

Áreas fuente de polvo desértico e impacto en la mortalidad en Ahvaz, SW de Irán

Adolfo Gonzalez Romero

Tutores

Xavier Querol Carceller (IDAEA-CSIC)

Joan Manuel Vilaplana Fernández (UB)

Master de Recursos Minerales y Riesgos Geológicos

Especialidad: Riesgos Geológicos

Junio 2019



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

UAB
Universitat Autònoma
de Barcelona

idæ^a



Abstract

The city of Ahvaz is located in the SW of Iran and is considered one of the most polluted cities in the world by the World Health Organization. One of the causes is desert dust. The city is affected by desert dust from hot spot areas, such as Sahara, Sahel, the basins of Al-Batin, Al-Sahba, Al-Rimah, Tigris and Euphrates basins. The effect of atmospheric particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) on health has been studied in multiple articles throughout Europe, Asia and North America, but in Middle East and Africa are scarce. Accordingly, we aim at evaluating this effect in the city of Ahvaz.

Data provided by the Department of Environmental and Occupational Hazards Control Research Center shows that the average levels of PM₁₀ and PM_{2.5} reach 127 and 48 µg/m³ (2015-2018) and 96 and 94 % of the days exceed 50 and 25 µg/m³ for PM₁₀ and PM_{2.5}.

After calculating the daily air mass back-trajectories reaching Ahvaz in the study period, and applying a cluster analysis, we were able to identify six dominant air mass transport trajectories (cluster) and the most common originates on the border between Syria and Iraq, followed by Saudi Arabia, Eastern Europe, Egypt, Algeria and Atlantic. The averaged levels of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁₀-PM_{2.5} (coarse fraction) for each cluster are very similar, which indicates that the major contribution of PM to the city is due to the closest source areas (independently of the cluster). The risk of daily mortality increases for each daily increment of 10 µg/m³ PM and is different for every cluster, with an increase from 0.5 to 2% (95% CI) for PM₁₀, and from 0.8 to 2.7% (95% CI) for the coarse fraction, while for PM_{2.5} the effect is not statistically significant. The back-trajectories from Algeria and Egypt, that cross the region of Al-Basra, with high desert dust emissions and high anthropogenic pollution, are those having the greatest impact on mortality risk.

Resum

La ciutat d'Ahvaz es situa al SW d'Irán i es catalogada com una de les ciutats més contaminades del planeta per la Organització Mundial de la Salut. Una de les causes és la pols desèrtica. La ciutat es veu afectada per aquesta, procedent de zones com el Sàhara, Sahel, les conques de Al-Batin, Al-Sahba, Al-Rimah, Tigris i Èufrates. L'efecte de la matèria particulada atmosfèrica (PM₁₀ y PM_{2.5}) a la salut s'ha estudiat en múltiples articles en tota Europa, Asia i Amèrica del Nord, però a l'Orient Mitjà i l'Àfrica son escassos. Per aquest fet, el nostre objectiu es avaluar aquest efecte a la ciutat d'Ahvaz.

Les dades proporcionades per el Department of Environmental and Occupational Hazards Control Research Center mostren que els nivells intermedis de PM₁₀ y PM_{2.5} assoleixen 127 y 48 µg/m³ (2015-2018) y el 96 y 94% dels dies excedeixen 50 y 25 µg/m³ per PM₁₀ y PM_{2.5}.

Després de calcular les retro-trajectòries diàries de masses d'aire que arriben a Ahvaz en el període d'estudi i aplicar un anàlisi de clústers, podem identificar sis retro-trajectòries de transport dominants (clústers) i el més comú s'origina a la frontera entre Síria e Iraq, seguit d'Aràbia Saudí, Europa de l'Est, Egipte, Argèlia i Atlàntic. Els nivells intermedis de PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁₀-PM_{2.5} (fracció grollera) per cada clúster són molt similars, indicant que la major contribució de PM a la ciutat es degut a les àrees font més properes (independentment del clúster). El risc de mortalitat diària augmenta amb cada increment de 10 µg/m³ de PM i es diferent per cada clúster amb un augment de 0.5 a 2% (IC 95%) per PM₁₀ i de 0.8 a 2.7% (IC 95%) per la fracció grollera, mentre que per al PM_{2.5} l'efecte no es estadísticament significatiu. Les retro-trajectòries d'Argèlia i Egipte, que creuen la regió de Al-Basora, amb altes emissions de pols desèrtica i alta contaminació antropogènica, son les que tenen un major impacte en el risc de mortalitat.

Resumen

La ciudad de Ahvaz se encuentra en el SW de Irán y está considerada como una de las ciudades más contaminadas del mundo por la Organización Mundial de la Salud. Una de las causas es el polvo desértico. La ciudad se ve afectada por este, procedente de zonas como el Sahara, el Sahel, las cuencas de Al-Batin, Al-Sahba, Al-Rimah, Tigris y Éufrates. El efecto de la materia particulada atmosférica (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la salud se ha estudiado en múltiples artículos en toda Europa, Asia y América del Norte, pero en Oriente Medio y África son escasos. En consecuencia, nuestro objetivo es evaluar este efecto en la ciudad de Ahvaz.

Los datos proporcionados por el Department of Environmental and Occupational Hazards Control Research Center muestran que los niveles promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ alcanzan 127 y 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2015-2018) y el 96 y 94% de los días exceden 50 y 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} y $PM_{2.5}$.

Después de calcular las retro-trayectorias diarias de masas de aire que llegan a Ahvaz en el período de estudio y aplicar un análisis de clústeres, pudimos identificar seis retro-trayectorias de transporte dominantes (clústeres) y las más comunes se originan en la frontera entre Siria e Irak seguido por Arabia Saudí Europa del Este, Egipto, Argelia y Atlántico. Los niveles promedios de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y $PM_{10}-PM_{2.5}$ (fracción gruesa) para cada clúster son muy similares, lo que indica que la mayor contribución de PM a la ciudad se debe a las áreas fuente más cercanas (independientemente del clúster). El riesgo de mortalidad diaria aumenta con cada incremento diario de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM y es diferente para cada grupo, con un aumento de 0.5 a 2% (IC 95%) para PM_{10} y de 0.8 a 2.7% (IC 95%) para la fracción gruesa, mientras que para $PM_{2.5}$ el efecto no es estadísticamente significativo. Las retro-trayectorias de Argelia y Egipto, que atraviesan la región de Al-Basora, con altas emisiones de polvo del desierto y alta contaminación antropogénica, son las que tienen el mayor impacto en el riesgo de mortalidad.

