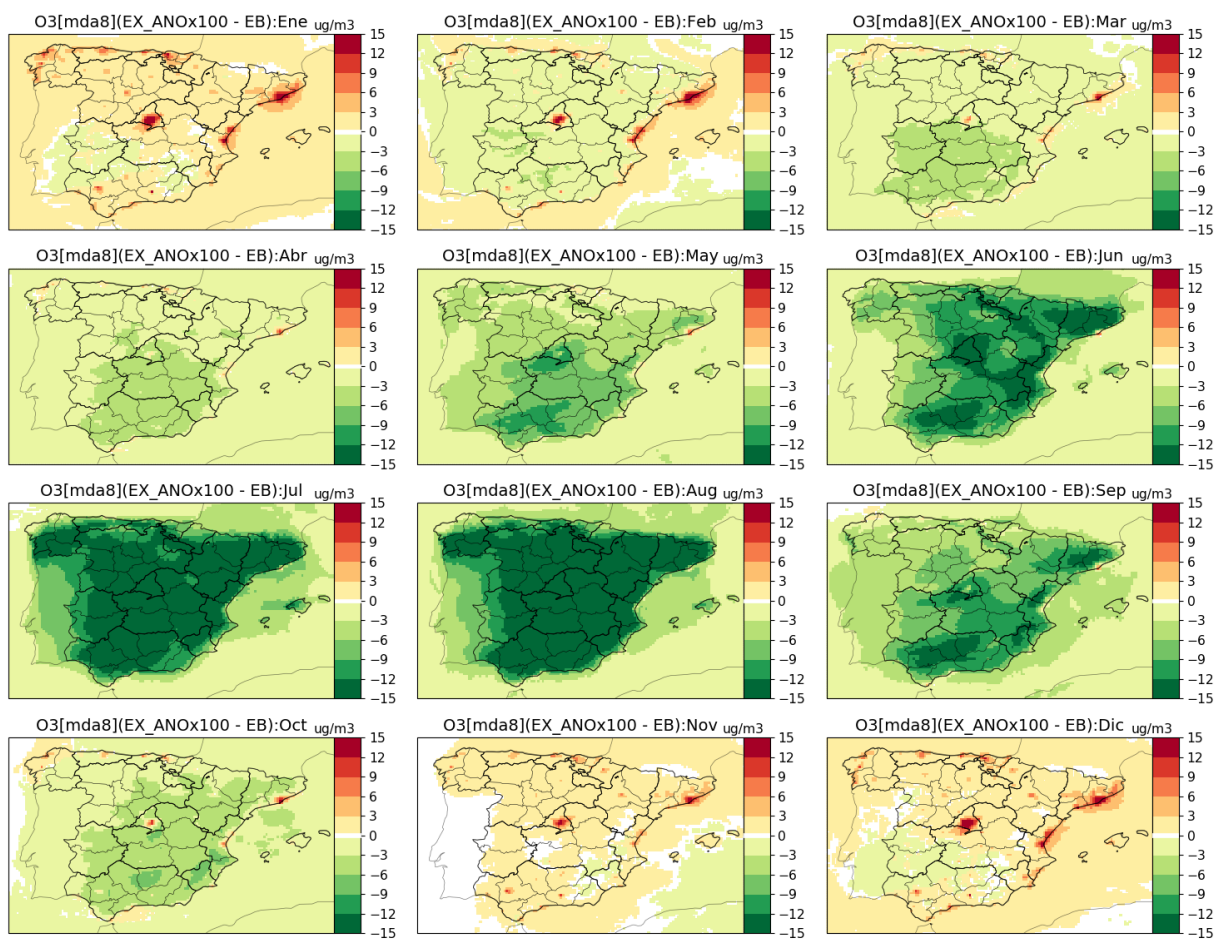


Figura 52: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ANOx100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

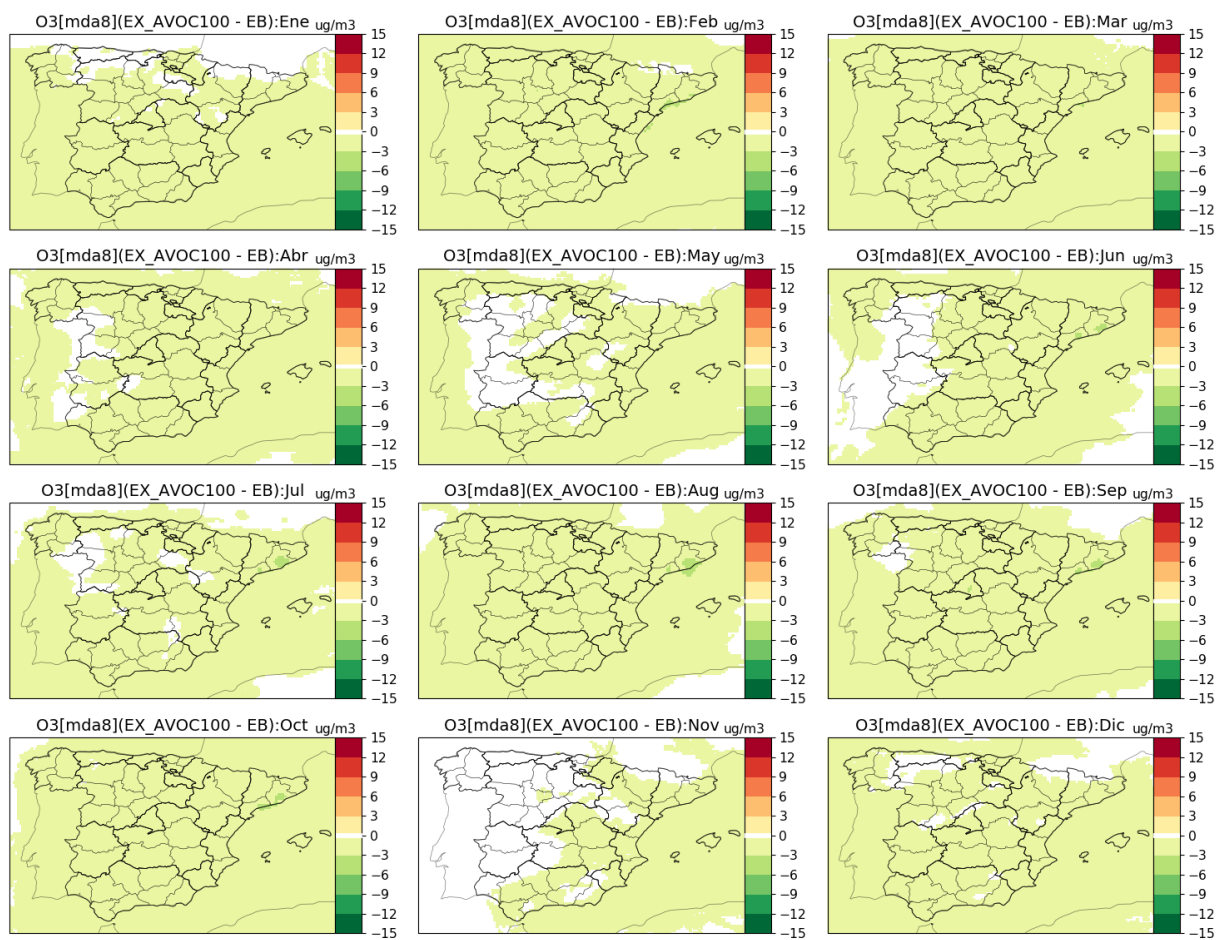


Figura 53: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ACOV100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

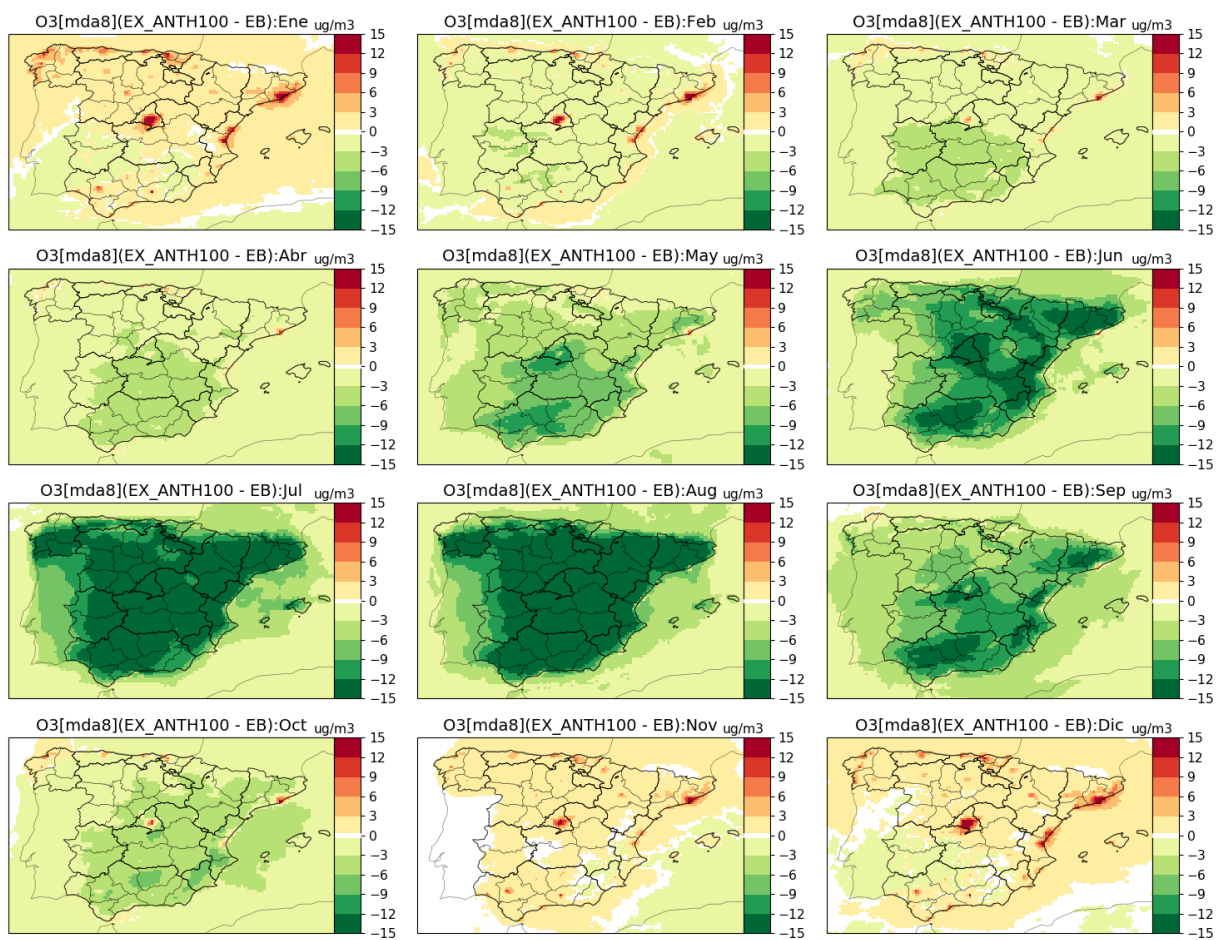


Figura 54: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_ANTH100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

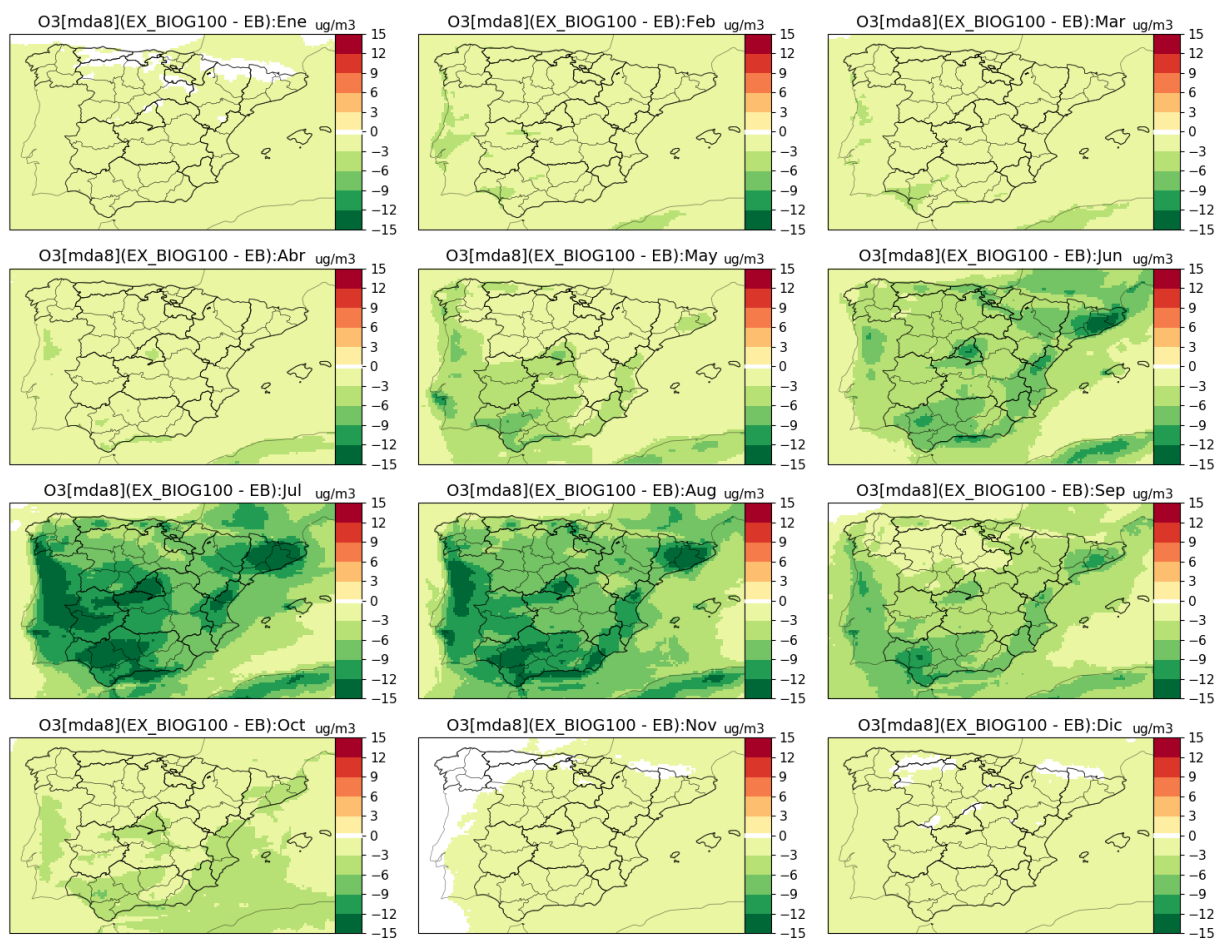


Figura 55: Diferencia absoluta de concentración de $O_3^{(mda8)}$ en superficie entre Ex_BIOG100 y EB, en promedios mensuales. Por claridad, los cambios inferiores a $\pm 0.1 \mu g/m^3$ aparecen en blanco.

Tabla 24: Estadísticas de los escenarios específicos extremos EX_ANOx100, EX_ACOV100, EX_ANTH100 y EX_BIOG100.

EX_ANOx100		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-5	-96/-31/-21	+2/+6/+46	-5	-10/-8/-7	-1/+0/+10
(abr-sep)	-9	-96/-35/-26	+0/+2/+22	-9	-20/-16/-14	-3/+0/+2
(jun-ago)	-13	-96/-39/-29	+0/+1/+17	-13	-31/-25/-19	-5/+0/+0
(jul)	-14	-85/-42/-31	+0/+1/+17	-14	-37/-29/-22	-5/+0/+0
EX_ACOV100		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-0	-21/-4/-2	+0/+0/+1	-0	-3/-2/-1	-0/+0/+0
(abr-sep)	-0	-21/-3/-1	+0/+0/+0	-0	-4/-2/-1	-0/+0/+0
(jun-ago)	-0	-19/-3/-1	+0/+0/+0	-0	-5/-2/-1	-0/+0/+0
(jul)	-0	-19/-3/-1	+0/+0/+0	-0	-5/-2/-1	-0/+0/+0
EX_ANTH100		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-5	-98/-31/-21	+2/+6/+39	-5	-10/-8/-7	-0/+0/+9
(abr-sep)	-9	-98/-35/-26	+0/+2/+22	-9	-20/-16/-14	-3/+0/+1
(jun-ago)	-13	-98/-39/-29	+0/+2/+18	-13	-31/-25/-19	-5/+0/+0
(jul)	-14	-86/-42/-31	+0/+2/+17	-14	-37/-29/-22	-5/+0/+0
EX_BIOG100		$O_3^{(mda8)}$		$\overline{O_3}^{(mda8)}$		
Referencia (escala)	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max	promedio	min/p1/p5	p95/p99/max
EB (anual)	-3	-77/-21/-13	+0/+0/+2	-3	-8/-6/-5	-2/+0/+0
(abr-sep)	-5	-77/-24/-17	+0/+0/+2	-5	-13/-11/-9	-3/+0/+0
(jun-ago)	-8	-77/-27/-19	-0/+0/+2	-8	-21/-16/-12	-4/+0/+0
(jul)	-9	-60/-30/-22	-0/-0/+2	-9	-26/-19/-15	-4/+0/+0

9.7. Resultados en frecuencia de superaciones

9.7.1. Superaciones del valor objetivo

La sección precedente se centraba en analizar el impacto de los escenarios en la distribución de las concentraciones de O_3 en España durante el año 2019. En esta sección, discutimos más en detalle el impacto de los diferentes escenarios en términos de número de superaciones, basándonos en las superaciones realmente observadas. Aquí, nos proponemos responder a la pregunta siguiente: sobre toda España y en las diferentes CCAA, durante el año 2019, considerando únicamente las celdas y los días donde hay observaciones disponibles, ¿cuál es el número de superaciones del valor objetivo y del umbral de información observadas?, ¿cuál es el cambio relativo de concentraciones de O_3 obtenido con los diferentes escenarios respecto a EB? y a partir de aquí, ¿cuál es el impacto en términos de número de superaciones de estos escenarios, aplicando el cambio relativo simulado a las concentraciones observadas? Detrás de este enunciado se hace la hipótesis de que el modelo MONARCH representa correctamente los cambios relativos de concentración de $O_3^{(mda8)}$ y $O_3^{(dlmax)}$ relacionados a un cambio de emisiones, a pesar de que (como cualquier modelo) tenga errores persistentes a nivel de concentraciones absolutas, al menos las más elevadas. Cabe recordar que en toda esta sección sobre modelización de los escenarios, no se consideran las observaciones de O_3 en estaciones individuales sino en la malla del modelo (calculando el promedio entre las estaciones de cada celda de $0.1^\circ \times 0.1^\circ$), por lo cual se espera un número de superaciones reducido. Además, excluimos las celdas del modelo predominantemente sobre el mar, por lo que algunas estaciones del litoral pueden acabar apartadas.

Las Figuras 56 y 57 muestran los resultados obtenidos en España y en cada CCAA, considerando las superaciones del valor objetivo de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $O_3^{(mda8)}$. La mayor frecuencia de estas superaciones se observa en la Comunidad de Madrid (750 superaciones), Cataluña (600), Andalucía y Comunidad de Valencia (500), Castilla-y-León (250), Castilla-la-Mancha, Extremadura y Aragón (entre 100 y 200).

El EP permite una fuerte reducción del número de superaciones en España, alcanzando -38 % en España, con cierta variabilidad de una CCAA a otra. El cambio relativo alcanza -39 % en la Comunidad de Madrid y -42 % en Andalucía, pero solo -34 % en Cataluña y -27 % en la Comunidad de Valencia. Consistente con los cambios de distribución espacial (Figura 38), la frecuencia de superación se reduce más en las CCAA interiores que en las costeras. Los menor y mayor cambios relativos ocurren en Asturias (-10 %) y Navarra (-70 %), dos CCAA con pocas superaciones.

A escala nacional, cumplir solo 50 % del objetivo de reducción de emisiones de tráfico rodado (EE_T50) implica alcanzar aproximadamente 60 % de la mejora esperada con EP (las superaciones reduciéndose de -23 % en lugar de -38 %), lo que ilustra bien la non-linealidad de la relación entre el O_3 y sus precursores. Es interesante notar que el EE_T50 reduce el beneficio de EP de manera más notable en la Comunidad de Madrid (-19 % en lugar de -39 %) que otras CCAA costeras como Cataluña, Comunidad de Valencia o Andalucía.

Las reducciones de emisión adicionales contempladas en los distintos escenarios específicos permiten mejorar aún más los beneficios obtenidos con EP, aunque no con la magnitud de la mejora vista entre EP y EB. A escala nacional en España, la frecuencia de superación se reduce ligeramente aplicando medidas al sector de uso de solventes, con -39 % en el escenario EE_S25,

pero las márgenes de mejora aparecen limitadas, como lo ilustra EE_S75, un escenario mucho más ambicioso en este sector que solo consigue -40 % superaciones. Sin embargo, la mejora se destaca más claramente analizando los resultados en las distintas CCAA ya que se concentra en las CCAA más pobladas (donde ocurren estas emisiones por uso de solventes) incluyendo Cataluña (-34, -36 y -38 % con EP, EE_S25 y EE_S75, respectivamente), la Comunidad de Madrid (-39, -40 y -42 %) y la Comunidad de Valencia (-27, -28 y -31 %).

A escala nacional, medidas adicionales en el sector industrial traen una mayor reducción, de -40 % con EE_I25 hasta -42 % con EE_I75. Como visto anteriormente con las concentraciones, la Comunidad de Valencia aparece como una de las CCAA que más beneficia de estas medidas (-27, -31 y -34 % con EP, EE_I25 y EE_I75, respectivamente), seguido por Cataluña (-34, -35 y -38 %), Andalucía (-42, -43 y -46 %) y Comunidad de Madrid (-39, -40 y -42 %).

Mejoras aún más importantes se obtienen aplicando medidas adicionales en el sector marítimo, de -41 % con EE_A25_M20 hasta -47 % con EE_A25_M60 a escala nacional. Estas mejoras tienen un impacto más generalizado en toda la península, aunque con mayores beneficios en las CCAA de la costa mediterránea, incluyendo Andalucía (-42, -47 y -55 % con EP, EE_A25_M20 y EE_A25_M60, respectivamente), Cataluña (-34, -37 y -43 %) y Comunidad de Valencia (-27, -31 y -43 %). Como visto anteriormente, la mejora de los niveles de O₃ obtenida con menores emisiones marítimas se extiende en el interior de la península, como lo ilustra los cambios de frecuencia de estas superaciones en la Comunidad de Madrid (-39, -41 y -45 %) o Castilla-la-Mancha (-55, -58 y -61 %).

En cuanto a los escenarios combinados, de nuevo podemos ver que aplicar las medidas adicionales de EE_A25_M20 para intentar compensar la menor reducción de O₃ esperada con EE_T50 no permite alcanzar los resultados inicialmente esperados con EP, ya que el escenario EE_T50_A25_M20 ofrece una reducción de -26 % de las superaciones del valor objetivo (en lugar de -38 % con EP). Complementar las medidas ambiciosas de EE_A25_M60 con medidas adicionales en los sectores de uso de solventes y industriales permite reducir aún más las superaciones del valor objetivo, de -49 % con EE_S25_I25_A25_M60 hasta -52 % con EE_S75_I75_A25_M60 a escala nacional.

Las escenarios extremos nos dan una información interesante sobre los límites de acción posibles a nivel español y la sensibilidad del O₃ a sus precursores NO_x y COVNM durante estos episodios. Efectivamente, excluyendo todas las emisiones antropogénicas de COVNM, la frecuencia de estas superaciones solo se reduce de -10 %, mientras que quitar todas las emisiones antropogénicas de NO_x permite alcanzar -74 %, un resultado cerca de los -77 % obtenidos excluyendo todas las emisiones antropogénicas de todos los contaminantes. Entonces estos resultados sugieren que los COVNM antropogénicos contribuyen menos que los COVNM biogénicos a estas superaciones, el escenario extremo sin ninguna emisiones biogénicas EX_BIOG100 reduciendo estas superaciones de -71 %. Sin embargo, cabe recordar que EX_BIOG100 incluye la supresión de no solo las emisiones de COVNM biogénicos sino también las de NO por los suelos. Entonces no permite en toda rigor aislar la contribución de los COVNM biogénicos solos. La contribución más importante de las emisiones de COVNM antropogénicos en España se observa en Asturias (-18 % de superaciones con EX_ACOV100), Cataluña (-16 %), y Navarra y en la Comunidad de Valencia (-13 %). Las CCAA más impactadas por una supresión de las emisiones antropogénicas de España son Castilla-la-Mancha (-94 %) la Comunidad de Madrid (-93 %).

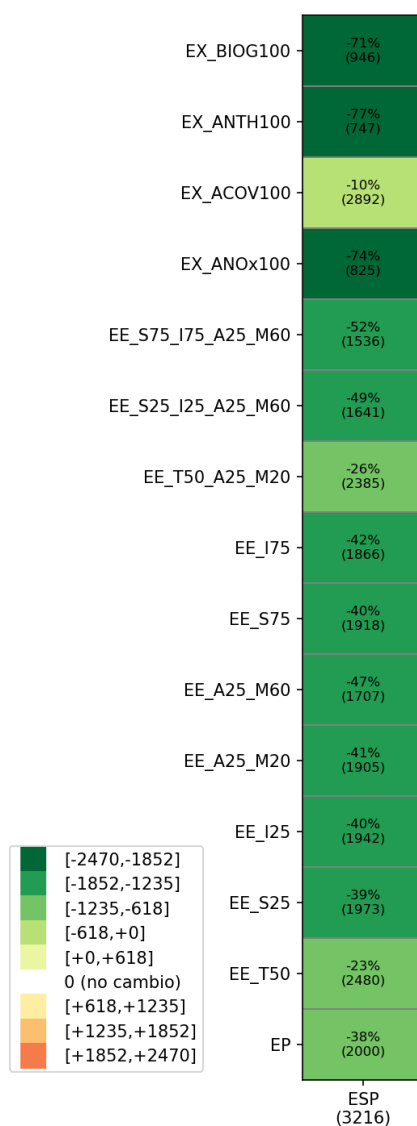


Figura 56: Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del valor objetivo $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.

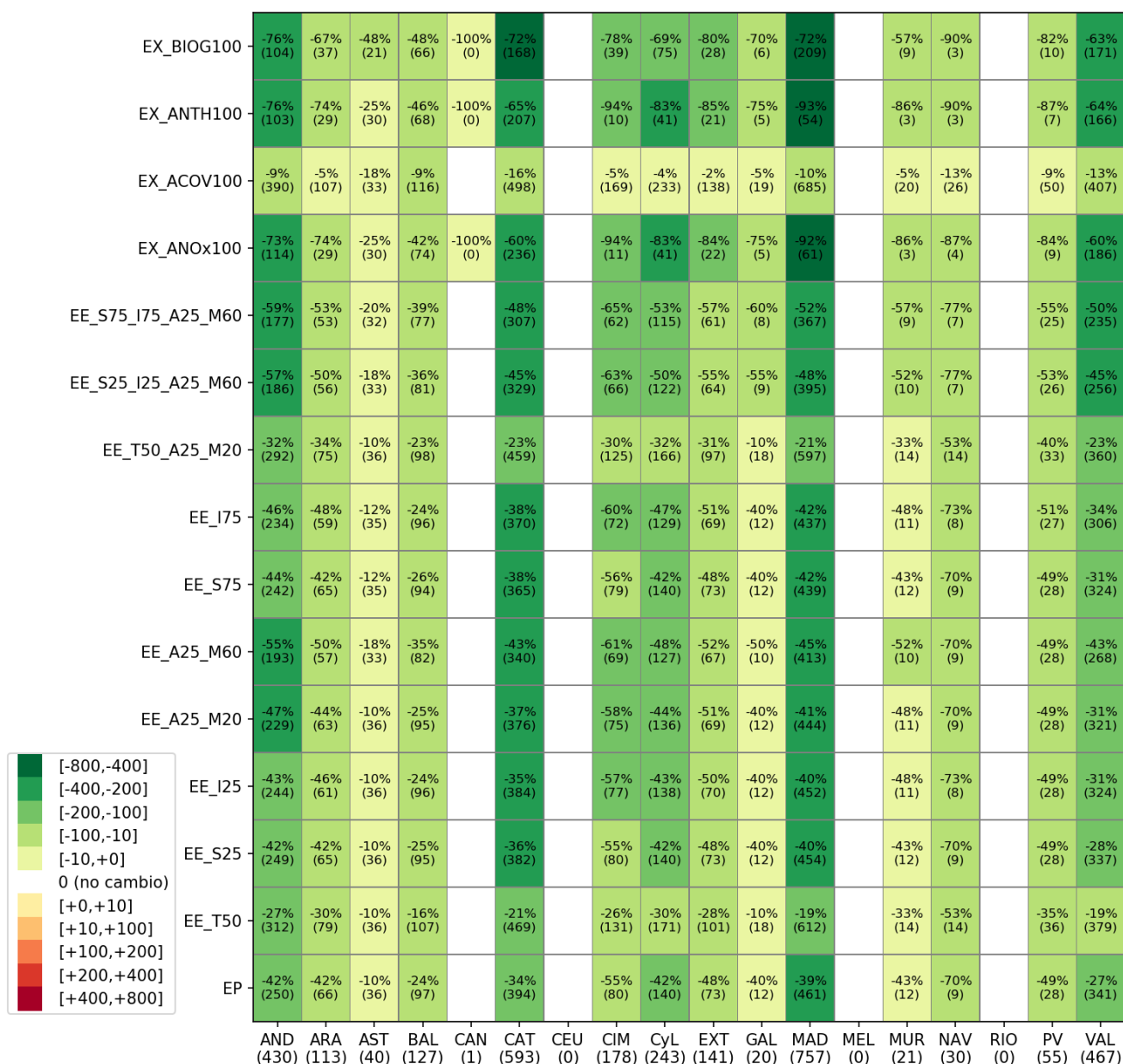


Figura 57: Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del valor objetivo $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$, observadas en 2019 en cada CCAA, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.

9.7.2. Superaciones del umbral de información

Las Figuras 58 y 59 muestran los resultados obtenidos en España y en cada CCAA, considerando las superaciones del umbral de información de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{O}_3^{(\text{dlmax})}$. A escala nacional, el EP tiene un impacto aún mayor en estos episodios más extremos, con una reducción de -65 %. La mejora alcanza -95 % en la Comunidad de Madrid pero solo -51 % en Cataluña, donde persisten la mayor parte de estas superaciones en España. El beneficio se reduce a -45 % con EE_T50 (-57 y -41 % en Comunidad de Madrid y Cataluña, respectivamente).

A diferencia de los resultados obtenidos en las superaciones del valor objetivo, muchos de los escenarios específicos con medidas adicionales moderadamente ambiciosas (EE_S25, EE_S75, EE_I25, EE_A25_M20) no presentan mejoras significativas en la frecuencia de estas superaciones del umbral de información. Solo los escenarios con medidas adicionales más ambiciosas logran reducir estas superaciones, alcanzando hasta un -66 % con EE_I75, -68 % con EE_A25_M60 y -69 % con EE_S25_I25_A25_M60 y EE_S75_I75_A25_M60.

Sin embargo, los escenarios extremos demuestran que las persistentes superaciones del umbral de información siguen causadas por las emisiones antropogénicas de España. Efectivamente, los escenarios EX_ANOx100 y EX_ATH100 permiten alcanzar reducciones de -90 y -93 % de la frecuencia de estas superaciones. Excluyendo todas las emisiones antropogénicas de todos los contaminantes (EX_ATH100), solo persisten 4 superaciones en Cataluña y 1 en Extremadura, probablemente debido a las emisiones de Francia y Portugal. Finalmente, el escenario EX_BIOG100 conlleva una reducción de -96 % de estas superaciones, demostrando de nuevo la contribución clave de las emisiones biogénicas en la formación de episodios de O_3 en España.

