Investigaciones Geográficas
Instituto Interuniversitario de Geografía
Universidad de Alicante
ISSN: 0213-4691 | eISSN: 1989-9890
https://www.investigacionesgeograficas.com

Inversiones térmicas y calidad del aire en la montaña cantábrica: estudio de caso en el valle de Campoo

Temperature inversions and air quality in the Cantabrian mountains: a case study of the Campoo valley

AUTORÍA

Francisco Conde-Oria
Departamento de Geografía, Urbanismo y OT, Universidad de Cantabria, Santander 39905. España.

Domingo F. Rasilla
Departamento de Geografía, Urbanismo y OT, Universidad de Cantabria, Santander 39905. España.

DOI
https://doi.org/10.14198/INGEO.27738

CITACIÓN
Conde-Oria, F. & Rasilla, D. F. (2025). Inversiones térmicas y calidad del aire en la montaña cantábrica: estudio de caso en el valle de Campoo. *Investigaciones Geográficas*, (83), 37-56. https://doi.org/10.14198/INGEO.27738

CORRESPONDENCIA
Francisco Conde-Oria
(francisco.conde@unican.es)

HISTORIA
Recibido: 6 junio 2024
Aceptado: 11 octubre 2024
Publicado: 23 enero 2025
(Publicación anticipada: 25 noviembre 2024)

TÉRMINOS
© 2025 Francisco Conde-Oria, Domingo F. Rasilla
Este trabajo se publica bajo una licencia Creative Commons de Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional

Resumen

Las inversiones térmicas constituyen un fenómeno meteorológico frecuente en áreas de montaña, por el que una masa de aire cálido se superpone a una masa de aire frío. El aire frío en superficie (CAP) causa, entre otros impactos, la acumulación de contaminantes cerca de sus fuentes de emisión. Este trabajo analiza las características de estos eventos en Campoo, un valle montañoso del norte de España, y evalúa su influencia en la calidad del aire local. Estos eventos se generan durante todo el año, siendo más fuertes y persistentes en los meses invernales, caracterizándose por un acusado ciclo diario de temperatura y humedad, cielos despejados y una capa límite de reducido espesor. Los vientos muestran una débil circulación con sentido ascendente por el día y descendente por la noche. Como consecuencia de la gran estabilidad atmosférica, los niveles de NO_2 y PM_{10} experimentan un aumento mientras que la reducción de O_3 es compensada a medida que avanza la estación cálida por procesos fotoquímicos. Sobre esta dinámica natural se superpone el origen local de los compuestos contaminantes, que determina una evolución temporal sujeta a variaciones en la actividad humana, como demuestra un "efecto fin de semana" y una mejora de la calidad del aire después de la pandemia de COVID-19.

Palabras clave: Análisis de componentes principales; valle de Campoo; inversión térmica; emisión de contaminantes; topografía; actividad humana.

Abstract

Temperature inversions are a common meteorological phenomenon in mountainous areas whereby a warm air mass is superimposed on a cold air mass. The cold air pool (CAP) causes, among other effects, the accumulation of pollutants near their emission sources. This study analyses the main features of these events in Campoo, a mountain valley in northern Spain, and assesses their influence on local air quality. These events occur throughout the year but are stronger and more persistent in the winter months, characterised by a pronounced daily cycle of temperature and humidity, clear skies and a thin boundary layer. Winds show a weak upward circulation during the day and a downward circulation at night. Due to the strong atmospheric stability, NO_2 and PM_{10} levels increase while the reduction of O_3 is compensated by photochemical processes as the warm season progresses. The local

origin of these compounds determines that their temporal evolution is subject to variations in human activity, as demonstrated by a “weekend effect” and an improvement in air quality after the COVID-19 pandemic.

Keywords: Principal component analysis; Campoo valley; temperature inversion; pollutant emission; topography; human activity.

1. Introducción

Las zonas de montaña ofrecen un entorno saludable, constituyendo la buena visibilidad y calidad del aire elementos fundamentales de esta imagen. Este punto de vista popular es, en términos generales, cierto, pero como toda generalización, esconde excepciones, pues no son extraños episodios persistentes de altas concentraciones de contaminantes en valles de montaña (Silva et al., 2007; Largeron & Staquet, 2016; Solís et al., 2022; Glojek et al., 2022).

Estos episodios responden a diferentes causas. Por un lado, la topografía; valles y cuencas cerradas se convierten en trampas de contaminantes debido al efecto protector de las laderas circundantes, dificultando su dispersión (Whiteman, 2000; Barry, 2008). Pero tan importante como los factores naturales es la creciente antropización de las áreas de montaña. Las emisiones de sustancias contaminantes han crecido en estos espacios porque también lo han hecho las actividades industriales y extractivas, y en menor medida, la concentración de la población (emisiones de calefacción usando combustible vegetal). También hay que tener en cuenta que el flujo continuo y creciente de visitantes para disfrutar de actividades recreativas (por ejemplo, el Parque Nacional de los Picos de Europa, en el norte de España, recibió 1.798.533 visitantes en 2022; Organismo Autónomo Parques Nacionales [OAPN], 2022). Además, las montañas no están exentas de la llegada de masas de aire cargadas de contaminantes desde regiones lejanas (Seibert et al., 1998; Wotawa et al., 2000; Duchi et al., 2016; Diémoz et al., 2019; Greilinger & Kasper-Giebl, 2021).

Junto con la variabilidad de las emisiones, que está estrechamente ligada a las actividades humanas, la concentración de contaminantes también varía temporalmente en función de las condiciones meteorológicas, lo que puede favorecer tanto su dispersión como su acumulación dentro de la capa adyacente a la superficie terrestre. Las inversiones térmicas constituyen una de estas situaciones favorables a la acumulación de contaminantes, puesto que la superposición de aire frío bajo aire cálido constituye una estructura vertical desfavorable a la dispersión vertical.

Es importante tener en cuenta las dimensiones del espacio de estudio, ya que el aumento observado en los niveles de contaminación durante los episodios de inversiones térmicas puede ser significativo en términos porcentuales, pero no necesariamente en términos absolutos. La comparación con los niveles de base es menos pronunciada en localidades pequeñas en comparación con núcleos urbanos más grandes. Por ejemplo, en áreas como la estudiada, un incremento del 45 % en la contaminación, que a primera vista puede parecer considerable, puede implicar un aumento de 17 microgramos a 25 microgramos de un contaminante, cifra que se encuentra por debajo de los límites legales establecidos. En consecuencia, aunque la calidad del aire puede deteriorarse durante estos eventos, los niveles de contaminantes son significativamente menores que en áreas urbanas más grandes, lo que resalta la importancia de considerar el tamaño de la localidad al evaluar el impacto de la contaminación.

La inversión de temperatura es un proceso atmosférico bien conocido, pero que resulta de diferentes mecanismos. Existen diversos precedentes del estudio de inversiones térmicas en España desde hace más de 80 años, comenzando con los estudios de Fontserè (1937) hasta otros más recientes, como los de López Gómez (1975), Fernández García & Galán Gallego (1983), García-Abad Alonso & Carmona Elizalde (1997), Bello Fuentes (2008), Jiménez et al. (2015), Martínez Villagrasa et al. (2018), Espín Sánchez et al. (2018), Miró et al. (2018) y Espín Sánchez et al. (2022). Son un fenómeno meteorológico común, especialmente en las regiones interiores durante el invierno. Las más frecuentes ocurren durante las noches despejadas y sin viento, cuando se forma una capa de aire frío de limitado espesor sobre la superficie terrestre por enfriamiento radiativo (Stull, 1988; Whiteman, 1982). Pero estas situaciones rara vez causan eventos de contaminación relevantes debido al desarrollo de movimientos convectivos diurnos que reducen la estabilidad de la capa límite.

Si la temperatura no alcanza los valores requeridos para destruir esa capa estable durante el día, y la circulación atmosférica favorece movimientos de subsidencia en las capas medias de la atmósfera, la inversión de temperatura se refuerza generando una acumulación de aire frío en superficie (*cold air pool*) que persistirá mientras esas condiciones sinópticas favorables no cambien. Debido a la estabilidad atmosférica y a la falta de dispersión, tanto vertical como horizontal, las emisiones de sustancias contaminantes se acumulan, pudiendo

superar los niveles recomendados por la legislación (Silcox et al., 2012; Whiteman et al., 2014) y convertirse en una amenaza para la salud humana (Pope, 1991; Beard et al., 2012; Mullen et al., 2020), mientras que las temperaturas extremas frías suponen un grave riesgo para la agricultura o el transporte, como por ejemplo, la niebla y la formación de hielo en las carreteras (Chachere & Pu, 2016; Pu et al., 2023).

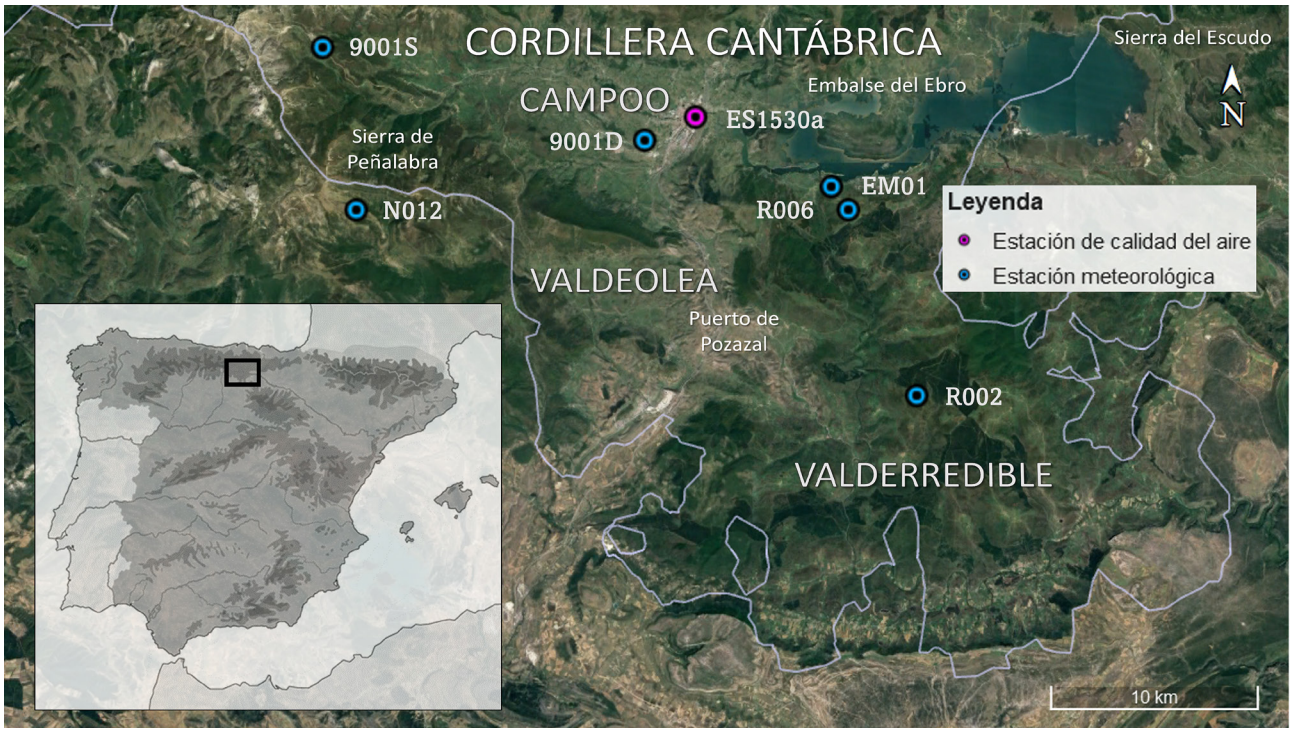
El objetivo de este trabajo es investigar las principales características de las inversiones térmicas en el valle de Campoo y su impacto en la calidad del aire local. Para ello, tras presentar el área de estudio (subapartado 2.1) y las fuentes de información utilizadas (subapartado 2.2), se revisa la metodología (subapartado 2.3). Los principales resultados se detallan en la sección 3, seguida de una breve discusión en la sección 4 y la sección 5 de conclusiones.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El área de estudio (Figura 1) comprende la cabecera del río Ebro, el denominado valle de Campoo, situado en plena cordillera Cantábrica. El fondo del valle tiene una altitud media en torno a los 850 m y una forma triangular, con el vértice orientado al oeste y la base al este. Está flanqueado por dos crestas montañosas, cuya altitud disminuye progresivamente hacia el este (de 2.200 m a 1.250 m), cuya continuidad está rota por puertos de montaña que comunican la Meseta con la costa cantábrica.