Índice:

1.	Introducción.....	1
1.1	El material particulado atmosférico y su clasificación.....	1
1.2	Origen del material particulado atmosférico grueso	2
1.3	Áreas fuente de polvo desértico	2
1.4	Tamaño y transporte atmosférico de polvo desértico.....	3
1.5	Concentraciones de polvo desértico en suspensión.....	5
1.6	Composición del polvo desértico	5
1.7	Mezcla con contaminantes antropogénicos.....	6
1.8	Efectos sobre la salud.....	6
2.	Objetivos	6
3.	La zona de estudio.....	7
3.1.	Irán y Ahvaz.....	7
3.2.	Áreas fuente de polvo desérticas cercanas a Ahvaz	9
4.	Metodología.....	10
4.1.	Niveles de PM ₁₀ y PM _{2.5}	10
4.2.	Interpretación del origen diario de las masas de aire	10
4.3.	Datos de mortalidad diaria	11
4.4	Análisis estadístico.....	11
5.	Resultados y discusión	12
5.1	Niveles de PM ₁₀ y PM _{2.5} en Ahvaz.....	12
5.2	Origen de las masas de aire	14
5.3	Relación entre PM y origen de las masas de aire	16
5.4	Efectos del PM sobre la mortalidad diaria.....	17
6.	Conclusiones del trabajo	20
7.	Referencias	21

ANEXO

Tabla A.....	26
Figura A.....	26
Figura B.....	27
Figura C.....	27
Figura D.....	29

1. Introducción

1.1 El material particulado atmosférico y su clasificación

El material particulado atmosférico en suspensión, o PM, se define como las partículas sólidas y/o líquidas en suspensión que entran a formar parte de la atmósfera por causas naturales o antropogénicas. También se les denomina aerosol atmosférico o partículas en suspensión (Mészáros, 1999).

El PM se clasifica en 6 grupos según su tamaño:

- PM_{0.1} o PM ultrafino, con una medida inferior a 0.1 μm .
- PM₁ o PM submicrónico, con un tamaño inferior a 1 μm .
- PM_{2.5}, PM fino o alveolar, con un tamaño inferior a 2.5 μm .
- PM_{2.5-10}, PM grueso o traqueo branquial, con un tamaño entre 2.5 y 10 μm .
- PM₁₀ o PM respirable, con un tamaño inferior a 10 μm .
- TSP o Partículas totales en suspensión, generalmente con un tamaño inferior a 30 μm .

Según el tamaño y el origen se clasifican en 4 modas diferentes (Figura 1):

- **Moda Nucleación:** con un tamaño inferior a 0.02 μm y una vida media en la atmósfera de pocas horas. Su concentración depende de parámetros como la temperatura, la concentración de los gases precursores, la humedad relativa y la radiación solar (Castillo, 2006; Brines et al., 2015). Se generan a partir de gases precursores, aunque las emisiones del tráfico rodado pueden afectar a esta moda (Brines et al., 2015).
- **Moda Aitken:** con un tamaño entre 0.02 μm y 0.1 μm . Se generan por coagulación de partículas de moda de nucleación, condensación y reacciones en fase líquida, aunque las emisiones del tráfico rodado pueden afectar a esta moda (Brines et al., 2015).
- **Moda Acumulación:** con un tamaño entre 0.1 y 1 μm . Se generan por crecimiento de las partículas de la moda Aitken y por reacciones en fase líquida. Estas partículas tienen una vida media larga (días a una semana) en la atmósfera y pueden tener hasta un 90% en compuestos de tipo sulfato y nitrato (Castillo, 2006).
- **Moda mecánica o gruesa:** con un diámetro superior a 1 μm (2.5 μm en calidad del aire) y menor a 10 μm . Se generan a partir de procesos mecánicos como la erosión de la superficie de la Tierra (mineral) o bien por la explosión de las burbujas de la superficie del mar y océanos (aerosol marino) (Castillo, 2006).

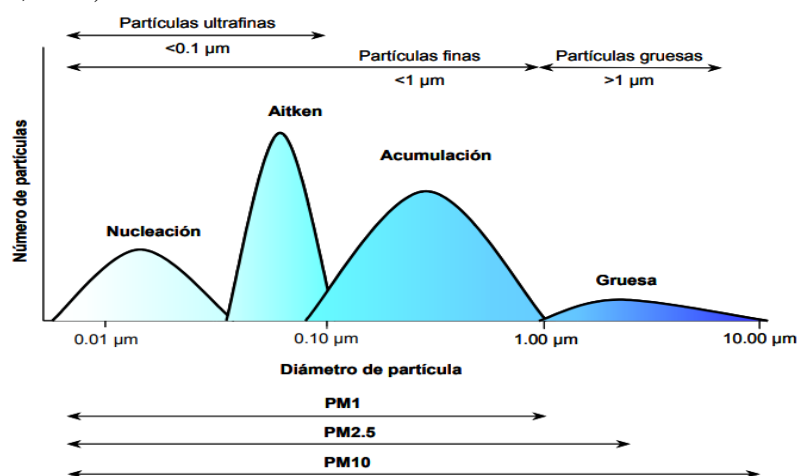


Figura 1. Diagrama del tamaño (diámetro) del PM i el grupo o moda al cual pertenece. También se diferencia entre PM₁, PM_{2.5} i PM₁₀. Fuente: Viana (2003).

1.2 Origen del material particulado atmosférico grueso

A nivel planetario la mayor parte del PM atmosférico proviene de emisiones oceánicas y de regiones áridas, con un aporte de entre 6.3 y 10.1 Giga toneladas/año de sal marina y entre 1.2 y 1.8 Giga toneladas/año de polvo mineral atmosférico inferior a 10 μm o PM_{10} a la troposfera (Guinoux et al., 2012; Kok et al., 2017). Las regiones áridas, debido a la erosión del viento y la ausencia de vegetación, generan polvo que puede ser emitido a la atmosfera. Hay otras regiones que pueden suponer un emisor de polvo a la atmosfera, como depresiones topográficas, lagos secos con sedimentos no consolidados (Gill, 1996), ríos efímeros, ríos, lagos y sabkhas (Dubief, 1977). Otras fuentes de polvo mineral la constituyen los volcanes, algunos de los cuales, en erupciones potentes, como la del Pinatubo de 1991, pueden inyectar polvo mineral hasta la estratosfera (IPCC, 2013).

Los humanos también influimos sobre la cantidad de polvo emitido, ya que la deforestación, desecación de lagos, la agricultura y la expansión de las zonas de pastoreo para el ganado son causas principales de emisión en el último siglo (Gill, 1996; Lee et al., 2012). Bajo determinados escenarios atmosféricos se generan fuertes vientos que al afectar a regiones áridas pueden incorporar el polvo y transportarlo hacia capas altas atmosféricas, luego se transportan a regiones muy distantes. Estas regiones se pueden delimitar satelitalmente mediante el “Aerosol Optical Depth” (AOD), este refleja la absorción de radiación que hay en la atmosfera debido a la concentración de polvo en suspensión entre la superficie terrestre y el límite superior de la atmosfera (Wei et al., 2017).