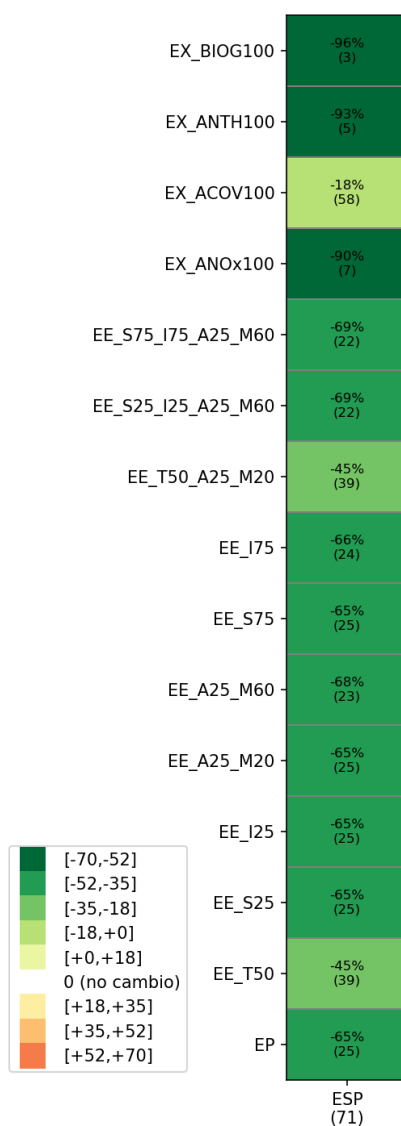


Figura 58: Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del umbral horario de información de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{O}_3^{\text{(mda8)}}$, observadas en 2019 en España, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.

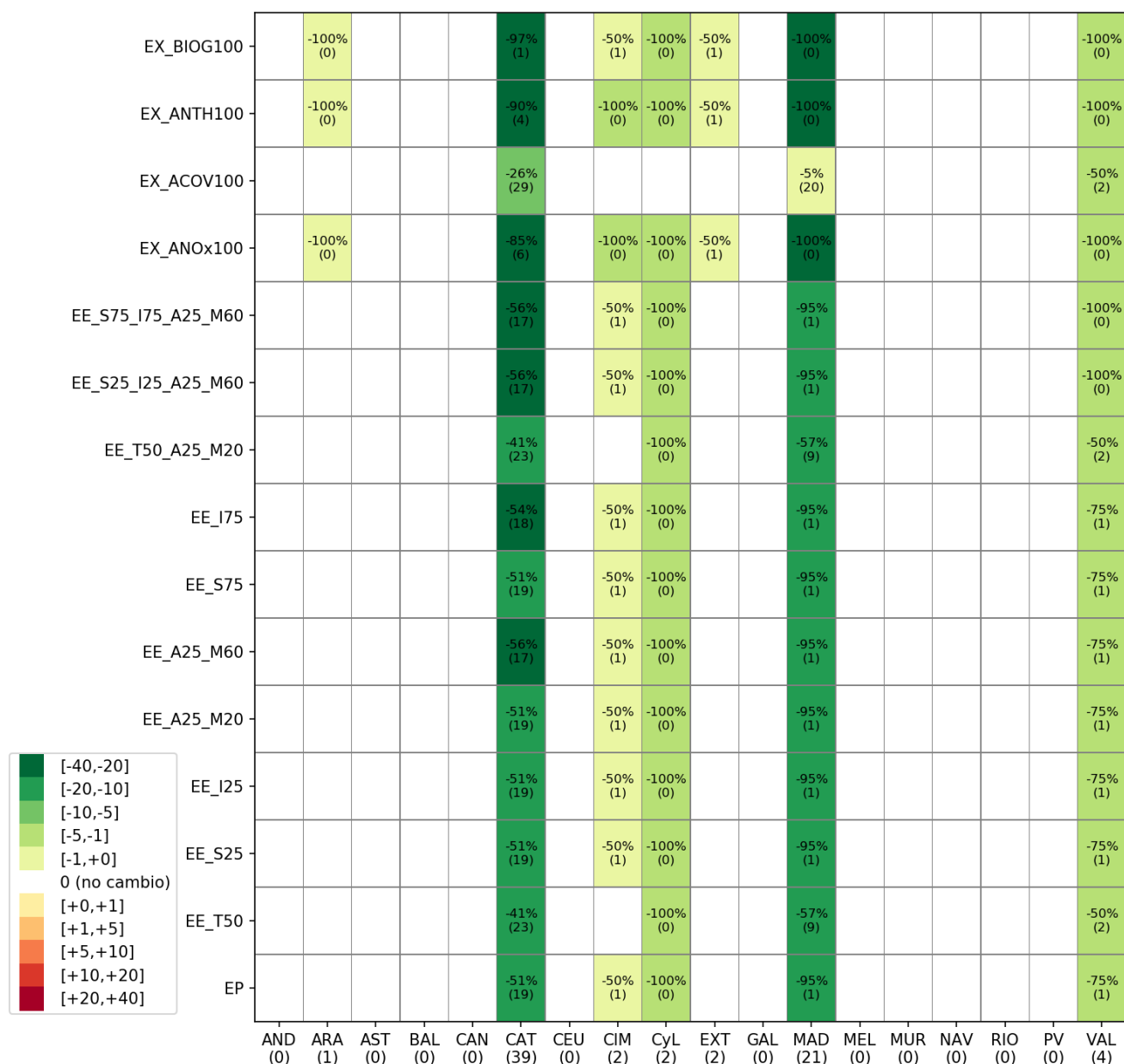


Figura 59: Impacto de los distintos escenarios sobre el número de superaciones del umbral horario de información de 180 µg/m³ para O₃^(mda8), observadas en 2019 en cada CCAA, aplicando el cambio relativo de concentraciones simulado por MONARCH. El número de superaciones observadas está indicado entre paréntesis abajo, mientras el cambio relativo y el número de superaciones obtenido para cada escenario está indicado en cada celda.

9.8. Conclusiones

Las conclusiones sobre el Escenario Base (EB) y las correspondientes pruebas de sensibilidad son las siguientes:

- MONARCH subestima el NO_2 en un -18 % en superficie y en un -30 % en las columnas troposféricas. Se observan discrepancias mayores durante la tarde y/o en zonas menos urbanizadas, lo que probablemente se deba en parte a artefactos positivos en las mediciones por quimioluminiscencia. El modelo también subestima las columnas troposféricas de HCHO , con un sesgo del -31 % a nivel anual, aunque este sesgo se reduce al -19 % durante el verano. En general, MONARCH logra reproducir razonablemente bien el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en superficie, con un sesgo anual del -4 % y sin sesgo durante el verano (con un error y correlación del 15 % y 0.69, respectivamente).
- Las emisiones de NO_x en el rango superior de las incertidumbres proporcionadas por el MITECO mejoran las estadísticas del modelo MONARCH en cuanto al NO_2 , pero el sesgo negativo persiste en España y la mejora en el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ sigue siendo relativamente limitada.
- Las emisiones de NO provenientes de los suelos constituyen otra fuente importante de incertidumbre, con impactos potencialmente significativos sobre la producción de O_3 en España.
- La producción local de O_3 muestra una ligera sensibilidad a las concentraciones de fondo de CH_4 , con una respuesta promedio de hasta -2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ante una reducción del CH_4 de 1.85 a 1.2 ppmv (aunque se espera que la mayor parte del impacto de las concentraciones de fondo de CH_4 ocurra a escala hemisférica, un aspecto no considerado aquí).

Las conclusiones sobre los distintos escenarios de emisiones analizados son las siguientes:

- El Escenario Planificado (EP), que incluye las reducciones de emisiones contempladas en los PNIEC y PNCAA, tiene un fuerte impacto sobre la producción de O_3 en España. Permite reducir los niveles medios de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en -4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el verano (-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante abril-septiembre), y hasta -11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en zonas específicas como el norte de Madrid. La mejora abarca la mayor parte del territorio español, aunque es más limitada en la costa, donde incluso se registran aumentos en algunas ciudades costeras como Barcelona (debido a una reducción en la titración). El escenario EP permite una fuerte reducción de la frecuencia de las superaciones del valor objetivo y del umbral horario de información en España (-38 y -65 %, respectivamente).
- Aplicar estas medidas al escenario base alternativo, con mayores emisiones de NO_x , genera cambios relativamente similares, aunque ligeramente más elevados.
- El tráfico rodado aparece como un sector clave para la producción de O_3 en España. Alcanzar solo el 50 % de la reducción de emisiones prevista en el EP resulta en aproximadamente el 60 % de las mejoras inicialmente esperadas. Reduce la frecuencia de las

superaciones del valor objetivo y del umbral horario de información por -23 y -45 %, respectivamente. Combinar esta situación con una reducción del 25 % en las emisiones de aviación y del 20 % en el sector marítimo no permite lograr las disminuciones obtenidas con el EP completo.

- El sector marítimo se destaca como otro sector clave para la producción de O_3 en España. Complementar el EP con reducciones adicionales de -20 % de las emisiones de este sector permite reducir el O_3 promedio en $-1 \mu g/m^3$ durante el verano (y $-2 \mu g/m^3$ en julio con una reducción de -60 % de estas emisiones). Aunque proporciona mejoras en la mayor parte del territorio, esta medida es especialmente interesante por su mayor impacto en la zona del Levante, donde se esperaban pocos cambios con el EP. La frecuencia de superaciones del valor objetivo y del umbral horario de información se reduce de -41 y -65 %, respectivamente (-47 y -68 % con una reducción de -60 % de estas emisiones).
- Complementar las medidas previstas en el EP con reducciones adicionales en las emisiones industriales de minerales no metálicos excluyendo las cementeras tiene un impacto relativamente limitado y localizado en las regiones donde se ubican estas industrias (e.g., Castellón). En días específicos, las mejoras pueden alcanzar localmente los $-2 \mu g/m^3$ con una reducción del -25 % en estas emisiones industriales, y los $-5 \mu g/m^3$ con una reducción del -75 %. Comparado con los -38 % alcanzados con el EP, estos dos escenarios logran reducciones de -40 y -42 % de las superaciones del valor objetivo, respectivamente.
- Complementar las medidas planificadas con reducciones adicionales en las emisiones por uso de solventes tiene en promedio un impacto muy limitado con una reducción del -25 % en estas emisiones, mientras que una reducción del -75 % permite alcanzar mejoras de hasta $-2 \mu g/m^3$ localmente. Sin embargo, estas medidas permiten reducir el $O_3^{(mda8)}$ localmente en días concretos aunque poco frecuentes, hasta -3 y $-10 \mu g/m^3$ con reducciones del -25 y 75 % de estas emisiones, respectivamente. Esto se traduce por una menor frecuencia de superaciones del valor objetivo, de -39 y -40 %, respectivamente, que beneficia principalmente a las CCAA más pobladas como Cataluña y Comunidad de Madrid.
- La reducción del -25 % en las emisiones de aviación no parece tener un impacto notable en los niveles de $O_3^{(mda8)}$ (al menos en los aeropuertos de grandes ciudades del interior, como Adolfo-Suárez de Madrid-Barajas).
- La combinación de medidas adicionales en los sectores marítimo, industrial y de uso de solvente permite lograr mejoras aún más importantes, hasta $-6 \mu g/m^3$ en promedio sobre España en julio.
- Los escenarios extremos destacan el papel clave de las emisiones antropogénicas de NO_x y las emisiones biogénicas de COVNM. Sin emisiones antropogénicas, las superaciones del valor objetivo de $120 \mu g/m^3$ solo se reducen en un -77 % pero las superaciones del umbral horario de información (episodios extremos) de $180 \mu g/m^3$ se reducen en un -93 %. Sin emisiones antropogénicas de COVNM, estas superaciones se reducen de -10 y -18 %, respectivamente, mientras que sin emisiones biogénicas, se reducen en un -71 % y -96 %.

10. Conclusiones generales y recomendaciones

En estos trabajos orientados a la elaboración de recomendaciones científicas para el nuevo Plan de Ozono del MITECO se han obtenido una serie de resultados relevantes. A continuación se listan las **conclusiones generales** derivadas de los resultados de modelización realizados.

Estudio de contribución de fuentes

- Las contribuciones nacionales a los niveles de O_3 son más altas durante los episodios de alta contaminación.
 - En estaciones problemáticas como el Atazar (Madrid), Vic (Cataluña), Córdoba (Andalucía) y Zarra (Valencia) la contribución nacional representa un 25 %, 20 %, 18 % y 15 % en promedio durante los episodios con niveles de $O_3^{(mda8)}$ por encima de los $120 \mu g/m^3$, respectivamente.
 - La contribución nacional en estas mismas estaciones a los niveles de $O_3^{(mda8)}$ puede llegar a representar hasta un 42 % en días concretos.
- Al igual que en el resto de países Europeos, los niveles de O_3 en España están afectados por una elevada contribución transfronteriza, aunque el margen de reducción de O_3 con medidas a nivel nacional es amplio.
 - Los países europeos vecinos de España contribuyen en un 8.2 % al $O_3^{(mda8)}$ promedio. Concretamente, las emisiones de Francia, Portugal e Italia aportan un 4.1 %, 2.7 % y 1.4 % del $O_3^{(mda8)}$ en España.
 - Las emisiones marítimas representan la tercera contribución más importante al O_3 en España (10.7 % en promedio), especialmente en el sur y levante peninsular, donde las contribuciones pueden llegar al 20 %. Esta contribución es más importante que la de países vecinos como Portugal o Francia.
 - La contribución de los niveles de O_3 hemisférico (niveles de fondo) representan en promedio un 60 % del $O_3^{(mda8)}$ en España, aunque ésta disminuye durante los episodios agudos de contaminación.
 - Las emisiones estatales contribuyen en un 15 % al $O_3^{(mda8)}$ promedio entre junio y agosto en todo el territorio, aunque esta contribución varía en función del lugar y la situación meteorológica. Como se ha indicado arriba, esta contribución puede aumentar significativamente de forma episódica alcanzando hasta un 40-50 %.

Estudio sobre las emisiones antropogénicas de COVNM

- El presente estudio ha permitido realizar una evaluación exhaustiva del desempeño del modelo MONARCH en la simulación de las concentraciones de benceno, tolueno y xileno (BTX) en España, así como identificar las principales incertidumbres asociadas a sus emisiones antropogénicas. A continuación, se resumen las conclusiones principales y se formulan recomendaciones clave orientadas a la mejora de la modelización y la calidad de los datos disponibles:

■ Evaluación del modelo y principales incertidumbres:

- El modelo MONARCH ha demostrado ser capaz de reproducir, en términos generales, los niveles absolutos y las distribuciones espacio-temporales de BTX observadas en España. Sin embargo, se han identificado discrepancias significativas en estaciones ubicadas en entornos industriales y urbanos de tráfico, particularmente para el benceno.
- Las principales fuentes de incertidumbre se asocian a:
 - Subestimaciones en estaciones próximas a hornos de coque y refinerías, donde las emisiones fugitivas y las discrepancias entre inventarios (LPS y PRTR-España) juegan un papel relevante.
 - Discrepancias en las emisiones de tolueno y xileno vinculadas a actividades industriales específicas, como la aplicación de pinturas y el uso de solventes.
 - Subestimaciones en ambientes urbanos relacionadas con la representación de las emisiones de motocicletas y ciclomotores, así como las derivadas de arranques en frío de vehículos durante los meses de invierno.

Modelización de los escenarios de emisión

- La implementación de las medidas en el escenario planificado (EP) alcanza una disminución de los niveles de $O_3^{(mda8)}$ de $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio sobre todo el territorio durante el verano ($-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante abril-septiembre).
 - En las celdas del modelo donde se encuentran las estaciones de calidad del aire, asumiendo que los modelos predicen correctamente los cambios relativos de O_3 , se logra una reducción del número de superaciones del umbral horario de información (episodios extremos) de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Directiva Europea 2024/2881/CE) de -65% .
 - La reducción de superaciones del valor objetivo de la Directiva Europea 2024/2881/CE de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el $O_3^{(mda8)}$ es del -38% en esas mismas celdas para el año 2019.
 - Las cuencas con reducciones más importantes de $O_3^{(mda8)}$ son la Comunidad de Madrid, el norte de Cataluña, la Comunidad Valenciana, Murcia, Galicia y Andalucía.
 - La disminución de emisiones resulta en una menor titración del O_3 en todas las ciudades, con efectos más visibles durante el pico de tráfico de la mañana. Sin embargo, se identifica durante el resto del día una respuesta diferenciada entre las ciudades costeras y las del interior. En las ciudades del interior, la menor destrucción de O_3 está más compensada por una menor producción local durante la tarde y un fondo regional de O_3 reducido, resultando en bajadas notables del $O_3^{(mda8)}$. En cambio, en las ciudades costeras, que se ven influenciadas por masas de aire marítimas menos impactadas por el cambio en emisiones, la menor producción apenas compensa el aumento del O_3 por la reducción de la titración, resultando en reducciones menores de $O_3^{(mda8)}$, e incluso en aumentos en el caso de Barcelona.
- El tráfico rodado es el sector clave en la reducción generalizada del O_3 en España con el EP.

- La reducción del $O_3^{(mda8)}$ promedio en julio en este escenario puede llegar hasta $-11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en algunas zonas al norte de la Comunidad de Madrid, debido principalmente a la fuerte bajada de las emisiones de tráfico contempladas (-60%).
 - La reducción de las emisiones de tráfico implica un incremento notable del $O_3^{(mda8)}$ en Barcelona y algunas otras ciudades costeras debido al rol clave de la titración combinado con la influencia de las masas de aire marítimas y las condiciones de ventilación específicas.
 - El incumplimiento de las reducciones proyectadas de emisiones de tráfico de NO_x (-30% en vez de -60%) supone alcanzar aproximadamente el 60% de las reducciones de $O_3^{(mda8)}$ obtenidas con el EP.
- Después del tráfico rodado, el tráfico marítimo aparece como otro sector clave para la reducción del O_3 en España.
- Este sector contribuye notablemente en la producción de O_3 en la península, sobre todo en las zonas costeras mediterráneas (hasta centenares de kilómetros tierra adentro) donde se concentra una gran parte de la población.
 - Añadido a las medidas del EP, una reducción de -20% en las emisiones marítimas, en línea con el impacto esperado por una potencial designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones para prevenir, reducir y controlar las emisiones de óxidos de nitrógeno (zona NECA), permitirían rebajar sustancialmente el $O_3^{(mda8)}$. Comparado con el escenario EP, la disminución de $O_3^{(mda8)}$ alcanzaría los $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el verano en promedio sobre España (hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en zonas costeras específicas del levante). Esto se podría traducir por una reducción de -41% y -65% de las superaciones del valor objetivo y del umbral horario de información, respectivamente.
 - Una reducción más ambiciosa de estas emisiones de tráfico marítimo de hasta -60% (en lugar de -20%) permitiría alcanzar una bajada del $O_3^{(mda8)}$ de $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el verano en promedio sobre España (hasta $-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en zonas costeras específicas del levante). Esto se podría traducir por una reducción de -47% y -68% de las superaciones del valor objetivo y del umbral horario de información, respectivamente.
- El O_3 responde de manera más limitada y localizada bajo los demás escenarios específicos de emisiones analizados, que incluyen reducciones en el uso de solventes, en las industrias de refino e industria mineral no metálica (excepto cementeras), y en la aviación.
- Añadida a las medidas previstas en el EP, la reducción de -25% en las emisiones de COVNM por uso de solventes conlleva una reducción de los niveles de O_3 muy limitada y localizada. El mayor beneficio es la ligera atenuación del incremento de O_3 en el área metropolitana de Barcelona causado por el EP. Esta medida no cambia la frecuencia de superaciones del umbral horario de información, pero ofrece una ligera mejora en cuanto a las superaciones del valor objetivo. Un impacto tan limitado de este sector no se esperaba y sugiere la necesidad de conducir estudios más detallados para entender hasta qué punto se puede deber a las incertidumbres relativas a las emisiones y reactividad de los COVNM. La producción de O_3 en

España aparece mucho más sensible a las emisiones biogénicas de COVNM (y a las emisiones antropogénicas de NO_x).

- Frente al EP, la reducción adicional del -25 % en las emisiones de la industria de refino e industria mineral no metálica (excluyendo las cementeras) tiene un impacto limitado en los niveles de O₃^(mda8), concentrado en zonas específicas como Comunidad Valenciana (Castellón)/Aragón, Castilla y León/País Vasco y Cataluña, donde se ubican estas industrias y/o a sotavento de las mismas. Una reducción más ambiciosa de estas emisiones, hasta -75 %, conlleva beneficios sustancialmente mejores (bajada del O₃^(mda8) de -1 µg/m³ en promedio durante el verano, y hasta -5 µg/m³ localmente).
- Las reducciones de -25 % en las emisiones del sector de la aviación no tiene un impacto notable en los niveles de O₃. El O₃^(mda8) prácticamente no varía en los alrededores de los principales aeropuertos de España (p. ej., Adolfo-Suárez de Madrid-Barajas).
- La respuesta de todas las medidas analizadas en la reducción de los niveles de O₃ es más importante en los episodios con concentraciones más elevadas dado que éstas se dan típicamente cuando hay una mayor contribución estatal. En este sentido, las medidas a nivel estatal ayudan a reducir especialmente el O₃ en los episodios dominados por formación fotoquímica.
- Aunque las reducciones alcanzadas en el EP y algunos escenarios específicos son muy relevantes, con una fuerte disminución del número de superaciones del umbral horario de 180 µg/m³ para O₃^(d1max), nuestros resultados muestran que se está aún lejos del cumplimiento del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo marcados por la Directiva Europea 2024/2881/CE.

En base a las conclusiones del estudio sobre las emisiones antropogénicas de COVNM, se derivan las recomendaciones siguientes:

■ **Recomendaciones para la mejora de las estimaciones de emisiones:**

- Es fundamental desarrollar métodos más precisos para estimar emisiones fugitivas en sectores industriales clave, como el de hornos de coque y refinerías, y asegurar una mayor consistencia entre los datos reportados en los diferentes inventarios.
- En el ámbito del transporte rodado, se recomienda analizar con mayor detalle las emisiones asociadas a motocicletas y ciclomotores, considerando tanto los efectos de la resolución espacial del modelo como el impacto de las pendientes de las calles y las condiciones de arranque en frío.
- Para actividades industriales, se sugiere actualizar y refinar los perfiles de especiación y los factores de emisión, especialmente en sectores donde las actividades específicas contribuyen significativamente a las emisiones de BTX.

■ **Limitaciones en las mediciones y recomendaciones para su mejora:**

- La red de monitoreo de COVNM en España presenta limitaciones relevantes en su cobertura espacial, particularmente en el sur y noroeste del territorio, así como en regiones urbanas clave como Barcelona (para tolueno y xileno).
- Asimismo, una proporción significativa de estaciones disponibles fue descartada debido a una baja cobertura temporal de datos. Esto subraya la necesidad de priorizar la implementación de mediciones continuas y de alta calidad.
- Se recomienda ampliar la red de estaciones de monitoreo de COVNM y mejorar la representatividad geográfica y temporal de las mediciones, lo cual es crucial para respaldar una evaluación más integral de las emisiones y concentraciones de estos compuestos.

Finalmente, en base a las conclusiones del estudio de contribución de fuentes y de los trabajos de modelización de los escenarios de emisión, se derivan una serie de **recomendaciones** para la elaboración del Plan de O₃ que se resumen a continuación:

- Los niveles de O₃ en la España peninsular (promedio de junio a agosto del O₃^(mda8)) presentan una contribución transfronteriza importante, tanto de origen Europeo como hemisférico. Se recomienda impulsar medidas coordinadas a nivel internacional para abordar planes de reducción de emisiones que permitan disminuir los niveles de fondo de O₃ dominados en gran parte por las actividades continentales (Asia, EEUU, Europa) y el tráfico marítimo internacional. Impulsar la designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones NECA puede ayudar de forma muy relevante a reducir los niveles de O₃ en el levante español.
- Los distintos países de la Unión Europea están diseñando e implantando planes de reducción de emisiones. Es recomendable realizar un estudio del impacto potencial de los distintos planes planificados por los países europeos (especialmente países vecinos de España) sobre el O₃ en España para identificar sinergias y cuantificar mejor el alcance en las reducciones de O₃ esperadas en un futuro.
- Las mayores reducciones de O₃ se han asociado a las medidas planificadas sobre el tráfico rodado. Es básico alcanzar las reducciones planificadas en este sector en el marco del PNIEC y PNCCA (reducción del tráfico en -60 %), para obtener así un impacto importante en los niveles de O₃. Se recomienda seguir impulsando la transición tecnológica en este sector y respaldar el despliegue de medidas para reducir la actividad del mismo (p. ej., implantación de zonas de bajas emisiones).
- En regiones caracterizadas por emisiones elevadas de NO_x, específicamente en grandes ciudades y zonas industriales, la reducción de las mismas implica una disminución de la titración de O₃ y por tanto puede darse un aumento en las concentraciones de O₃ en función de su localización. Este aumento ocurre en ciudades costeras y es especialmente visible en Barcelona. Se recomienda diseñar medidas adicionales para compensar este efecto.
- Para el sector del transporte marítimo, además de la implantación de NECAs, se recomienda también medidas de electrificación portuaria para reducir las emisiones de los motores de buques.

- En principio, medidas orientadas a la reducción de COVNM podrían ser localmente un buen complemento para compensar el efecto de la menor titración en entornos donde el régimen químico está limitado por COVNM, pero los resultados derivados del escenario de reducción de COVNM apuntan a un impacto muy limitado. Se recomienda realizar estudios más detallados para entender hasta qué punto la respuesta limitada de algunos escenarios se debe a las incertidumbres persistentes que afectan a las emisiones. Profundizar en el rol de las emisiones de COVNM y su reactividad puede aportar información relevante sobre el rol que pueden tener las emisiones de COVNM antropogénicos en el control de los niveles de O₃ en España.

11. Limitaciones e incertidumbres

Los resultados y conclusiones obtenidos en el presente estudio de modelización tienen asociados una serie de incertidumbres y limitaciones que se detallan a continuación:

- Las emisiones de precursores NO_x y COVNM utilizadas para modelizar el escenario base tienen asociadas incertidumbres que pueden conllevar una subestimación de las concentraciones simuladas de NO_2 y COVNM (así como de la reactividad de éstos últimos), de la modelización de los regímenes químicos de formación de O_3 y, consecuentemente, de la respuesta de los modelos a los cambios de emisiones propuestos en los distintos escenarios.
- Aparte de las incertidumbres asociadas a las emisiones, existen también incertidumbres en la meteorología y los mecanismos químicos considerados en los modelos de calidad del aire:
 - La meteorología simulada por los modelos de mesoscala, como los empleados en este trabajo, tiende a presentar mayores errores en zonas de topografía compleja y cerca de la línea de costa. Aunque éstos se reducen trabajando con resoluciones elevadas, siguen representando una dificultad para reproducir de forma precisa los vientos y circulaciones de carácter regional y/o local.
 - El mecanismo químico de los modelos de calidad del aire es una componente clave para resolver la formación de un contaminante secundario como es el O_3 . Debido a su elevado coste computacional, se emplean mecanismos de complejidad intermedia, como el empleado en estos trabajos, que simplifican la compleja química asociada a los COVNM. Esta simplificación introduce incertidumbres en la respuesta de los modelos a cambios en las emisiones de COVNM.
- El escenario planificado modelizado no contempla el impacto derivado del incremento de emisiones de COVNM que las proyecciones oficiales del MITECO señalan para los sectores de la producción y generación de energía eléctrica y de la industria manufacturera, y que se asocian a un incremento en el uso de biomasa. Esta limitación se asocia a la no disponibilidad de información clave, principalmente las ubicaciones de las futuras centrales térmicas de biomasa.
- Pruebas de sensibilidad y escenarios específicos han permitido poner luz en la contribución muy notable de las emisiones biogénicas de COVNM por los ecosistemas y de NO por los suelos en la producción de O_3 . En el caso de los COVNM biogénicos, es importante destacar que su contribución al total de COVNM se sitúa entorno al 90 % durante julio de 2019, y que más del 70 % de estas emisiones corresponden a isoprenos y monoterpenos, que tienen un potencial de formación de O_3 elevado. En el caso de las emisiones de NO_x procedentes de suelos, y que en parte se derivan del uso de fertilizantes, su contribución al total de NO_x es bastante inferior (5 % en el total y 14 % en zonas rurales). Sin embargo, estudios recientes han señalado que la presencia de emisiones de NO_x de suelo puede reducir significativamente la sensibilidad del O_3 a cambios en las emisiones

antropogénicas, generando así un efecto de penalización (Lu et al. 2021). Persisten incertidumbres elevadas sobre estas emisiones y consecuentemente sobre su impacto potencial en los niveles de O₃. Se requiere estudios futuros más detallados para intentar mejorar nuestra comprensión de estos procesos y impactos.

- El impacto de condiciones meteorológicas más cálidas se ha abordado de forma muy simplificada en la primera fase de este estudio. Debido a la complejidad en diseñar un caso de modelización donde solo se perturbe la temperatura en el modelo, los resultados presentados han analizado el impacto en usar dos meteorologías de años distintos (2019 frente a 2015). Cuantificar el efecto del aumento de temperaturas con el cambio climático requeriría un estudio específico complejo que excede el alcance de los trabajos previstos.
- El trabajo de contribución de fuentes se ha limitado a cuantificar las contribuciones nacionales y transfronterizas sobre España sin profundizar en contribuciones entre CCAA o por sectores de emisión.

12. Referencias

- Adam, T, A Farfaletti, L Montero, G Martini, U Manfredi, B Larsen, G De Santi, A Krasenbrink y C Astorga. 2010. “Chemical characterization of emissions from modern two-stroke mopeds complying with legislative regulation in Europe (EURO-2)”. *Environmental science & technology* 44 (1): 505-512.
- Adame, J.A., J.P. Bolívar y B.A. de la Morena. 2010. “Surface ozone measurements in the southwest of the Iberian Peninsula (Huelva, Spain)”. *Environmental Science and Pollution Research* 17 (2): 355-368. ISSN: 0944-1344. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0098-9>.
- Adame, J.A., A. Lozano, J.P. Bolívar, B.A. de la Morena, J. Contreras y F. Godoy. 2008. “Behavior, distribution and variability of surface ozone at an arid region in the south of Iberian Peninsula (Seville, Spain)”. *Chemosphere* 70 (5): 841-849. ISSN: 00456535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.009>.
- AEMET. 2015. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2015*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- . 2016. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2016*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- . 2017. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2017*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Amato, F., A. Karanasiou, T. Moreno, A. Alastuey, J. A. G. Orza, J. Lumbreras, R. Borge, E. Boldo, C. Linares y X. Querol. 2012. “Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway”. *Atmospheric Environment* 61 (diciembre): 580-587. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.065>. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231012007510>.
- Appel, K. W., G. A. Pouliot, H. Simon, G. Sarwar, H. O. T. Pye, S. L. Napelenok, F. Akhtar y S. J. Roselle. 2013. “Evaluation of dust and trace metal estimates from the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model version 5.0”. *Geoscientific Model Development* 6 (4): 883-899. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-883-2013>. <https://gmd.copernicus.org/articles/6/883/2013/>.
- Aries, E, D Ciaparra, MJ Schofield, DR Anderson, N Schofield y R Fisher. 2007. “Fugitive and stationary source emissions from coke plants and impact on the local ambient air quality”. *Year-Book Coke Oven Manag. Assoc. UK*, 136-197.
- Badia, A. y O. Jorba. 2015. “Gas-phase evaluation of the online NMMB/BSC-CTM model over Europe for 2010 in the framework of the AQMEII-Phase2 project”. *Atmospheric Environment* 115:657-669.
- Badia, A., O. Jorba, A. Voulgarakis, D. Dabdub, C. Pérez García-Pando, A. Hilboll, M. Gonçalves Ageitos y J. Zavisa. 2017. “Description and evaluation of the Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry model (NMMB-MONARCH) version 1.0: gas-phase chemistry at global scale”. *Geoscientific Model Development* 10:609-638.