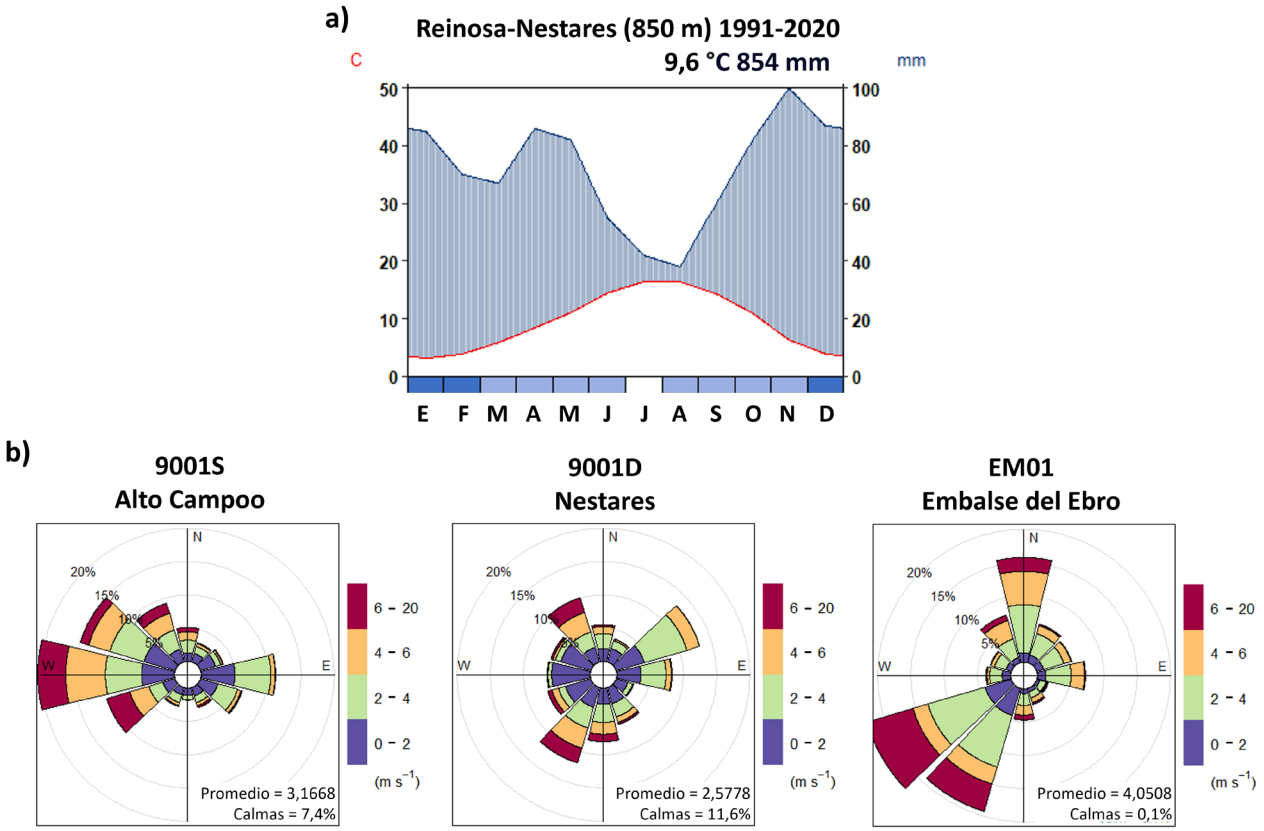
Figura 1. Localización del área de estudio



Elaboración propia

El valle constituye un espacio de transición entre el mundo atlántico y el mediterráneo. La precipitación es abundante, con máximos entre octubre y diciembre, mientras que el régimen térmico muestra una notable amplitud anual y diaria (Figura 2). El carácter transicional también aparece en otras variables meteorológicas de importancia para la dinámica de los contaminantes. El régimen de vientos es una combinación de flujos sinópticos y vientos locales, estos últimos originados por los intercambios de masa y energía entre el fondo del valle y las laderas montañosas. La radiación solar es otra variable fundamental en muchas transformaciones fotoquímicas. En comparación con la vertiente norte de la cordillera Cantábrica, los valores de radiación son más altos entre abril y septiembre y más bajos entre noviembre y febrero, lo que puede explicarse en parte por la frecuencia de eventos de niebla, favorecidos por el embalse del Ebro (García Codron & Bermejo Zubelzu, 1988).

Figura 2. Principales características climáticas de la zona de estudio: (a) diagrama de Walther y (b) rosas de los vientos



Fuente: datos facilitados la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Elaboración propia

Los niveles de calidad del aire dependen en gran medida de las actividades humanas debido a las emisiones de contaminantes generadas por diversas fuentes antropogénicas. Por lo tanto, es crucial realizar una revisión exhaustiva y constante de dichas actividades en el área de estudio. La estructura económica de Campoo se basa principalmente en el sector servicios, respaldada por una industria siderometalúrgica en decrecimiento. Sus cinco municipios tienen una población censada cercana a los 15.600 habitantes (2023), con 9.600 residentes en la capital, Reinosa.

El valle es una de las vías tradicionales de acceso desde la Meseta española a la cornisa cantábrica, y presenta varios factores relevantes para este análisis. Está atravesado por una autovía (A-67), por la cual circulan más de 13.000 vehículos al día, una carretera de doble vía (N-611) utilizada por unos 580 vehículos diarios, y una vía férrea (Alar del Rey-Santander). Reinosa funciona como centro comarcal donde convergen las carreteras de los distintos municipios. Dentro del núcleo urbano, el volumen de desplazamientos diarios es considerable, especialmente en ciertos momentos del día; aproximadamente el 40 % de los viajes diarios se realizan en vehículos privados (en 2019, de un total de 6.322 vehículos, 4.723 eran turismos) (Instituto Cántabro de Estadística [ICANE], 2024).

Además, el consumo doméstico de calefacción es significativo, estimado en 1800 grados-día en Reinosa, uno de los valores más altos de España para un municipio de su tamaño, siendo el gas natural el principal combustible utilizado. En un radio de 50 km, algunas instalaciones industriales también podrían afectar la calidad del aire de Reinosa: una fábrica de cemento (al sur-suroeste), las actividades industriales en el valle del Besaya (al norte) y la central térmica de Velilla del Río Carrión (al oeste).

2.2. Fuentes de información

En este estudio se emplean las series climáticas correspondientes al período comprendido entre noviembre de 2015 y diciembre de 2023, obtenidas de la red de estaciones automáticas gestionadas por dos organismos españoles: la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Las estaciones (Tabla 1) fueron seleccionadas con el fin de representar diversas características topográficas

dentro del área de estudio. Paralelamente, los datos de calidad del aire para el mismo intervalo temporal provienen de la estación de Reinosa (Tabla 1), que pertenece a la red gestionada por el Centro de Investigación del Medio Ambiente (CIMA Cantabria).

Las series de datos se sometieron a un exhaustivo control de calidad, que incluyó la depuración de datos erróneos y el rellenado de lagunas, considerando tanto la extensión de estas como la disponibilidad de datos simultáneos en estaciones cercanas. En los casos en que no fue posible completar la información, las lagunas se mantuvieron sin modificaciones. Posteriormente, las series fueron objeto de un análisis preliminar de homogeneidad de temperatura, en el cual no se identificaron anomalías significativas que requirieran corrección, presentándose desviaciones inferiores al 5 % en todos los casos.

Tabla 1. Localización y características de las estaciones meteorológicas y de calidad del aire

Código	Nombre	Fuente	Latitud	Longitud	Altitud
N012	Valdecebollas	CHE	42.96	-4.33	1.910
9001S	Alto Campoo	AEMET	43.03	-4qj.35	1.650
9001D	Nestares	AEMET	42.99	-4.16	910
EM01	Embalse del Ebro	CHE	42.97	-4.05	841
R006	La Aguilera	CHE	42.96	-4.04	990
R002	Bigüenzo	CHE	42.88	-4.00	1.283
ES1530a	Reinosa	CIMA	43.00	-4.13	847

Elaboración propia

A falta de datos de nieve in situ, se ha utilizado la base de datos MODIS/Terra Snow Cover Daily L3 Global 500m SIN Grid, Versión 61. Esta contiene los valores del índice NDSI (*Normalized Difference Snow Index*) con una resolución en rejilla de 500 x 500 m. Los valores de píxel correspondientes a un radio de 2 km alrededor de Reinosa se extrajeron durante los eventos seleccionados para obtener un valor proxy para la capa de nieve. Se utilizó un valor mínimo superior a 0,42 como umbral para identificar los días con una cobertura de nieve completa sobre el área de estudio.

2.3. Métodos y técnicas de análisis

Existen diversas metodologías para identificar y cuantificar la intensidad de las inversiones térmicas y establecer las localidades más propensas a estos fenómenos (Colgan et al., 2021). Dado el tipo de datos disponibles, se optó por calcular el gradiente vertical de temperatura aplicando un análisis de componentes principales (ACP) sobre registros de temperatura mínima (Lundquist et al., 2008), previamente filtrados para minimizar el impacto de aquellos procesos atmosféricos ajenos a la escala sinóptica (por ejemplo, el ciclo estacional).

En el proceso de filtrado se suceden diferentes pasos. El valor de la temperatura mínima $T(\vec{x},t)$ en un momento y lugar determinados se puede desglosar en varios componentes:

$$T(\vec{x},t) = \bar{T}(\vec{x}) + \overline{T}'(t) + \tilde{T}(\vec{x},t) + \varepsilon \qquad (1)$$

donde $\bar{T}(\vec{x})$ es el promedio de la temperatura mínima de cada observatorio durante el periodo de análisis, $\overline{T}'(t)$ equivale a la diferencia de la temperatura mínima de cada observatorio con respecto a ese promedio, y $\tilde{T}(\vec{x},t)$ corresponde a la diferencia de la temperatura mínima de cada observatorio con respecto al promedio de la temperatura mínima de todos los observatorios en ese día. Por último, ε representa el error que se puede atribuir a las singularidades del instrumento.