1.3 Áreas fuente de polvo desértico

Las regiones más activas del planeta en cuanto a emisión de polvo mineral son el Sahara y el Sahel, con entre 790-840 millones de t/año, seguidos por el Gobi y el desierto de Taklamakán en Asia del este, con 140-220 millones de t/año, la región del Oriente Medio, con 13-20 millones de t/año, centro Asiático, este de Australia, Atacama y sud África, con 10-60 millones de t/año, y entre el sud de E.E.U.U y norte de Méjico, con 2-60 millones de t/año (Prospero et al., 2002; Ginoux et al., 2012; Varga, 2012). También existen otras fuentes menores como Islandia, España, Alaska o Turquía. La Figura 2 muestra como existe una franja donde las emisiones de polvo son mayores, situada en el hemisferio norte y va desde el Sahel hasta el desierto del Gobi, a esta franja se le denomina cinturón de polvo.

Las emisiones varían a lo largo del año y cada región puede tener un máximo estacional en diferentes períodos del año dependiendo de sus características climáticas (Figura 2). Durante la primavera y el verano los focos más activos se sitúan en el norte de África, en Oriente Medio, Asia central y Australia son máximos en verano y otoño. En verano las emisiones máximas son también en el norte y sud América, y en el este de Asia en otoño (Prospero et al., 2002; Ginoux et al., 2012).

Las áreas fuente no solo tienen que ser áridas, sino tener una historia geomorfológica concreta. Estas zonas deben haber sido grandes regiones aluviales en el Cuaternario y con un régimen dominado o afectado por el agua (Prospero et al., 2002). Pueden ser grandes cuencas endorreicas, con abanicos aluviales y con sistemas fluviales efímeros que alimentarían estos abanicos. El agua tiene un poder erosivo mecánico mayor que el del aire y solo esta, puede generar el tamaño de partícula necesario para que la partícula se incorpore a la atmosfera. Es importante que en los últimos años tengan un clima árido, o en transición a éste, y que haya cambios topográficos elevados (Prospero et al., 2002), como la cuenca de Taklamakán o Bodelé (Chad).

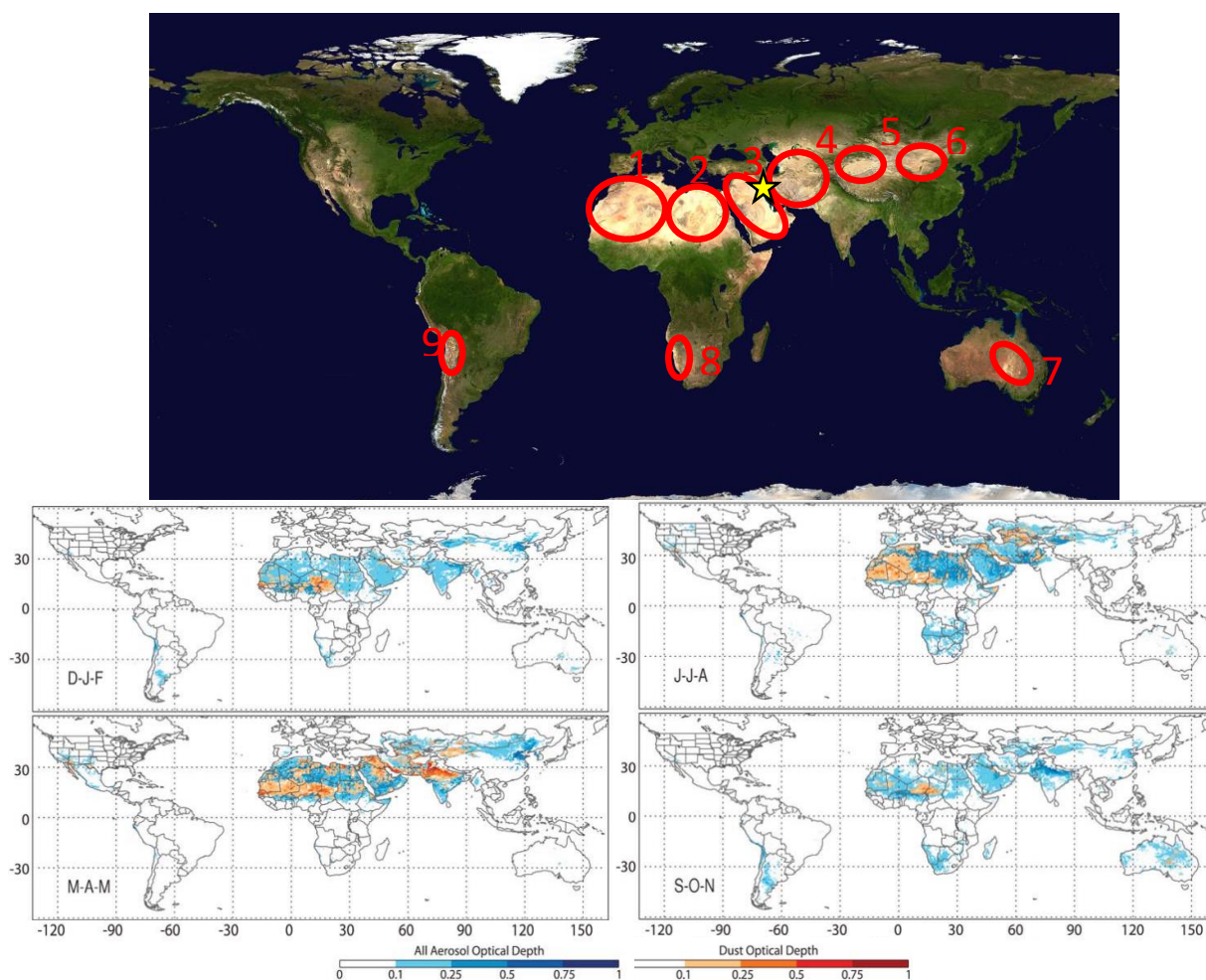


Figura 2. Arriba mapa del mundo con las diferentes áreas fuente de polvo mineral. 1- Sahel, 2- Sahara, 3- Oriente Medio, 4- Asia Central, 5- Taklamakán, 6- Gobi, 7- este de Australia, 8- sud África, 9- Atacama. Abajo el mapa del mundo según la estación del año. Los colores en marrón y rojo nos dan información sobre la AOD y los azules de la absorción total. La estrella amarilla indica la localización aproximada de la ciudad de Ahvaz. Modificado de Ginoux et al. (2012).