- Baklanov, A. e Y. Zhang. 2020. “Advances in air quality modeling and forecasting”. *Global Transitions* 2:261-270. ISSN: 25897918. <https://doi.org/10.1016/j.glt.2020.11.001>.
- Baldasano, J. M., P. Jiménez-Guerrero, O. Jorba, C. Pérez, E. López, P. Güereca, F. Martín et al. 2008. “Caliope: an operational air quality forecasting system for the Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands - first annual evaluation and ongoing developments”. *Advances in Science and Research* 2 (1): 89-98. <https://doi.org/10.5194/asr-2-89-2008>. <https://asr.copernicus.org/articles/2/89/2008/>.
- Borge, R., J. Lumbreras, J. Pérez, D. de la Paz, M. Vedrenne, J.M. de Andrés y M.E. Rodríguez. 2014. “Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain)”. *Science of The Total Environment* 466-467 (enero): 809-819. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.093>.
- Bowdalo, Dene, Sara Basart, Marc Guevara, Oriol Jorba, Carlos Pérez García-Pando, Monica Jaimes Palomera, Olivia Rivera Hernandez et al. 2024. “GHOST: a globally harmonised dataset of surface atmospheric composition measurements”. *Earth System Science Data* 16 (10): 4417-4495. ISSN: 1866-3516. <https://doi.org/10.5194/essd-16-4417-2024>.
- Byun, D. y K. L. Schere. 2006. “Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System”. *Applied Mechanics Reviews* 59, n.º 2 (marzo): 51-77. ISSN: 0003-6900. <https://doi.org/10.1115/1.2128636>. eprint: https://asmedigitalcollection.asme.org/appliedmechanicsreviews/article-pdf/59/2/51/6900902/51_1.pdf. <https://doi.org/10.1115/1.2128636>.
- Castell, N., E. Mantilla y Millan M.M. 2007. “Analysis of tropospheric ozone concentration on a Western Mediterranean site: Castellon (Spain)”. *Environmental Monitoring and Assessment* 136 (1-3): 3-11. ISSN: 0167-6369. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9723-1>.
- Crutzen, P.J. 1974. “Photochemical reactions initiated by and influencing ozone in unpolluted tropospheric air”. *Tellus* 26 (1-2): 47-57. ISSN: 00402826. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1974.tb01951.x>.
- Di Tomaso, E., J. Escribano, S. Basart, P. Ginoux, F. Macchia, F. Barnaba, F. Benincasa et al. 2022. “The MONARCH high-resolution reanalysis of desert dust aerosol over Northern Africa, the Middle East and Europe (2007–2016)”. *Earth System Science Data* 14 (6): 2785-2816. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2785-2022>. <https://essd.copernicus.org/articles/14/2785/2022/>.
- Di Tomaso, E., N. A. J. Schutgens, O. Jorba y C. Pérez García-Pando. 2017. “Assimilation of MODIS Dark Target and Deep Blue observations in the dust aerosol component of NMMB-MONARCH version 1.0”. *Geoscientific Model Development* 10 (3): 1107-1129. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1107-2017>. <https://gmd.copernicus.org/articles/10/1107/2017/>.
- EEA. 2019a. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019*, European Environment Agency (<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>) (accessed 18 Oct 2022).

- EEA. 2019b. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019: 2.D.3.d Coating applications*. [accessed: 04.09.2023]. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/2-industrial-processes/2-d-1-other-solvent/2-d-3-d-coating>.
- . 2023. *Air Quality e-Reporting database*. [accessed: 20.09.2023]. <https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/3b390c9c-f321-490a-b25a-ae93b2ed80c1>.
- Escribano, J., E. Di Tomaso, O. Jorba, M. Klose, M. Gonçalves Ageitos, F. Macchia, V. Amiridis et al. 2022. “Assimilating spaceborne lidar dust extinction can improve dust forecasts”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22 (1): 535-560. <https://doi.org/10.5194/acp-22-535-2022>. <https://acp.copernicus.org/articles/22/535/2022/>.
- Escudero, M., A. Segers, R. Kranenburg, X. Querol, A. Alastuey, R. Borge, D. de la Paz, G. Gangoiti y M. Schaap. 2019. “Analysis of summer O₃ in the Madrid air basin with the LOTOS-EUROS chemical transport model”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (22): 14211-14232. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14211-2019>.
- Ferreira, J., M. Guevara, J.M. Baldasano, O. Tchepel, M. Schaap, A.I. Miranda y C. Borrego. 2013. “A comparative analysis of two highly spatially resolved European atmospheric emission inventories”. *Atmospheric Environment* 75 (agosto): 43-57. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.052>.
- Gangoiti, G., M.M. Millán, R. Salvador y E. Mantilla. 2001. “Long-range transport and recirculation of pollutants in the western Mediterranean during the project Regional Cycles of Air Pollution in the West-Central Mediterranean Area”. *Atmospheric Environment* 35 (36): 6267-6276. ISSN: 13522310. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00440-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00440-X).
- García, M.A., J. Villanueva, N. Pardo, I.A. Pérez y M.L. Sánchez. 2021. “Analysis of Ozone Concentrations between 2002–2020 in Urban Air in Northern Spain”. *Atmosphere* 12 (11): 1495. ISSN: 2073-4433. <https://doi.org/10.3390/atmos12111495>.
- Gonçalves, M., P. Jiménez-Guerrero y J.M. Baldasano. 2009. “Contribution of atmospheric processes affecting the dynamics of air pollution in South-Western Europe during a typical summertime photochemical episode”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9 (3): 849-864. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-9-849-2009>.
- Grewe, V., E. Tsati y P. Hoor. 2010. “On the attribution of contributions of atmospheric trace gases to emissions in atmospheric model applications”. *Geoscientific Model Development* 3 (2): 487-499. ISSN: 1991959X. <https://doi.org/10.5194/GMD-3-487-2010>.
- Grigoriadis, Achilleas, Sokratis Mamarikas, Ioannis Ioannidis, Elisa Majamäki, Jukka-Pekka Jalkanen y Leonidas Ntziachristos. 2021. “Development of exhaust emission factors for vessels: A review and meta-analysis of available data”. *Atmospheric Environment: X* 12:100142. ISSN: 2590-1621. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100142>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590162121000423>.

- Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. I. Palmer y C. Geron. 2006a. “Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)”. *Atmospheric Chemistry and Physics* (agosto): 3138-3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>.
- . 2006b. “Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6 (11): 3181-3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>. <https://acp.copernicus.org/articles/6/3181/2006/>.
- Guenther, A. B., X. Jiang, C. L. Heald, T. Sakulyanontvittaya, T. Duhl, L. K. Emmons y X. Wang. 2012. “The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions”. *Geoscientific Model Development* (noviembre): 1471-1492. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-1885-2019>. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012,%202012..>
- Guevara, M., C. Tena, M. Porquet, O. Jorba y C. Pérez García-Pando. 2019. “HERMESv3, a stand-alone multiscale atmospheric emission modelling framework - Part 1: global and regional module”. *Geoscientific Model Development Discussions* (enero): 1-35. ISSN: 1991-962X. <https://doi.org/10.5194/gmd-2018-324>. <https://www.geosci-model-dev-discuss.net/gmd-2018-324/>.
- . 2020. “HERMESv3, a stand-alone multi-scale atmospheric emission modelling framework - Part 2: The bottom-up module”. *Geoscientific Model Development* 13, n.º 3 (marzo): 873-903. ISSN: 1991-9603. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-873-2020>. <https://www.geosci-model-dev.net/13/873/2020/>.
- Hanisch, F. y J. N. Crowley. 2001. “The heterogeneous reactivity of gaseous nitric acid on authentic mineral dust samples, and on individual mineral and clay mineral components”. *Physical Chemistry Chemical Physics* 3 (12): 2474-2482.
- Haustein, K., C. Pérez, J. M. Baldasano, O. Jorba, S. Basart, R. L. Miller, Z. Janjic et al. 2012. “Atmospheric dust modeling from meso to global scales with the online NMMB/BSC-Dust model – Part 2: Experimental campaigns in Northern Africa”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12 (6): 2933-2958. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2933-2012>. <https://acp.copernicus.org/articles/12/2933/2012/>.
- Henrot, Alexandra-Jane, Tanja Stanelle, Sabine Schröder, Colombe Siegenthaler, Domenico Taraborrelli y Martin G Schultz. 2017. “Implementation of the MEGAN (v2. 1) biogenic emission model in the ECHAM6-HAMMOZ chemistry climate model”. *Geoscientific model development* 10 (2): 903-926.
- HTAP. 2010. *Hemispheric transport of air pollution 2010. Part A, Ozone and particulate matter*. ISBN: 9789211170436.
- IIASA. 2018. *The potential for cost-effective air emission reductions from international shipping through designation of further Emission Control Areas in EU waters with focus on the Mediterranean Sea*. Informe técnico. International Institute for Applied Systems Analysis.

- in'tVeld, M., C. Carnerero, J. Massagué, A. Alastuey, J.D. de la Rosa, A.M. Sánchez de la Campa, M. Escudero et al. 2021. "Understanding the local and remote source contributions to ambient O₃ during a pollution episode using a combination of experimental approaches in the Guadalquivir valley, southern Spain". *Science of The Total Environment* 777 (julio): 144579. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144579>.
- INE. 2021. *Instituto Nacional de Estadística, Cifras de Población Censo 2021* (<https://www.ine.es/jaxi/Datos.htm?tpx=55198>). [last access: 28 March 2023].
- Janjic, Z. e I. Gall. 2012. *Scientific documentation of the NCEP nonhydrostatic multiscale model on the B grid (NMMB). Part I Dynamics*. Informe técnico. Tech. rep., NCAR/TN-489+STR. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5065/D6WH2MZX10.5065/D6WH2MZX>. <http://nldr.library.ucar.edu/repository/collections/TECH-NOTE-000-000-000-857>.
- Janjic, Z., J. P. Gerrity y S. Nickovic. 2001. "An Alternative Approach to Nonhydrostatic Modeling". *Monthly Weather Review* (Boston MA, USA) 129 (5): 1164-1178. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2001\)129<1164:AAATNM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2001)129<1164:AAATNM>2.0.CO;2). https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/129/5/1520-0493_2001_129_1164_aaatnm_2.0.co_2.xml.
- Jiménez, P. y J.M. Baldasano. 2004. "Ozone response to precursor controls in very complex terrains: Use of photochemical indicators to assess O₃ -NO_x -VOC sensitivity in the northeastern Iberian Peninsula". *Journal of Geophysical Research* 109 (D20): D20309. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2004JD004985>.
- Jiménez, P., J. Lelieveld y J.M. Baldasano. 2006. "Multiscale modeling of air pollutants dynamics in the northwestern Mediterranean basin during a typical summertime episode". *Journal of Geophysical Research* 111 (D18): D18306. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2005JD006516>.
- Jin, Xiaomeng, Arlene Fiore, K. Folkert Boersma, Isabelle De Smedt y Lukas Valin. 2020. "Inferring Changes in Summertime Surface Ozone-NO_x -VOC Chemistry over U.S. Urban Areas from Two Decades of Satellite and Ground-Based Observations". *Environmental Science & Technology* 54 (11): 6518-6529. ISSN: 0013-936X. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07785>. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b07785>.
- Jin, Xiaomeng, Arlene M. Fiore, Lee T. Murray, Lukas C. Valin, Lok N. Lamsal, Bryan Duncan, K. Folkert Boersma et al. 2017. "Evaluating a Space-Based Indicator of Surface Ozone-NO_x-VOC Sensitivity Over Midlatitude Source Regions and Application to Decadal Trends". *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 122 (19): 10, 439-10, 461. ISSN: 2169897X. <https://doi.org/10.1002/2017JD026720>. <http://doi.wiley.com/10.1002/2017JD026720>.
- Jin, Xiaomeng y Tracey Holloway. 2015. "Spatial and temporal variability of ozone sensitivity over China observed from the Ozone Monitoring Instrument". *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 120 (14): 7229-7246. ISSN: 2169897X. <https://doi.org/10.1002/2015JD023250>. <http://doi.wiley.com/10.1002/2015JD023250>.

- Jonson, J., M. Schulz, L. Emmons, J. Flemming, D. Henze, K. Sudo, M. Tronstad et al. 2018. “The effects of intercontinental emission sources on European air pollution levels”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (18): 13655-13672. ISSN: 16807324. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-13655-2018>.
- Jorba, O., D. Dabdub, C. Blaszcak-Boxe, C. Pérez, Z. Janjic, J. M. Baldasano, M. Spada, A. Badia y M. Gonçalves. 2012. “Potential significance of photoexcited NO₂ on global air quality with the NMMB/BSC chemical transport model”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 117 (D13).
- Kioutsioukis, I. y S. Galmarini. 2016. *De praeceptis ferendis: Air Quality Multi-model Ensembles*. Editado por D Steyn y N Chaumerliac. 553-556. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24478-5_89.
- Klose, M., O. Jorba, M. Gonçalves Ageitos, J. Escribano, M. L. Dawson, V. Obiso, E. Di Tomaso, S. Basart, G. Montané Pinto, F. Macchia et al. 2021. “Mineral dust cycle in the Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry model (MONARCH) version 2.0”. *Geoscientific Model Development* 14 (10): 6403-6444.
- Kuenen, J., S. Dellaert, A. Visschedijk, J.-P. Jalkanen, I. Super y H. Denier van der Gon. 2022. “CAMs-REG-v4: a state-of-the-art high-resolution European emission inventory for air quality modelling”. *Earth System Science Data* (febrero): 14, 491-515. <https://doi.org/10.5194/essd-14-491-2022>. <https://doi.org/10.5194/essd-14-491-2022>.
- Kwok, R. H.F., K. R. Baker, S. L. Napelenok y G. S. Tonnesen. 2015. “Photochemical grid model implementation and application of VOC, NO_x, and O₃ source apportionment”. *Geoscientific Model Development* 8 (1): 99-114. ISSN: 19919603. <https://doi.org/10.5194/GMD-8-99-2015>.
- Lamsal, L. N., R. V. Martin, A. van Donkelaar, M. Steinbacher, E. A. Celarier, E. Bucsela, E. J. Dunlea y J. P. Pinto. 2008. “Ground-level nitrogen dioxide concentrations inferred from the satellite-borne Ozone Monitoring Instrument”. *Journal of Geophysical Research* 113 (D16): D16308. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2007JD009235>. <http://doi.wiley.com/10.1029/2007JD009235>.
- Lu, X., X. Ye, M. Zhou, Y. Zhao, H. Weng, H. Kong, K. Li et al. 2021. “The underappreciated role of agricultural soil nitrogen oxide emissions in ozone pollution regulation in North China”. *Nature Communications* 12, n.º 1 (diciembre): 5021. ISSN: 2041-1723. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25147-9>. <https://www.nature.com/articles/s41467-021-25147-9>.
- Lupaşcu, A. y T. Butler. 2019. “Source attribution of European surface O₃ using a tagged O₃ mechanism”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (23): 14535-14558. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14535-2019>.
- Manubens-Gil, D., J. Vegas-Regidor, C. Prodhomme, O. Mula-Valls y F. J. Doblas-Reyes. 2016. “Seamless management of ensemble climate prediction experiments on HPC platforms”. En *2016 International Conference on High Performance Computing & Simulation (HPCS)*, 895-900. <https://doi.org/10.1109/HPCSim.2016.7568429>.

- Martin, R. V., D. D. Parrish, T. B. Ryerson, D. K. Nicks Jr., K. Chance, T. P. Kurosu, D. J. Jacob, E. D. Sturges, A. Fried y B. P. Wert. 2004. "Evaluation of GOME satellite measurements of tropospheric NO₂ and HCHO using regional data from aircraft campaigns in the southeastern United States". *Journal of Geophysical Research* 109 (D24): D24307. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2004JD004869>. <http://doi.wiley.com/10.1029/2004JD004869>.
- Massagué, J., C. Carnerero, M. Escudero, J.M. Baldasano, A. Alastuey y X. Querol. 2019. "2005–2017 ozone trends and potential benefits of local measures as deduced from air quality measurements in the north of the Barcelona metropolitan area". *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (11): 7445-7465. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-7445-2019>.
- Massagué, J., J. Contreras, A. Campos, A. Alastuey y X. Querol. 2021. "2005–2018 trends in ozone peak concentrations and spatial contributions in the Guadalquivir Valley, southern Spain". *Atmospheric Environment* 254 (junio): 118385. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118385>.
- Mertens, M., V. Grewe, V. Rieger y P. Jöckel. 2018. "Revisiting the contribution of land transport and shipping emissions to tropospheric ozone". *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (8): 5567-5588. ISSN: 16807324. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-5567-2018>.
- Metzger, S., F. Dentener, S. Pandis y J. Lelieveld. 2002. "Gas/aerosol partitioning: 1. A computationally efficient model". *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107 (D16): ACH-16.
- Millán, M.M. 2014. "Extreme hydrometeorological events and climate change predictions in Europe". *Journal of Hydrology* 518 (octubre): 206-224. ISSN: 00221694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.041>.
- Millán, M.M., E. Mantilla, R. Salvador, A. Carratalá, M.J. Sanz, L. Alonso, G. Gangoiti y M. Navazo. 2000. "Ozone Cycles in the Western Mediterranean Basin: Interpretation of Monitoring Data in Complex Coastal Terrain". *Journal of Applied Meteorology* 39 (4): 487-508. ISSN: 0894-8763. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2).
- Millán, M.M., R. Salvador, E. Mantilla y G. Kallos. 1997. "Photooxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: Results from European research projects". *Journal of Geophysical Research* 102 (D7): 8811-8823. ISSN: 01480227. <https://doi.org/10.1029/96JD03610>.
- Mills, G., F. Hayes, D. Simpson, L. Emberson, D. Norris, H. Harmens y P. Büker. 2011. "Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps". *Global Change Biology* 17 (1): 592-613. ISSN: 13541013. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02217.x>.
- MITECO. 2019. *Estadística mensual de destilación carbones enero a diciembre 2018*. [accesed: 04.09.2023]. https://energia.gob.es/balances/Publicaciones/carbon_mensuales/Paginas/destilacion_carbon.aspx.

- MITERD. 2021. *Informative Inventory Report. Reporting to the European Commission under Directive (EU) 2016/2284*.
- . 2023. *PRTR-Espana: Información pública fuentes puntuales* (<https://prtr-es.es/Informes/InventarioInstalacionesIPPC.aspx>). [last access: 17 november 2023].
- Monks, P. S., A. T. Archibald, A. Colette, O. Cooper, M. Coyle, R. Derwent, D. Fowler et al. 2015. “Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15 (15): 8889-8973. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8889-2015>.
- Ntziachristos, Leonidas, Zissis Samaras, Chariton Kouridis, Christos Samaras, Dieter Hassel, Giorgios Mellios, Ian McCrae et al. 2018. “Category Exhaust emissions from road transport”. *EMEP/EEA emission inventory guidebook 2016*, n.º Update Jul. 2018.
- Oliveira, K., M. Guevara, O. Jorba, H. Petetin, D. Bowdalo, C. Tena, G. Montané Pinto, F. López y C. Pérez García-Pando. 2024. “On the uncertainty of anthropogenic aromatic volatile organic compound emissions: Model evaluation and sensitivity analysis”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 24 (12): 7137-7177. ISSN: 16807324. <https://doi.org/10.5194/ACP-24-7137-2024>.
- Oliveira, K., M. Guevara, O. Jorba, X. Querol y C. Pérez García-Pando. 2023. “A new NMVOC speciated inventory for a reactivity-based approach to support ozone control strategies in Spain”. *Science of The Total Environment* 867 (abril): 161449. ISSN: 00489697. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161449>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723000645>.
- Oliveri Conti, G., B. Heibati, I. Kloog, M. Fiore y M. Ferrante. 2017. “A review of AirQ Models and their applications for forecasting the air pollution health outcomes”. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (7): 6426-6445. ISSN: 0944-1344. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8180-1>.
- Otero, N., J. Sillmann, J. L. Schnell, H. W. Rust y T. Butler. 2016. “Synoptic and meteorological drivers of extreme ozone concentrations over Europe”. *Environmental Research Letters* 11 (2): 024005. ISSN: 1748-9326. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/2/024005>.
- Pai, S. J., C. L. Heald, J. R. Pierce, S. C. Farina, E. A. Marais, J. L. Jimenez, P. Campuzano-Jost, B. A Nault, A. M. Middlebrook, H. Coe et al. 2020. “An evaluation of global organic aerosol schemes using airborne observations”. *Atmospheric Chemistry and Physics (Online)* 20 (PNNL-SA-142682).
- País, El. 2020. *La producción de coches en España* (https://cincodias.elpais.com/cincodias/2020/01/23/companias/1579778720_044430.html). [last access: 28 july 2023].
- Pay, M. T., G. Gangoiti, M. Guevara, S. Napelenok, X. Querol, O. Jorba y C. Pérez García-Pando. 2019. “Ozone source apportionment during peak summer events over southwestern Europe”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (8): 5467-5494. <https://doi.org/10.5194/acp-19-5467-2019>. <https://acp.copernicus.org/articles/19/5467/2019/>.

- Pay, M. T., F. Martínez, M. Guevara y J. M. Baldasano. 2014. "Air quality forecasts on a kilometer-scale grid over complex Spanish terrains". *Geoscientific Model Development* 7 (5): 1979-1999. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1979-2014>. <https://gmd.copernicus.org/articles/7/1979/2014/>.
- Pay, M. T., M. Piot, O. Jorba, S. Gassó, M. Gonçalves, S. Basart, D. Dabdub, P. Jiménez-Guerrero y J. M. Baldasano. 2010. "A full year evaluation of the CALIOPE-EU air quality modeling system over Europe for 2004". *Atmospheric Environment* 44 (27): 3322-3342. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.05.040>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231010004231>.
- Pérez, C., K. Haustein, Z. Janjic, O. Jorba, N. Huneus, J. M. Baldasano, T. Black et al. 2011. "Atmospheric dust modeling from meso to global scales with the online NMMB/BSC-Dust model - Part 1: Model description, annual simulations and evaluation". *Atmospheric Chemistry and Physics* 11 (24): 13001-13027. <https://doi.org/10.5194/acp-11-13001-2011>. <https://acp.copernicus.org/articles/11/13001/2011/>.
- Pérez, C., M. Sicard, O. Jorba, A. Comerón y J.M. Baldasano. 2004. "Summertime recirculations of air pollutants over the north-eastern Iberian coast observed from systematic EARLINET lidar measurements in Barcelona". *Atmospheric Environment* 38 (24): 3983-4000. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.04.010>.
- Ponche, J.-L. y J.-F. Vinuesa. 2005. "Emission scenarios for air quality management and applications at local and regional scales including the effects of the future European emission regulation (2015) for the upper Rhine valley". *Atmospheric Chemistry and Physics* 5 (4): 999-1014. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-5-999-2005>.
- Querol, X., A. Alastuey, G. Gangoi, N. Perez, H.K. Lee, H.R. Eun, Y. Park et al. 2018. "Phenomenology of summer ozone episodes over the Madrid Metropolitan Area, central Spain". *Atmospheric Chemistry and Physics* 18, n.º 9 (mayo): 6511-6533. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6511-2018>. <https://acp.copernicus.org/articles/18/6511/2018/>.
- Querol, X., A. Alastuey, C. Reche, A. Orio, M. Pallares, F. Reina, J.J. Dieguez et al. 2016. "On the origin of the highest ozone episodes in Spain". *Science of The Total Environment* 572 (diciembre): 379-389. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.193>. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969716316473>.
- Querol, X., G. Gangoi, E. Mantilla, A. Alastuey, M.C. Minguillón, F. Amato, C. Reche et al. 2017. "Phenomenology of high-ozone episodes in NE Spain". *Atmospheric Chemistry and Physics* 17 (4): 2817-2838. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-17-2817-2017>.
- Riemer, N., H. Vogel, B. Vogel, B. Schell, I. Ackermann, C. Kessler y H. Hass. 2003. "Impact of the heterogeneous hydrolysis of N₂O₅ on chemistry and nitrate aerosol formation in the lower troposphere under photochemical conditions". *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108 (D4). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2002JD002436>. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2002JD002436>.

- Rodriguez-Rey, Daniel, Marc Guevara, M^a Paz Linares, Josep Casanovas, Jan M Armengol, Jaime Benavides, Albert Soret, Oriol Jorba, Carles Tena y Carlos Pérez García-Pando. 2022. “To what extent the traffic restriction policies applied in Barcelona city can improve its air quality?” *Science of the Total Environment* 807:150743.
- Romero-Alvarez, J., A. Lupaşcu, D. Lowe, A. Badia, S. Archer-Nicholls, C. Dorling S. Reeves y T. Butler. 2022. “Sources of surface O₃ in the UK: tagging O₃ within WRF-Chem”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22 (20): 13797-13815. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/ACP-22-13797-2022>. <https://acp.copernicus.org/articles/22/13797/2022/>.
- Rydsaa, J.H., F. Stordal, G. Gerosa, A. Finco y Ø. Hodnebrog. 2016. “Evaluating stomatal ozone fluxes in WRF-Chem: Comparing ozone uptake in Mediterranean ecosystems”. *Atmospheric Environment* 143 (octubre): 237-248. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.057>.
- Sarwar, G., H. Simon, P. Bhawe y G. Yarwood. 2012. “Examining the impact of heterogeneous nitril chloride production on air quality across the United States”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12 (14): 6455-6473.
- Saxer, Christian J, Anna-Maria Forss, Claudio Rüdy y Norbert V Heeb. 2006. “Benzene, toluene and C₂-benzene emissions of 4-stroke motorbikes: Benefits and risks of the current TWC technology”. *Atmospheric Environment* 40 (31): 6053-6065.
- Schiavina, M, M Melchiorri y M Pesaresi. 2023. *GHS-SMOD R2023A - GHS settlement layers, application of the Degree of Urbanisation methodology (stage I) to GHS-POP R2023A and GHS-BUILT-S R2023A, multitemporal (1975-2030)*. European Commission, Joint Research Centre (JRC). <http://data.europa.eu/89h/a0df7a6f-49de-46ea-9bde-563437a6e2ba>.
- Scorrano, Mariangela y Romeo Danielis. 2021. “The characteristics of the demand for electric scooters in Italy: An exploratory study”. *Research in Transportation Business & Management* 39:100589.
- Sessions, W. R., J. S. Reid, A. Benedetti, P. R. Colarco, A. da Silva, S. Lu, T. Sekiyama et al. 2015. “Development towards a global operational aerosol consensus: basic climatological characteristics of the International Cooperative for Aerosol Prediction Multi-Model Ensemble (ICAP-MME)”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15 (1): 335-362. <https://doi.org/10.5194/acp-15-335-2015>. <https://acp.copernicus.org/articles/15/335/2015/>.
- Skamarock, W. C. y J. B. Klemp. 2008. “A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications”. Predicting weather, climate and extreme events, *Journal of Computational Physics* 227 (7): 3465-3485. ISSN: 0021-9991. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jcp.2007.01.037>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021999107000459>.
- Soret, A., M. Guevara y J. M. Baldasano. 2014. “The potential impacts of electric vehicles on air quality in the urban areas of Barcelona and Madrid (Spain)”. *Atmospheric Environment* 99:51-63. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.048>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231014007419>.

- Souri, Amir H., Matthew S. Johnson, Glenn M. Wolfe, James H. Crawford, Alan Fried, Armin Wisthaler, William H. Brune et al. 2023. “Characterization of errors in satellite-based HCHO/NO₂ tropospheric column ratios with respect to chemistry, column-to-PBL translation, spatial representation, and retrieval uncertainties”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 23 (3): 1963-1986. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-23-1963-2023>. <https://acp.copernicus.org/articles/23/1963/2023/>.
- Souri, Amir H., Caroline R. Nowlan, Glenn M. Wolfe, Lok N. Lamsal, Christopher E. Chan Miller, Gonzalo González Abad, Scott J. Janz et al. 2020. “Revisiting the effectiveness of HCHO/NO₂ ratios for inferring ozone sensitivity to its precursors using high resolution airborne remote sensing observations in a high ozone episode during the KORUS-AQ campaign”. *Atmospheric Environment* 224 (marzo): 117341. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117341>.
- Spada, M. 2015. “Development and evaluation of an atmospheric aerosol module implemented within the NMMB/BSC-CTM”. Tesis doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Spada, M., O. Jorba, C. Pérez García-Pando, Z. Janjic y J. M. Baldasano. 2013. “Modeling and evaluation of the global sea-salt aerosol distribution: sensitivity to size-resolved and sea-surface temperature dependent emission schemes”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13 (23): 11735-11755.
- Thunis, P., A. Clappier, L. Tarrason, C. Cuvelier, A. Monteiro, E. Pisoni, J. Wesseling et al. 2019. “Source apportionment to support air quality planning: Strengths and weaknesses of existing approaches”. *Environment international* 130 (septiembre). ISSN: 1873-6750. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.05.019>. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31226558/>.
- Toll, I. y J.M. Baldasano. 2000. “Modeling of photochemical air pollution in the Barcelona area with highly disaggregated anthropogenic and biogenic emissions”. *Atmospheric Environment* 34 (19): 3069-3084. ISSN: 13522310. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00498-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00498-7).
- Tolocka, M. P., T. D. Saul y M. V. Johnston. 2004. “Reactive uptake of nitric acid into aqueous sodium chloride droplets using real-time single-particle mass spectrometry”. *The Journal of Physical Chemistry A* 108 (14): 2659-2665.
- Tsai, Jiun-Horng, Yung-Chen Yao, Pei-Hsiu Huang, Hung-Lung Chiang et al. 2018. “Fuel economy and volatile organic compound exhaust emission for motorcycles with various running mileages”. *Aerosol and Air Quality Research* 18 (12): 3056-3067.
- Tu, Qiansi, Frank Hase, Matthias Schneider, Omaira García, Thomas Blumenstock, Tobias Borsdorff, Matthias Frey et al. 2022. “Quantification of CH₄ emissions from waste disposal sites near the city of Madrid using ground- and space-based observations of COCCON, TROPOMI and IASI”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22 (1): 295-317. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-22-295-2022>.

- Valverde, V., M.T. Pay y J.M. Baldasano. 2016. “Ozone attributed to Madrid and Barcelona on-road transport emissions: Characterization of plume dynamics over the Iberian Peninsula”. *Science of The Total Environment* 543 (febrero): 670-682. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.070>.
- Vivanco, M.G., J.L. Garrido, F. Martín, M.R. Theobald, V. Gil, J.L. Santiago, Y. Lechón et al. 2021. “Assessment of the Effects of the Spanish National Air Pollution Control Programme on Air Quality”. *Atmosphere* 12 (2): 158. ISSN: 2073-4433. <https://doi.org/10.3390/atmos12020158>.
- Wang, Chauan-yi, Chun-yan Liu, Xuan Zheng, Jin Chen y Tao Shen. 1998. “The surface chemistry of hybrid nanometer-sized particles I. Photochemical deposition of gold on ultrafine TiO₂ particles”. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 131 (1-3): 271-280. ISSN: 09277757. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(97\)00086-1](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(97)00086-1).
- Wesely, M.L. 1989. “Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models”. *Atmospheric Environment* (1967) 23 (6): 1293-1304. ISSN: 00046981. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(89\)90153-4](https://doi.org/10.1016/0004-6981(89)90153-4). <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0004698189901534>.
- Whitten, G. Z., G. Heo, Y. Kimura, E. McDonald-Buller, D. T. Allen, W. Carter y G. Yarwood. 2010. “A new condensed toluene mechanism for Carbon Bond: CB05-TU”. *Atmospheric Chemical Mechanisms: Selected Papers from the 2008 Conference, Atmospheric Environment* 44 (40): 5346-5355. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.029>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231009010632>.
- WHO. 2019. *World Health Organization (WHO) air quality guidelines (AQGs) and estimated reference levels (RLs)*. [accessed: 20.09.2023]. <https://www.eea.europa.eu/publications/status-of-air-quality-in-Europe-2022/europes-air-quality-status-2022/world-health-organization-who-air>.
- . 2021. *WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM 2.5 and PM 10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
- Wild, O., X. Zhu y M. J. Prather. 2000. “Fast-J: Accurate simulation of in-and below-cloud photolysis in tropospheric chemical models”. *Journal of Atmospheric Chemistry* 37 (3): 245-282.
- Xian, P., J. S. Reid, E. J. Hyer, C. R. Sampson, J. I. Rubin, M. Ades, N. Asencio et al. 2019. “Current state of the global operational aerosol multi-model ensemble: An update from the International Cooperative for Aerosol Prediction (ICAP)”. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 145 (S1): 176-209. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.3497>. eprint: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/qj.3497>. <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/qj.3497>.
- Yannis, George, John Golias, Ioanna Spyropoulou y Eleonora Papadimitriou. 2007. “Mobility patterns of motorcycle and moped riders in Greece”. *Transportation Research Record* 2031 (1): 69-75.