Al restar $\bar{T}(\vec{x})$ y $\overline{T}'(t)$ de los datos originales $T(\vec{x},t)$ se crea una nueva serie en la que se atenúan tanto los efectos geográficos (elevación) como climáticos (evolución estacional). Esta nueva serie filtrada de anomalías de temperatura mínima se somete a continuación al análisis de componentes principales (ACP), un método utilizado para la descomposición de series climáticas en patrones espaciotemporales de variabilidad. La estructura espacial subyacente está representada por las ponderaciones ("*loadings*") de cada observatorio, mientras que su intensidad y variabilidad temporal pueden cuantificarse mediante la serie de puntuaciones

("*scores*"). La relación entre las anomalías de temperatura con las ponderaciones y las puntuaciones se deduce de la siguiente ecuación:

$$\tilde{T}(x,y,t) + \varepsilon = \sum_{k=1}^{N} PC(t) \;\; EOF(x,y) \qquad (2)$$

en la que $PC1_{(t)}$ es la matriz de puntuaciones y *EOF(x,y)* es la matriz de ponderaciones. Teniendo en cuenta que este primer componente acumula la mayor parte de la varianza en los datos, la ecuación 2 puede simplificarse de la siguiente manera:

$$\tilde{T}(x,y,t) + \varepsilon \approx PC1(t) \;\; EOF(x,y) \qquad (3)$$

donde $PC1_{(t)}$ representa el primer componente principal. Dependiendo del signo de este componente principal, los observatorios pueden clasificarse como favorables/desfavorables (pesos negativos/positivos) a las acumulaciones de aire frío. Además, las noches con puntuaciones negativas en la primera EOF corresponden a un patrón espacial con cumbres más cálidas y valles más fríos; por el contrario, las noches con puntuaciones positivas muestran el patrón espacial inverso: las cumbres son proporcionalmente más frías que los valles, es decir, la atmósfera muestra un gradiente térmico vertical negativo y ausencia de acumulaciones de aire frío. Dado que existen diferentes criterios para definir las inversiones térmicas, se optó por un umbral arbitrario obtenido mediante un procedimiento estadístico que clasificó las puntuaciones obtenidas en el ACP en quintiles, procedimiento similar al aplicado en estudios análogos (Miró et al., 2018). De acuerdo con este criterio, se seleccionaron como noches con inversión térmica, aquellas cuyas puntuaciones pertenecían al quinto quintil.

Para caracterizar las condiciones atmosféricas locales durante esos eventos se ha calculado un conjunto de índices (Martínez et al., 2008), utilizando datos de la estación meteorológica de Nestares, con excepción de la radiación solar, que se obtuvo de Reinosa.

Primero, se calculó la amplitud térmica diaria (T_{ampl}) como la diferencia entre las temperaturas máximas y mínimas diarias. Después, un índice de radiación (Q_d) que compara la radiación diaria observada (Q_e) con su valor máximo teórico (Q_t), asumiendo que el estado del cielo durante las horas diurnas será similar a la registrada la noche anterior.

$$Q_d = \frac{Q_t - Q_e}{Q_t} \qquad (1)$$

En tercer lugar, un índice de humedad (iHUM) que resalta los días con un gran contraste entre el día y la noche. El término HR_d corresponde a la humedad relativa media diaria y la HR_s la humedad relativa registrada durante las horas diurnas.

$$iHUM = \frac{HR_d - HR_s}{HR_d} \qquad (2)$$

Finalmente, la fuerza del viento nocturno V_n, que promedia la velocidad del viento entre el anochecer y el amanecer.

$$\bar{V}_n = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} v_i \qquad (3)$$

También se tuvo en cuenta la altura de la capa límite tanto diurna (ACLd) como nocturna (ACLn), ya que influye directamente en la dispersión de los contaminantes. Durante el día, la ACLd es más alta debido al calentamiento del suelo, lo que facilita la dispersión. Por la noche, la ACLn es más baja, limitando la capacidad de los contaminantes para dispersarse, lo que puede aumentar su concentración (Seibert et al., 2000).

La identificación de los patrones de circulación atmosférica más favorables para la génesis de las inversiones térmicas se logró utilizando "*composites*" de diferentes campos meteorológicos (Yarnal, 1994). Estos "composites" consisten en el valor medio de ciertos campos meteorológicos (presión a nivel del mar, geopotencial, dirección y velocidad del viento etc.) calculado a partir de los mapas correspondientes a los días seleccionados. Estos mapas se elaboraron utilizando la observación de las 06 UTC (la hora sinóptica que corresponde al momento de máxima intensidad diaria de las inversiones térmicas) extraída de la base de datos ERA5.

Para comprobar la significación estadística de los valores de los diferentes índices climatológicos durante los eventos seleccionados, así como su impacto en los promedios diarios de los contaminantes, se optó por la prueba de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945). Esta prueba se utiliza para determinar si existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas de dos grupos independientes, una prueba adecuada cuando la distribución de ambos grupos no es normal, y puede incluir valores atípicos, situación que caracteriza a la mayoría de las variables. Finalmente, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para cuantificar la relación estadística entre variables climáticas continuas.

3. Resultados

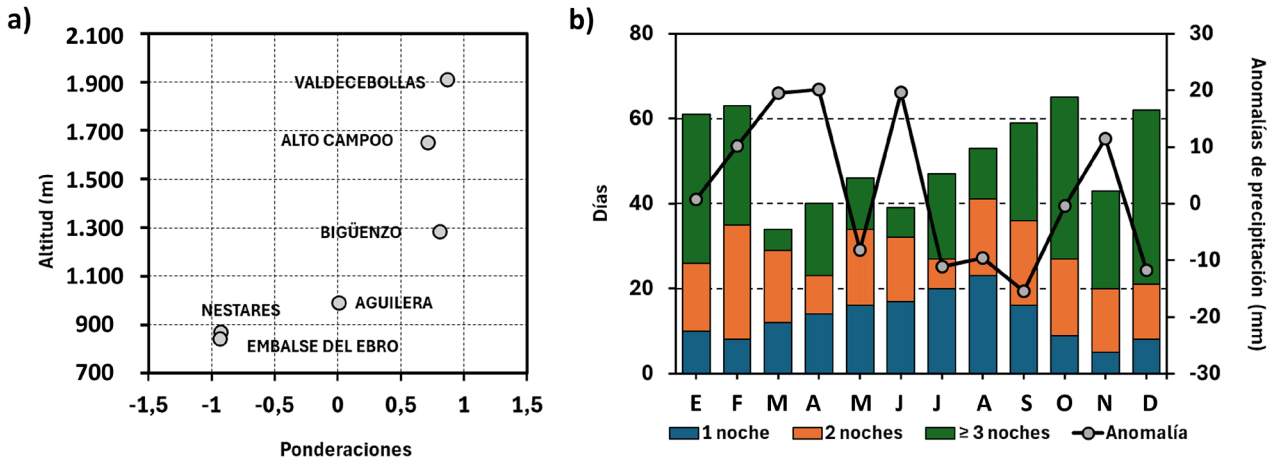
3.1. Caracterización de las inversiones térmicas en el valle de Campoo

3.1.1. Variabilidad espacial y temporal

El primer componente principal acumula el 59 % de la varianza original en las anomalías de temperatura mínima; como era de esperar, la correlación entre las ponderaciones de este PC en cada observatorio y la altitud correspondiente es significativa (una R^2 de 0,73; Figura 3a). Los lugares más elevados muestran valores positivos, pues se sitúan dentro de la advección cálida superior, mientras que los ubicados en el fondo del valle muestran valores negativos y, en consecuencia, identifican localidades favorables al estancamiento del aire frío. De acuerdo con su distribución altitudinal, el espesor más frecuente de esta capa superficial se sitúa en torno a los 1.000 m; este nivel coincide con la estación de La Aguilera (990 m), ya que el valor de su ponderación es cercano a 0.

El ciclo anual de eventos (Figura 3b) no muestra una concentración clara en una temporada específica. La mayoría de los eventos más cortos (una noche) ocurren en verano, mientras que los más largos (3 o más noches consecutivas) muestran una preferencia por la estación fría (octubre a febrero). Las duraciones intermedias se distribuyen a partes iguales a lo largo del año. Esta distribución está relacionada con la evolución climática local durante el periodo de estudio, representada por la anomalía de la precipitación en Villasuso, una estación meteorológica ubicada dentro del valle. El bajo número de días de inversión de marzo a junio coincide con precipitaciones superiores respecto a los valores normales del período 1981-2020; por el contrario, las anomalías negativas de precipitación de julio a octubre y de diciembre a enero coinciden con una mayor frecuencia de eventos de inversión.

Figura 3. a) Relación entre la altitud y las cargas de EOF durante los CAP en Campoo y b) frecuencia mensual de los CAP según la longitud de las secuencias y las anomalías de precipitación en la estación más cercana



Fuente: datos proporcionados por AEMET y CHE. Elaboración propia

3.1.2. Caracterización meteorológica local durante las inversiones térmicas

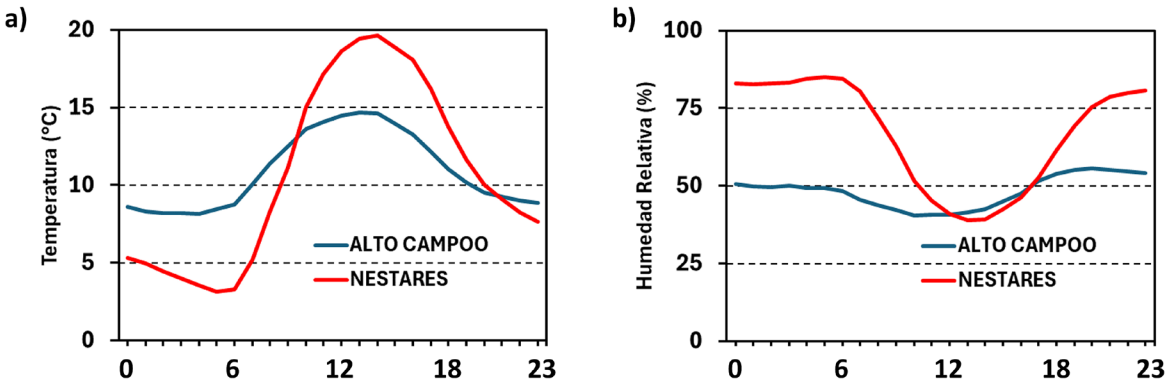
De acuerdo con la Tabla 2, los días de inversión se caracterizan en el fondo de valle de Campoo por una elevada amplitud térmica diaria (casi 20ºC en promedio), cielos despejados (lo que significa que la radiación solar real está cerca del máximo teórico), un notable contraste entre la humedad relativa nocturna y diurna y noches con viento débil. Además, la altura de la capa límite es bastante baja, como corresponde al espesor de esa capa de aire frío. Las condiciones en las montañas son similares, pero el ciclo diario de temperatura y humedad es menos contrastado (Figura 4).