1.4 Tamaño y transporte atmosférico de polvo desértico

Kandler et al. (2009) midieron niveles próximos a los $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de TSP, $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} y $1050 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$ en un día en un episodio de polvo desértico en Marruecos. En las zonas más cercanas al área fuente, solo el 3% del TSP estaba compuesto por PM_{10} y menos del 35% de este PM_{10} por $\text{PM}_{2.5}$, mientras que otros días sin episodio de polvo las proporciones de PM_{10} dentro del TSP varían entre 1 y 9% y el $\text{PM}_{2.5}$ del PM_{10} entre 15 y 36%. El tamaño de partícula durante los períodos de polvo desértico puede cambiar significativamente dependiendo de la distancia al área fuente a la que nos encontremos, de forma que en las regiones más cercanas el tamaño es más grueso que en zonas más alejadas. Esto se debe a tres causas, i) las partículas gruesas durante el transporte se segregan y sedimentan, incrementando la proporción de $\text{PM}_{2.5}$. Por eso cerca de las áreas fuentes, la proporción $\text{PM}_{2.5}$ en PM_{10} o en TSP es menor que en zonas alejadas, ii) de forma natural la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ es baja, pero el aporte de PM antropogénico (más fino que el natural) incrementa la concentración de $\text{PM}_{2.5}$, y iii) debido a la carga de la capa de polvo en algunas zonas, esto comprime las capas más bajas de la atmosfera cargadas de contaminantes antropogénicos, incrementando la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ (Pandolfi et al., 2014).

Cuando las condiciones meteorológicas son favorables para episodios de viento intenso, éstos suspenden el polvo mineral de las zonas áridas y semiáridas, el cual puede ser transportado de manera global, a grandes distancias. Durante estos eventos, el polvo puede inyectarse a capas atmosféricas altas o bien quedarse en capas cercanas a la superficie (Dubief et al., 1977). En ambos casos, éste puede ser transportado hasta miles de kilómetros de distancia, aunque normalmente puede llegar más lejos viajando en las capas más altas de la atmosfera. Estas capas atmosféricas con elevada carga de polvo tienen diferentes espesores dependiendo de las regiones del planeta, por ejemplo, en Europa pueden tener entre 0.3 y 7.5 km, con una media de entre 1.5 a 3.4 km de espesor y pueden llegar hasta 10 km de altura (Mona et al., 2006). Cuando el polvo llega a altas capas atmosféricas, éste sigue una trayectoria que suele repetirse de forma cíclica, de manera que los periodos con más actividad de polvo siguen estos patrones o caminos de transporte. El polvo del Sahara i del Sahel dependiendo de la estación del año, suele ser transportado hacia el Caribe, Europa o hacia el este (Oriente Medio). El polvo proveniente del Taklamakán puede llegar hasta U.S.A y Méjico. El de Oriente Medio hacia Asia central y Europa del sud, norte de África hacia el Atlántico y muchos más (Ginoux et al., 2012), como se observa en la Figura 3.

La mayor parte de las partículas de polvo presentan un tiempo de residencia atmosférica bajo, debido a la rápida deposición gravitacional, en cambio, las más finas, pueden transportarse a más larga distancia y tener un tiempo de residencia mayor, como se observa en la Figura 4. Así pues, la mayor parte del PM proveniente del polvo desértico presenta un tamaño de 0.1 y 30 μm .

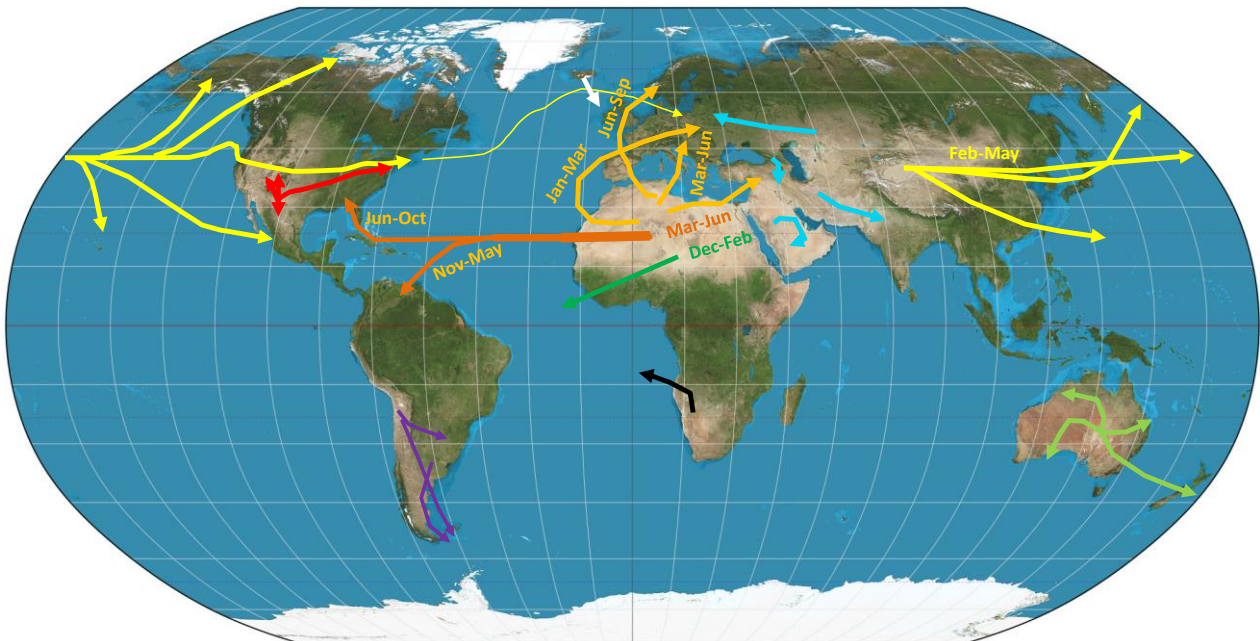


Figura 3. Las mayores rutas de transporte de polvo desértico en el mundo y los meses donde con más predominancia de estas. La estrella amarilla indica la localización aproximada de la ciudad de Ahvaz. Extraído de Querol et al. (2019).

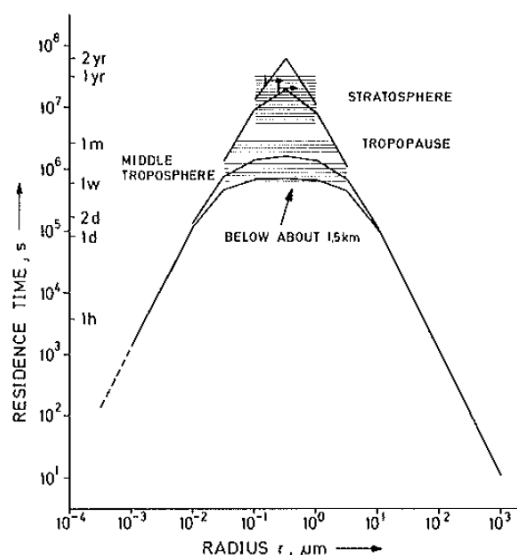


Figura 4. Tiempo de residencia de las partículas en la atmosfera según su tamaño. Extraído de Propsero et al. (1983).