- Yarwood, G., S. Rao, M. Yocke y G. Z. Whitten. 2005. “Updates to the carbon bond chemical mechanism: CB05”. *Final report to the US EPA, RT-0400675* 8:13.
- Zohdirad, H., J. Jiang, S. Aksoyoglu, M. Montazeri, K. Ashrafi y A. Prévôt. 2022. “Investigating sources of surface ozone in central Europe during the hot summer in 2018: High temperatures, but not so high ozone”. *Atmospheric Environment* 279 (junio): 119099. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2022.119099>.

A. Anexo: Métricas FAIRMODE

A nivel europeo, la iniciativa FAIRMODE ha propuesto indicadores para evaluar la calidad de los modelos de calidad del aire, teniendo en cuenta las incertidumbres afectando también las observaciones (https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/WG1/Guidance_MQO_Bench_vs3.3_20220519.pdf).

El MQI (*modelling quality indicator* en inglés) de una predicción individual en una estación se calcula con la siguiente formula: $MQI_i = |M_i - O_i| / (\beta U(O_i))$ con M_i y O_i los valores del modelo y de la observación, $U(O_i)$ la incertidumbre a 95 % de la observación O_i , y β un factor arbitrariamente puesto a un valor de 2 por los expertos de FAIRMODE. En este contexto, una predicción se considera de calidad razonable si su MQI queda por debajo de 1. Dicho de otra manera, una predicción se considera de calidad razonable cuando su error queda por debajo del doble de la incertidumbre afectando la observación. Considerando una serie temporal en una estación, el MQI global de la serie se calcula con las fórmulas siguientes:

$$MQI = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - M_i)^2 / N}}{\beta \sqrt{\sum_{i=1}^N U(O_i)^2 / N}} \quad (1a)$$

$$U(O_i) = U_r(RV) \sqrt{(1 - \alpha^2) O_i^2 + \alpha^2 RV^2} \quad (1b)$$

donde los valores de los parámetros depende del contaminante, y valen $RV = 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (*the reference value*), $\alpha = 0,79$ y $U_r(RV) = 0,18$ para el O_3 .

B. Anexo: Control de calidad aplicado a los datos de observación

La Tabla B.1 describe los diferentes filtros aplicados para asegurarnos de la calidad de las observaciones usadas en la Sección 9, usando los metadatos disponibles en GHOST (*Globally Harmonised Observational Surface Treatment*).

Tabla B.1: Descripción de los filtros de GHOST aplicados en las observaciones de calidad del aire.

Filtro	Descripción
0	Falta la medida (i.e. NaN).
1	El valor es infinito – ocurre cuando los valores de datos están fuera del rango que puede manejar el tipo de datos <i>float32</i> (-3.4E+38 to +3.4E+38).
2	La medición es negativa en términos absolutos.
3	La medida es igual a cero.
6	Las mediciones están asociadas con indicadores de calidad de datos proporcionados por el proveedor de datos que los arquitectos del proyecto GHOST han decretado como asociados con una incertidumbre/sesgo sustancial.
8	Después de la selección con los filtros claves, no quedan datos válidos para promediar en la ventana temporal.
10	La metodología de medición utilizada aún no se ha mapeado en diccionarios estandarizados de metodologías de medición.
18	Se desconoce el nombre específico del método de medición.
20	El muestreo primario no es apropiado para preparar el parámetro específico para la medición posterior.
21	La preparación de la muestra no es adecuada para preparar el parámetro específico para la medición posterior.
22	No se conoce la metodología de medición utilizada para poder medir el parámetro específico.
72	La medición es inferior o igual al límite inferior preferencial de detección.
75	La medición es superior o igual al límite superior preferencial de detección.
82	La resolución preferencial para la medida es más gruesa que un límite establecido (variable por parámetro medido).
83	La resolución de la medida se analiza mes a mes. Si la diferencia mínima entre las observaciones es más gruesa que un límite establecido (variable por parámetro medido), las mediciones se marcan.
90	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 9 medidas. Si 5/6 (es decir, 83.33 %) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
91	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 12 medidas. Si 9/12 (es decir, 75 %) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
92	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 24 medidas. Si 16/24 (es decir, 66.66 %) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
110	El valor medido es inferior o superior a los límites inferior/superior científicamente viables (variable por parámetro).
111	La mediana de las medidas en un mes es superior a un límite científicamente factible (variable por parámetro).
112	Se ha informado que los datos son atípicos a través de indicadores de datos por parte de los reporteros de datos de la red (y no se verificaron manualmente ni se verificaron como válidos).
113	Los datos se han encontrado y filtrado manualmente para ser un valor atípico.
131	2 de las distribuciones de 3 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 3 meses.
132	4 de las distribuciones de 6 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 6 meses.
133	8 de las distribuciones de 12 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 12 meses.

C. Anexo: Contribución de fuentes transfronterizas por comunidad autónoma

A continuación se representa como varían las contribuciones en distintas estaciones de calidad del aire caracterizadas por registrar concentraciones de O_3 elevadas por comunidad autónoma. En la Figura C.1, se muestra la serie temporal de los resultados para diferentes estaciones el verano del 2015 (junio a agosto) en los paneles de la izquierda junto a las diferentes contribuciones promedio del verano de los años 2015, 2016 y 2017 por diferentes rangos de concentración (paneles de la derecha). Las estaciones de la Comunidad de Madrid, Cataluña, Comunitat Valenciana y Andalucía se han mostrado en la Figura 6.

D. Anexo: Evaluación niveles NO₂ en estaciones donde se miden BTX

La figura D.4 muestra la comparación entre los ciclos de NO₂ horarios, diarios y mensuales observados y modelados por clasificación de estación, en las mismas estaciones donde se ha realizado la evaluación de los niveles de BTX.

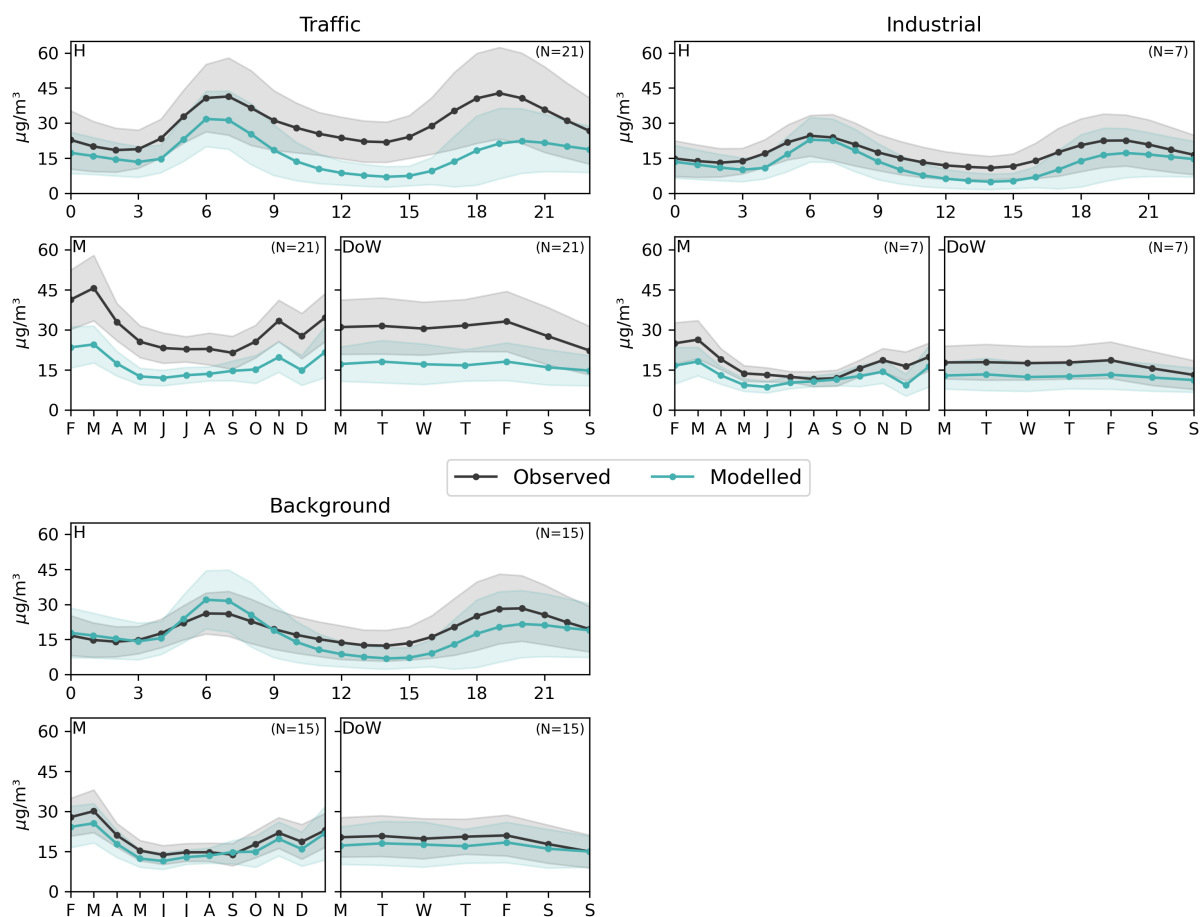


Figura D.4: Ciclos horarios, semanales y mensuales de NO₂ observados (línea de negra) y modelados (línea azul) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) por tipo de estación. Las regiones sombreadas corresponden a ± 1 desviación estándar.

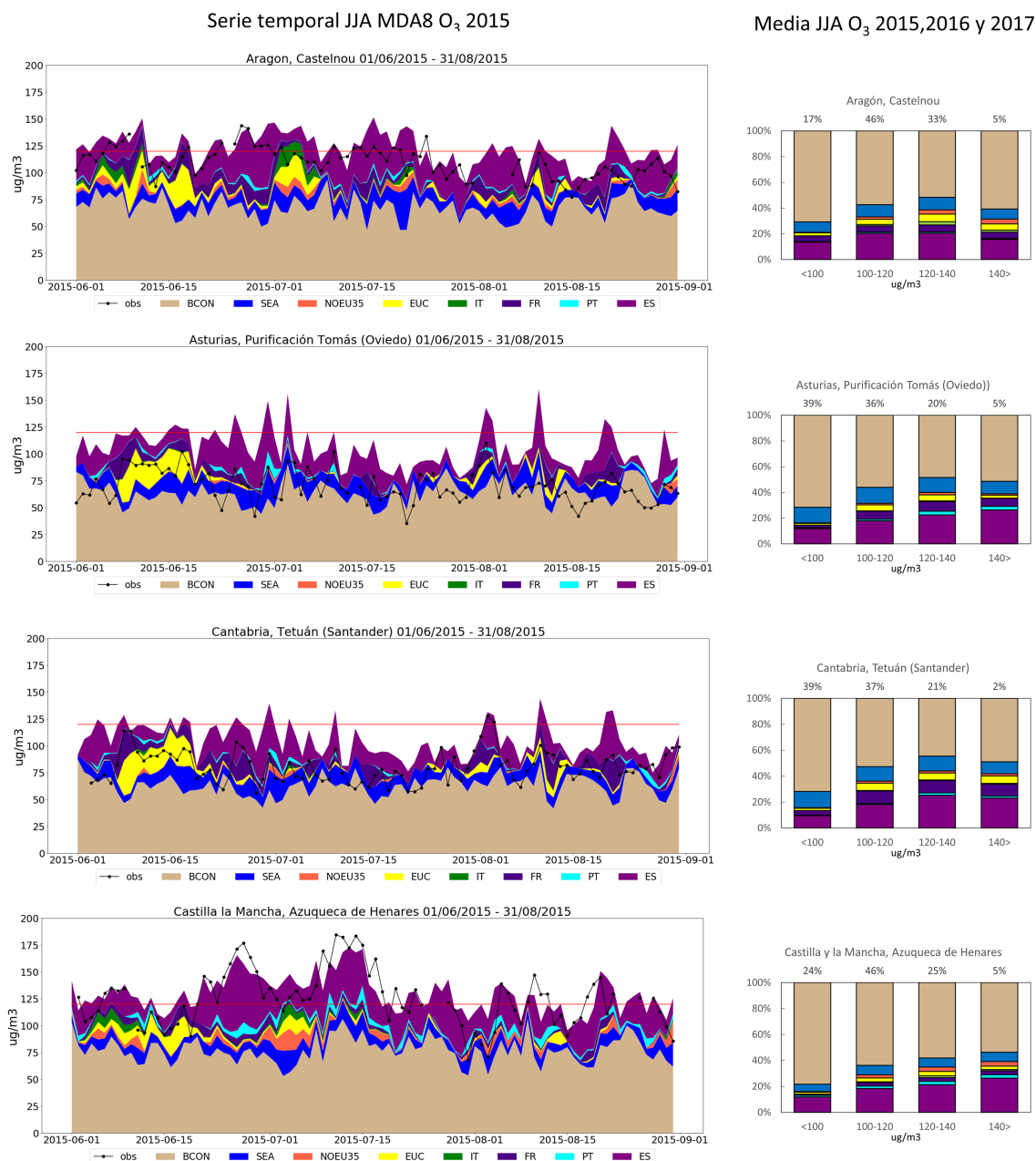


Figura C.1: Contribuciones al O₃^(mda8) en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Aragón, Asturias, Cantabria y Castilla-La Mancha.

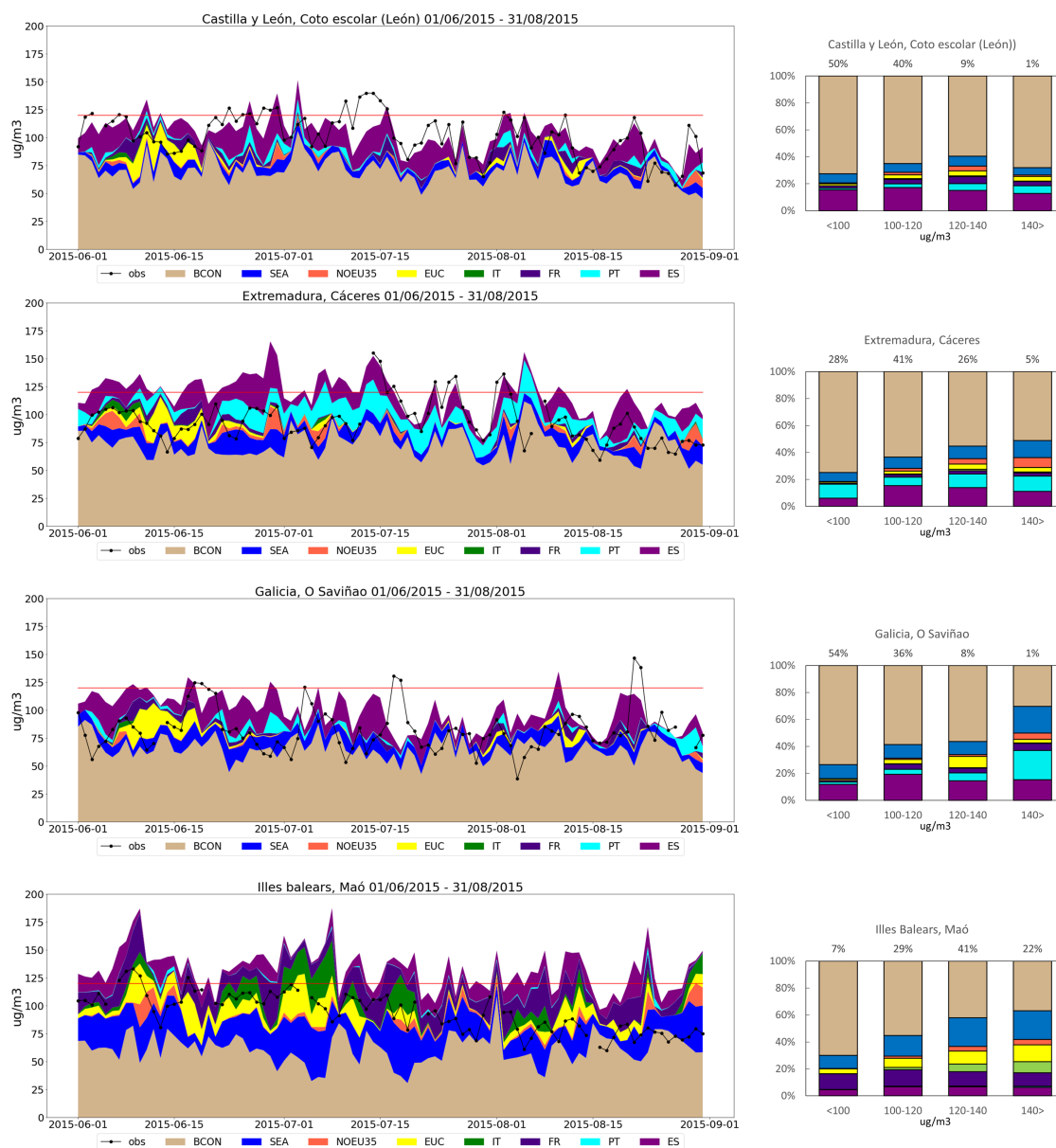


Figura C.2: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Castilla y León, Extremadura, Galicia y Illes Balears.

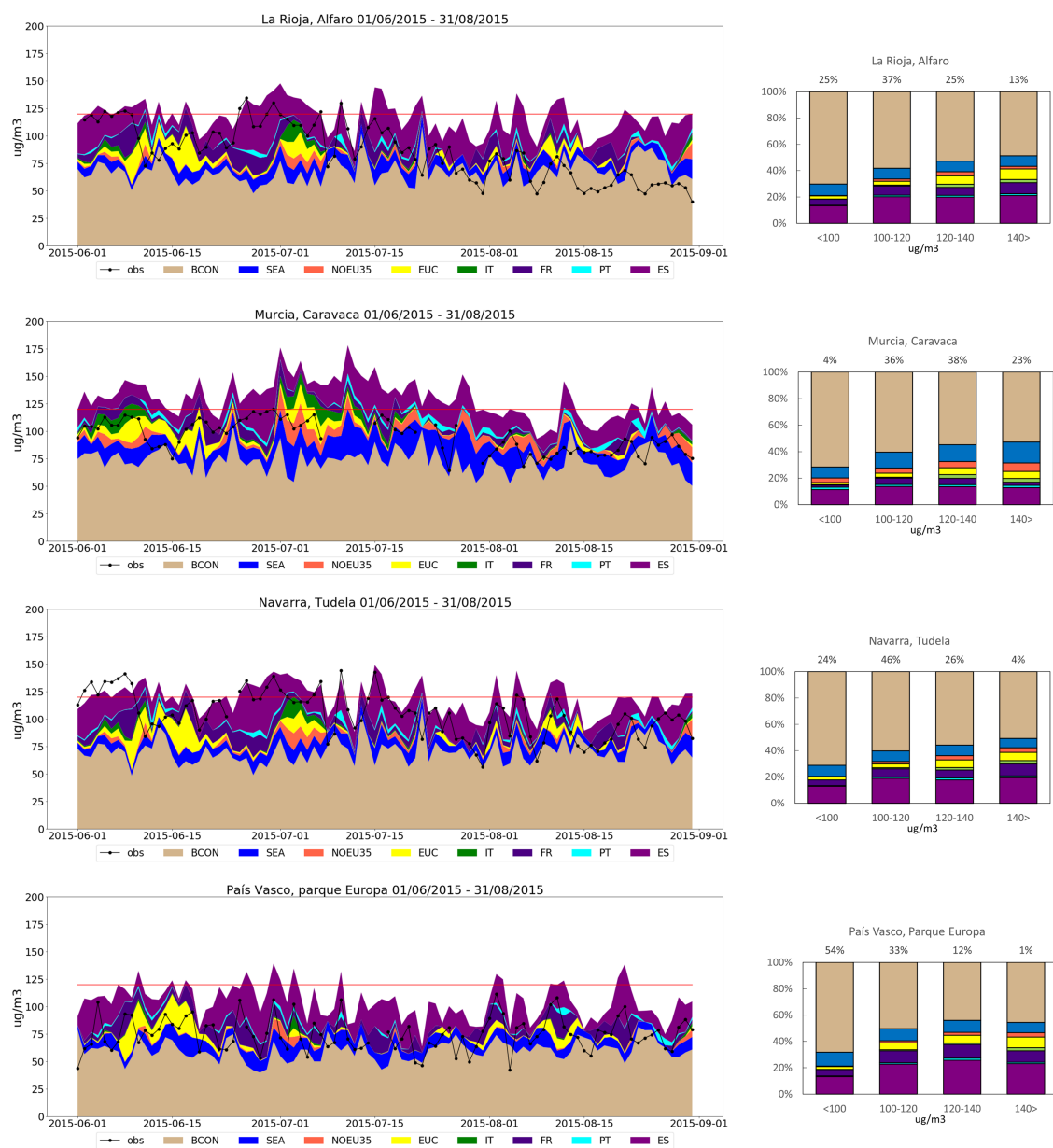


Figura C.3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de La Rioja, Murcia, Navarra y País Vasco.

E. Anexo: Metodología Escenario de Emisiones Planificado

E.1. Industria Manufacturera

E.1.1. Plantas Cementeras

La proyección de los cambios en las emisiones de las plantas cementeras para el 2030 se calcula a partir de la relación entre la evolución de los factores de emisión de NO_x y COVNM medidos por OFICEMEN y el porcentaje de coke en la mezcla de combustibles usados en estas plantas (MITECO, comunicación personal) para el periodo 2007 hasta 2020.

De la relación entre estos dos parámetros se deriva una línea de tendencia exponencial para cada contaminante, tal y como muestra en la siguiente figura.

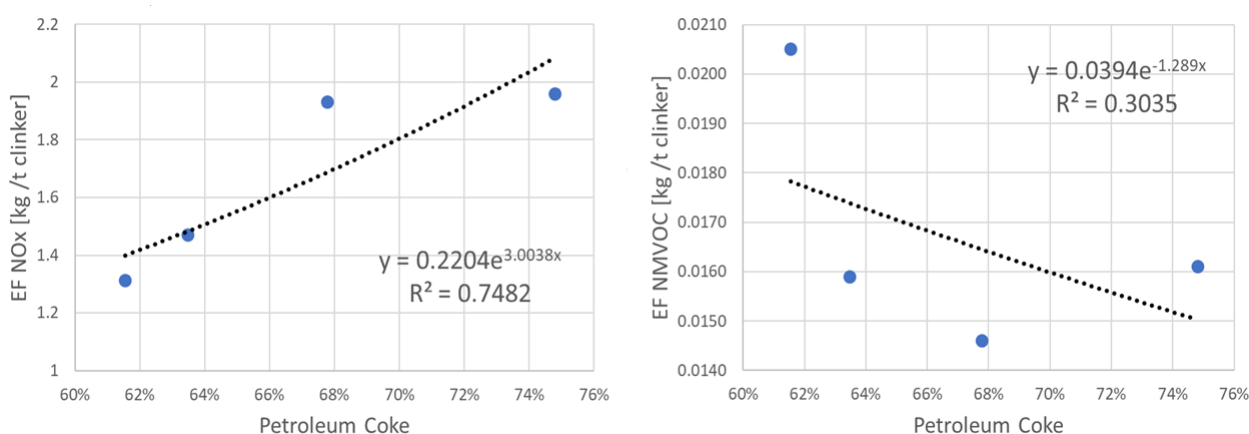


Figura E.5: Ecuación para estimar la proyección de los FE para el año 2030

Con la ecuación calculada para cada contaminante, combinada con la información reportada por el PNIECC, que indica que en el 2030 el porcentaje de coke en la mezcla de combustible será del 47 %, se estiman los FE de NO_x y COVNM para el 2030, tal y como señala en la Tabla E.2.

Finalmente, el factor de ajuste para la proyección de las emisiones de cementeras se calcula como la variación relativa entre los factores de emisión medidos para el periodo de 2016 a 2020 y los proyectados para el 2030.

E.1.2. Cogeneración Industrial

Para la proyección de las emisiones en instalaciones de cogeneración industrial, se consideró la evolución del consumo de combustible reportada por el PNIEC entre los años 2020 hasta 2030 para este tipo de instalaciones, y que se presenta en la Tabla E.4. Es importante señalar

Tabla E.2: Factores de emisión de NO_x y COVNM y porcentajes de coke en la mezcla de combustibles usados medidos en cementeras para el periodo 2007 hasta 2020 y proyectados para 2030.

Periodo	Porcentaje de coke [%]	EF NO_x [kg/t clinker]	EF COVNM [kg/t clinker]
2007-2011	75 %	1.960	0.0161
2009-2011	68 %	1.930	0.0146
2014-2018	63 %	1.471	0.0159
2016-2020	62 %	1.313	0.0205
2030	47 %	0.908	0.0215

Tabla E.3: Factor de ajuste de las emisiones para plantas cementeras.

Periodo	Porcentaje de coke [%]	FA NO_x	FA COVNM
2030	47 %	0.69	1.05

que en las proyecciones del PNIEC, los consumos del año 2020 no tienen en cuenta el impacto de la restricciones por COVID-19, ya que se desconocían en el momento de su estimación. Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución de los consumos debido a la falta de datos más específicos.

Tabla E.4: Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en el sector de la cogeneración industrial según PNIEC.

Sector industrial	2020	2030	FA
Cogeneración carbón	47.8	0.0	0
Cogeneración gas	4967	3132.9	0.63
Cogeneración petrolíferos	467.2	176.3	0.38
Cogeneración renovable	21.8	59.5	1.74

E.1.3. Industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo

De la misma forma que la cogeneración de energía, para el sector de la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo, los factores de ajuste se calculan a partir de la evolución del consumo de combustible entre los años 2020 y 2030 derivada del PNIEC (Tabla E.5). Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución del consumo debido a la falta de datos más específicos.

Tabla E.5: Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo

Sector Industrial	2020	2030	FA
Vidrio hueco	142.3	156.5	1.10
Vidrio Plano	158.2	180.8	1.18
Vidrio reciclado	133.2	145.5	1.08
Cal. proceso calor de caldera	185.2	180.0	0.97
Proceso calor de caldera	962.2	1015.6	1.02

E.1.4. Plantas de hierro y acero

La proyección de las emisiones de este sector se deriva a partir de la evolución de los consumos de combustible entre 2020 y 2030 reportados por el PNIEC (Tabla E.6). Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución del consumo debido a la falta de datos más específicos.

Tabla E.6: Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en las plantas de hierro y acero

Sector industrial	2020	2030	FA
Arco eléctrico	424.5	407.1	0.96
Proceso final	120.3	124.6	1.03
Siderurgia integral (alto horno)	10.5	10.2	0.97
Siderurgia integral (resto BOF)	1772.3	1577.6	0.89

E.2. Uso de solventes

La proyección de las emisiones relacionadas con actividades de aplicación de pintura en revestimientos se realiza teniendo en cuenta los factores de ajuste por actividad reportador por MITECO (comunicación personal Tabla E.7). Es importante señalar que en el caso de la fabricación de automóviles, además del factor de ajuste aplicado en todas las plantas, se ha incluido también el cierre de la planta de NISAN en Barcelona, ya que no estaba contemplada en las proyecciones oficiales.

Tabla E.7: Factor de ajuste (FA) de las emisiones de COVNM en el uso de solventes por actividad industrial

Industria	FA
Aplicación de pintura industrial	0.947
Industria de la impresión	0.982
Aplicación de recubrimientos	0.998
Fabricación de automóviles	0.690

F. Anexo: Resultados emisiones

F.1. Escenario Planificado (EP)

La Figura F.6 muestra en el panel superior la distribución espacial de las emisiones de NO_x del sector de tráfico rodado en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB. Se puede resaltar que HERMESv3 distribuye las emisiones de este sector sobre la malla vehicular. Las emisiones de NO_x alcanzan valores superiores a 400 t/año en las principales áreas urbanas (eg. Madrid, Barcelona, Valencia, Sevilla) en el EB, mientras que en el EP las emisiones de las principales áreas urbanas están entre 100 t/año y 400 t/año logrando en algunos caso reducciones superiores a las 50 t/año entre el EP y EB.

En la misma Figura F.6, el panel inferior representa la distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de tráfico rodado en (d) EB, (e) EP, y (f) la diferencia absoluta del EP-EB. En este caso, las emisiones de COVNM se generan principalmente en las áreas urbanas como consecuencia de la evaporación de gasolina. Como resultado de la aplicación del factor de ajuste en el escenario planificado, las emisiones de COVNM aumentan entre 2 t/año y 10 t/año principalmente en las áreas urbanas.

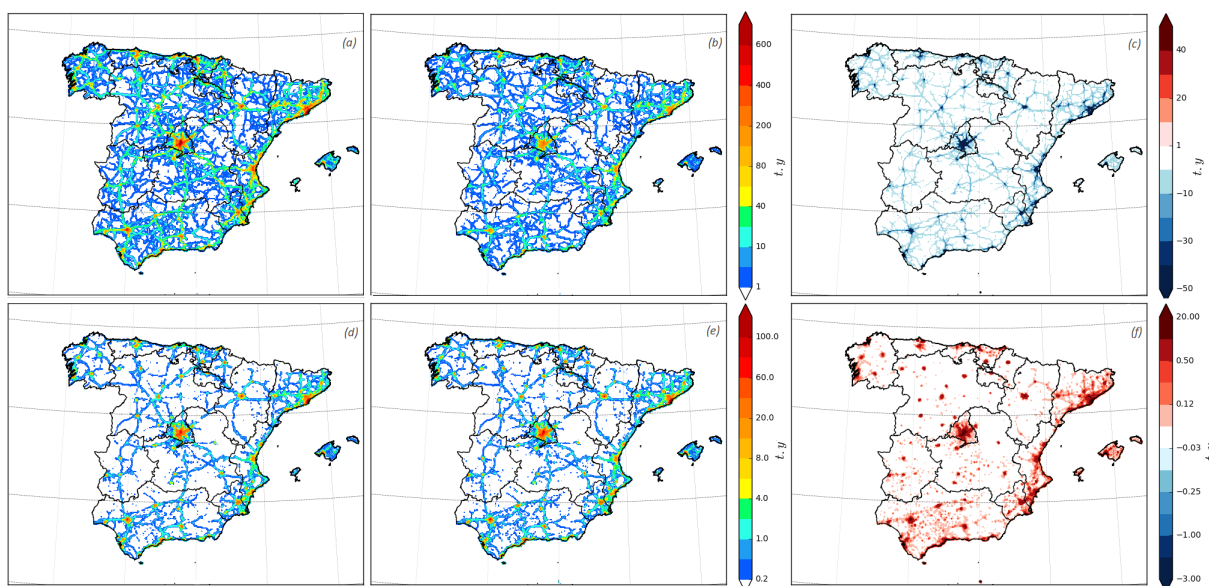


Figura F.6: Distribución espacial de las emisiones de NO_x (panel superior) y COVNM (panel inferior) del sector de tráfico rodado en (a y d) EB, (b y e) EP, y (c y f) la diferencia absoluta del EP-EB.