Tabla 2. Valores medios diarios de las variables meteorológicas seleccionadas durante eventos no CAP/CAP; estadístico W y significación de la prueba de Wilcoxon en Nestares

	T_{ampl} (ºC)	Q_d	iHUM	V_i (m/s)	ACL_n (m)	ACL_d (m)
no-CAP	10,14	0,67	0,09	2,08	268,41	683,71
CAP	19,00	0,91	0,17	1,17	80,46	539,02
Estadístico W	36.033	119.673	126.915	579.689	630.311	469.983
Significación	0,00	0,00	0.00	0,00	0,00	0,00

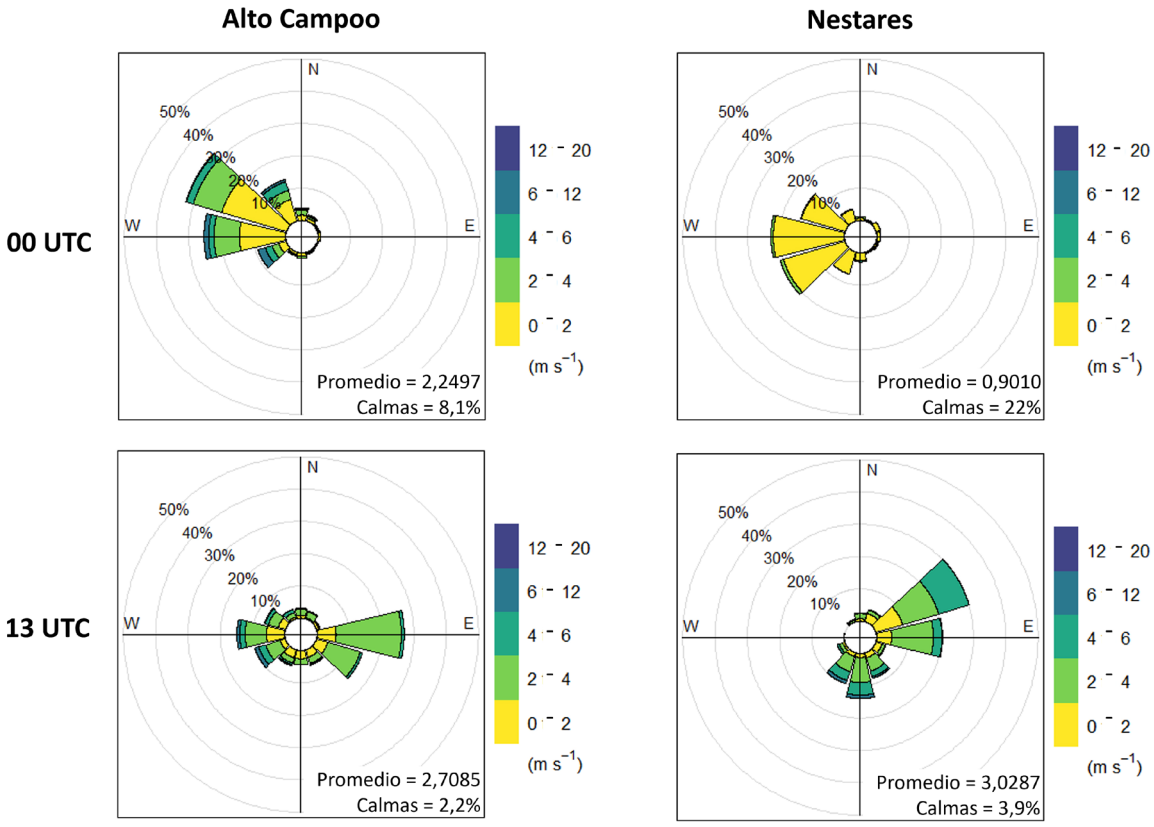
Fuente: datos proporcionados por AEMET y CHE. Elaboración propia

Figura 4. Condiciones meteorológicas locales durante los días de la PAC en Alto Campoo y Nestares: a) temperatura horaria b) humedad relativa horaria



Fuente: datos proporcionados por AEMET y CHE. Elaboración propia

Figura 5. Regímenes de viento en Alto Campoo y Nestares durante los días de CAP



Fuente: datos proporcionados por AEMET y CHE. Elaboración propia

Los vientos no solo son débiles, sino que también experimentan un cambio diario en su régimen entre la montaña y el valle (Figura 5). Por la noche predominan los débiles vientos de poniente en ambas zonas, con una alta frecuencia de calmas en el fondo del valle (8 % en Alto Campoo y 22 % en Nestares). Esa dirección predominante refleja el movimiento descendente del aire frío a lo largo de las laderas, hacia el fondo del valle. Durante el día, sin embargo, se detecta un régimen de vientos más diverso; la componente dominante del E es, paradójicamente, más fuerte en el fondo del valle, probablemente por el refuerzo del viento ascendente por la brisa costera que sube desde la costa cantábrica.

3.1.3. Anomalías de circulación a gran escala relacionadas con las inversiones térmicas

La relación entre el primer componente principal y diferentes variables meteorológicas proporcionadas por la base de datos ERA5 en el punto de rejilla más cercano a Reinosa muestra una correlación positiva con la altura del nivel de 700 hPa (lo que indica condiciones anticiclónicas) y con la temperatura (una advección cálida en niveles superiores). Sin embargo, es negativa con una humedad relativa de 700 hPa (aire seco y cielos despejados) y con la componente zonal del viento (consecuencia del estancamiento del aire; Tabla 3).

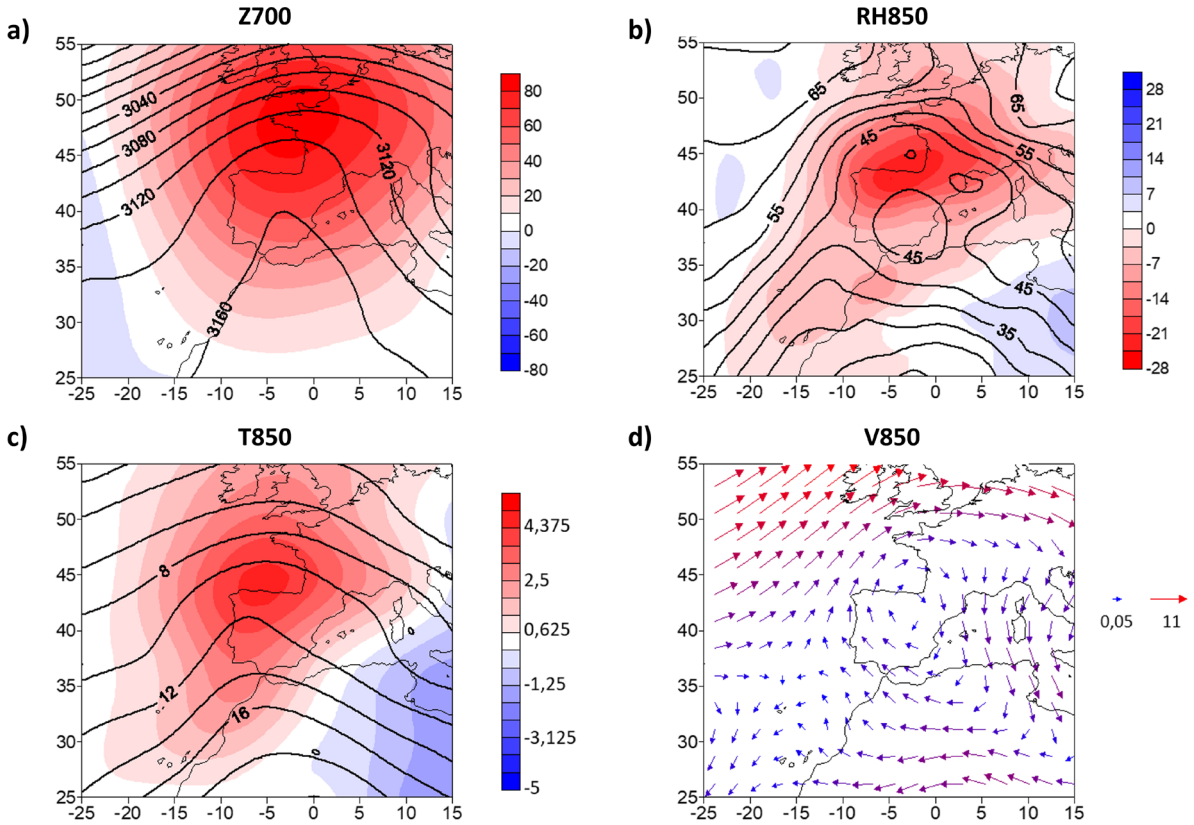
Tabla 3. Correlación de Pearson entre los valores diarios de PC1 y las variables meteorológicas de 700 hPa en Reinosa

	Altura Geopotencial (m)	Temperatura (ºC)	Humedad relativa (%)	C. zonal del viento (m/s)	C. meridiana del viento (m/s)
Variable	0,525*	0,346*	-0,380*	-0,282**	0,045

** Correlación significativa al nivel del 0,01*
**Correlación significativa al nivel de 0,05

Fuente: datos de ERA5. Elaboración propia

Figura 6. Mapa promedio y anomalías de (a) altura geopotencial del nivel de 700 hPa (gpm), (b) humedad relativa (%) a 850 hPa, (c) temperatura del aire (ºC) a 850 hPa y (d) vectores de viento (m/s) a 850 hPa durante eventos de inversión térmica



Fuente: datos proporcionados por ERA5. Elaboración propia

Los valores de correlación confirman que las circulaciones anticiclónicas, acompañadas de una advección cálida y una fuerte subsidencia, constituyen las condiciones más probables para la génesis de inversiones