1.5 Concentraciones de polvo desértico en suspensión

El polvo transportado a largas distancias puede afectar la calidad del aire de grandes áreas, tanto emisoras como receptoras. Chiapello et al. (1997) describe este efecto sobre el atlántico debido a las grandes masas de aire con elevada carga de polvo africano en los niveles de partículas totales suspendidas (TSP). Kubilay y Saydam (1995) evidencia el efecto del polvo africano en Europa en los niveles de TSP y Pey et al. (2013) demuestra que una elevada proporción de las superaciones del valor límite diario de PM_{10} normativo en el fondo regional de España y Europa, se deben al impacto de intrusiones de masas de aire africanas. También hay muchos trabajos que evidencian este efecto en la calidad del aire en otras zonas como Asia del este (Mori et al., 2003), Israel (Krasnov et al., 2014) o en Oriente Medio (Engelbrecht et al., 2009). Las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ pueden alcanzar niveles muy altos tanto en las proximidades de las áreas fuente como en zonas lejanas. En un evento de polvo desértico en el pacífico, se puede llegar a $6700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las zonas más próximas al centro de Mongolia, $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Beijing y $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en una isla remota del Japón según Mori et al. (2003). Engelbrecht et al. (2009) documenta valores medios anuales de PM_{10} y $PM_{2.5}$ de entre 72-303 y 35-111 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente en Oriente Medio y con una ratio de 0.21-0.6 de $PM_{2.5}/PM_{10}$.

1.6 Composición del polvo desértico

El polvo desértico en su inmensa mayoría se compone de minerales típicos de la corteza terrestre. Los minerales más comunes son (Tabla A, Anexo 1): cuarzo, arcillas variadas (caolinita, illita, clorita, palygorskita y montmorillonita), carbonatos de Ca, Mg y Fe, óxidos de Fe (goethita, hematites y magnetita) y feldspatos de Na, Ca y K. En proporciones menores también podemos encontrar rutilo y anatasa, halita, yeso, basanita, anhidrita y zircón, entre muchos más (Querol et al., 2019). El contenido en cuarzo según Journet et al. (2014) varían entre 3 y el 5% del total del polvo en suspensión, similarmente los contenidos en óxidos de Fe, entre 2 y 4% en carbonatos, entre 36 y 42% caolinita, 25 y 29% en illita y 10 y 26% en esmectita. Estos valores varían según la región de donde provenga el polvo desértico y son valores referidos a áreas fuente (Journet et al., 2014). Según Engelbrecht et al. (2009) la zona de oriente medio contiene fundamentalmente cuarzo, minerales silicatados varios, carbonatos, óxidos, sulfatos y sales en proporciones variadas. Esta comparada con las muestras de Sahara, China y USA contiene una proporción menor de cuarzo y una mayor proporción de carbonatos de Mg y Ca. Así pues, los óxidos mayoritarios del polvo mineral son SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , MgO , Fe_2O_3 , K_2O , Na_2O , MnO , P_2O_5 y TiO_2 .

1.7 Mezcla con contaminantes antropogénicos

Tras su emisión el polvo desértico puede mezclarse con PM antropogénico, normalmente debido a las siguientes causas: i) en algunas regiones desérticas como en Oriente Medio existen extensas áreas industriales, centrales y centrales térmicas que aportan este PM antropogénico al polvo desértico (Querol et al., 2019), ii) bajo determinados escenarios de transporte atmosféricos, masas de aire con elevada carga de contaminación antrópicas europeas (sobre todo mediterráneas) acceden a las zonas desérticas y depositan sus contaminantes sobre ellas o las mezclan con el polvo emitido (Querol et al., 2019), iii) las masas de aire con PM desértico sobrepasan zonas industriales con altas concentraciones de PM antropogénico y se mezclan (Abdelkader et al., 2015), y iv) cuando una capa de polvo desértico se encuentra sobre Europa, ésta crea una compresión de la capa de mezcla, aumentando la concentración de PM antropogénico local y posibilitando la mezcla de PM desértico con el antropogénico (Pandolfi et al., 2014; Querol et al., 2019).

1.8 Efectos sobre la salud

Los efectos del PM sobre la salud se han demostrado mediante la evidencia de una relación de causa efecto entre la exposición del PM y el agravamiento de algunas enfermedades, o incluso el incremento de la mortalidad prematura (WHO, 2006, 2013, 2014 y 2016a). Dependiendo de su composición química y su tamaño el PM puede producir más o menos efectos nocivos sobre la salud humana. El PM entre 2.5 y 10 μm pueden provocar problemas respiratorios y cardiovasculares (Pérez et al., 2009), entre 0.1 y 2.5 μm penetran hasta los alveolos pulmonares y provocan inflamaciones, y a veces cáncer (Pope et al., 2002), pero parte del PM ultrafino o inferior a 0.1 μm pueden llegar a atravesar las membranas alveolares y acceden al torrente sanguíneo, y así agravar problemas cardiovasculares (Pope et al., 2002; Tobías et al., 2018).

Debido a sus efectos contrastados en la salud humana, la WHO (World Health Organization u Organización Mundial de la Salud) establece ciertos valores límites de PM_{10} de protección de la salud humana se fija en una media anual inferior a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que no debe sobrepasarse mientras que para el $\text{PM}_{2.5}$ se fija en 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2006).

Neophytou et al. (2013), entre otros muestran efectos de la de contaminación en episodios de polvo desértico en el incremento de la mortalidad.

Los estudios existentes en el Medio Oriente al respecto son muy escasos y con una carencia de ellos en el norte de África (Karanasiou et al. 2012).

2. Objetivos

La ciudad de Ahvaz (sudoeste de Irán) registra niveles de PM considerados por la WHO (2016b) como entre los más altos del mundo. Parte las causas de esta elevada contaminación se deben a la alta frecuencia de intensos episodios de tormentas de polvo desértico. En las últimas décadas, la salud pública de la ciudad se ha visto afectada, con una gran cantidad de casos de problemas respiratorios y cardiovasculares en la población (Maleki et al., 2016).

En el presente TFM se pretende evaluar este problema de contaminación y sus efectos en salud en Ahvaz. Para ello se plantean los siguientes objetivos:

- Evaluar la calidad del aire en base a niveles de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ registrados en la ciudad.
- Identificar áreas fuente de polvo desértico que están afectando a la ciudad de Ahvaz usando un análisis de retro-trayectorias mediante clustering.