La Figura F.7 muestra la distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB. Las emisiones de este contaminante se distribuyen principalmente en los centros urbanos como consecuencia del uso doméstico de solventes, así como en zonas donde se localizan industrias específicas de

este sector (p. ej. aplicación de pintura industrial o industrias de la impresión). En áreas como Madrid, Barcelona y Valencia las emisiones anuales de COVNM pueden alcanzar entre 1200 t/año y 1900 t/año, así mismo, como resultado de los factores de ajuste aplicados para el EP, las emisiones de COVNM se logran reducir entre 5 t y 40 t en el EP con respecto al EB.

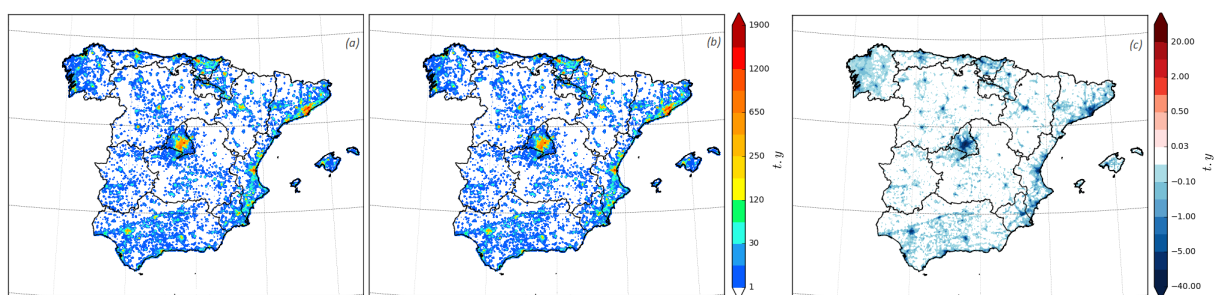


Figura F.7: Distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB.

G. Anexo: Resultados de modelización de escenarios de emisiones de la primera fase del trabajo

G.1. Evaluación del escenario base (EB)

En esta sección, evaluamos los resultados obtenidos con WRF-CMAQ y MONARCH para el escenario base EB. Los mapas de $O_3^{(mda8)}$ promedio sobre julio de 2019 (Figura G.8) muestran niveles de O_3 bastante diferentes entre los dos modelos, con concentraciones 14 % más bajas en MONARCH sobre el territorio español. Sin embargo, los dos modelos tienen una distribución espacial del $O_3^{(mda8)}$ muy parecida, con un coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient* en inglés) de 0.95. Los niveles más altos de O_3 se ubican en la Comunidad de Madrid (especialmente al norte-este de la aglomeración), en Cataluña (especialmente al norte de Barcelona, en las provincias de Barcelona y Girona) y en la Comunidad Valenciana (especialmente en las provincias de Valencia y Castellón). En el resto de la península, los niveles de O_3 muestran un gradiente claro entre niveles más bajos al norte-oeste del lado Atlántico y niveles más altos del lado Mediterráneo (incluyendo Andalucía, Castilla-La Mancha, Aragón y Baleares, además de la Comunidad Valenciana y de Cataluña).

En las celdas con estaciones, la Figura G.8 indica con símbolos el rendimiento de los modelos sobre el mes de julio de 2019, en términos de PCC (PCC bajo inferior a 0.4, PCC medio entre 0.4-0.6 y PCC alto superior a 0.6). WRF-CMAQ y MONARCH dan resultados parecidos con aproximadamente 70 y 25 % de estaciones con PCC clasificado como alto y medio, respectivamente. De manera general, el PCC suele ser más bajo en algunas zonas de la costa mediterránea, incluyendo Barcelona.

La Tabla G.8 muestra los resultados de evaluación de los modelos WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales (horaria, diaria, máximo de la media móvil octohoraria y máximo diario de 1 hora) durante el periodo junio-agosto de 2019. Para contextualizar los resultados de los dos modelos, añadimos también los resultados obtenidos con las predicciones operacionales del programa CAMS (*Copernicus Atmosphere Monitoring Service*), considerando los modelos CHIMERE y EMEP. Resaltar que los resultados de CAMS además de usar predicciones de meteorología (las simulaciones de WRF-CMAQ y MONARCH aprovechan de reanálisis meteorológicos) estas dos simulaciones usan una resolución espacial más gruesa ($0.10^\circ \times 0.10^\circ$) así que diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno; entonces, la comparación entre estos diferentes modelos no es equitativa pero resulta útil para mostrar si los dos modelos WRF-CMAQ y MONARCH están en el rango de los rendimientos típicos de los modelos desarrollados en Europa.

Los cuatro modelos tienen un PCC parecido entre 0.6-0.7, y un nRMSE de aproximadamente 20 % a escalas temporales mda8 y d1max, 30 % a escala diaria, y 40 % a escala horaria. WRF-CMAQ y CHIMERE muestran un comportamiento similar, caracterizado por un sesgo positivo notable a lo largo del día (+26 y +23 % a escala horaria, respectivamente), afectando principalmente los niveles de O_3 durante la noche, mientras que los niveles durante el día aparecen menos sobrestimados (+12 y +13 % a escala mda8, respectivamente). En cambio, los modelos MONARCH y EMEP muestran un comportamiento un poco diferente, con un sesgo

general menos importante (+3 y +8 % a escala horaria, respectivamente) que se traduce en un ligero sesgo negativo durante las horas centrales del día (-3 % a escala mda8). De manera general, aunque tienen correlaciones razonables, todos los modelos tienen dificultades a reproducir cuantitativamente los episodios de O_3 más altos, como se puede ver con las pendientes alrededor de 0.4-0.5.

Esta diferencia de comportamiento entre WRF-CMAQ y MONARCH se puede apreciar también analizando la evolución temporal de las concentraciones de O_3 . En la Figura G.9, se muestran las series temporales de las observaciones y los resultados de los dos modelos a diferentes escalas de tiempo, considerando únicamente las celdas donde el $O_3^{(mda8)}$ promedio observado se sitúa por encima de un percentil dado pX (p0 corresponde a todas las celdas, p95 al 5 % de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$, p98 al 2 % de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$, y p99 al 1 % de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$). Si consideramos todas las celdas donde hay observaciones (paneles de abajo en la Figura G.9), WRF-CMAQ sobrestima los niveles de O_3 mientras MONARCH da mejor resultados. Sin embargo este sesgo positivo de WRF-CMAQ se traduce por predicciones más cerca de las observaciones donde y cuando se observan los niveles de $O_3^{(mda8)}$ más altos (paneles de arriba en la Figura G.9). Aunque persisten sesgos negativos, se puede apreciar la habilidad de los dos modelos en capturar la variabilidad del O_3 , incluidos los episodios con mayores concentraciones en la primera mitad de julio y principios de agosto.

A nivel europeo, el grupo FAIRMODE (*Forum for Air quality Modeling* en inglés; <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/>) de expertos en calidad del aire ha propuesto un indicador denominado MQI (*modelling quality indicator*) para evaluar la fiabilidad de los modelos de calidad del aire. El cálculo de este indicador MQI se describe en detalle en el Anexo A. En resumen, el MQI se calcula en cada estación y permite comparar las concentraciones simuladas y observadas, teniendo en cuenta las incertidumbres afectando también las observaciones. Valores de MQI por debajo de 1 indican que el error del modelo en esta estación es aceptable en comparación con la incertidumbre de las observaciones. A partir de los valores de MQI calculados en todas las estaciones, se considera que un modelo de calidad del aire cumple el objetivo MQO (*modelling quality objective*) cuando al menos 90 % de las estaciones tienen un MQI inferior a 1. La Tabla G.9 muestra estos resultados a las diferentes escalas temporales. Todos los modelos a todas las escalas temporales cumplen con este objetivo MQO, excepto WRF-CMAQ a escala horaria. Sin embargo, cabe resaltar que en términos de impacto de la contaminación del O_3 , la escala temporal horaria es de menor interés que las escalas mda8 y d1max que se focalizan más en las concentraciones más elevadas del ciclo diario de O_3 .

En resumen, aunque los modelos WRF-CMAQ y MONARCH presentan fuentes de error que les impiden por ejemplo reproducir cuantitativamente los episodios más intensos de O_3 en la península (un problema común en la mayoría de los modelos de calidad del aire, como por ejemplo se observa con los resultados de los modelos CHIMERE y EMEP analizados), logran reproducir la variabilidad espacial y temporal del O_3 en superficie con una buena fiabilidad (según los criterios de FAIRMODE) además de detectar cualitativamente cuando y donde ocurren estos episodios. **Su rendimiento se considera suficientemente bueno para su aplicación en el estudio de modelización propuesto en el presente trabajo. Además, la diferencia de comportamiento entre los dos modelos representa sin duda un valor añadido importante, ya que, permite tener una información más amplia sobre el impacto que se puede esperar**

Tabla G.8: Estadísticos de la evaluación del modelo WRF-CMAQ y MONARCH para el periodo junio-agosto de 2019 a diferentes escalas de tiempo: horario (h), promedio diario (d), máximo de la media móvil octohoraria (mda8) y máximo diario de 1 hora (d1max). A título informativo, también se proporcionan estadísticos calculados a partir de los resultados de pronóstico operativo de los modelos de CAMS CHIMERE y EMEP (resolución aproximada de $0.10^\circ \times 0.10^\circ$, diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

Modelo	Escala temporal	MB [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (nMB [%])	RMSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (nRMSE [%])	PCC	Pendiente	N
CMAQ-EB-2019	h	+19 (+26 %)	29 (39 %)	0.69	0.51	586669
	d	+19 (+26 %)	24 (33 %)	0.66	0.54	24478
	d8max	+11 (+12 %)	20 (21 %)	0.68	0.50	24149
	d1max	+10 (+9 %)	21 (20 %)	0.69	0.53	24478
MONARCH-EB-2019	h	+2 (+3 %)	24 (32 %)	0.64	0.48	586669
	d	+2 (+3 %)	16 (22 %)	0.62	0.47	24478
	d8max	-3 (-3 %)	17 (17 %)	0.68	0.48	24149
	d1max	-4 (-4 %)	19 (19 %)	0.67	0.49	24478
CHIMERE	h	+17 (+23 %)	27 (37 %)	0.72	0.55	580417
	d	+17 (+23 %)	23 (31 %)	0.61	0.41	24217
	d8max	+12 (+13 %)	21 (22 %)	0.66	0.43	23637
	d1max	+9 (+8 %)	21 (20 %)	0.67	0.43	24217
EMEP	h	+6 (+8 %)	23 (31 %)	0.68	0.41	541924
	d	+6 (+8 %)	17 (23 %)	0.59	0.35	22605
	d8max	-3 (-3 %)	18 (19 %)	0.64	0.38	20987
	d1max	-7 (-7 %)	21 (20 %)	0.63	0.37	22605

de un escenario de emisiones sobre los niveles de O_3 en la península.

Tabla G.9: Porcentaje de estaciones que cumplen con el indicador de calidad recomendado por FAIRMODE (MQI, *modelling quality indicator* en inglés), y del objetivo de calidad (MQO, *modelling quality objective*, definido como el 90 % de estaciones que cumplen con el MQI), para WRF-CMAQ y MONARCH, durante junio-agosto de 2019. A título informativo, también se proporcionan los resultados obtenidos con los pronósticos operativos CAMS de CHIMERE y EMEP (resolución aproximada de $0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$, diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno).

Modelo	Escala temporal	Estaciones con $MQI \leq 1$	MQO cumplido?
WRF-CMAQ	h	83.5 % (232/278)	No
	d	91.0 % (253/278)	Sí
	d1max	97.1 % (270/278)	Sí
	d8max	97.5 % (271/278)	Sí
MONARCH	h	97.8 % (272/278)	Sí
	d	100.0 % (278/278)	Sí
	d1max	98.9 % (275/278)	Sí
	d8max	98.9 % (275/278)	Sí
CHIMERE	h	91.0 % (253/278)	Sí
	d	95.0 % (264/278)	Sí
	d1max	97.1 % (270/278)	Sí
	d8max	96.8 % (269/278)	Sí
EMEP	h	97.5 % (271/278)	Sí
	d	98.2 % (273/278)	Sí
	d1max	98.9 % (275/278)	Sí
	d8max	98.2 % (273/278)	Sí

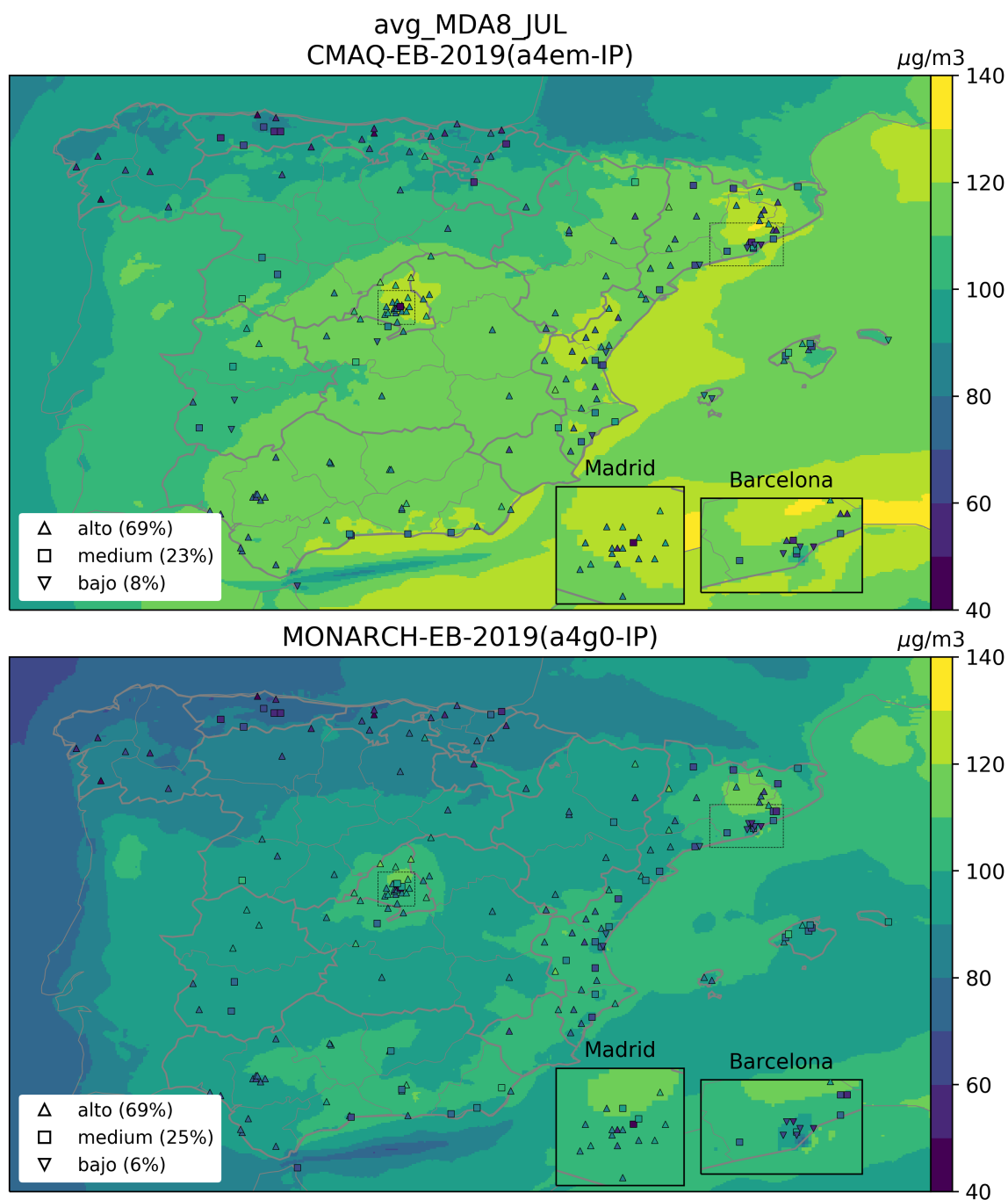


Figura G.8: Mapa del $O_3^{(mda8)}$ promedio para el escenario base (EB) en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Las celdas con observaciones disponibles están representadas con símbolos indicando si el rendimiento del modelo es alto (definido por un PCC del $O_3^{(mda8)}$ por encima de 0.6), medio (PCC entre 0.4 y 0.6) o bajo (PCC por debajo de 0.4).

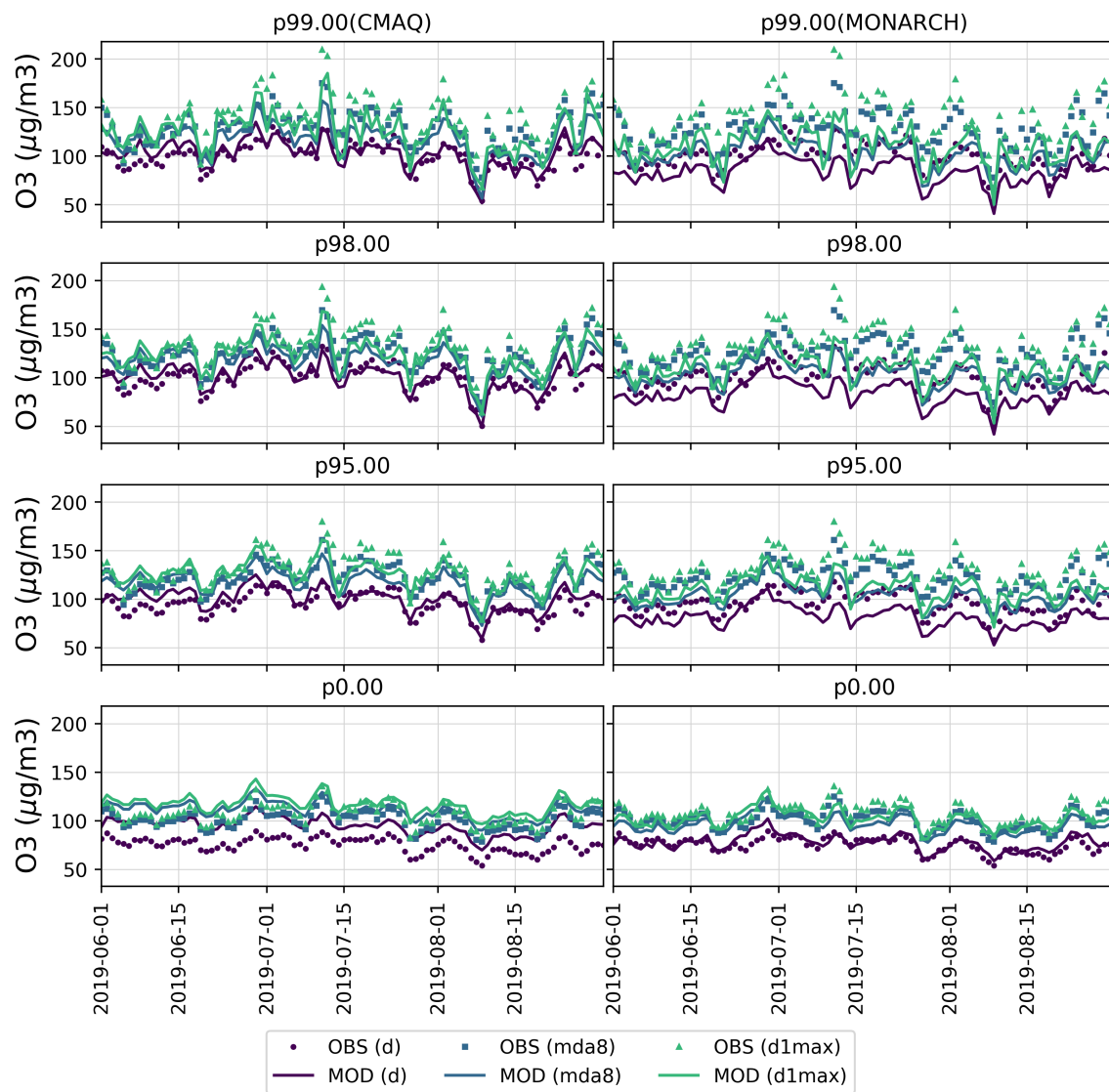


Figura G.9: Series temporales del O_3 observado y simulado por WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales, teniendo en cuenta las estaciones con $O_3^{(mda8)}$ promedio por encima del percentil 99, 98, 95 y 0 (i.e. todas las estaciones).

G.2. Impacto del escenario planificado (EP)

En esta sección, analizamos el impacto del escenario planificado EP sobre los niveles de O_3 inicialmente obtenidos con el escenario base EB. Para permitir una comparación entre los diferentes escenarios más específica, nos focalizamos a partir de ahora en el mes de julio de 2019 (período con las concentraciones más elevadas de O_3).

La diferencia entre escenarios (EP-EB) de las concentraciones $O_3^{(h)}$ promedio sobre el mes de julio de 2019 se muestra en la Figura G.10. Para ver hasta que punto los cambios entre EP y EB en julio de 2019 son estadísticamente significativos, realizamos en cada celda del dominio un *Mann Whitney U Test* basándonos en los datos horarios. El *Mann Whitney U Test* es un test estadístico que analiza si dos muestras de datos derivan de dos poblaciones diferentes. Es decir, permite identificar las celdas donde las concentraciones de O_3 (a la escala temporal escogida) de dos simulaciones son significativamente diferentes, con un nivel de confianza estadístico dado. En la Figura G.10 se indican las zonas donde EP y EB tienen una distribución de $O_3^{(h)}$ estadísticamente diferente con un nivel de confianza del 90% (zonas sin puntos). En el resto de celdas (zonas transparentes con puntos), el resultado del *Mann Whitney U Test* indica que es **posible pero no seguro** que las dos distribuciones sean iguales. Es importante precisar que la cantidad de datos incluida en el test (depende en nuestro caso de la duración de la simulación y de la escala temporal escogida) influye mucho en el resultado, ya que con menos puntos es más difícil asegurar que dos conjuntos de datos procedan de dos distribuciones significativamente distintas. En nuestro caso, solo disponemos de un mes de datos (o sea, el test en cada celda se hace sobre $31 \times 24 = 744$ puntos a escala horaria, o 31 puntos a escalas d/d1max/mda8). Una simulación de los escenarios durante un periodo de tiempo más largo podría ayudar a identificar otras zonas donde el cambio es estadísticamente significativo.

Analizando la diferencia entre escenarios, en primer lugar, se puede destacar la **respuesta muy consistente entre WRF-CMAQ y MONARCH**, a pesar de las diferencias identificadas previamente entre los dos modelos en la Sección G.1, lo que nos da más confianza en cuanto a los impactos previstos. La reducción de las emisiones de NO_x , especialmente en el sector del tráfico rodado, reduce la titración del O_3 en las ciudades y se traduce con un aumento de los niveles de O_3 en estas zonas urbanas. **El incremento del $O_3^{(h)}$ promedio causado por la reducción de esta titración afecta Madrid y la mayoría de las ciudades cerca de la costa, entre las que destaca Barcelona ciudad y área metropolitana donde ocurren los aumentos más fuertes (por encima de $+6 \mu g/m^3$), lo que ilustra la importancia de este fenómeno de titración en esta región concreta.** El incremento resulta estadísticamente significativo en Barcelona, Málaga, Granada, y otras ciudades de la costa Cantábrica (p. ej., Gijón, A Coruña), pero no en Madrid. Como se ha indicado previamente, esto no implica que las distribuciones de EP y EB sean similares, sino, que con los datos disponibles, no se puede rechazar (con un nivel de confianza del 90%) que lo sean.

Fuera de estas grandes zonas urbanas y en todo el resto del territorio, la reducción de las emisiones de precursores planteada en EP permite reducir los niveles promedios de $O_3^{(h)}$, sobre todo alrededor de la Comunidad de Madrid, en el norte de Cataluña y en Galicia. Esta reducción es estadísticamente significativa en la mayor parte de la España peninsular y del noreste de Portugal, excluyendo gran parte de las zonas costeras y marítimas a excepción del área entre el

levante central y las Islas Baleares.

La Tabla G.10 muestra la distribución de las diferencias de O_3 entre EP y EB para los dos modelos a varias escalas temporales. En promedio, EP rebaja el $O_3^{(h)}$ en $-2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sobre todo el territorio español, pero se observa una variabilidad elevada. Si consideramos todos los datos horarios de julio de 2019 sobre toda España, los percentiles 1 y 99 en WRF-CMAQ son aproximadamente -11.5 y $+5.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (con valores muy parecidos en MONARCH). En horas y celdas específicas, el cambio de $O_3^{(h)}$ con EP puede alcanzar valores mucho más altos, desde -68.4 hasta $+89.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con WRF-CMAQ (un poco menor en MONARCH, desde -51.0 hasta $+42.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabla G.10: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EP y EB, a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(\text{mda8})}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre julio de 2019 ($\overline{O_3^{(\text{mda8})}}$). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)*}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)*}$	MONARCH $O_3^{(\text{mda8})\dagger}$	WRF-CMAQ $O_3^{(\text{mda8})\dagger}$	MONARCH $\overline{O_3^{(\text{mda8})}\ddagger}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(\text{mda8})}\ddagger}$
promedio	-2.4	-2.4	-4.0	-3.8	-4.0	-3.8
min	-51.0	-68.4	-44.5	-26.9	-10.0	-9.3
p1	-11.2	-11.5	-13.3	-12.8	-8.6	-7.5
p5	-7.5	-7.4	-9.3	-8.9	-6.6	-5.9
p25	-3.8	-3.9	-5.7	-5.4	-4.7	-4.4
p50	-1.9	-2.1	-3.6	-3.4	-3.9	-3.7
p75	-0.5	-0.5	-1.9	-1.8	-3.3	-3.0
p95	0.8	1.3	-0.2	-0.0	-1.7	-1.7
p99	3.5	5.3	0.3	1.6	-0.7	-0.8
max	42.5	89.2	13.7	29.4	3.5	3.7
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

* Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(h)}$ entre los dos escenarios, (2) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las horas de julio de 2019 y todas las celdas del territorio español (85896 celdas x 31 días x 24 horas = 63906624 puntos en este caso), (3) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles.

† Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(\text{mda8})}$ entre los dos escenarios, (2) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las horas de julio de 2019 y todas las celdas del territorio español (85896 celdas x 31 días = 2662776 puntos en este caso), (3) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles.

‡ Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(\text{mda8})}$ entre los dos escenarios, (2) calculamos en cada celda el promedio temporal sobre julio de 2019, (3) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las celdas del territorio español (85896 puntos en este caso), (4) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles. Entonces, estas estadísticas describen la distribución espacial del promedio mensual de $O_3^{(\text{mda8})}$ enseñado en la Figura G.13.

Sin embargo, si nos focalizamos en el impacto del EP sobre los niveles de $O_3^{(\text{mda8})}$ (Figura G.13), los resultados indican una bajada fuerte en casi toda España, con las reducciones más importantes en las zonas con mayores problemas de O_3 , es decir, la Comunidad de Madrid, el Norte de Cataluña, la Comunidad Valenciana y Andalucía. Destaca también el suroeste de Galicia, aunque los niveles de O_3 suelen ser menos problemáticos en esta región.

Es importante destacar que esta diferencia de resultados entre $O_3^{(h)}$ y $O_3^{(mda8)}$ se explica en parte por un cambio en el perfil del ciclo diario de O_3 , con un aumento durante el pico de tráfico de la mañana y una bajada después del mediodía (Figura G.11). En promedio sobre julio de 2019, EP consigue disminuir el $O_3^{(mda8)}$ $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio sobre el territorio español, mientras que la reducción local más elevada llega a alcanzar los $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al norte de la Comunidad de Madrid (Tabla G.10). **La importante reducción de emisiones de precursores (NO_x y COVNM) en el escenario EP tiene un impacto muy positivo en disminuir la contaminación por O_3 en una gran parte del territorio.**

Menos de 1 % del territorio presenta un aumento de $O_3^{(mda8)}$ promedio. **El incremento de $O_3^{(mda8)}$, relacionado con una menor titración, persiste sobre todo en el área metropolitana de Barcelona (hasta $+4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en julio), así como alrededor de algunas otras ciudades ubicadas cerca de la costa, aunque con incrementos más moderados** (p. ej. Valencia, Castellón de la Plana, Gijón, La Coruña). Para entender mejor este proceso, la Figura G.14 muestra como la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EP y EB varía a medida que nos alejamos del centro de algunas ciudades españolas (ver Figura G.12 para los resultados individuales de EB y EP). Se ha calculado el promedio espacial de $O_3^{(mda8)}$ sobre el área cubierta por un anillo (con espesor de 25km) centrado en el centro de la ciudad para distintos radios incrementales. Se identifica un comportamiento característico bien diferenciado entre ciudades costeras y ciudades continentales, estas últimas (Madrid, Granada, Murcia, Sevilla, Zaragoza, Valladolid) mostrando una bajada del $O_3^{(mda8)}$ clara tanto dentro de la ciudad como en la región de los alrededores. Dentro de estas ciudades continentales, mientras las de menor tamaño probablemente se benefician más de la bajada general de los niveles de fondo de $O_3^{(mda8)}$ obtenida con EP sobre la mayor parte de la península, las de mayor tamaño como Madrid se benefician además de una reducción sustancial de producción local de O_3 que compensa el efecto de la menor titración, resultando en una disminución del pico de O_3 durante el mediodía. Efectivamente, estos resultados sugieren que una parte sustancial del O_3 en Madrid se produce localmente a partir de las emisiones de precursores de la ciudad y de sus afueras, probablemente favorecido por situaciones con ventilación limitada. En cambio, en promedio sobre julio, los niveles de $O_3^{(mda8)}$ en las ciudades costeras no cambian tanto, o aumentan en el caso específico de Barcelona. Cabe destacar que este incremento en Barcelona corresponde en realidad a una recuperación parcial y limitada de los niveles de O_3 de fondo, sustancialmente más elevados que dentro de la ciudad donde la titración consume localmente mucho O_3 hasta niveles relativamente bajos frente a los niveles en otras ciudades costeras, al menos del lado mediterráneo. En todas estas ciudades costeras, una mayor ventilación persiste debido a la influencia del mar, favoreciendo una producción de O_3 más en las zonas a sotavento de la ciudad, durante el transporte de los precursores. Además, mientras las ciudades continentales se benefician con el EP de una reducción general de los niveles de fondo peninsular, las ciudades costeras se ven afectadas por masas de aire marítimas cuyos niveles de $O_3^{(mda8)}$ se ven de facto menos suavizados por las medidas del EP. Por último, los cambios en el O_3 identificados en las distintas ciudades muestran un patrón claro con el ciclo diario. La Figura G.15 muestra los perfiles de O_3 en las distintas ciudades para el EB y EP. Claramente se identifica el efecto de la menor titración durante las horas nocturnas y primeras horas del día (coincidiendo con el pico de emisión de tráfico de la mañana) en EP con niveles de O_3 más elevados, y una disminución del O_3 después del mediodía debido a la menor producción de O_3 sobre la ciudad (muy evidente en las ciudades continentales).

Al final, **la bajada del $O_3^{(mda8)}$ en Madrid con EP ocurre en toda la comunidad mientras que la bajada en Cataluña ocurre principalmente al norte de Barcelona (debido a las brisas marinas predominantes de componente suroeste), especialmente en el valle de Vic y en la provincia de Gerona.** Estas diferencias resultan estadísticamente significativas con un nivel de confianza del 90 % en la mayor parte de España, excluyendo las zonas costeras o fronteras con Portugal y Francia.

De la misma manera que la contribución nacional de las emisiones de España a los niveles de O_3 en el propio país cambia de un día para otro (ver Sección 7.3), la contribución de la producción local de O_3 a partir de los precursores emitidos localmente en una zona del país puede variar sustancialmente. Por esta razón se esperan variaciones sustanciales del impacto de las medidas del EP a lo largo del tiempo. Para ilustrar este aspecto, la Figura G.16 muestra el impacto del EP en las cuatro CCAA con mayores problemas de O_3 (Comunidad de Madrid, Cataluña, Andalucía, Comunidad Valenciana), considerando en cada comunidad autónoma la celda donde se observa el mayor $O_3^{(mda8)}$ promedio de todo el periodo de estudio. Las diferencias relativas de $O_3^{(mda8)}$ entre EP y EB oscilan entre 0 y -12 %. De nuevo, aunque los niveles de O_3 simulados son diferentes entre los dos modelos, se observa una consistencia razonable en cuanto al impacto relativo de las medidas del EP. A nivel de toda España, los percentiles 1 y 99 del impacto diario del EP sobre el $O_3^{(mda8)}$ alcanzan -13 y +2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, mientras las diferencias extremas pueden llegar a -45 y +29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en días y celdas específicas (Tabla G.10).