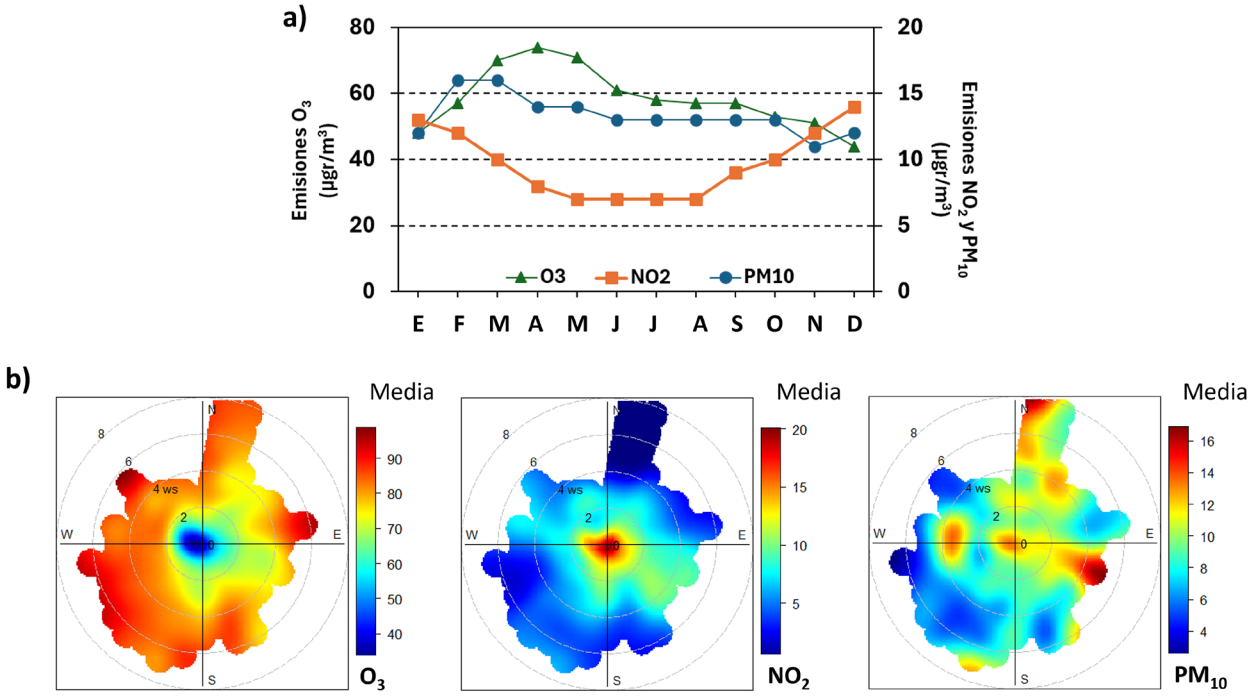
térmicas. Para confirmar esta hipótesis, se identificaron los patrones de circulación atmosférica más favorables para los eventos seleccionados. La circulación atmosférica en la troposfera media, representada por el campo geopotencial de 700 hPa (Figura 6a), está controlada por una potente dorsal, cuyo eje principal parece estar ligeramente desplazado hacia el este de la Península Ibérica. El campo de anomalías se caracteriza por un centro concéntrico de anomalías positivas, al norte de la Península Ibérica, sobre Bretaña. Este patrón contribuye a una reducción sustancial de la humedad relativa en la baja troposfera (cercana al 25 % en el nivel de 850 hPa; 6b) y a una advección de aire cálido y seco, que alcanza valores particularmente anómalos (alrededor de 4ºC; 6c). El campo de viento correspondiente al nivel de 850 hPa (Figura 6d) muestra una buena concordancia con el campo de altura geopotencial de 700 hPa, mostrando áreas de vientos débiles que coinciden con la dorsal anticiclónica.

3.2. Impactos de las inversiones térmicas en la calidad del aire en Campoo

3.2.1. Características generales de la calidad del aire

La calidad del aire en Campoo se considera buena según las mediciones del CIMA; de hecho, la estación de Reinosa es clasificada como de fondo urbano. Los promedios anuales de los tres contaminantes analizados no han superado los valores límite recomendados por la legislación española (Real Decreto 34/2023, de 24 de enero), que establece los siguientes límites: 180 µg/m³ como promedio horario y 60 µg/m³ como promedio anual para el ozono (O_3); 200 µg/m³ como promedio horario y 40 µg/m³ como promedio anual para el dióxido de carbono (NO_2): y 50 µg/m³ como promedio diario y 40 µg/m³ como promedio anual para las partículas en suspensión inferiores a 10 micras (PM_{10}). Estos valores también están alineados con la Directiva europea 2008/50/CE, de 21 de mayo de 2008, y las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021), que sugieren límites más estrictos para una protección óptima de la salud: 180 µg/m³ para el O_3 en promedio horario, 40 µg/m³ para el NO_2 en promedio anual y 25 µg/m³ para el PM_{10} en promedio diario. En este contexto, el promedio anual de O_3 en Campoo es de 58,60 µg/m³; los valores correspondientes para NO_2 y PM_{10} son 9,67 µg/m³ y 13,34 µg/m³, respectivamente. No obstante, se han registrado algunas superaciones de PM_{10} durante el período analizado: 11 días con una concentración promedio diaria superior a 50 µg/m³, de los cuales 10 fueron atribuibles a intrusiones saharianas (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2024).

Figura 7. a) Valores medios mensuales y b) rosas de contaminación en Reinosa



Fuente: datos proporcionados por CIMA. Elaboración propia

La variación estacional de los contaminantes es la característica de las zonas cercanas a la costa cantábrica (Alonso et al., 2000; Viana et al., 2003; Querol et al., 2004; Gangoiti et al., 2006; Figura 7a). Por ejemplo, el máximo mensual de O_3 ocurre en los meses de primavera, a diferencia del resto de la Península Ibérica (verano). Un comportamiento similar afecta a las PM_{10}, ya que el máximo anual también se adelanta al final del invierno y principios de la primavera (febrero-marzo). A diferencia de los anteriores, el comportamiento estacional del NO_2 es el habitual en la Península Ibérica, con máximos invernales y mínimos estivales.

Las rosas de contaminación permiten una primera aproximación al origen de las emisiones de estos contaminantes. O_3 y NO_2 muestran un patrón relativamente simple con una disposición inversa. Las concentraciones máximas de O_3 corresponden a vientos moderados con direcciones este-noreste, suroeste y noroeste; en cuanto al NO_2, las concentraciones máximas corresponden a calmas. El patrón de PM_{10} es más complejo, lo que sugiere diferentes fuentes de emisión, algunas ubicadas lejos de la estación (por ejemplo, las ubicadas en los sectores norte, este y oeste), junto con aportes locales en condiciones sin viento.

3.2.2. Impacto de las inversiones térmicas en la calidad del aire

Una vez conocidos los aspectos generales de la calidad del aire en la zona de estudio, el siguiente paso evalúa el impacto de las situaciones de inversión sobre esas condiciones. Para ello, se seleccionan solo episodios persistentes, definidos como aquellos que se extienden durante al menos dos noches consecutivas. Esto permite una mejor evaluación de los mecanismos a los que están sometidos los contaminantes.

Como era de esperar, a partir de la información proporcionada por las rosas de contaminación y de las condiciones meteorológicas asociadas, las inversiones térmicas provocan una disminución de O_3 acompañada de un aumento de los niveles de NO_2 y PM_{10} (Tabla 4).

Tabla 4. Valores medios diarios de los principales contaminantes durante eventos no CAP/CAP; estadístico W y significación de la prueba de Wilcoxon en Reinosa

	O_3 (µgr/m³)	NO_2 (µgr/m³)	PM_{10} (µgr/m³)
no-CAP	59,64	8,60	10,79
CAP	44,33	15,63	16,86
Estadístico W	401.005	136.775	89.554
Significación	0,00	0,00	0,00

Fuente: datos de CIMA. Elaboración propia

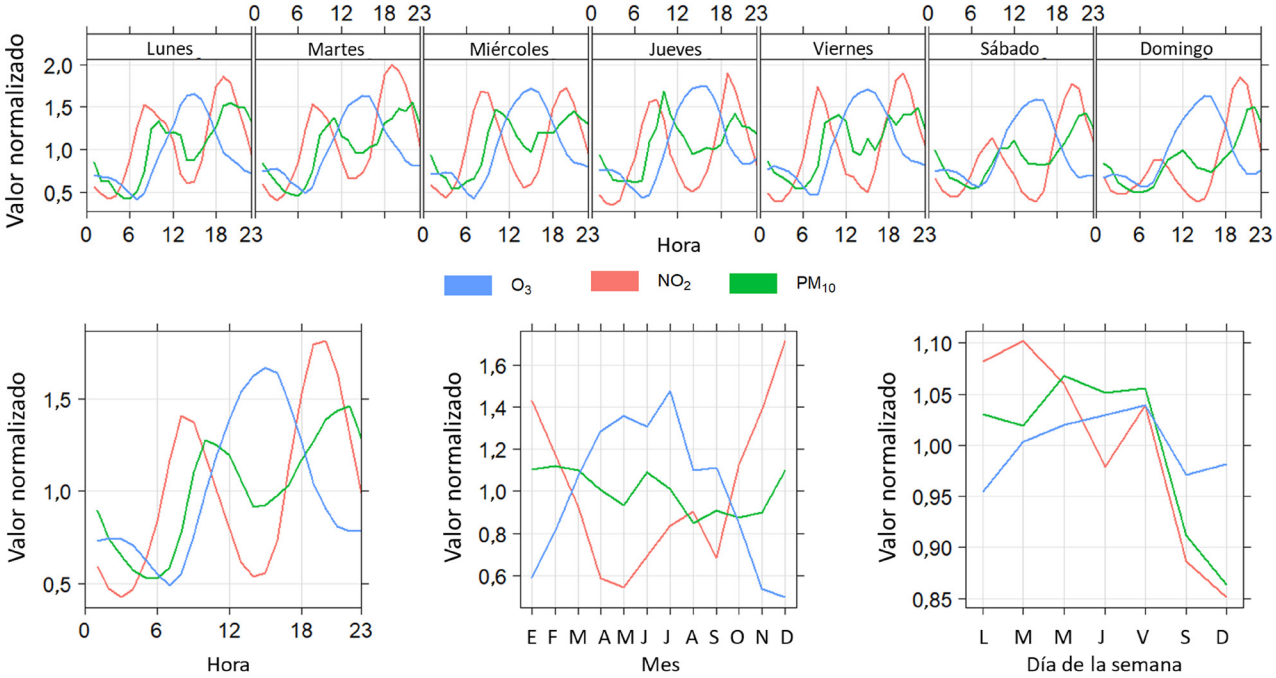
La Figura 8 muestra las concentraciones de contaminantes de acuerdo con diversos escenarios temporales durante los eventos persistentes de inversión térmica. Dado que estos contaminantes difieren considerablemente en términos de promedio y rango, los gráficos muestran valores normalizados (resultantes de dividir cada valor por su promedio) para facilitar la interpretación. El patrón semanal de la evolución horaria ofrece varias ideas sobre el mecanismo de génesis de cada contaminante. El NO_2 y el PM_{10} muestran un patrón bimodal, aunque difieren en la magnitud y la hora. En el caso del NO_2 ambos picos se producen inmediatamente después de las horas punta (8 y 19 UTC) y están mejor definidos que los de PM_{10}, que son más planos y tienen lugar un par de horas más tarde. Por el contrario, el mínimo a mediodía es más evidente en el NO_2, que coincide con el máximo de O_3. Esos perfiles son mucho más evidentes durante los días de semana, ya que durante los fines de semana los máximos de NO_2 y PM_{10} están menos marcados.

Por estaciones astronómicas se evidencia que el patrón de NO_2 es más simple (máximo invernal) en comparación con el PM_{10}, que muestra una variación menos marcada a lo largo del año, aunque los meses de invierno registran valores más altos que las otras estaciones. Por otro lado, el O_3 experimenta también un ciclo simple con máximos en primavera y verano. Por último, la evolución de las concentraciones de contaminantes por días de la semana informa de que el NO_2 y PM_{10} sufren una reducción sustancial durante los sábados y domingos.