- Identificar los episodios de polvo desértico y establecer umbrales de concentración de PM₁₀ y/o PM_{2.5} para identificar días afectados por dichos episodios.
- Evaluar el efecto a corto plazo que tienen estos episodios de polvo desértico y sus concentraciones de PM con la mortalidad diaria.

3. La zona de estudio

3.1. Irán y Ahvaz

Irán limita con los Iraq al oeste y con Turkmenistán, Afganistán y Pakistán al este. También limita con Turquía, Azerbaiyán y Armenia en el norte, mientras que en el sud se encuentra el Golfo Pérsico. Al sudoeste de Irán encontramos la pequeña provincia de Juzestán cuya capital es Ahvaz (Figura 5).

Irán está intensamente afectada por el problema de contaminación antrópica y de polvo desértico, registrando niveles de PM que exceden los valores guía de la WHO (Ashrafi et al., 2018). Ahvaz fue catalogada por la WHO (2016b) como la ciudad más contaminada del mundo, con una concentración media anual de PM₁₀ de 249 µg/m³ (Maleki, 2016), más de 10 veces superior a la media de Barcelona (24 µg/m³). Actualmente en Ahvaz viven 1.3 millones de personas en una superficie total de 815 km² según el centro estadístico de Irán (<http://www.amar.org/>).

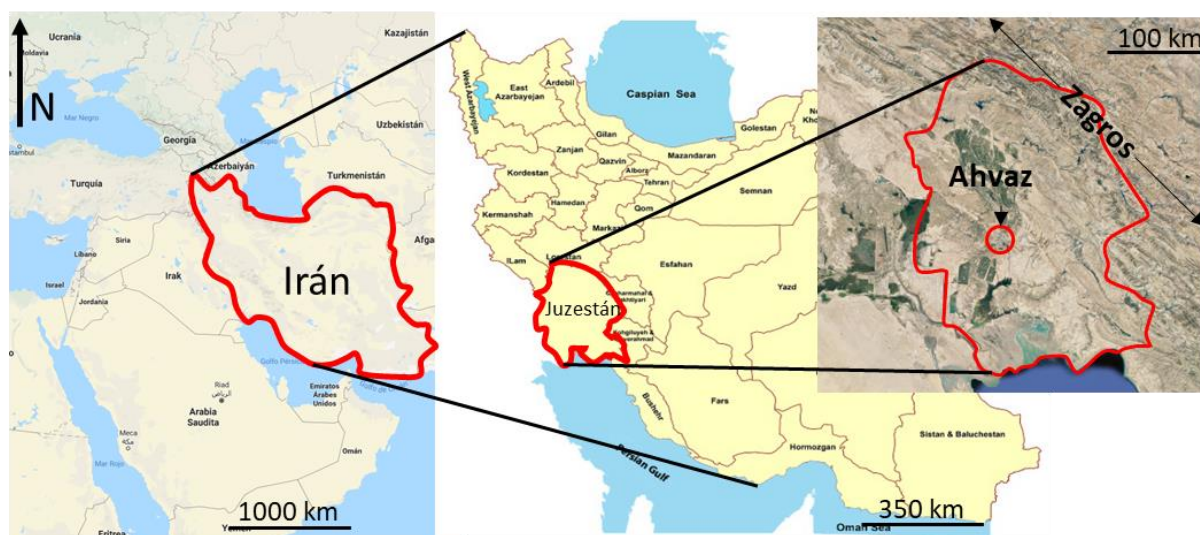


Figura 5. Posición de Irán, la provincia del Juzestán y la ciudad de Ahvaz. Modificado de www.google.maps.

La geología de Irán es muy variada, influenciada por muchas orogenias y por lo tanto con una tectónica compleja. También presenta una actividad volcánica importante y conos recientes que aparentemente se encuentran inactivos. Algunos de estos volcanes son el Damavand (pico más elevado de Irán), Sahand, Sabalan y Taftan. Irán se divide en diversas unidades estructurales, cada una caracterizada por una estratigrafía, actividad magmática, metamorfismo y orogenias distintas (Ghorbani, 2013).

La ciudad de Ahvaz se sitúa en la provincia geológica de la cuenca de foredeep de Mesopotamia, que limita con la provincia del cinturón de pliegues de los Zagros al sudoeste de Irán. Esta zona se emplaza también en Iraq y solo está presente en el extremo sudoeste de Irán. Tiene abundantes pozos petrolíferos y en superficie manifiesta varios tipos de rocas cuaternarias, algunas de ellas formadas en medio sabkha (Figura 6).

El mayoritario aporte de PM en la ciudad de Ahvaz se debe a PM crustal de los desiertos, pero existen otros aportes como el aerosol marino, polvo de rodamiento de los coches, metalurgia, petroquímica, aerosoles secundarios y los motores de combustión (Sowlat et al., 2012). Najafi et al. (2014) analiza el PM de la zona y encuentra como minerales mayoritarios calcita y cuarzo, y en menores proporciones, yeso, halita, dolomita, moscovita, albita y clinocloro. También encontró niveles altos de metales pesados (Fe, Zn, Cr, Ni, Pb, Cu, Co, Cd) atribuidos a contaminación atmosférica. Broomandi et al. (2017) evidencia enriquecimientos en el PM de Hg, Br, Cl, Mo, S y Zn debido a contaminantes antropogénicos, los cuales provenían de los restos de la guerra entre Iraq e Irán cerca de Al-Basora y las áreas adyacentes, indicando que el PM originado en estas zonas puede contener altos niveles de polvo contaminado.

En la zona de Oriente Medio los episodios de polvo desértico se les denomina ‘Middle Eastern Dust storm’ o MED (Shahsavani et al., 2012). En la ciudad de Ahvaz los MED pueden llegar a alcanzar concentraciones diarias de TSP de hasta 7000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y de 5500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} durante MED ocurridos en 2010 (Shahsavani et al., 2017). Mientras que las concentraciones medias de PM_{10} des del año 2009 al 2014 fue de 249 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (Maleki et al., 2016). Para la ciudad de Ahvaz se establece que un día con episodio MED tiene que sobrepasar concentraciones de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (Maleki et al., 2016; Shahsavani et al., 2017).