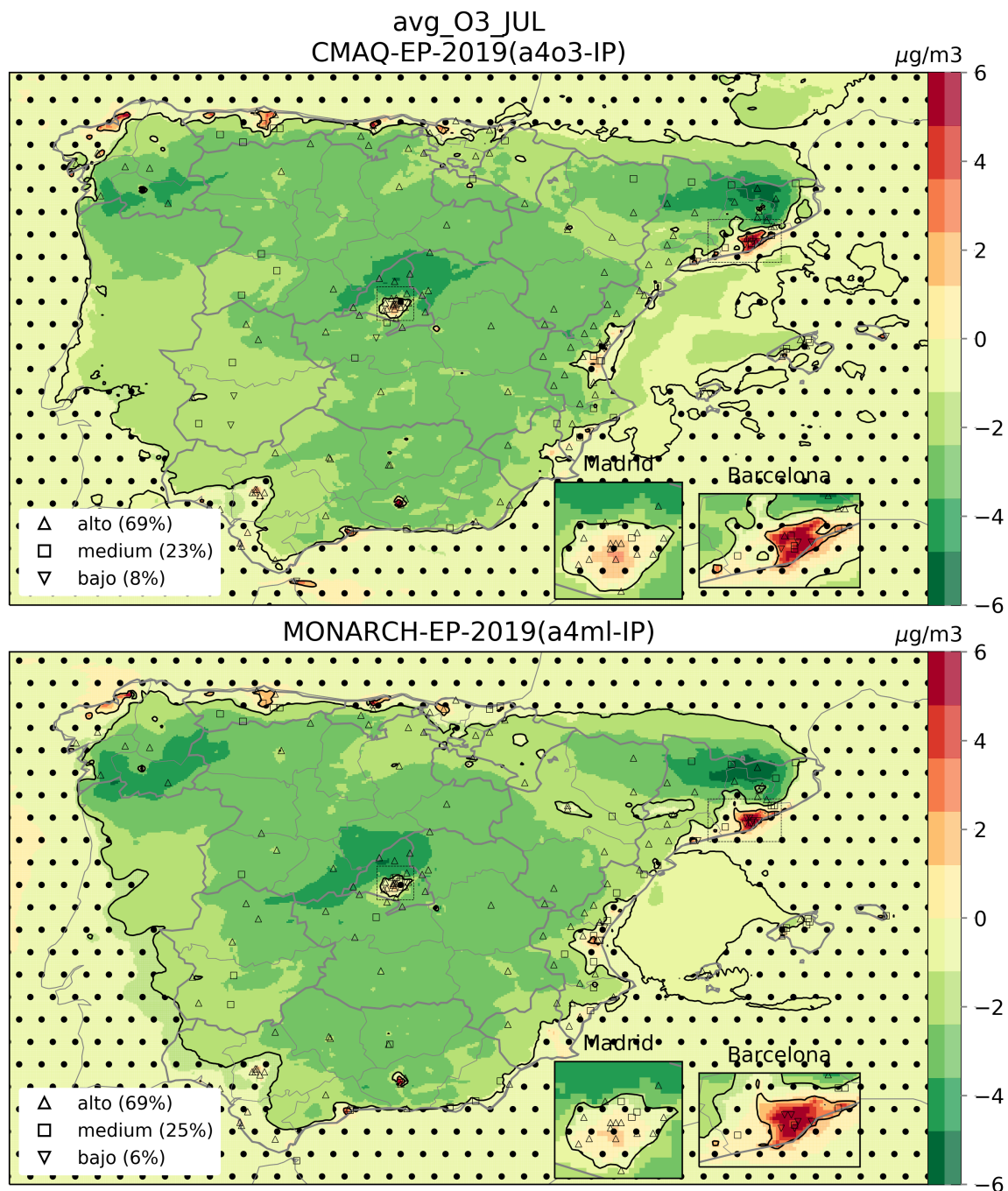


Figura G.10: Diferencia de $O_3^{(h)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el $O_3^{(h)}$ de los dos escenarios son significativamente diferentes (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90 %. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

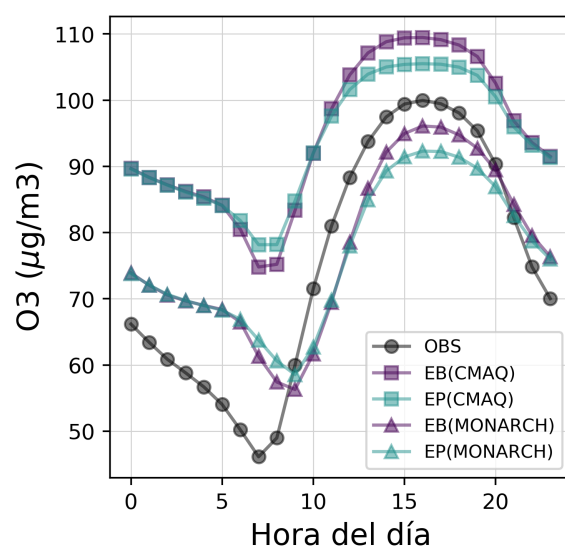


Figura G.11: Perfiles diurnos de O_3 [$\mu g/m^3$] de WRF-CMAQ y MONARCH en EB y EP, durante el periodo junio-agosto de 2019.

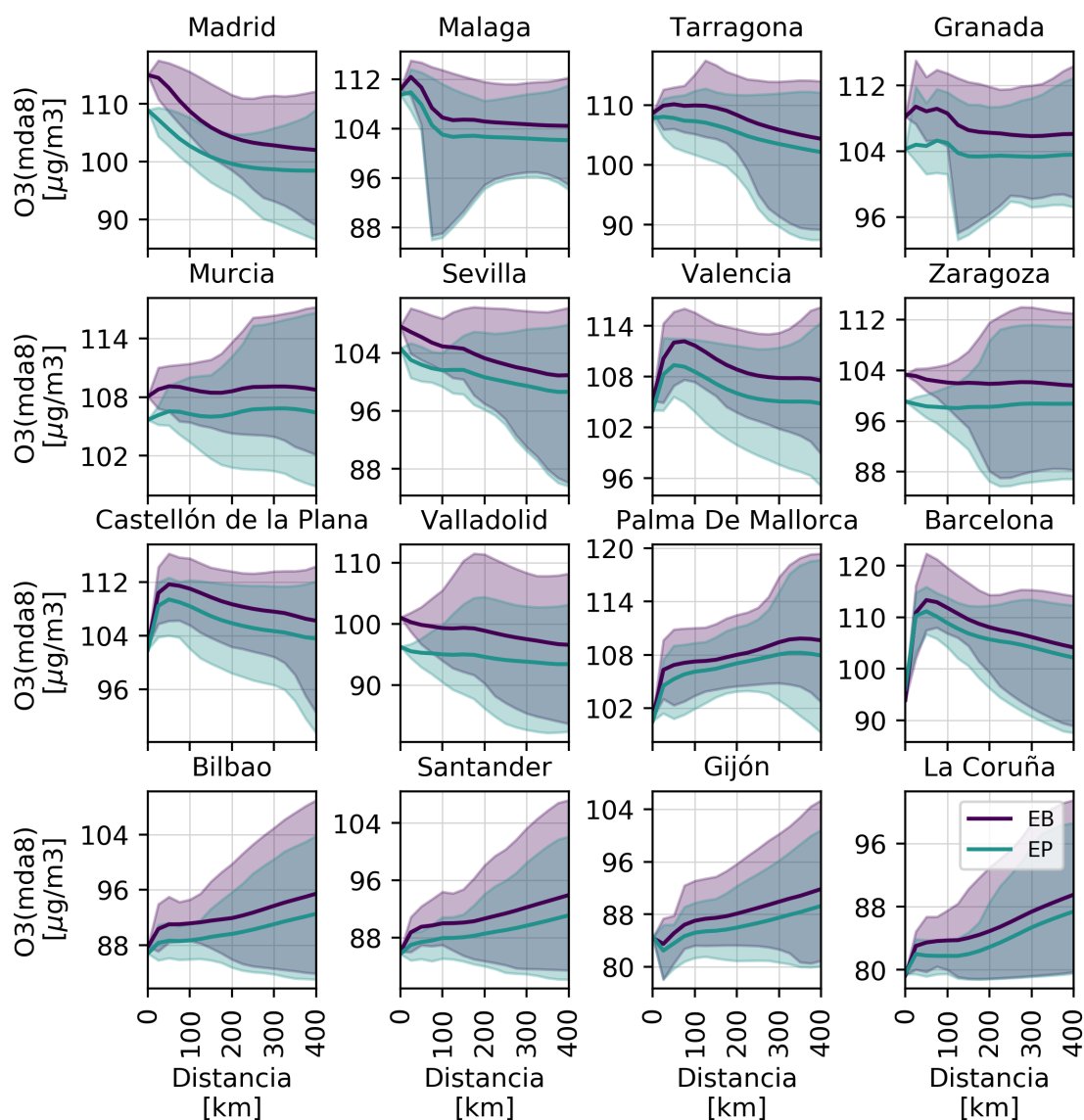


Figura G.12: Evolución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu g/m^3$] en EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019). Los valores corresponden al promedio y los percentiles 5 y 95 del $O_3^{(mda8)}$ calculados sobre el área cubierta por un anillo (con espesor de 25km) centrado en el centro de la ciudad para distintos radios incrementales.

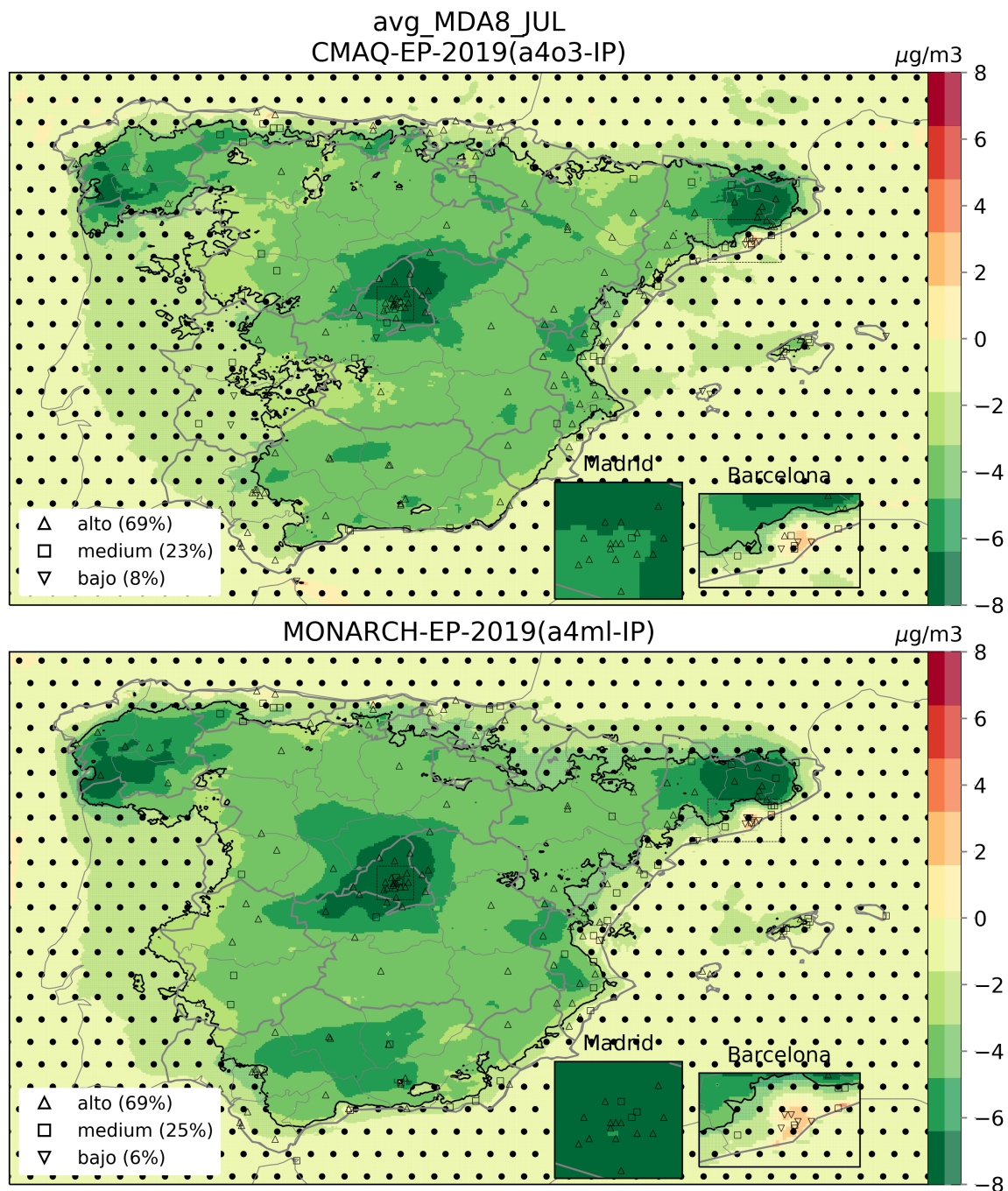


Figura G.13: Diferencia de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se indica con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

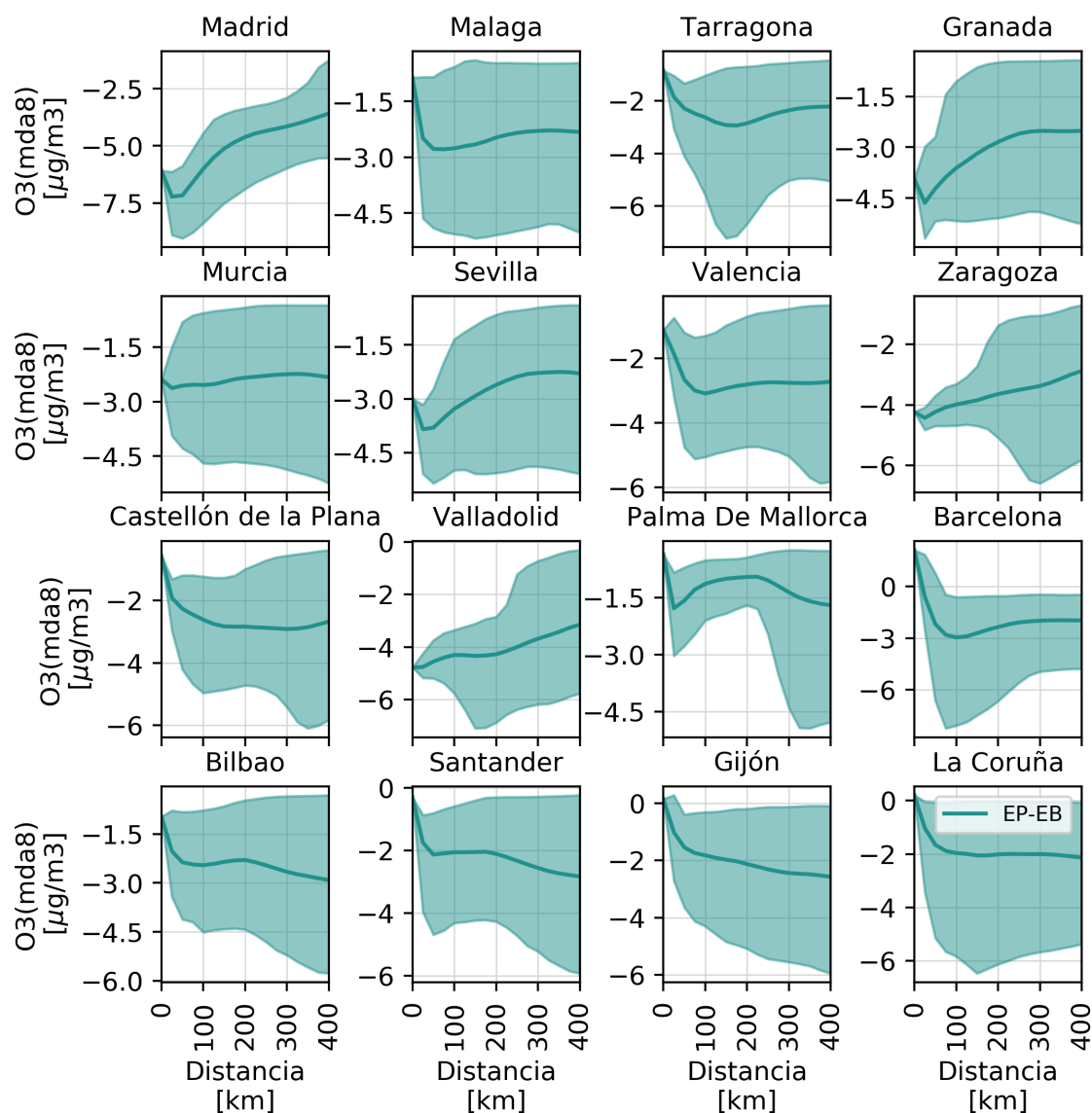


Figura G.14: Evolución de la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EP y EB alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019). Los valores corresponden al promedio y los percentiles 5 y 95 del $O_3^{(mda8)}$ en las celdas ubicadas a una cierta distancia del centro de la ciudad.

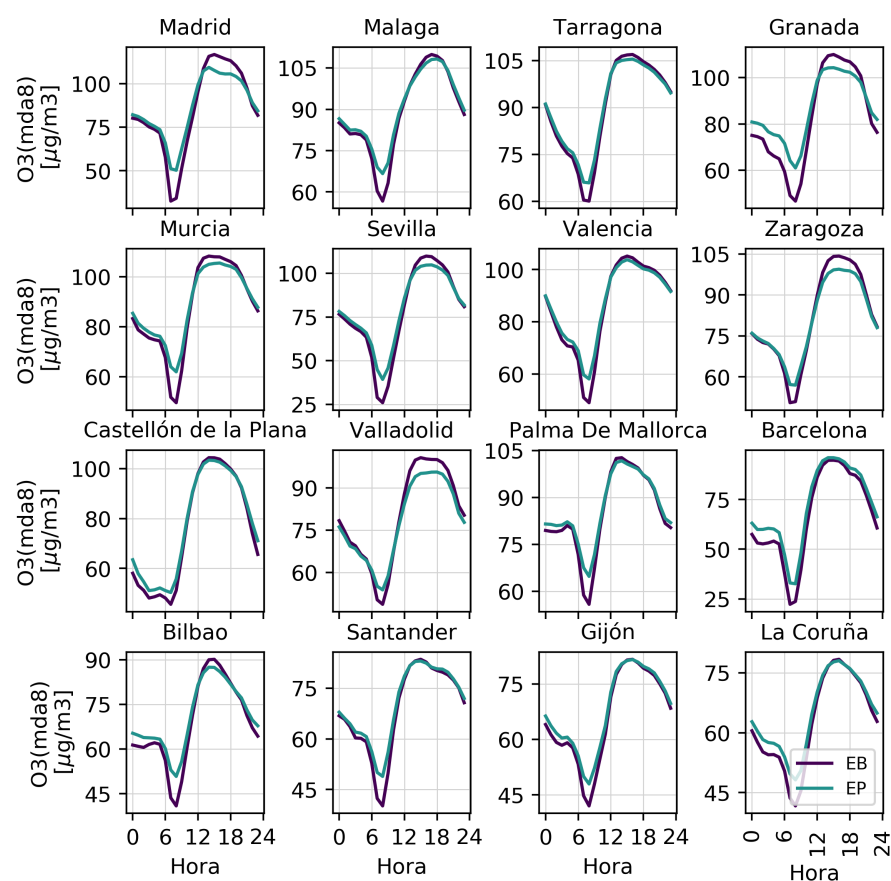


Figura G.15: Perfiles diarios de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] de los escenarios EB y EP para algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).

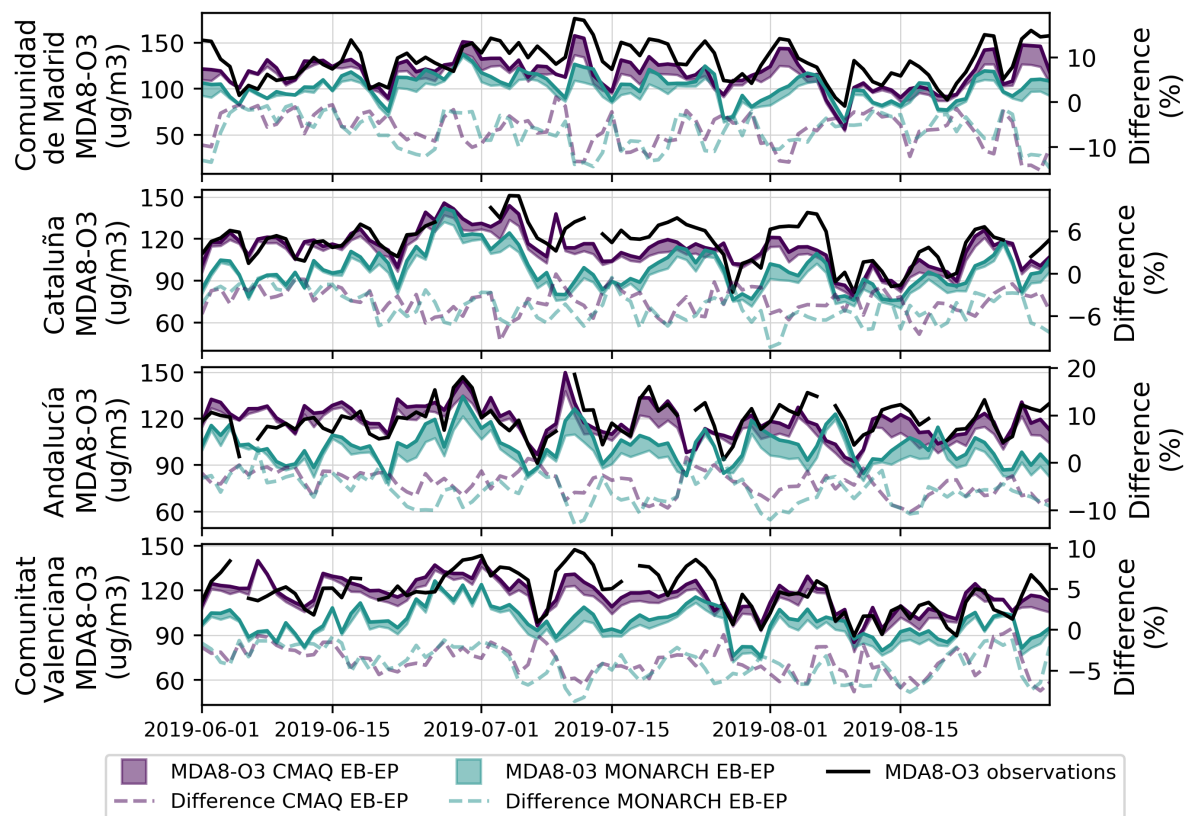


Figura G.16: Serie temporal del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en junio-agosto de 2019 para los escenarios base (EB) y planificado (EP), en las CCAA con mayores problemas de O_3 . En cada comunidad autónoma se ha seleccionado la celda con mayor $O_3^{(mda8)}$, en promedio sobre estos tres meses.

G.3. Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)

Teniendo en cuenta la fuerte ambición del EP en términos de reducción de las emisiones del tráfico rodado, analizamos en esta sección el impacto de alcanzar solo el 50 % del objetivo fijado para este sector (o sea una reducción de las emisiones de tráfico rodado de -30 % en lugar de -60 %), conservando las reducciones de emisiones en los otros sectores. **El patrón espacial de las diferencias entre EE_T50 y EB (Figura G.17) es muy similar al obtenido con EP, aunque la amplitud de los cambios (positivos y negativos) se reduce.**

La Tabla G.11 muestra la distribución estadística de los resultados, en concreto: (1) las diferencias EE_T50 menos EB (mitad superior, valores sin paréntesis), (2) las diferencias EP menos EB (mitad superior, valores entre paréntesis, similar a la Tabla G.10, para facilitar las comparaciones), (3) las diferencias EE_T50 menos EP (mitad inferior). Es importante entender que el impacto de EE_T50 frente a EP no se puede apreciar directamente en la parte de arriba de la Tabla G.11, ya que, los valores pueden corresponder a momentos y/o lugares diferentes. Por ejemplo, el máximo de la distribución de $O_3^{(h)}$ de EE_T50 menos EB en MONARCH (+45.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no ocurre a la misma hora ni en la misma celda que el máximo de la distribución de EP menos EB (+42.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), debido al hecho de que estos dos conjuntos de datos (EE_T50 menos EB y EP menos EB) tienen una distribución espacial y temporal diferente. En cambio, la parte de abajo de la Tabla G.11 permite una comparación directa entre EE_T50 y EP.

En promedio sobre España, el $O_3^{(mda8)}$ obtenido con EE_T50 se reduce en solo -2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio en lugar de -4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con EP. Considerando los diferentes percentiles entre 1 y 99, la bajada obtenida con EE_T50 suele situarse alrededor de 50-60 % de la bajada esperada con EP. Por ejemplo, sobre todas las celdas y días de julio de 2019, el percentil 1 de las diferencias de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_T50 y EB solo alcanza -8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en lugar de -13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con el EP. Las zonas donde el cambio obtenido con EE_T50 aparece estadísticamente significativo ocupan una superficie mucho más reducida que en EP, e incluyen la región de Madrid, y parte de Castilla-la-Mancha, Andalucía, Cataluña, Aragón y Galicia. Cierta incertidumbre surge a nivel de la ciudad de Madrid ya que el cambio allí aparece significativo únicamente en MONARCH pero no en WRF-CMAQ.

En resumen, **cumplir el 50 % del objetivo de reducción de las emisiones de tráfico rodado ya permite disminuir de manera importante los niveles de O_3 en España. Sin embargo, conseguir este 50 % de reducción adicional en las emisiones como se prevé en el EP ofrece una mejora añadida muy notable.**

Tabla G.11: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_T50 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_T50 y EP (mitad inferior). Se consideran las diferencias a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(mda8)}}$) (ver Tabla G.10 para una descripción del calculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Metrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3^{(mda8)}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(mda8)}}$
promedio	-1.4 (-2.4)	-1.4 (-2.4)	-2.3 (-4.0)	-2.2 (-3.8)	-2.3 (-4.0)	-2.2 (-3.8)
min	-72.2 (-51.0)	-67.2 (-68.4)	-52.7 (-44.5)	-23.2 (-26.9)	-7.8 (-10.0)	-5.0 (-9.3)
p1	-6.9 (-11.2)	-7.5 (-11.5)	-7.8 (-13.3)	-7.7 (-12.8)	-4.7 (-8.6)	-4.2 (-7.5)
p5	-4.5 (-7.5)	-4.5 (-7.4)	-5.3 (-9.3)	-5.2 (-8.9)	-3.8 (-6.6)	-3.5 (-5.9)
p25	-2.3 (-3.8)	-2.4 (-3.9)	-3.3 (-5.7)	-3.2 (-5.4)	-2.7 (-4.7)	-2.5 (-4.4)
p50	-1.1 (-1.9)	-1.2 (-2.1)	-2.1 (-3.6)	-2.1 (-3.4)	-2.3 (-3.9)	-2.2 (-3.7)
p75	-0.3 (-0.5)	-0.3 (-0.5)	-1.1 (-1.9)	-1.1 (-1.8)	-1.9 (-3.3)	-1.8 (-3.0)
p95	1.0 (0.8)	1.3 (1.3)	-0.1 (-0.2)	0.1 (-0.0)	-1.1 (-1.7)	-1.0 (-1.7)
p99	3.3 (3.5)	4.8 (5.3)	0.6 (0.3)	2.0 (1.6)	-0.4 (-0.7)	-0.4 (-0.8)
max	45.1 (42.5)	90.4 (89.2)	11.9 (13.7)	29.9 (29.4)	3.6 (3.5)	3.5 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	1.0	1.0	1.7	1.6	1.7	1.6
min	-69.6	-25.6	-50.2	-13.4	-1.8	-1.1
p1	-2.6	-1.0	-0.5	-0.0	0.2	0.3
p5	-0.7	-0.1	0.0	0.1	0.6	0.7
p25	0.2	0.2	0.7	0.7	1.4	1.2
p50	0.8	0.8	1.5	1.4	1.6	1.5
p75	1.7	1.5	2.4	2.2	2.0	1.9
p95	3.5	3.0	4.2	3.9	2.9	2.6
p99	5.6	4.8	6.0	5.8	4.0	3.6
max	40.8	19.3	15.2	13.5	5.2	4.5
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

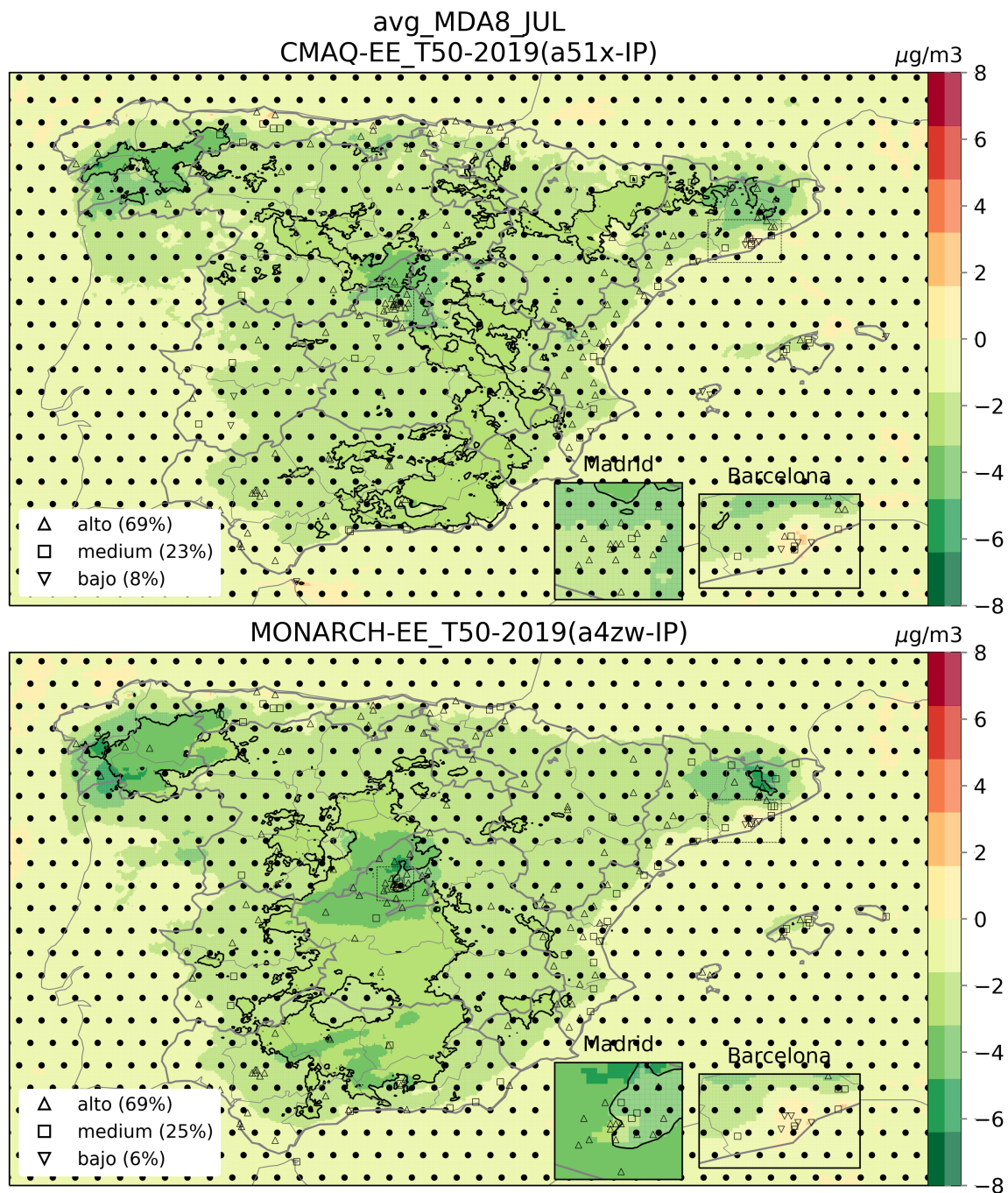


Figura G.17: Diferencia de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_T50 y EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90 %. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

G.4. Impacto del escenario específico industria (EE_I25)

Analizamos en esta sección el impacto del escenario EE_I25 donde se añade al EP una reducción de 25 % de las emisiones industriales, teniendo en cuenta las refinerías y las industrias minerales no metálicas, pero excluyendo las cementeras cuyas emisiones ya se reducen mucho (-31 %) en el EP.