Antes de evaluar el papel de las actividades humanas en esos patrones temporales de la calidad del aire, es necesario estudiar el papel de cada parámetro meteorológico individual en las concentraciones de contaminantes durante los eventos persistentes a través de un análisis de correlación (Tabla 5). El NO_2 vuelve a ser el contaminante más estrechamente relacionado con las condiciones de estabilidad atmosférica (correlaciones

positivas con el PC1 y negativas con la altura de la capa límite diurna). El PM_{10} muestra correlaciones más bajas, lo que coincide con la diversidad de fuentes sugeridas previamente. Por otro lado, las correlaciones entre el O_3 sugieren un control sobre los niveles de NO_2 por una actividad fotoquímica activa ligada a altas temperaturas diurnas, bajos valores de humedad diurna y condiciones de alta radiación, que parecen ser más activas durante los eventos ocurridos durante los meses cálidos.

Figura 8. Variación temporal de contaminantes durante eventos persistentes en Reinosa



Fuente: datos de CIMA. Elaboración propialol

Tabla 5. Matriz de correlación entre los promedios diarios de O_3, NO_2 y PM_{10} durante eventos de inversiones térmicas persistentes

	O_3 (µgr/m³)	NO_2 (µgr/m³)	PM_{10} (µgr/m³)
PC1	-0,3	0,41	0,28
AMP	0,31	-0,13	-0,04
Qd	0,05	-0,06	-0,04
iHUM	0,28	-0,11	-0,12
Vn	-0,09	0,09	-0,09
BLH_n	0,07	0,03	-0,01
BLH_d	0,68	-0,43	-0,11
PM_{10}	-0,13	0,39	
No_2	-0,55		

Fuente: datos de CIMA. Elaboración propia

Otros procesos atmosféricos, como la capa de nieve (Tabla 6), han sido citados como reforzadores de la estabilidad de la troposfera inferior y, por lo tanto, aumentan la concentración de contaminantes (Green et al., 2015). Este mecanismo ha sido probado en la zona de estudio, si bien el análisis se restringió a los meses de enero y febrero, que son los que muestran un número de días cubiertos de nieve simultáneos a las inversiones térmicas persistentes suficiente. Ni los valores del primer componente principal ni ninguno de los contaminantes muestran diferencias significativas entre días sin nieve y con nieve.

Tabla 6. Valores medios diarios de los principales contaminantes durante eventos persistentes de inversión térmica sin nieve en el suelo y con nieve en Reinosa; estadístico W y significación de la prueba de Wilcoxon

	PC1	O_3 (µgr/m³)	NO_2 (µgr/m³)	PM_{10} (µgr/m³)
Sin nieve	1,78	34,12	18,06	18,85
Con nieve	1,89	36,63	23,52	19,43
Estadístico W	107,00	95,00	79,00	96,50
Significación	0,98	0,70	0,40	0,77

Fuente: datos del CIMA y del National Snow Data Center (NSDC). Elaboración propia

La variabilidad temporal de las emisiones durante estos eventos se pone de relieve al comprobar que los promedios diarios de NO_2 y PM_{10} muestran el conocido "efecto fin de semana" por el cual los contaminantes disminuyen durante los fines de semana, debido a la reducción de la actividad humana (Tabla 7).

Tabla 7. Valores medios diarios de los principales contaminantes durante eventos persistentes de inversión térmica durante los días laborables y fines de semana en Reinosa; estadístico W y significación de la prueba de Wilcoxon

	PC1	O_3 (µgr/m³)	N_{O2} (µgr/m³)	PM_{10} (µgr/m³)
Días de la semana	1,68	44,82	16,48	17,64
Fin de semana	1,64	43,21	13,65	15,06
Estadístico W	8.227	7.848	8.463	9.749
Significación	0,39	0,60	0,03	0,00

Fuente: datos del CIMA. Elaboración propia

Como último aspecto relacionado con la variabilidad temporal de las emisiones y dado que el periodo de análisis se extiende a lo largo de la pandemia de COVID-19 (Tabla 8), pareció oportuno considerar cuál ha sido el efecto sobre las concentraciones diarias de contaminantes, durante los eventos de inversión, de la paralización de la actividad económica tras la pandemia. En relación con este aspecto, el interés no es conocer los efectos del periodo inmediatamente posterior al confinamiento, bien conocido ya en la mayoría de las grandes ciudades españolas (Tobías et al., 2020; Briz-Redón et al., 2021; Querol et al., 2021; Wirth et al., 2022), sino en saber si el efecto positivo de la reducción de emisiones se ha prolongado en el tiempo en esta pequeña localidad del norte de España.

El resultado del análisis muestra una reducción tanto de NO_2 como de PM_{10} después del confinamiento, mientras que el O_3 ha aumentado, pero no significativamente. Tampoco la frecuencia e intensidad de las inversiones térmicas (PC1) parece haber sufrido cambios relevantes, y, por lo tanto, no explica los cambios citados en líneas precedentes. Esta reducción en NO_2 y PM_{10} se alinea con los estudios previos que confirman una disminución de contaminantes directamente relacionados con actividades económicas como el tráfico y la industria, debido tanto al confinamiento durante los meses más duros de la pandemia como a la crisis económica y la subsiguiente reducción de la actividad productiva. Por el contrario, el comportamiento del O_3 ha mostrado una mayor complejidad. A diferencia de los contaminantes mencionados, las concentraciones locales de ozono están influenciadas por una variedad de factores, incluidos los meteorológicos, las emisiones biogénicas, los procesos de transporte regional, las emisiones de precursores locales y regionales, así como las intrusiones estratosféricas (Millán et al., 1997; Millán et al., 2000; Dieguez et al., 2009; Dieguez et al., 2014; Gangoiti et al., 2001; Millán, 2014). Además, como señalan Massagué et al. (2023), las métricas de análisis de las concentraciones de ozono, como los valores medios frente a los extremos de la distribución, muestran tendencias divergentes según las localidades analizadas y su dinámica atmosférica regional. En el caso del valle de Campoo, estudios previos y otros en fase de realización sugieren que el carácter de transición del valle también se refleja en los mecanismos de origen del O_3. Aunque los niveles estacionales de ozono responden al mismo mecanismo fotoquímico predominante en el resto de la Península Ibérica, los niveles mensuales más altos se registran en primavera (abril y mayo), debido a la llegada de aire frío en altura y precursores desde Europa Occidental. Como hipótesis de trabajo a confirmar en el futuro cercano, podría ser que la efectividad de este mecanismo haya disminuido en los últimos años.

Tabla 8. Valores medios diarios de los principales contaminantes durante eventos persistentes de inversión térmica antes y después del confinamiento por la pandemia de COVID-19 en Reinosa; estadístico W y significación de la prueba de Wilcoxon

	PC1	O_3 (µgr/m³)	NO_2 (µgr/m³)	PM_{10} (µgr/m³)
Pre COVID-19	1,65	43,01	19,94	17,29
Post COVID-19	1,68	45,60	11,45	15,58
Estadístico W	8.472	8.307	13.511	10.709
Significación	0,42	0.,39	0,00	0,00

Fuente: datos del CIMA. Elaboración propia

4. Discusión de resultados

El objetivo de este trabajo ha sido la identificación y caracterización de las inversiones térmicas en el valle de Campoo, y una evaluación preliminar de sus impactos sobre la calidad del aire a escala local.

El método elegido para la identificación de estos eventos ha sido el cálculo de gradientes verticales de temperatura. La identificación de los eventos de inversión térmica se cuantificó sometiendo las anomalías de temperatura mínima filtradas a un ACP. Los valores de cada observatorio en la matriz de ponderaciones identificaron los observatorios propensos a acumulaciones locales de aire frío, cuyo espesor se asume en unos 200 m sobre el fondo del valle; por encima se situarían los observatorios ajenos a estos mecanismos. Por otro lado, las puntuaciones obtenidas proporcionaron una medida cuantitativa de la intensidad diaria de este fenómeno. Estas puntuaciones se derivaron del ACP empleando un umbral basado en el quinto quintil de las puntuaciones diarias de la serie temporal, como en otros estudios similares sobre sequías y olas de calor.

Las inversiones térmicas pueden ocurrir a lo largo de todo el año, siendo más intensas y persistentes durante los episodios invernales. Sin embargo, también se observan algunos eventos cortos de inversiones térmicas en verano. Este fenómeno puede explicarse tanto por el comportamiento climático anómalo en la región durante el periodo de estudio, como por la dinámica atmosférica característica de este sector de la Península Ibérica. En cuanto al primer aspecto, durante el periodo de estudio predominaron inviernos y primaveras más lluviosos, seguidos de veranos y otoños relativamente secos y estables en comparación con otros años. Respecto al segundo aspecto, durante el verano es común la influencia del extremo meridional de los frentes fríos asociados a borrascas que circulan sobre las Islas Británicas. Las masas de aire atlántico que se establecen después de estos eventos, sujetas a una dinámica subsidente, provocan inversiones térmicas la noche siguiente al paso del frente, tal como se observó en un estudio de corta duración (Ruiz Urrestarazu & Galdos Urrutia, 2008).

Durante los episodios de inversión térmica, la temperatura y la humedad relativa experimentan un gran contraste entre el día y la noche, debido al predominio de cielos despejados y vientos débiles. En relación a éstos últimos, la ausencia de un forzamiento sinóptico facilita el desarrollo de una circulación local en el interior del valle, siguiendo un ciclo diario. Aunque los mecanismos que impulsan esta circulación local son complejos, se sabe que se activan con la luz solar y se potencian con el calentamiento diferencial de la montaña y los valles: durante el día, la masa de aire que se encuentra en el fondo del valle se calienta, por lo que el aire cálido y menos denso asciende. Durante la noche, esta masa se enfría y, a medida que se hace más densa y pesada, desciende hacia el valle.

Ese débil forzamiento sinóptico es consecuencia del desplazamiento hacia el norte de la Península Ibérica de células de alta presión bajo las dorsales anticiclónicas. Esta condición favorece la advección de aire cálido y seco y el estancamiento de los niveles más bajos de la atmósfera, condiciones propicias para la concentración de contaminantes en las proximidades de las fuentes de emisión en torno a Reinosa. El aumento es más evidente en el caso del NO_2, pero menos claro con las partículas de PM_{10}. El origen de la mayor parte del NO_2 en zonas urbanas es antrópico, procedente de la combustión de materiales orgánicos, ya sea de fuentes estáticas (calefacción, procesos industriales y centrales térmicas) o móviles (vehículos de gasolina y diésel). Aunque no hay que descartar que una fracción de los óxidos de nitrógeno tengan un origen industrial (procedente de una acería más cercana), el uso predominante del gas natural para calefacción, cuya combustión produce una de las tasas más bajas de emisiones de gases contaminantes por unidad de energía producida, nos lleva a pensar que la mayor parte del NO_2 proviene del tráfico, no solo local, sino también de las autopista y carreteras circundantes.

Los niveles de PM_{10} se explican parcialmente por los mismos procesos. La mayoría de sus fuentes primarias provienen de las actividades humanas, que en los entornos urbanos se asocian principalmente con el tráfico rodado, los procesos de combustión (especialmente industriales, pero también relacionados con el calentamiento de edificios y viviendas) y fuentes adicionales como la construcción. Sin embargo, en el área de estudio el efecto de las inversiones térmicas sobre sus concentraciones es más difuso, probablemente debido a la diversidad de fuentes de emisión, algunas de las cuales se encuentran alejadas de Reinosa.