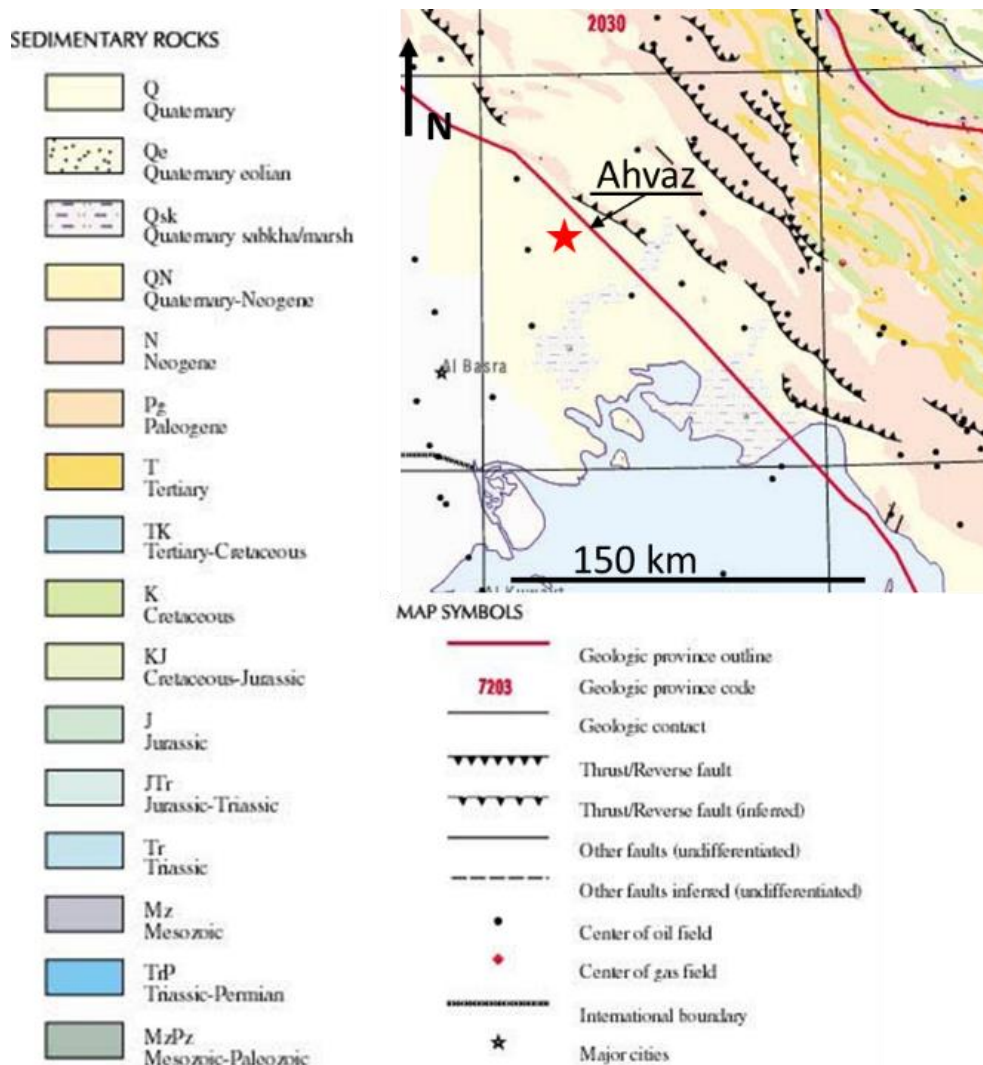


Figura 6. Mapa geológico de la zona de Ahvaz (oeste de Irán). La estrella roja indica la posición aproximada de la ciudad de Ahvaz. Modificado de: <https://www.sciencebase.gov/catalog/item/4f4e4a38e4b07f02db61cb5c> del United States Geological Survey.

3.2. Áreas fuente de polvo desérticas cercanas a Ahvaz

La ciudad de Ahvaz se encuentra rodeado por áreas fuente de polvo desértico desde el noroeste hasta el sudeste pasando por el sudoeste, en cambio, en las zonas norte, noroeste y este, se encuentran la cadena montañosa del Zagros, con una orientación NW-SE y que debido a sus cumbres de más 4000 m de altura actúa como barrera para las masas de aire. Según Ginoux et al. (2012), las zonas que actúan como área fuente de polvo desértico en Ahvaz son básicamente 3 (Figura 7), de las cuales la primera es la más grande y también más conocida, el desierto del Sahara y del Sahel.

- i) La primera región es en el Sahara y el Sahel (Figura 7) situadas en el norte de África como los países de Marruecos, Egipto, Mauritania, Argelia, etc. Las áreas fuente del desierto del Sahel son causadas por el uso del suelo y también de origen hidrológico (lagos que se secan durante parte del año, como el Faguibine en Mali, en el Sahara, en cambio, otros son cauces de ríos y lagos, secos durante parte del año. También se encuentra mezcla con PM antropogénico, aunque en bajas proporciones.
- ii) La segunda zona (Figura 7) comprende las tierras entre el Éufrates y el Tigris, correspondientes a países como Iraq, Siria y Jordania. Ésta además se corresponde con ambientes de sabkha, de edad cuaternaria, muy susceptibles a generar plumas de polvo desértico y también se corresponden a lagos secos. En la frontera entre Iraq e Irán, la mayor parte es PM antropogénico. En la zona fronteriza entre Iraq y Arabia Saudí se encuentra un área fuente de polvo mayoritariamente antropogénico (Ginoux et al., 2012; Moridnejad et al., 2015).
- iii) Otra zona se sitúa entre Arabia Saudita, Qatar, Emiratos Árabes Unidos, Yemen, Omán y Kuwait debido a cauces secos de los ríos Al-Batin, Al-Rimah y Al-Sahba. Estas áreas fuente de polvo se componen por una mezcla de polvo antropogénico, natural e hidrológico (Ginoux et al., 2012).