La Figura G.18 muestra una reducción negligible de los niveles promedios de $O_3^{(mda8)}$ en la mayor parte del dominio, mientras algunas zonas distribuidas a lo largo de la península muestran un aumento también negligible en WRF-CMAQ coincidiendo geográficamente con la localización de las industrias donde se han disminuido las emisiones. Los cambios alcanzados con EE_I25 no son estadísticamente significativos en ninguna parte del dominio. En promedio sobre julio de 2019, casi todos los percentiles reportados en la Tabla G.12 muestran una reducción del $O_3^{(mda8)}$ en comparación con EP de hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ajustando la escala de colores (Figura G.19), destacan sobre todo las regiones fronteras entre Castellón y Aragón, entre Castilla y León y País Vasco así como la parte interior de Cataluña, es decir, donde se encuentran las industrias más afectadas por estas medidas adicionales. A nivel diario, la bajada (incremento) de $O_3^{(mda8)}$ con EE_I25 respecto a EP puede alcanzar entre -13 y $-31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre $+4$ y $+23 \mu\text{g}/\text{m}^3$) según WRF-CMAQ y MONARCH respectivamente. La diferencia entre WRF-CMAQ y MONARCH es importante a nivel de estos eventos extremos pero se reduce en el resto de días. De manera general, los resultados indican una mayor respuesta del modelo WRF-CMAQ a este escenario de emisiones, como ilustran los cambios en los percentiles 0/1/99/100 de $O_3^{(h)}$ de $-76/-5/+1/+67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ frente a $-19/-1/+0/+23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en MONARCH. Estos altos valores positivos y negativos resaltan el hecho de que este escenario EE_I25 puede aumentar fuertemente los niveles de O_3 cerca de las instalaciones industriales debido a una menor titración, mientras que fuertes reducciones pueden ocurrir en algunas zonas específicas ubicadas a sotavento, lo que se traduce en una cierta redistribución espacial del O_3 en las zonas afectadas.

Tabla G.12: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_I25 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_I25 y EP (mitad inferior). Se consideran las diferencias a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3}^{(mda8)}$) (ver Tabla G.10 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3}^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3}^{(mda8)}$
promedio	-2.5 (-2.4)	-2.5 (-2.4)	-4.2 (-4.0)	-3.9 (-3.8)	-4.2 (-4.0)	-3.9 (-3.8)
min	-51.0 (-51.0)	-36.9 (-68.4)	-44.5 (-44.5)	-27.1 (-26.9)	-10.2 (-10.0)	-9.8 (-9.3)
p1	-11.6 (-11.2)	-11.1 (-11.5)	-13.6 (-13.3)	-13.1 (-12.8)	-8.8 (-8.6)	-7.9 (-7.5)
p5	-7.8 (-7.5)	-7.3 (-7.4)	-9.6 (-9.3)	-9.1 (-8.9)	-6.7 (-6.6)	-6.1 (-5.9)
p25	-4.0 (-3.8)	-3.9 (-3.9)	-5.9 (-5.7)	-5.5 (-5.4)	-4.9 (-4.7)	-4.6 (-4.4)
p50	-1.9 (-1.9)	-2.1 (-2.1)	-3.8 (-3.6)	-3.5 (-3.4)	-4.2 (-3.9)	-3.9 (-3.7)
p75	-0.5 (-0.5)	-0.6 (-0.5)	-2.0 (-1.9)	-1.8 (-1.8)	-3.5 (-3.3)	-3.2 (-3.0)
p95	0.9 (0.8)	0.6 (1.3)	-0.2 (-0.2)	-0.3 (-0.0)	-1.8 (-1.7)	-1.9 (-1.7)
p99	3.7 (3.5)	3.5 (5.3)	0.3 (0.3)	0.1 (1.6)	-0.7 (-0.7)	-1.0 (-0.8)
max	42.6 (42.5)	55.6 (89.2)	13.9 (13.7)	23.3 (29.4)	3.5 (3.5)	3.5 (3.7)
promedio	-0.1	-0.1	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2
min	-18.6	-75.5	-13.1	-31.0	-1.7	-2.2
p1	-0.9	-4.6	-1.2	-3.3	-0.9	-1.2
p5	-0.4	-1.6	-0.6	-1.3	-0.4	-0.7
p25	-0.2	-0.4	-0.3	-0.4	-0.2	-0.3
p50	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.1
p75	-0.0	0.2	-0.0	0.1	-0.1	-0.0
p95	0.1	1.3	-0.0	0.8	-0.1	0.2
p99	0.4	4.4	0.0	2.9	-0.0	0.4
max	22.5	67.2	3.7	23.0	0.7	1.1
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

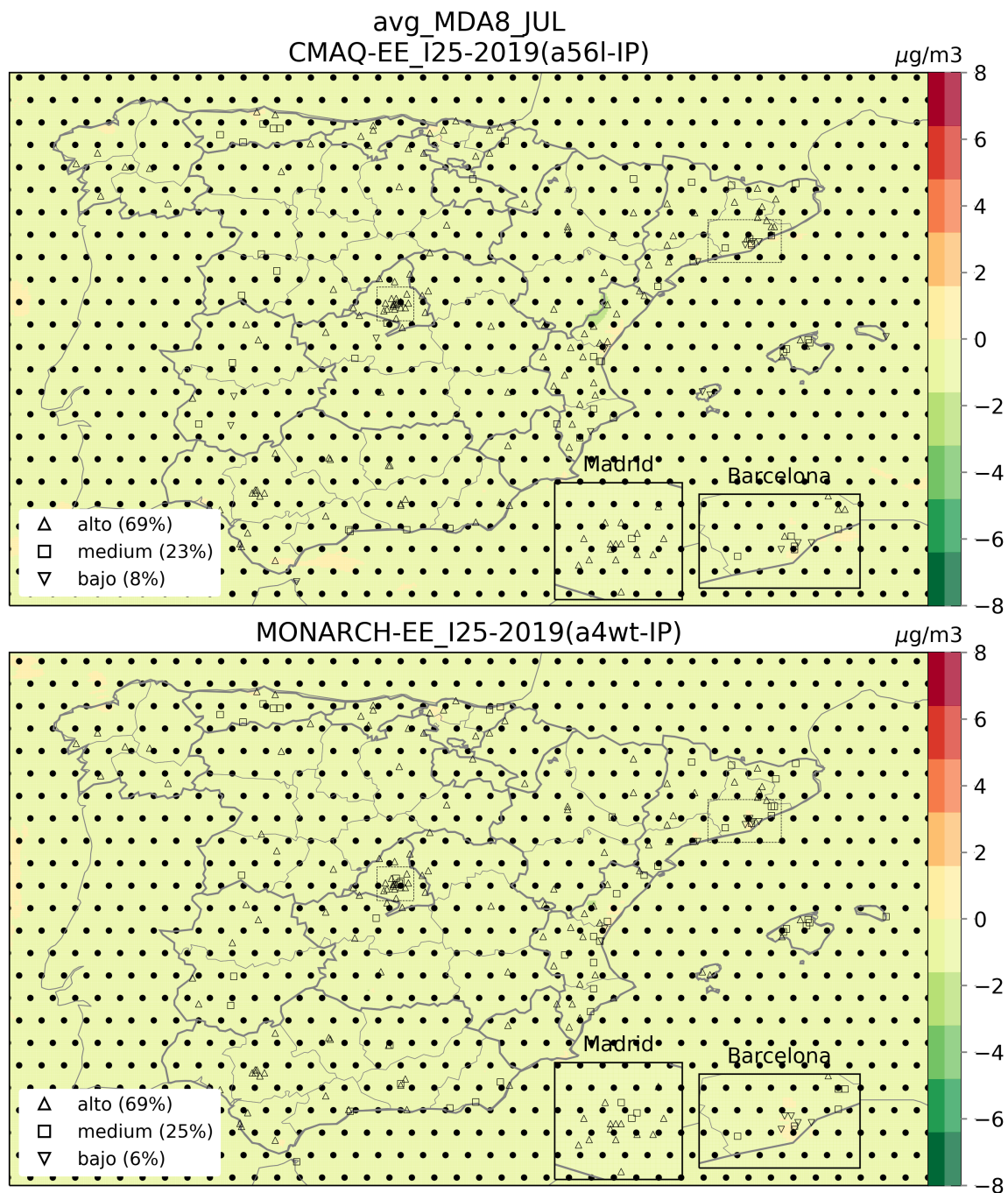


Figura G.18: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_I25 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90 %. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

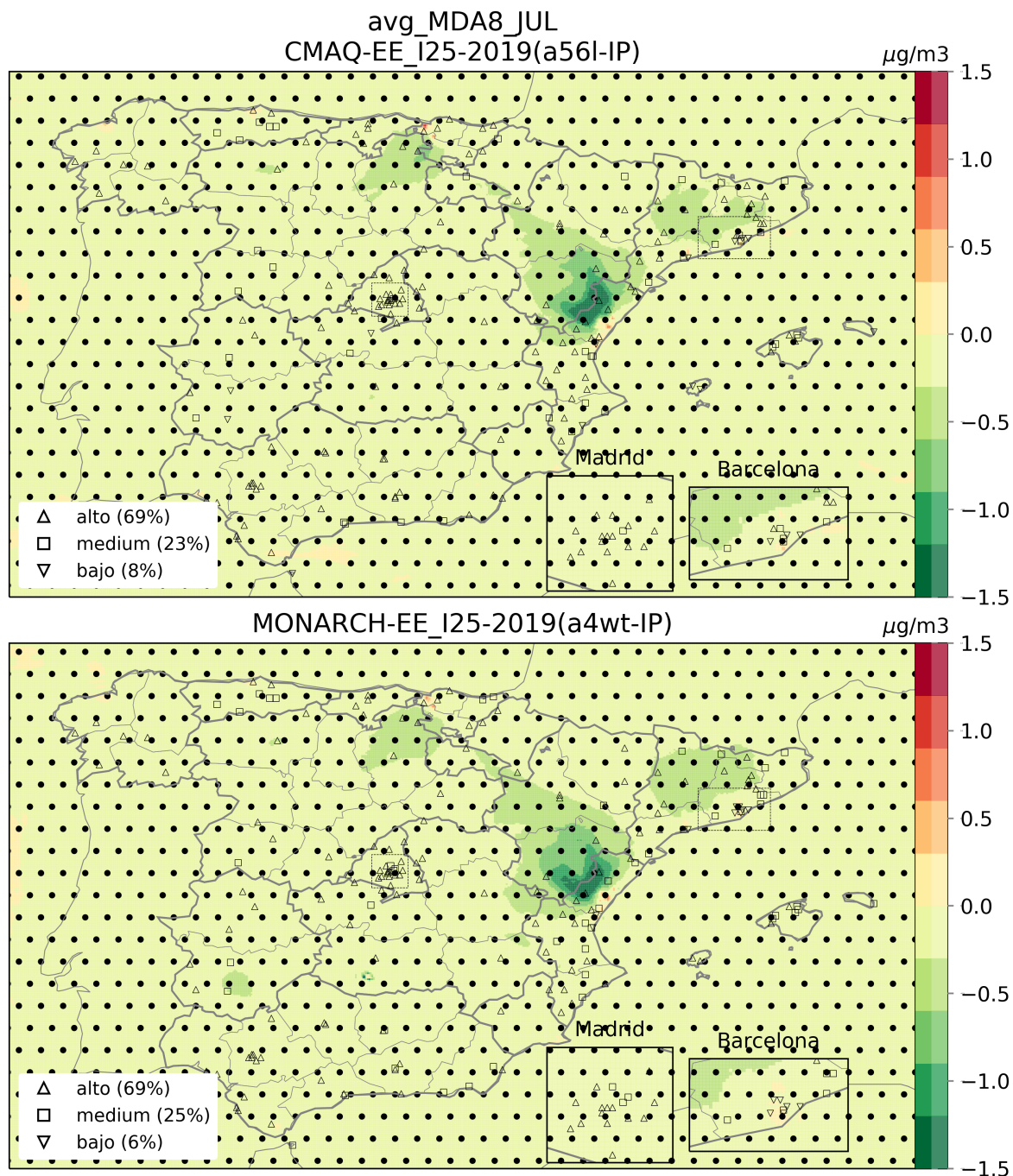


Figura G.19: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

G.5. Impacto del escenario específico aviación y marítimo (EE_A25_M20)

Analizamos ahora el impacto de una reducción de las emisiones de aviación y marítimas (desplazamientos de los barcos y actividades en los puertos a nivel nacional e internacional) de 25 y 20 %, respectivamente, además de las reducciones previstas en el EP. **En comparación con EP, las diferencias promedio en los niveles de $O_3^{(mda8)}$ obtenidas con EE_A25_M20** (Figura G.20 y Tabla G.13) **muestran bajadas en toda la península de $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio, con reducciones más fuertes superando los $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las zonas costeras mediterráneas, alcanzando $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en lugares específicos de la costa.** En contraposición a estas reducciones, un fuerte incremento de $O_3^{(mda8)}$ ocurre en la ruta marítima al este del estrecho de Gibraltar (hasta $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) debido a una reducción notable de la titración del O_3 , lo que puede impactar negativamente los niveles de O_3 de las zonas costeras más cercanas (p. ej. Ceuta, Gibraltar). Aunque más limitado, se observa también un incremento en Barcelona y Valencia, muy probablemente debido a la reducción de las emisiones de NO_x en los respectivos puertos.

El patrón espacial obtenido con EE_A25_M20 sugiere que los cambios provienen sobre todo de la reducción de las emisiones marítimas, mientras que la reducción de las emisiones de la aviación no parece tener un impacto notable. Efectivamente, el $O_3^{(mda8)}$ promedio no cambia en la zona alrededor del aeropuerto Adolfo-Suárez de Madrid-Barajas, mientras que el impacto en otros grandes aeropuertos costeros como el de Barcelona-El Prat es más complicado de estimar debido a la influencia del sector marítimo. Las diferencias resultan estadísticamente significativas en parte del mar Mediterráneo alrededor de las Islas Baleares así como en la zona de máximo aumento de $O_3^{(mda8)}$ al este de Gibraltar.

En conclusión, este escenario EE_A25_M20 demuestra claramente la contribución importante del sector marítimo en la producción de O_3 en toda la costa española, especialmente en la costa mediterránea. Estos resultados son coherentes con los presentados en la Sección 7.3. Considerando la elevada densidad de población en todo el levante peninsular, el sector marítimo aparece de gran importancia a la hora de reducir el impacto de la contaminación por O_3 sobre la salud de la población, aunque se requieren de medidas adicionales para evitar los aumentos de O_3 en los grandes puertos como Barcelona o Valencia.

Tabla G.13: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu g/m^3$] en España entre EE_A25_M20 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M20 y EP (mitad inferior), a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(mda8)}}$) (ver Tabla G.10 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3^{(mda8)}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(mda8)}}$
promedio	-3.2 (-2.4)	-3.4 (-2.4)	-4.9 (-4.0)	-4.9 (-3.8)	-4.9 (-4.0)	-4.9 (-3.8)
min	-51.5 (-51.0)	-68.9 (-68.4)	-44.9 (-44.5)	-28.1 (-26.9)	-11.0 (-10.0)	-11.1 (-9.3)
p1	-12.2 (-11.2)	-12.7 (-11.5)	-14.4 (-13.3)	-14.0 (-12.8)	-9.8 (-8.6)	-8.7 (-7.5)
p5	-8.4 (-7.5)	-8.6 (-7.4)	-10.3 (-9.3)	-10.0 (-8.9)	-7.4 (-6.6)	-7.0 (-5.9)
p25	-4.7 (-3.8)	-5.1 (-3.9)	-6.7 (-5.7)	-6.6 (-5.4)	-5.6 (-4.7)	-5.6 (-4.4)
p50	-2.7 (-1.9)	-3.1 (-2.1)	-4.5 (-3.6)	-4.6 (-3.4)	-4.7 (-3.9)	-4.8 (-3.7)
p75	-1.2 (-0.5)	-1.4 (-0.5)	-2.7 (-1.9)	-2.8 (-1.8)	-4.1 (-3.3)	-4.0 (-3.0)
p95	0.2 (0.8)	0.5 (1.3)	-1.0 (-0.2)	-0.8 (-0.0)	-3.0 (-1.7)	-3.1 (-1.7)
p99	3.4 (3.5)	4.8 (5.3)	-0.2 (0.3)	1.0 (1.6)	-2.1 (-0.7)	-2.3 (-0.8)
max	41.5 (42.5)	88.6 (89.2)	14.8 (13.7)	29.0 (29.4)	2.3 (3.5)	5.3 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	-0.8	-1.0	-0.9	-1.1	-0.9	-1.1
min	-21.1	-8.1	-10.6	-8.2	-3.9	-3.7
p1	-2.8	-3.5	-3.2	-3.8	-2.1	-2.6
p5	-1.8	-2.4	-2.1	-2.8	-1.7	-2.2
p25	-1.0	-1.3	-1.1	-1.4	-1.2	-1.4
p50	-0.7	-0.8	-0.7	-0.9	-0.8	-0.9
p75	-0.4	-0.5	-0.5	-0.5	-0.6	-0.7
p95	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	-0.5	-0.5
p99	0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.4	-0.5
max	25.1	24.7	12.2	13.2	2.0	2.7
N	63906624.0	63906624.0	2662776.0	2662776.0	85896.0	85896.0

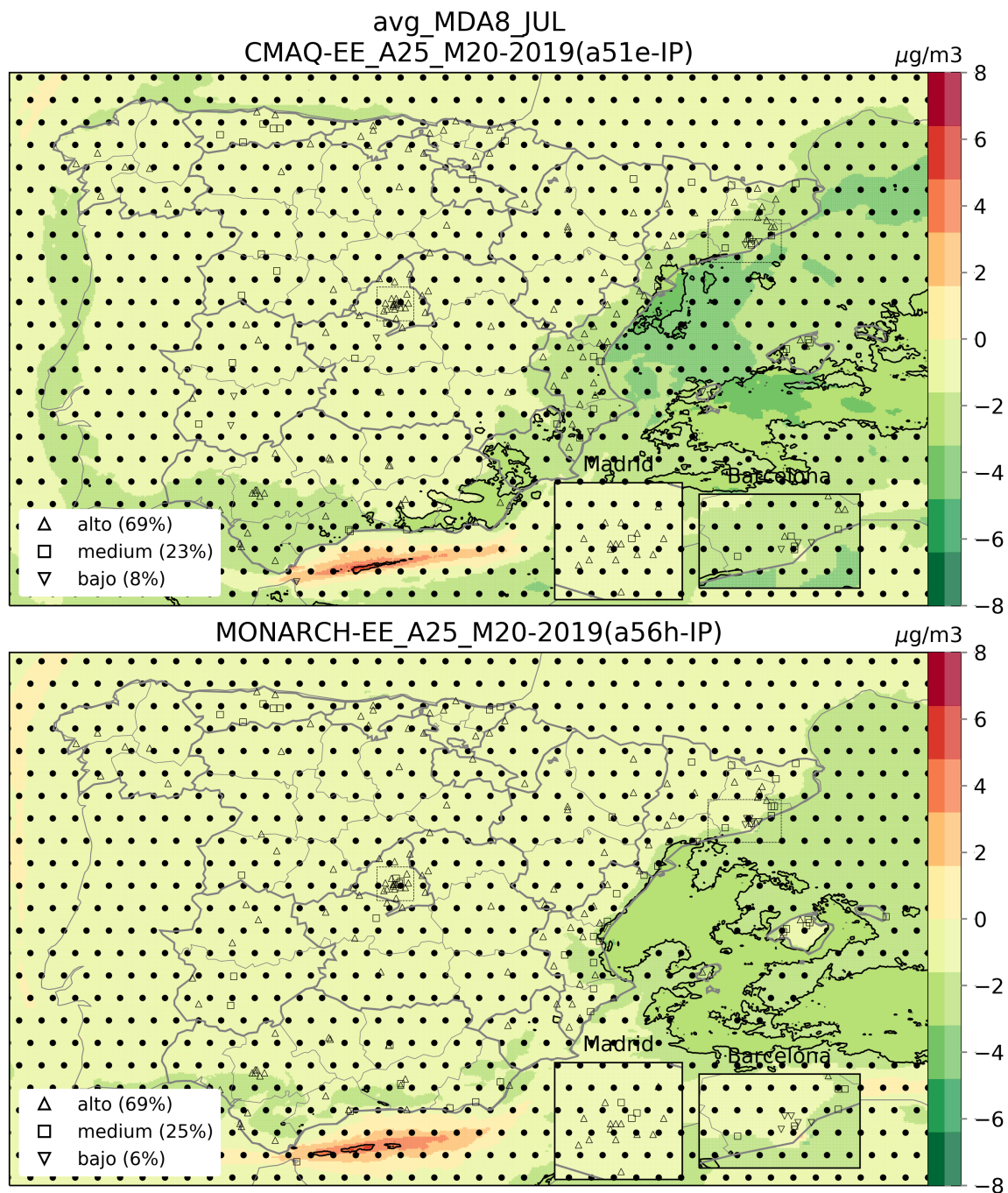


Figura G.20: Diferencia de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_A25_M20 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

G.6. Impacto del escenario específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60)

En esta sección, analizamos el último escenario específico EE_A25_M60 que corresponde a una versión más ambiciosa del escenario EE_A25_M20 discutido en la sección anterior, con una reducción de las emisiones marítimas de -60 % en lugar de -20 % (y la misma reducción de emisiones en la aviación, -25 %).

El patrón espacial promedio de los impactos de EE_A25_M60 (Figura G.21) es muy parecido al de EE_A25_M20. Destacan las bajadas importantes de $O_3^{(mda8)}$ sobre el mar y toda la costa, especialmente en el Mediterráneo, decreciendo a medida que nos alejamos de la costa tierra adentro, y aumentos en la ruta marítima al este del estrecho de Gibraltar y en Barcelona. Analizando todo el dominio, Castilla-y-León es claramente la comunidad autónoma menos impactada por este escenario. En comparación con EE_A25_M20, estos cambios resultan estadísticamente significativos sobre una región mucho más extensa, cubriendo toda la parte sur y este de la península, así como casi todas las zonas marítimas (excepto las zonas de transición entre aumento y disminución de O_3 en la entrada del estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán). Aunque ambos modelos responden de manera muy consistente, la zona de reducción significativa en WRF-CMAQ se adentra más extensamente hacia la Meseta Sur que en MONARCH.

A nivel cuantitativo, se observa claramente un aumento del impacto comparando EE_A25_M60 y EE_A25_M20, tanto en las reducciones como incrementos. En promedio sobre todo el dominio y mes, el cambio de $O_3^{(mda8)}$ en EE_A25_M60 respecto a EP varía entre -14 y +12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un promedio alrededor de -3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ según el modelo. Los percentiles de la Tabla G.14 indican que menos del 1 % de las celdas y/o días muestran un aumento del $O_3^{(mda8)}$.

Tabla G.14: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_A25_M60 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M60 y EP (mitad inferior), a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(\text{mda8})}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(\text{mda8})}}$) (ver Tabla G.10 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(\text{mda8})}$	WRF-CMAQ $O_3^{(\text{mda8})}$	MONARCH $\overline{O_3^{(\text{mda8})}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(\text{mda8})}}$
promedio	-5.0 (-2.4)	-5.8 (-2.4)	-6.9 (-4.0)	-7.4 (-3.8)	-6.9 (-4.0)	-7.4 (-3.8)
min	-77.4 (-51.0)	-61.5 (-68.4)	-49.4 (-44.5)	-31.2 (-26.9)	-16.5 (-10.0)	-14.9 (-9.3)
p1	-15.8 (-11.2)	-17.0 (-11.5)	-17.8 (-13.3)	-18.3 (-12.8)	-11.9 (-8.6)	-12.5 (-7.5)
p5	-11.2 (-7.5)	-12.7 (-7.4)	-13.3 (-9.3)	-14.5 (-8.9)	-9.9 (-6.6)	-11.0 (-5.9)
p25	-6.9 (-3.8)	-8.0 (-3.9)	-9.0 (-5.7)	-9.8 (-5.4)	-8.0 (-4.7)	-8.8 (-4.4)
p50	-4.5 (-1.9)	-5.4 (-2.1)	-6.5 (-3.6)	-6.9 (-3.4)	-6.5 (-3.9)	-7.0 (-3.7)
p75	-2.6 (-0.5)	-3.1 (-0.5)	-4.3 (-1.9)	-4.4 (-1.8)	-5.6 (-3.3)	-5.8 (-3.0)
p95	-0.6 (0.8)	-0.8 (1.3)	-2.0 (-0.2)	-1.9 (-0.0)	-4.8 (-1.7)	-4.7 (-1.7)
p99	3.4 (3.5)	2.8 (5.3)	-0.8 (0.3)	-0.8 (1.6)	-4.2 (-0.7)	-4.3 (-0.8)
max	72.2 (42.5)	88.1 (89.2)	28.9 (13.7)	40.7 (29.4)	6.4 (3.5)	13.0 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	-2.6	-3.4	-2.9	-3.6	-2.9	-3.6
min	-75.0	-74.6	-46.9	-33.0	-14.2	-13.1
p1	-10.1	-12.8	-11.0	-13.7	-7.1	-9.6
p5	-6.5	-8.7	-7.0	-9.5	-5.7	-7.7
p25	-3.4	-4.4	-3.6	-4.7	-3.7	-4.6
p50	-2.2	-2.7	-2.3	-2.8	-2.3	-2.9
p75	-1.4	-1.7	-1.5	-1.7	-1.8	-2.2
p95	-0.4	-0.7	-0.7	-0.7	-1.4	-1.6
p99	1.9	0.2	-0.0	-0.0	-1.2	-1.3
max	72.9	87.0	28.1	39.0	6.7	12.2
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

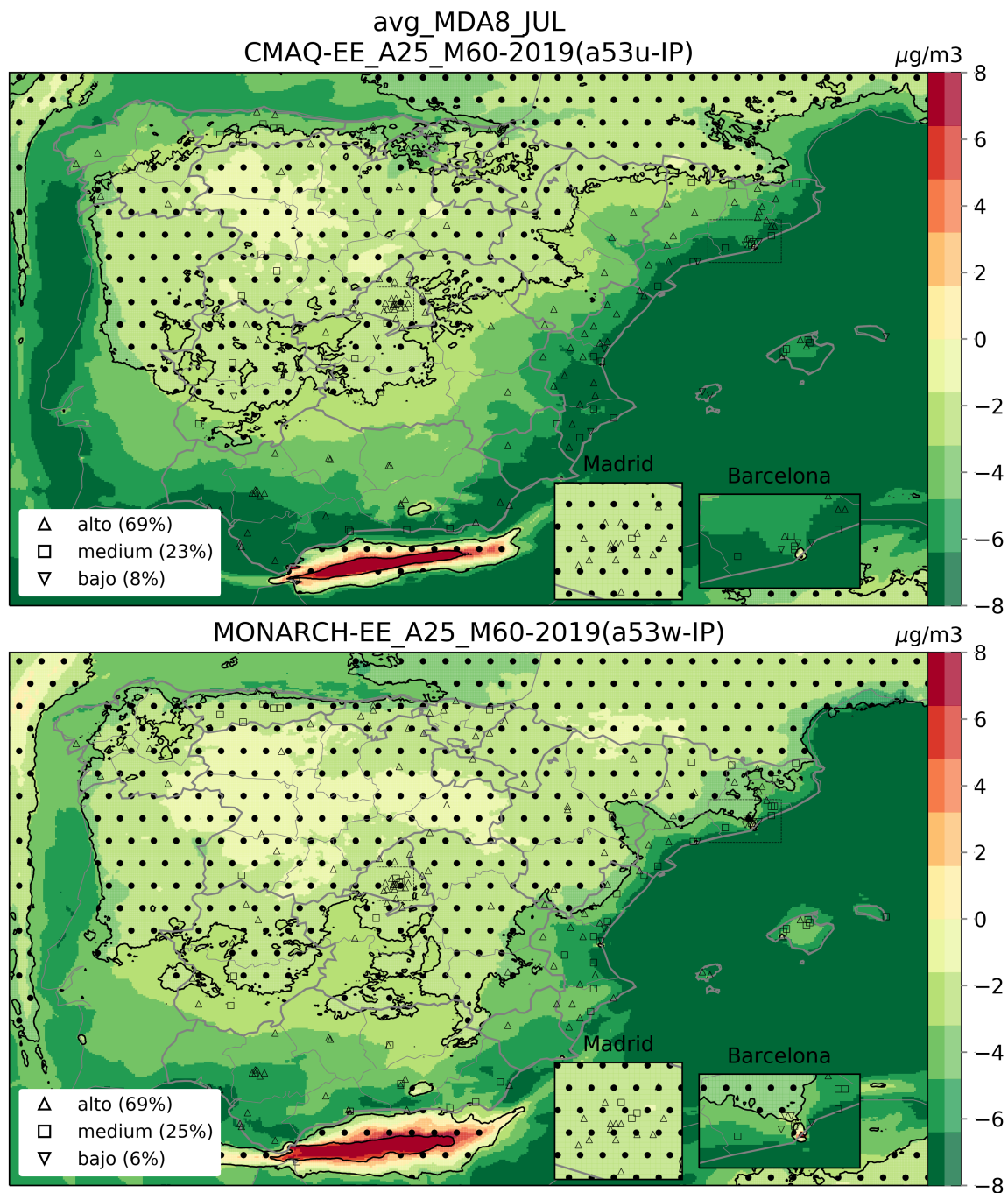


Figura G.21: Diferencia de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ entre EE_A25_M60 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90 %. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura G.8).

G.7. Intercomparación de los escenarios e impacto de la meteorología

Esta sección presenta una intercomparación general de los resultados de todos los escenarios descritos anteriormente juntamente con los resultados de los mismos pero empleando la meteorología de julio de 2015. El análisis se realiza en términos de superaciones.

En primer lugar, la Figura G.22 presenta la distribución del $O_3^{(mda8)}$ para los diferentes escenarios durante el mes de julio de 2019 (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH). Niveles de $O_3^{(mda8)}$ por debajo de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se observan con mayor frecuencia en el noroeste del país, mientras que las concentraciones más elevadas por encima de $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ son más frecuentes en la Comunidad de Madrid, la Comunidad Valenciana y Cataluña. En todas las regiones, destaca claramente una bajada progresiva de los niveles de $O_3^{(mda8)}$ a lo largo de los diferentes escenarios, desde niveles máximos en EB, reduciéndose en EE_T50, EP, EE_I25, EE_A25_M20 hasta niveles mínimos en EE_A25_M60.