El O_3 es un contaminante secundario generado a partir de reacciones químicas complejas en las que otros compuestos actúan como precursores, principalmente óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles (COV). En consecuencia, NO_2 y O_3 muestran un comportamiento temporal inverso. Bajo inversiones térmicas invernales, el O_3 se reduce, consumido rápidamente por oxidación de NO en NO_2. Pero esta reducción se modera bajo condiciones meteorológicas favorables a los procesos fotoquímicos (altas temperaturas diurnas, baja humedad relativa y alta radiación), que también ocurren durante los episodios de inversión durante la estación cálida. Además, la circulación oceánica, como muestra la rosa de contaminación, arrastra precursores desde las zonas industriales de la costa cantábrica hasta Campoo, ayudando a elevar la concentración estival de O_3 en la atmósfera.

Diversos estudios han analizado el impacto de las inversiones térmicas en la calidad del aire en diferentes regiones montañosas del mundo. En el valle del río Arve, en Francia, Chemel et al. (2016) investigaron el déficit de calor como un indicador de la contaminación por partículas en invierno. De manera similar, Gramsch et al. (2014) estudiaron la influencia de las inversiones térmicas sobre la concentración de $PM_{2.5}$ y carbón negro en Santiago de Chile, mientras que Ivey et al. (2019) examinaron las fuentes de partículas finas en Salt Lake City, Utah, durante eventos de inversión persistente. Los Alpes franceses fueron el escenario del estudio de Largeron y Staquet (2016), quienes abordaron la dinámica de las inversiones térmicas y su relación con la contaminación por PM_{10}. En Utah, Silcox et al. (2012) centraron su trabajo en las concentraciones de $PM_{2.5}$ durante periodos prolongados de inversión térmica en un valle montañoso, y Whiteman et al. (2014) exploraron la relación entre la contaminación por partículas y las variables meteorológicas en el Valle de Salt Lake.

Estos estudios confirman un empeoramiento de la calidad del aire a causa de las inversiones térmicas, con aumentos de los niveles de contaminantes emitidos localmente. No obstante, los resultados no siempre son directamente comparables con los obtenidos en otras áreas de estudio. Además de los diferentes periodos temporales de análisis y las diversas condiciones atmosféricas regionales, es importante tener en cuenta el papel de las fuentes locales de emisión. Los trabajos citados investigan la relación en núcleos urbanos grandes (Santiago de Chile, Salt Lake City) o medianos (Grenoble), mientras que Reinosa es un núcleo de población pequeño, lo que implica que los niveles de emisión de contaminantes sean inferiores. Por otro lado, los contaminantes más afectados también difieren según la región: en el caso de Reinosa, el contaminante más afectado es el NO_2, relacionado con el transporte privado, tanto dentro del núcleo urbano como por el tráfico intenso de la autovía de La Meseta. En Grenoble, en cambio, se destaca el papel del PM_{10} debido al uso de madera en las calefacciones, un aspecto también señalado en Santiago de Chile. En ambos casos, no se presentan intrusiones de polvo desértico que elevan los valores de partículas sin la intervención de las inversiones térmicas. En Salt Lake City, las partículas son igualmente el contaminante más afectado por las inversiones, también asociado al tráfico.

No se han hallado pruebas sólidas de un impacto adicional en la calidad del aire por la presencia de nieve en el suelo. A diferencia de otras zonas montañosas, la nieve no suele persistir mucho tiempo en el fondo de los valles de Cantabria, ya que, al estar expuesta a la circulación atlántica, es habitual que las masas frías sean rápidamente sustituidas por otra más cálidas.

El origen local de la mayoría de los compuestos contaminantes durante los eventos de contaminación determina que su evolución temporal esté sujeta a variaciones en la actividad humana, que suele reducirse el fin de semana respecto al resto de la semana, y que, a más largo plazo, parece estar ligada al efecto de la pandemia. De hecho, los niveles pre-COVID de NO_2, y, en menor medida, de PM10, no se han recuperado totalmente.

5. Conclusiones

Las inversiones térmicas son un fenómeno meteorológico común en los valles de la montaña cantábrica y tienen un impacto en la calidad del aire a nivel local. Este fenómeno se caracteriza por la formación de una capa de aire cálido sobre una capa de aire más frío, que provoca una estabilización de estas dificultando la

dispersión de los contaminantes. En el valle de Campoo, este fenómeno es particularmente notable debido a su enclaustramiento entre elevados relieves montañosos. A pesar de este aislamiento geográfico, Campoo es un importante núcleo de comunicaciones, desempeñando un papel crucial tanto a nivel regional como local.

Gran parte de los rasgos de las inversiones térmicas observadas en Campoo son similares a los estudiados en otros puntos del planeta. Estas inversiones tienden a ser más frecuentes en invierno, vinculadas a situaciones de alta estabilidad atmosférica. El ciclo de génesis nocturna y destrucción diurna también es un patrón típico, con circulaciones locales generadas por las diferencias de temperatura entre el fondo del valle y las laderas de las montañas. No obstante, Campoo presenta algunas características distintivas debido a su ubicación septentrional. Durante el verano, las inversiones térmicas son más frecuentes que en otras montañas de la Península Ibérica, lo que añade una particularidad a la dinámica atmosférica de esta región.

Las emisiones locales, fundamentalmente del tráfico vehicular, juegan un papel crucial en la modulación de la concentración de contaminantes como el NO_2 y el O_3 durante estos episodios de inversión térmica. Estas concentraciones varían no solo a lo largo del día, sino también en escalas temporales más amplias, como las semanales, o incluso, mensuales. La evolución temporal de la calidad del aire muestra tendencias a largo plazo, y es destacable la reducción de emisiones provocada por la pandemia de COVID-19, observable también en esta zona. A pesar de la escasa concentración de población, la disminución en el tráfico y otras actividades durante la pandemia tuvo un impacto perceptible en la reducción de contaminantes atmosféricos en Campoo.

Por tanto, las inversiones térmicas en el valle de Campoo son un fenómeno meteorológico relevante para la evaluación de la calidad del aire a escala local. Su estudio y comprensión son esenciales para la gestión ambiental y la formulación de políticas que mitiguen los efectos negativos de la contaminación del aire.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a la Agencia de Meteorología (AEMET), a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y al Centro de Investigación sobre el Medioambiente (CIMA) por la cesión de los datos. Los gráficos han sido realizados con el programa de R Openair (Carslaw & Ropkins, 2012).

Referencias

Alonso, L., Gangoiti, G., Navazo, M., Millán, M. M., & Mantilla, E. (2000). Transport of tropospheric ozone over the Bay of Biscay and the eastern Cantabrian coast of Spain. *Journal of Applied Meteorology*, *39*(4), 475-486. https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0475:TOTOOT>2.0.CO;2

Barry, R. (2008). *Mountain weather and climate* (3rd ed.). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511754753

Beard, J., Beck, C., Graham, R., Packham, S., Traphagan, M., Giles, R., & Morgan, J. (2012). Winter temperature inversions and emergency department visits for asthma in Salt Lake County, Utah, 2003–2008. *Environmental Health Perspectives*, 120, 1385-1390. https://doi.org/10.1289/ehp.1104349

Bello Fuentes, V. (2008). Las inversiones térmicas en el valle bajo del Henares. *Serie Geográfica - Profesora María de los Ángeles Díaz Muñoz, In Memoriam*, 14, 47–60. https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/2069/04-inversiones.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Briz-Redón, Á., Belenguer-Sapiña, C., & Serrano-Aroca, Á. (2021). Changes in air pollution during COVID-19 lockdown in Spain: A multi-city study. *Journal of Environmental Sciences*, 101, 16-26. http://doi.org/10.1016/j.jes.2020.07.029

Chachere, C. N., & Pu, Z. (2016). Connections between cold air pools and mountain valley fog events in Salt Lake City. *Pure and Applied Geophysics*, 173, 3187-3196. https://doi.org/10.1007/s00024-016-1316-x

Chemel, C., Arduini, G., Staquet, C., Largeron, Y., Legain, D., Tzanos, D., & Paci, A. (2016). Valley heat deficit as a bulk measure of wintertime particulate air pollution in the Arve River Valley. *Atmospheric Environment*, 128, 208–215. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.058

Colgan, S., Sun, X., & Holmes, H. (2021). A novel meteorological method to classify wintertime cold-air pool events. *Atmospheric Environment*, 261, 118594. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118594

Diéguez, J. J., Calatayud, V., & Mantilla, E. (2014). *Informe Final, Memoria Técnica Proyecto CONOZE, CONtaminación por OZono en España*. CEAM, Fundación Biodiversidad. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/Informe_t%C3%A9cnico_CONOZE-1-_tcm30-187899.pdf

Diéguez, J. J., Millán, M., Padilla, L., & Palau, J. L. (2009). *Estudio y evaluación de la contaminación atmosférica por ozono troposférico en España*. CEAM. Fundación Biodiversidad. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/8_A_Informe%20final%20ozono-ceam%20Julio%202009_tcm30-188048.pdf

Diémoz, H., Barnaba, F., Magri, T., Pession, G., Dionisi, D., Pittavino, S., Tombolato, I. K. F., Campanelli, M., Ceca, L. S. D., & Hervo, M. (2019). Transport of Po Valley aerosol pollution to the northwestern Alps—Part 1: Phenomenology. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19, 3065-3095. https://doi.org/10.5194/acp-19-3065-2019

Duchi, R., Cristofanelli, P., Landi, T., Arduini, I., Bonafe, U., Bourcier, L., Busetto, M., Calzolari, F., Marinoni, A., Putero, D., & Bonasoni, D. (2016). Long-term (2002–2012) investigation of Saharan dust transport events at Mt. Cimone GAW global station, Italy (2165 m a.s.l.). *Elementa: Science of the Anthropocene*, 4, 000085. https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000085

Espín Sánchez, D., Ruiz Álvarez, V., Martí Talavera, J., & García Marín, R. (2018). Estudio preliminar de las inversiones térmicas en el sureste de la Península Ibérica: El caso de los campos de Hernán Perea. *Pirineos*, 173, e036. https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173003

Espín Sánchez, D., Olcina Cantos, J., & Conesa García, C. (2022). Satellite thermographies as an essential tool for the identification of cold air pools: An example from SE Spain. *European Journal of Remote Sensing*, *55*(1), 586–603. https://doi.org/10.1080/22797254.2022.2133744

Fernández García, F., & Galán Gallego, E. (1983). Características térmicas del Valle del Tiétar. In Asociación Española de Geografía (Eds.), *Ponencias y comunicaciones: Coloquio de Geografía, VII* (Vol. 1, pp. 99-108). Pamplona, España. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1227444

Fontserè, E. (1937). L'anomalía térmica de la Plana de Vic. *Memorias del SMC (Servei Meteorológic de Catalunya)*, *1*(1), 40. https://www.divulgameteo.es/uploads/Anomal%C3%ADa-t%C3%A9rmica-Plana-Vic.pdf

Gangoiti, G., Albizuri, A., Alonso, L., Navazo, M., Matabuena, M., Valdenebro, V., García, J. A., & Millán, M. M. (2006). Sub-continental transport mechanisms and pathways during two ozone episodes in northern Spain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 1469-1484. https://doi.org/10.5194/acp-6-1469-2006

Gangoiti, G., Millán, M. M., Salvador, R., & Mantilla, E. (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. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00440-X

García-Abad Alonso, J. J., & Carmona Elizalde, V. (1997). Estudio geográfico de las temperaturas en la Alcarria Suroriental (II): Análisis microclimático y cartografía en 1992. *Cuadernos geográficos de la Universidad de Granada*, 27, 171-196. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=53245

García Codron, J. C., & Bermejo Zubelzu, O. (1988). Consecuencias climáticas de la creación de un embalse: estadísticas y percepción. *Ería*, 16, 125-130. https://doi.org/10.17811/er.0.1988.125-130

Glojek, K., Močnik, G., Dawn, H., Alas, C., Cuesta-Mosquera, A., Drinovec, L., Gregorič, A., Ogrin, M., Weinhold, K., Ježek, I., Müller, T., Rigler, M., Remskar, M., Pinxteren, D., Herrmann, H., Ristorini, M., Merkel, M., Markelj, M., & Wiedensohler, A. (2022). The impact of temperature inversions on black carbon and particle mass concentrations in a mountainous area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22, 5577-5601. http://doi.org/10.5194/acp-22-5577-2022

Gramsch, E., Cáceres, D., Oyola, P., Reyes, F., Vásquez, Y., Rubio, M. A., & Sánchez, G. (2014). Influence of surface and subsidence thermal inversion on $PM_{2.5}$ and black carbon concentration. *Atmospheric Environment*, 98, 290–298. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.066

Green, M., Chow, J., Watson, J., Dick, K., & Inouye, D. (2015). Effects of snow cover and atmospheric stability on winter $PM_{2.5}$ concentrations in Western U.S. valleys. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 54, 1191-1201. https://doi.org/10.1175/JAMC-D-14-0191.1

Greilinger, M., & Kasper-Giebl, A. (2021). Saharan dust records and its impact in the European Alps. *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science*. https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.827

Instituto Cántabro de Estadística (ICANE). (2024). Fichas municipales. https://www.icane.es/c/document_library/get_file?uuid=fbdc7390-fb07-4429-9190-9aff7b57aee4&groupId=10138

Ivey, C. E., Balachandran, S., Colgan, S., Hu, Y., & Holmes, H. A. (2019). Investigating fine particulate matter sources in Salt Lake City during persistent cold air pool events. *Atmospheric Environment*, 213, 568–578. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.06.042

Jiménez, M. A., Ruiz, A., & Cuxart, J. (2015). Estimation of cold pool areas and chilling hours through satellite-derived surface temperatures. *Agricultural and Forest Meteorology*, 207, 58–68. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.03.017

Largeron, Y., & Staquet, C. (2016). Persistent inversion dynamics and wintertime PM_{10} air pollution in Alpine valleys. *Atmospheric Environment*, 135, 92-108. http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.045

López Gómez, A. (1975). Inversión de temperatura entre Madrid y la Sierra de Guadarrama con advección cálida superior. *Estudios Geográficos*, *36*(138-139), 567-604. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2754791

Lundquist, J. D., Pepin, N., & Rochford, C. (2008). Automated algorithm for mapping regions of cold-air pooling in complex terrain. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113, D22107. https://doi.org/10.1029/2008JD009879

Martínez Villagrasa, D., Conangla Triviño, L., Simó, G., Jiménez Cortés, M. A., Tabarelli, D., Miró Cubells, J. R., Miró, J., Peña, J., Pepin, N., Sairouni, A., & Montserrat, A. (2018). Key features of cold-air pool episodes in the northeast of the Iberian Peninsula (Cerdanya, eastern Pyrenees). *International Journal of Climatology*, 38, 1105–1115. https://doi.org/10.1002/joc.5236

Martínez, D., Cuxart, J., & Cunillera, J. (2008). Conditioned climatology for stably stratified nights in the Lleida area. *Tethys,* 5, 13-24. https://doi.org/10.3369/tethys.2008.5.02

Massagué, J., Escudero, M., Alastuey, A., Mantilla, E., Monfort, E., Gangoiti, G., García-Pando, C. P., & Querol, X. (2023). Spatiotemporal variations of tropospheric ozone in Spain (2008-2019). *Environmental International*, 176, 107961. https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107961

Millán, M. M. (2014). Extreme hydrometeorological events and climate change predictions in Europe. *Journal of Hydrology*, 518B, 206–224. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.041

Millán, M. M., Mantilla, E., Salvador, R., Carratalá, A., Sanz, M. J., Alonso, L., Gangoiti, G., & Navazo, M. (2000). Ozone cycles in the Western Mediterranean Basin: Interpretation of monitoring data in complex coastal terrain. *Journal of Applied Meteorology*, *39*(3), 487-508. https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2

Millán, M. M., Salvador, R., Mantilla, E., & Kallos, G. (1997). Photooxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: Results from European research projects*. Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *102*(D8), 8811–8823. https://doi.org/10.1029/96JD03610

Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática. (2023). Real Decreto 34/2023, de 24 de enero, por el que se modifican el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire; el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación, aprobado mediante el Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre; y el Real Decreto 208/2022, de 22 de marzo, sobre las garantías financieras en materia de residuos. *Boletín Oficial del Estado*, (21), 10326-10348. https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/24/34

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2024). *Histórico de informes de episodios naturales.* https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/evaluacion-datos/fuentes-naturales/anuales.html

Miró, J. R., Peña, J. C., Pepin, N., Sairouni, A., & Aran, M. (2018). Key features of cold-air pool episodes in the northeast of the Iberian Peninsula (Cerdanya, eastern Pyrenees). *International Journal of Climatology*, 38, 1105-1115. https://doi.org/10.1002/joc.5236

Mullen, C., Grineski, S., Collins, T., Xing, W., Whitaker, R., Sayahi, T., Becnel, T., Goffin, P., Gaillardon, P. E., Meyer, M., & Kelly, K. (2020). Patterns of distributive environmental inequity under different $PM_{2.5}$ air pollution scenarios for Salt Lake County public schools. *Environmental Research*, 186, 109543. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109543

Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN). (2022). *Visitantes en la red de parques nacionales. OAPN.* https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/gestion/Visitantes-PPNN-2022.pdf

Organización Mundial de la Salud. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. Organización Mundial de la Salud. https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228

Pope, C. A. (1991). Respiratory hospital admissions associated with PM_{10} pollution in Utah, Salt Lake, and Cache valleys. *Archives of Environmental Health*, 46, 90-97. https://doi.org/10.1080/00039896.1991.9937434

Pu, Z., Pardyjak, E., Hoch, S., Gultepe, I., Hallar, A., Perelet, A., Beal, R., Carrillo-Cardenas, G., Li, X., Garcia, M., Oncley, S., Brown, W., Anderson, J., & Witte, J. (2023). Cold fog amongst complex terrain. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 104, E2030-E. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-22-0030.1

Querol, X., Alastuey, A., Viana, M. M., Rodríguez, S., Artíñano, B., Salvador, P., Santos, S., Patier, R., Ruiz, C. R., de la Rosa, J., Verdona, A., Menendez, M., & Ibarguchi, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in Spain. *Journal of Aerosol Science*, 35, 1151-1172. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2004.04.002

Querol, X., Massagué, J., Alastuey, A., Moreno, T., Gangoiti, G., Mantilla, E., Duéguez, J. J., Escudero, M., Monfort, E., Pérez García-Pando, C., Petetin, H., Jorba, O., Vázquez, V., de la Rosa, J., Campos, A., Muñóz, M., Monge, S., Hervás, M., Javato, R., & Cornide, M. J. (2021). Lessons from the COVID-19 air pollution decrease in Spain: Now what? *Science of the Total Environment*, 779, 146380. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146380

Ruiz Urrestarazu, E., & Galdos Urrutia, R. (2008). *Geografía del País Vasco*. Nerea.

Seibert, P., Beyrich, F., Gryning, S. E., Joffre, S., Rasmussen, A., & Tercier, P. (2000). Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height. *Atmospheric Environment*, *34*(7), 1001-1027. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00349-0

Seibert, P., Kromp-Kolb, H., Kasper, A., Kalina, M., Puxbaum, H., Jost, D. T., Schwikowski, M., & Baltensperger, U. (1998). Transport of polluted boundary layer air from the Po Valley to high-Alpine sites. *Atmospheric Environment*, 32, 4075-4085. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00174-X

Silcox, G., Kelly, K., Crosman, E., Whiteman, C., & Allen, B. (2012). Wintertime $PM_{2.5}$ concentrations during persistent, multi-day cold-air pools in a mountain valley. *Atmospheric Environment*, 46, 17-24. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.041

Silva, P., Vawdrey, E., Corbett, M., & Erupe, M. (2007). Fine particle concentrations and composition during wintertime inversions in Logan, Utah, USA. *Atmospheric Environment*, 41, 5410-5422. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.016

Solís, R., Toro, R., Gómez, L., Vélez-Pereira, A., López, M., Fleming, Z., Fierro, N., & Leiva-Guzmán, M. (2022). Long-term airborne particle pollution assessment in the city of Coyhaique, Patagonia, Chile. *Urban Climate*, 43, 101144. http://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101144

Stull, R. B. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology*. Springer Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3027-8

Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., & Via, M., Minguillón, M. C. (2020). Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of the Total Environment*, 726. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540

Unión Europea. (2008). Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. *Diario Oficial de la Unión Europea,* L 152, 1-44. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0050

Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Gangoiti, G., & Menéndez, M. (2003). PM levels in the Basque Country (Northern Spain): Analysis of a 5-year data record and interpretation of seasonal variations. *Atmospheric Environment*, 37, 2879-2891. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00292-9

Whiteman, C. (1982). Breakup of temperature inversions in deep mountain valleys: part I. Observations. *Journal of Applied Meteorology,* 21, 270-289. https://doi.org/10.1175/1520-0450(1982)021<0270:BOTIID>2.0.CO;2

Whiteman, C. (2000). *Mountain meteorology: Fundamentals and applications*. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/oso/9780195132717.001.0001

Whiteman, C., Hoch, S., Horel, J., & Charland, A. (2014). Relationship between particulate air pollution and meteorological variables in Utah's Salt Lake Valley. *Atmospheric Environment*, 94, 742-753. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.012

Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics Bulletin, 1*(6), 80-83. https://doi.org/10.2307/3001968

Wirth, E., Betancourt-Odio, M. A., Cabeza-García, M., & Zapatero-González, A. (2022). Footprints of COVID-19 on pollution in southern Spain. *Atmosphere*, 13, 1928. https://doi.org/10.3390/atmos13111928

Wotawa, G., Kröger, H., & Stohl, A. (2000). Transport of ozone towards the Alps—Results from trajectory analyses and photochemical model studies. *Atmospheric Environment*, 34, 1367-1377. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00363-5

Yarnal, B. (1994). *Synoptic climatology in environmental analysis: A primer*. Belhaven Press. https://doi.org/10.1002/joc.3370140116