Las resultados obtenidos con la meteorología de 2015 (Figura G.23) muestran niveles de $O_3^{(mda8)}$ generalmente más elevados. En promedio sobre el mes de julio y el territorio español, este incremento de $O_3^{(mda8)}$ de 2015 respecto a 2019 solo alcanza un +2.3% (106 frente $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pero las diferencias entre estos dos años son más notables en los percentiles más altos de la distribución, hasta +12% en el percentil 99 (172 frente $153 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Como se ha descrito anteriormente (Sección 9.2), las simulaciones de 2015 no corresponden a experimentos en condiciones reales, ya que usan emisiones antropogénicas de 2019 con una meteorología y unas condiciones de contorno químicas de 2015. Aunque esto impide hacer comparaciones directas con observaciones, estos experimentos siguen siendo útiles para apreciar hasta que punto puede variar el impacto relativo de los diferentes escenarios en condiciones meteorológicas distintas. Como se ha comentado en la Sección 7.3, el verano de 2015 se caracterizó por una ola de calor con temperaturas más elevadas comparado con el 2019. Sin embargo, la simulación del 2015 no permite aislar el efecto del aumento de temperatura frente a los resultados del 2019 porque las condiciones de dispersión (vientos y precipitación) también variaron juntamente con los niveles de O_3 de fondo hemisférico. Por ello, las diferencias en los niveles de O_3 de las simulaciones de 2015 se pueden deber por un lado a la propia meteorología más cálida o a niveles de fondo más elevados. Se debe tener presente este factor al comparar los resultados de los escenarios de los dos años.

La Tabla G.15 presenta para ambos años (1) el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ de distintos niveles de concentración (120 , 140 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$) simulados por los modelos en EB, teniendo en cuenta únicamente las celdas donde se ubican las estaciones y (2) los cambios relativos correspondientes obtenidos con los diferentes escenarios (es decir, las reducciones relativas del número de superaciones). Resaltar que los niveles de concentración seleccionados son en parte arbitrarios para identificar los impactos en situaciones de episodios agudos (el nivel de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del $O_3^{(mda8)}$ coincide con el valor objetivo de la Directiva 2024/2881/CE para la protección de la salud humana, a no superar más de 18 días por año civil, promediados en un período de tres años). Se muestran los resultados promedio de WRF-CMAQ y MONARCH (los cálculos se han hecho individualmente para cada modelo antes de calcular el promedio de ambos). En comparación con 2019, el número de superaciones es mayor en 2015, especialmente con niveles de concentración intermedios de 120 o $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que se podría atribuir a las temperaturas

más cálidas que favorecerían una formación fotoquímica local de O_3 más elevada. De una producción local de O_3 más elevada, podríamos esperar un impacto relativo más importante de las reducciones de emisiones contempladas en los diferentes escenarios. Esta idea concuerda efectivamente con los resultados obtenidos para 2015 pero únicamente con el nivel de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (número de superaciones con EP reducido de -89 % en 2015 y solo -47 % en 2019), mientras que las diferencias entre 2015 y 2019 parecen menos sistemáticas con los niveles más bajos. Los casos (nivel de concentración y escenario) con menor reducción relativa obtenida con la meteorología de 2015 en comparación a 2019 se podrían explicar por el impacto adicional de las condiciones de contorno químicas (niveles de O_3 de fondo hemisférico), las cuales representan una fracción importante del O_3 superficial en España (ver Sección 7.3). Más precisamente, una mayor contribución absoluta del O_3 de fondo hemisférico (sea por niveles de fondo más altos y/o por dinámica) podría compensar una mayor producción local absoluta, y traducirse en una respuesta relativa menor a las reducciones de emisiones de los diferentes escenarios. En todo caso, estos resultados ilustran la dificultad de investigar específicamente el impacto de unas condiciones meteorológicas más cálidas sobre la respuesta de los diferentes escenarios de emisiones. Para obtener resultados fiables y suficientemente robustos a nivel estadístico, esto requeriría simular un periodo de tiempo más largo (por ejemplo 5-10 años) tanto en condiciones actuales como condiciones futuras representativas de un clima más cálido.

Tabla G.15: Reducción potencial del número de superaciones de $O_3^{(\text{mda8})}$ por encima de 120, 140 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de los diferentes escenarios. Los valores corresponden al promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, para julio de 2015 y 2019. En esta tabla solo se usan los datos de los modelos (no observaciones), solo en las celdas donde existen estaciones de medida.

Nivel de concentración	Escenario	Impacto sobre el número de superaciones	
		2015	2019
120	EB	1239 superaciones	958 superaciones
120	EE_T50	-27.0 %	-26.6 %
120	EP	-44.0 %	-46.5 %
120	EE_I25	-45.4 %	-47.5 %
120	EE_A25_M20	-52.4 %	-57.8 %
120	EE_A25_M60	-67.3 %	-75.9 %
140	EB	206 superaciones	96 superaciones
140	EE_T50	-50.4 %	-51.7 %
140	EP	-69.0 %	-63.7 %
140	EE_I25	-70.1 %	-64.7 %
140	EE_A25_M20	-73.6 %	-75.6 %
140	EE_A25_M60	-88.1 %	-82.0 %
160	EB	22 superaciones	18 superaciones
160	EE_T50	-40.9 %	-27.1 %
160	EP	-88.6 %	-47.1 %
160	EE_I25	-88.6 %	-47.1 %
160	EE_A25_M20	-95.5 %	-47.1 %
160	EE_A25_M60	-100.0 %	-98.6 %

Ahora, discutimos más en detalle el impacto de los diferentes escenarios en términos de número de superaciones, pero basándonos en este caso en las superaciones realmente observadas (y no simuladas, como en la discusión anterior). Aquí, nos proponemos responder a la pregunta siguiente: sobre toda España y en las diferentes CCAA, durante el mes de julio de 2019, considerando únicamente las celdas y los días donde hay observaciones disponibles, ¿cuál es el número de superaciones observadas por encima de un nivel de concentración dado?, ¿cuál es el cambio relativo de concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ obtenido con los diferentes escenarios respecto a EB? y a partir de aquí, ¿cuál es el cambio relativo en términos de número de superaciones? Detrás de este enunciado se hace la hipótesis de que los dos modelos representan correctamente los cambios relativos de concentración de $O_3^{(mda8)}$ relacionados a un cambio de emisiones, a pesar de que ambos modelos (como cualquier modelo) tengan errores persistentes a nivel de concentraciones absolutas, al menos las más elevadas. La Tabla G.16 muestra los resultados obtenidos, de nuevo, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH.

En julio de 2019, se han observado en España 1217, 200 y 27 superaciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (las observaciones en este capítulo están proyectadas en la malla de referencia para facilitar las comparaciones con los modelos, así que estos números pueden diferir del número de superaciones observadas en las estaciones individuales). Todos los escenarios permiten reducir las superaciones observadas, aunque de manera diferente según la concentración considerada. Para el nivel más bajo de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (equivalente al valor objetivo de protección de la salud), los escenarios reducen el número de superaciones desde -22 % para EE_T50 hasta -55 % para EE_A25_M60, situándose el EP en -37 %. Para el nivel de concentración más alto de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los escenarios reducen el número de superaciones desde -41 % para EE_T50 hasta -94 % para EE_A25_M60, con el EP reduciendo un -83 %. Con este último nivel, el EP reduce la frecuencia de superaciones sobre todo en la Comunidad de Madrid (-97 %), con un impacto notable pero menor en Cataluña (-62 %).

Respecto al EP, el escenario EE_I25 tiene un impacto adicional más limitado. Aunque se basa en pocos puntos, este impacto adicional es máximo con el nivel de concentración más alto de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con el cual el número de superaciones se reduce de -87 % (frente -83 % con EP). Mirando la distribución de estos resultados a nivel de comunidad autónoma, podemos destacar que la reducción de las superaciones de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ocurre en Aragón, Castilla-la-Mancha, Cataluña, Valencia y Extremadura, mientras que las de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se focaliza otra vez en Cataluña (-75 % frente -62 % con EP). Sin embargo, cabe insistir en que estos resultados obtenidos con el nivel de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tienen una fiabilidad estadística limitada debido a los pocos puntos disponibles (27 superaciones en total, solo 8 en Cataluña); sería deseable en siguientes pasos investigar el impacto de este escenario sobre un periodo de tiempo más largo.

Los escenarios EE_A25_M20 y EE_A25_M60 permiten reducir más fuertemente la frecuencia de las superaciones, hasta -91 y -94 % con el nivel de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Tanto en Cataluña como en la Comunidad de Madrid, EE_A25_M60 permite evitar todas las superaciones de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A menudo, a un nivel de concentración más alto le corresponde una respuesta más fuerte en los diferentes escenarios, lo que es consistente con una contribución (relativa) de la producción local de O_3 típicamente mayor durante episodios con niveles más elevados. Esto

Tabla G.16: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima de los niveles de concentración 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ (el primero correspondiendo al valor objetivo, los dos siguientes a valores arbitrarios). Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR).

CCAA	Nivel de concentración	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	120	1217	-22 %	-37 %	-38 %	-44 %	-55 %
	140	200	-44 %	-68 %	-69 %	-73 %	-78 %
	160	27	-41 %	-83 %	-87 %	-91 %	-94 %
AND	120	143	-32 %	-50 %	-51 %	-58 %	-74 %
	140	9	-67 %	-89 %	-89 %	-94 %	-100 %
ARA	120	53	-41 %	-53 %	-56 %	-61 %	-69 %
CyL	120	88	-28 %	-38 %	-40 %	-44 %	-49 %
	140	9	-50 %	-61 %	-78 %	-72 %	-83 %
CIM	120	78	-26 %	-51 %	-52 %	-55 %	-62 %
	140	10	-40 %	-65 %	-70 %	-70 %	-75 %
	160	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	120	208	-16 %	-28 %	-30 %	-39 %	-54 %
	140	46	-38 %	-64 %	-65 %	-73 %	-77 %
	160	8	-44 %	-62 %	-75 %	-81 %	-100 %
NAV	120	5	-80 %	-90 %	-90 %	-90 %	-90 %
MAD	120	385	-15 %	-33 %	-33 %	-37 %	-44 %
	140	106	-47 %	-72 %	-72 %	-75 %	-79 %
	160	17	-44 %	-97 %	-97 %	-100 %	-100 %
VAL	120	140	-20 %	-31 %	-34 %	-43 %	-62 %
	140	13	-23 %	-54 %	-62 %	-65 %	-69 %
EXT	120	47	-26 %	-49 %	-52 %	-53 %	-61 %
	140	3	-17 %	-33 %	-33 %	-33 %	-33 %
	160	1	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
GAL	120	3	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-83 %
BAL	120	42	-18 %	-25 %	-25 %	-44 %	-55 %
	140	4	-38 %	-38 %	-38 %	-50 %	-62 %
PV	120	13	-46 %	-46 %	-46 %	-50 %	-62 %
AST	120	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MUR	120	10	-20 %	-35 %	-35 %	-55 %	-70 %

se suele observar también en las superaciones de $O_3^{(d1max)}$ (Tabla G.17, donde se consideran niveles de concentración de 140, 160, 180 y 200 $\mu g/m^3$). Comentar otra vez, que estos niveles son arbitrarios para identificar los impactos en episodios agudos de contaminación (el valor de 180 $\mu g/m^3$ del $O_3^{(d1max)}$ coincide con el umbral de información definido en la

Directiva 2024/2881/CE). Sin embargo, más allá de un cierto nivel, en este caso $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, este comportamiento sigue observándose en la Comunidad de Madrid pero no en Cataluña donde la reducción de frecuencia de superaciones se sitúa a -25 % en EP, por debajo de los -29 %/-54 %/-62 % alcanzado con el nivel de concentración de $140/160/180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir de aquí, un análisis más detallado de estos episodios de $\text{O}_3^{(\text{dlmax})}$ extremos parece necesario para entender mejor su origen, en particular la contribución de las emisiones locales/regionales, e investigar que otro tipo de medidas específicas permitirían evitarlos.

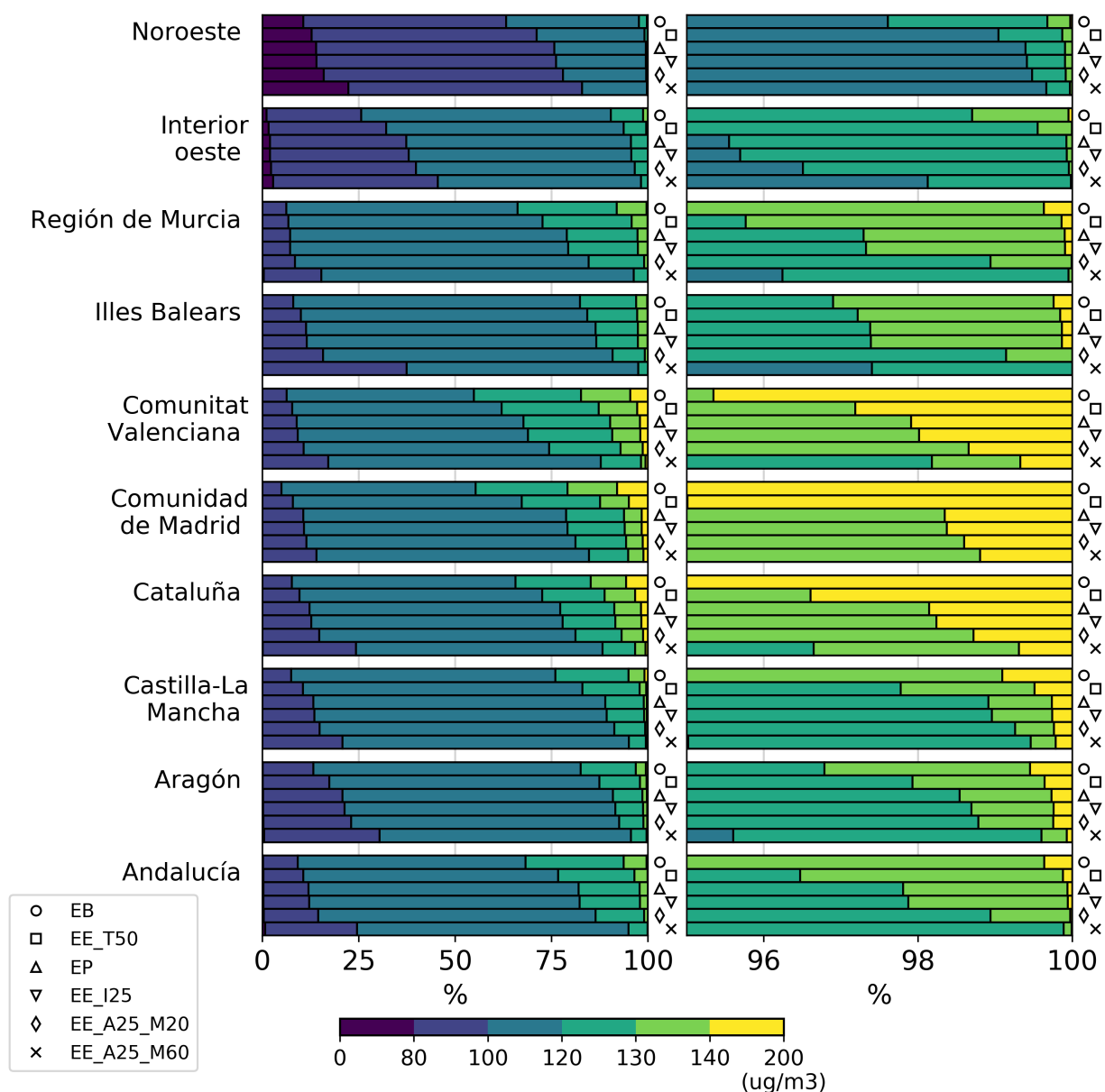


Figura G.22: Distribución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] de los diferentes escenarios durante julio de 2019, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH. Los resultados se muestran para cada comunidad o grupo de comunidades autónomas, donde la región "Noroeste" incluye Comunidad Foral de Navarra, La Rioja, País Vasco, Cantabria, Principado de Asturias y Galicia, y la región "Interior oeste" incluye Castilla y León y Extremadura.

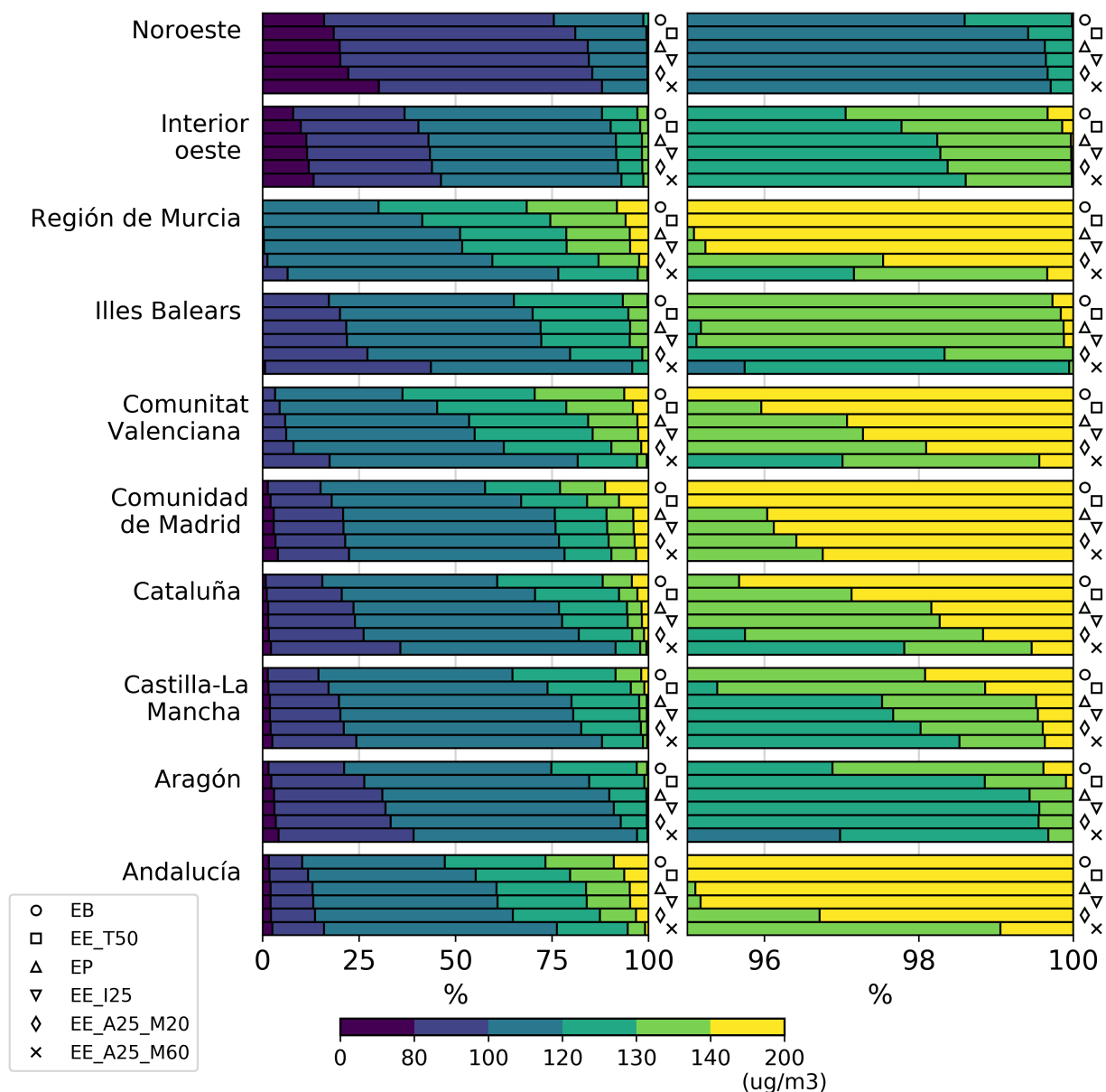


Figura G.23: Distribución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu g/m^3$] de los diferentes escenarios durante julio de 2015, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH. Los resultados se muestran para cada comunidad o grupo de comunidades autónomas, donde la región "Noroeste" incluye Comunidad Foral de Navarra, La Rioja, País Vasco, Cantabria, Principado de Asturias y Galicia, y la región "Interior oeste" incluye Castilla y León y Extremadura.

Tabla G.17: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(d1max)}$ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima de distintos niveles de concentración [$\mu g/m^3$]. Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR). N(OBS), aunque solo se enseñan los casos (CCAA y/o niveles de concentración) donde se observan superaciones.

CCAA	Nivel de concentración	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	140	625	-28 %	-51 %	-53 %	-57 %	-66 %
	160	162	-40 %	-62 %	-64 %	-65 %	-73 %
	180	44	-44 %	-77 %	-78 %	-80 %	-85 %
	200	10	-60 %	-60 %	-60 %	-60 %	-65 %
AND	140	59	-47 %	-71 %	-72 %	-81 %	-92 %
	160	2	-50 %	-50 %	-50 %	-75 %	-100 %
ARA	140	8	-69 %	-75 %	-75 %	-75 %	-94 %
AST	140	2	0 %	-50 %	-50 %	-50 %	-75 %
BAL	140	9	-17 %	-22 %	-22 %	-39 %	-50 %
	160	1	0 %	0 %	0 %	0 %	-100 %
CyL	140	31	-29 %	-56 %	-61 %	-61 %	-73 %
	160	6	-42 %	-83 %	-83 %	-83 %	-83 %
	180	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CIM	140	35	-37 %	-67 %	-67 %	-70 %	-71 %
	160	6	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-75 %
	180	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	140	139	-18 %	-29 %	-31 %	-39 %	-55 %
	160	57	-36 %	-54 %	-54 %	-57 %	-65 %
	180	20	-45 %	-62 %	-62 %	-65 %	-78 %
	200	4	-25 %	-25 %	-25 %	-25 %	-38 %
EXT	140	12	-33 %	-42 %	-42 %	-42 %	-54 %
	160	5	-20 %	-20 %	-30 %	-20 %	-30 %
	180	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	200	1	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
GAL	140	5	-80 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
MAD	140	253	-24 %	-55 %	-56 %	-59 %	-63 %
	160	75	-46 %	-73 %	-73 %	-77 %	-79 %
	180	17	-50 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
	200	5	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
MUR	140	2	-75 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
PV	140	4	-50 %	-62 %	-62 %	-62 %	-62 %
	160	1	0 %	-50 %	-50 %	-50 %	-50 %
VAL	140	65	-32 %	-48 %	-59 %	-56 %	-74 %
	160	9	-17 %	-50 %	-61 %	-50 %	-83 %
	180	3	-67 %	-83 %	-100 %	-100 %	-100 %

G.8. Conclusiones

En este capítulo, se ha analizado el impacto de distintos escenarios de reducción de emisiones antropogénicas a los niveles de O_3 en superficie en el dominio de la España peninsular mediante el uso de los dos modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.

Los escenarios de emisiones propuestos para modelizar incluyen un Escenario Base (EB), donde se caracterizan los niveles de emisión para el año 2019, un Escenario Planificado (EP), donde se cuantifica el impacto de las medidas y políticas incluidas en el PNIEC y PNCAA sobre los niveles de emisión del EB tomando como horizonte el año 2030, y un total de 4 Escenarios Específicos (EE), en donde se plantean medidas de reducción de emisiones adicionales a las propuestas en el EP, incluyendo: i) Escenario Específico aviación y marítimo (EE_A25_M20, reducción adicional del 20 % de las emisiones marítimas y del 25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos), ii) Escenario Específico industria (EE_I25, reducción adicional del 25 % de emisiones de la industria en los sectores del refino y fabricación de productos minerales no metálicos excepto cementeras), iii) Escenario Específico tráfico rodado (EE_T50, se supone que las reducciones contempladas para el tráfico rodado en EP sólo se cumplen en un 50 %) y iv) Escenario Específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60, reducción adicional del -60 % de las emisiones marítimas y del -25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos).

Todos los escenarios de emisión han sido calculados haciendo uso del modelo de emisiones de alta resolución HERMESv3, combinado con datos oficiales de actividad y emisiones reportados por el MITECO para reducir así la inconsistencia entre emisiones modeladas y las reportadas por el SEI y las proyecciones oficiales del MITECO. En todos los escenarios se han considerado las mismas emisiones biogénicas procedentes de suelos y ecosistemas, calculadas con el modelo MEGAN.

La implementación de las políticas contempladas en el EP implica una reducción total de las emisiones de NO_x y COVNM respecto al EB del -42.5 % y -11.7 %, respectivamente. La mayor reducción de NO_x con respecto a los COVNM se explica, principalmente, por la fuerte reducción de los NO_x procedente del tráfico rodado (-53.2 %), y que contrasta con el aumento que se espera de los COVNM procedentes del mismo sector (+12.7 %). Esta heterogeneidad entre precursores se debe a que, si bien por un lado las políticas incluidas en el PNCAA y PNIEC (p. ej., implementación de zonas de bajas emisiones en municipios de más de 50.000 habitantes) van enfocadas a reducir la actividad del transporte rodado y acelerar la renovación de la flota de vehículos, las previsiones señalan que la fracción de coches a gasolina (principales emisores de COVNM) con respecto a diésel (principales emisiones de NO_x) aumentará significativamente en el futuro. La baja reducción de COVNM totales con respecto a los NO_x también está influida por el leve descenso esperado en los COVNM procedentes del uso de solventes (-4 %), y que son la principal fuente de COVNM antropogénicos en España. A nivel espacial, la mayor reducción de emisiones de NO_x se localiza en ámbitos urbanos, donde el tráfico presenta las contribuciones más altas, así como en aquellas localizaciones donde se ubican las centrales térmicas de carbón y que se asume que en el EP ya no estarán activas, principalmente en la zona de Galicia y la cornisa Cantábrica. Respecto a los COVNM, los cambios de emisiones en zonas urbanas son muy limitados, ya que el incremento de emisiones por transporte rodado se compensa con la

reducción esperada por uso de solventes domésticos.

En cuanto a los EE planteados, la reducción adicional de NO_x con respecto al EP es, exceptuando el escenario EE_A25_M60 donde se reducen las emisiones de tráfico marítimo un -60 %, bastante limitada y localizada en regiones específicas, como por ejemplo la zona industrial de Castellón en el EE_I25 debido a la alta presencia de industrias de la cerámica. La limitación en las reducciones adicionales de NO_x planteadas en los EE se debe básicamente a que la reducción planteada en el EP es ya de por sí muy ambiciosa debido a la bajada de emisiones del transporte rodado que ahí se plantea. De hecho, en el escenario EE_T50, la reducción total de NO_x se sitúa en un -23 % (frente al -42.5 % del EP), simplemente por el hecho de asumir que las reducciones de tráfico rodado propuestas en EP solo se cumplirán en un 50 %. En cuanto a los COVNM, los EE no presentan una variación significativa en las emisiones de estas especies con respecto al EB.

En cuanto a los trabajos de modelización, la evaluación de WRF-CMAQ y MONARCH para el EB ha mostrado un rendimiento aceptable de ambos modelos para reproducir la variabilidad temporal y espacial del O_3 en España, consistente con los rendimientos esperados con otros modelos de calidad del aire, por ejemplo los modelos CHIMERE y EMEP de la iniciativa CAMS, y los criterios de calidad propuesto por la comunidad FAIRMODE. Por lo general, a pesar de sus diferencias de comportamiento, los dos modelos responden de forma muy consistente a los diferentes escenarios modelizados, lo que da más confianza y robustez a los impactos previstos. Los diferentes resultados de modelización se han analizado sobre todo en términos de máximos diarios de las medias móviles octohorarias ($\text{O}_3^{(\text{mda8})}$), ya que, corresponde a la escala temporal de mayor interés para la salud.

En general, las mayores reducciones de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ se obtienen, de forma incremental, con los escenarios EE_T50, EP, EE_I25, EE_A25_M20 y EE_A25_M60. La Tabla G.18 muestra un resumen del impacto de los escenarios sobre la frecuencia de superaciones del valor objetivo ($\text{O}_3^{(\text{mda8})} > 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y umbral de información ($\text{O}_3^{(\text{dlmax})} > 180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) definidos en la Directiva 2024/2881/CE. Aunque aumenta el O_3 en Barcelona y algunas otras ciudades costeras, el escenario con medidas planificadas (EP) permite reducir fuertemente los niveles de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ promedios sobre la mayor parte del país y la frecuencia de superaciones por encima de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (-37, -68 y -83 %, respectivamente), asumiendo que ambos modelos predicen correctamente los cambios relativos de O_3 . Alcanzar solo -30 % de la reducción de emisiones de tráfico rodado en lugar de -60 % reduce estos cambios de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en aproximadamente 40 % (EE_T50). Añadir a EP una reducción de -25 % de las emisiones de industria excluyendo las cementeras (EE_I25) tiene un impacto relativamente limitado sobre el $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ (con bajadas e incrementos) pero permite reducir un poco la frecuencia de superaciones de $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, en particular las más altas (-87 % de superaciones de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, frente a -83 % con EP). En cambio, añadir a EP una reducción de las emisiones marítimas (EE_A25_M20 y EE_A25_M60) permite una mejora muy notable del $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ en todas las regiones costeras, tanto en términos de concentraciones como de superaciones.

Comparando los resultados de los escenarios de julio de 2019 frente a usar la meteorología de 2015, se ha abordado un primer análisis sobre el impacto que podrían tener unas condiciones meteorológicas más cálidas en la respuesta de los escenarios. Aunque las simulaciones realizadas no permiten aislar el efecto de un aumento de temperatura en la respuesta de los modelos

Tabla G.18: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de O₃ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima del valor objetivo (120^(mda8)) y umbral de información (180^(d1max)) de la Directiva 2024/2881/CE. Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR). Solo se muestran los casos (CCAA y/o niveles) donde se observan superaciones.

CCAA	Nivel límite	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	120 ^(mda8)	1217	-22 %	-37 %	-38 %	-44 %	-55 %
AND	120 ^(mda8)	143	-32 %	-50 %	-51 %	-58 %	-74 %
ARA	120 ^(mda8)	53	-41 %	-53 %	-56 %	-61 %	-69 %
CyL	120 ^(mda8)	88	-28 %	-38 %	-40 %	-44 %	-49 %
CIM	120 ^(mda8)	78	-26 %	-51 %	-52 %	-55 %	-62 %
CAT	120 ^(mda8)	208	-16 %	-28 %	-30 %	-39 %	-54 %
NAV	120 ^(mda8)	5	-80 %	-90 %	-90 %	-90 %	-90 %
MAD	120 ^(mda8)	385	-15 %	-33 %	-33 %	-37 %	-44 %
VAL	120 ^(mda8)	140	-20 %	-31 %	-34 %	-43 %	-62 %
EXT	120 ^(mda8)	47	-26 %	-49 %	-52 %	-53 %	-61 %
GAL	120 ^(mda8)	3	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-83 %
BAL	120 ^(mda8)	42	-18 %	-25 %	-25 %	-44 %	-55 %
PV	120 ^(mda8)	13	-46 %	-46 %	-46 %	-50 %	-62 %
AST	120 ^(mda8)	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MUR	120 ^(mda8)	10	-20 %	-35 %	-35 %	-55 %	-70 %
ESP	180 ^(d1max)	44	-44 %	-77 %	-78 %	-80 %	-85 %
CyL	180 ^(d1max)	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CIM	180 ^(d1max)	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	180 ^(d1max)	20	-45 %	-62 %	-62 %	-65 %	-78 %
EXT	180 ^(d1max)	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MAD	180 ^(d1max)	17	-50 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
VAL	180 ^(d1max)	3	-67 %	-83 %	-100 %	-100 %	-100 %

directamente, básicamente debido a la dificultad de controlar los vientos y los niveles de fondo de O₃ hemisféricos del 2015 frente al 2019, la comparación de los resultados ha mostrado que la respuesta de los escenarios en reducir el número de superaciones para el nivel de 160 µg/m³ es más importante en 2015. Esto no se observa de forma sistemática para concentraciones inferiores. Los resultados no permiten derivar conclusiones robustas, pero indican que escenarios que favorecen una reducción de formación fotoquímica local de O₃ serían más eficientes en situaciones de temperaturas más elevadas. Para confirmar esta hipótesis, se deberían realizar simulaciones más largas y consistentes para detectar una señal significativa.