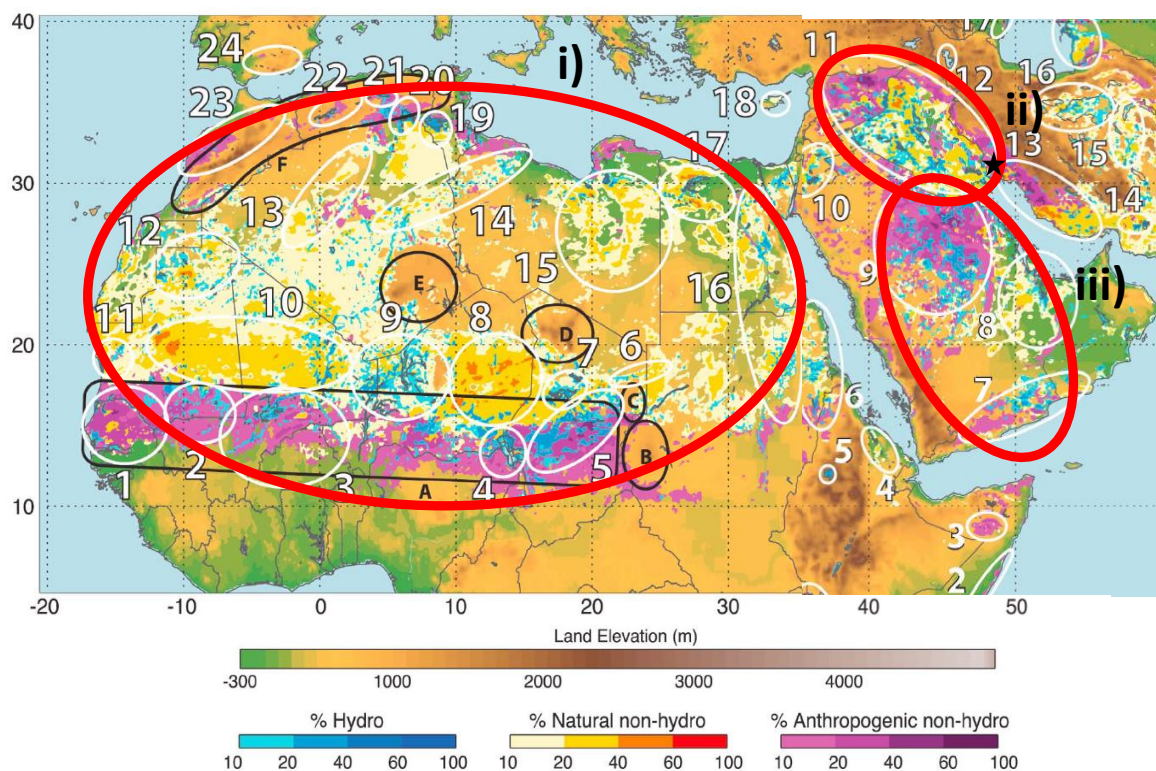


Figura 7. Localización de las áreas fuente de polvo que afectan a la zona de Ahvaz. Las tres zonas con un círculo rojo, i), ii) y iii) indican las tres áreas que más contribuyen al polvo en Ahvaz. Con la estrella negra la ubicación aproximada de la ciudad de Ahvaz. Extraído de Ginoux et al., 2012.

4. Metodología

En este trabajo se recopilan datos de calidad del aire referentes a niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$ de la ciudad de Ahvaz, se revisan las áreas fuentes de polvo desértico mineral que puedan aportar elevados niveles de PM_x durante los MED en Ahvaz, se realizan el cálculo diario retro-trayectorias para cada día analizado, se evalúa la calidad del aire y se compara con la de las ciudades Europeas y del mundo, se realiza un estudio de comparación entre escenarios de transporte de masas de aire de zonas diferentes y los niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$, y finalmente se comparan ambos con los niveles de mortalidad diaria. La Figura 8 muestra las tareas y el flujo de trabajo en el presente TFM.

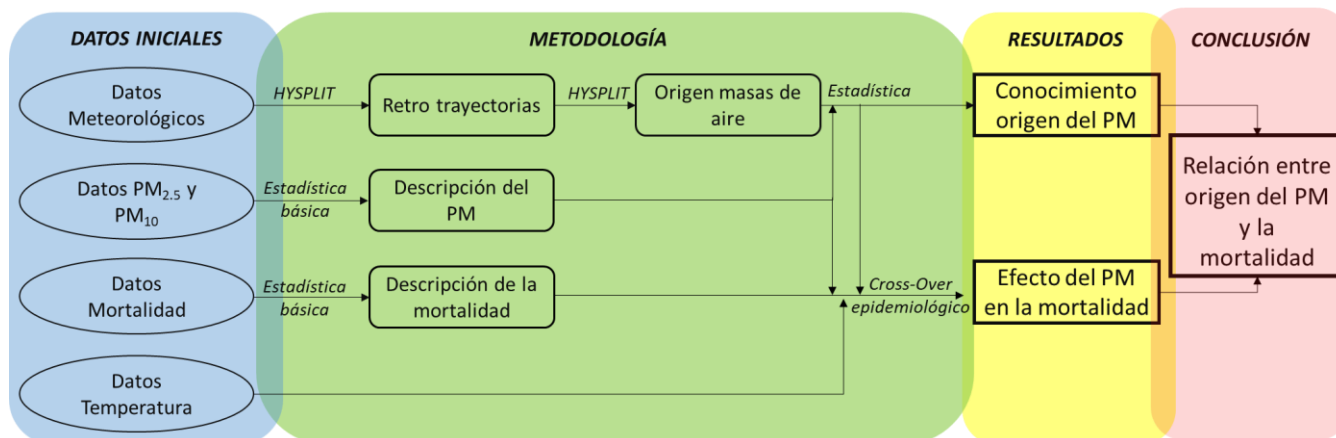


Figura 8. Diagrama de flujo de trabajo seguido para conseguir los objetivos marcados en el apartado anterior.

4.1. Niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$

Los niveles medios diarios (24-hs) de PM_{10} y $PM_{2.5}$ para el periodo comprendido entre el 21 de marzo de 2015 a 21 de marzo de 2018 fueron suministrados por el Prof. Abbas Shahsavani, del Environmental and Occupational Hazards Control Research Center, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, y del Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Science, ambos centros en Tehran, Iran.

Dichos niveles fueron obtenidos por el Department of Environment of Iran, mediante equipos de medida en continuo del tipo Atenuación Beta. Estos equipos miden la atenuación de la radiación beta al pasar por un filtro que ha atrapado PM_{10} o $PM_{2.5}$ durante 15 min. Esta atenuación está calibrada con galgas de filtros con masa conocida, lo cual permite convertir los datos de atenuación en masa, la cual al dividirse por el volumen del filtro muestreado en cada intervalo de muestreo nos da la concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cada equipo está provisto de un cabezal de corte para partículas de 10 o 2.5 μm , lo cual permite determinar la masa de partículas retenidas para cada tamaño (PM_{10} o $PM_{2.5}$, respectivamente). La estación de medida se sitúa en la terraza superior del Health Research Center en Ahvaz. A partir de los valores horarios se calcularon las medias de 24 h para PM_{10} y $PM_{2.5}$, descartando aquellos días con menos de 18 h de valores. La temperatura media diaria fue suministrada por las mismas fuentes, con su origen en los datos de la Organización Mundial de Meteorología.

4.2. Interpretación del origen diario de las masas de aire

Para el análisis del origen de las masas de aire se aplicó el cálculo de retro-trayectorias, con el cual se puede trazar el camino que ha seguido una masa de aire, contaminante o partícula hasta llegar a un punto determinado (Ahvaz en nuestro caso) y durante un período de tiempo atrás. Para ello se utilizan matrices de datos de temperatura, viento y presión para el periodo considerado y una gran parte del

hemisferio donde se ubica el área de estudio. El error de este cálculo al producir una sola retro-trayectoria es elevado, pero al usarlo con una serie temporal lo bastante larga, éste puede reducirse (Brankov et al., 1998). Para ello se ha utilizado el modelo HYbrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPLIT) (Draxler, 1982; Draxler and Hess, 1998) del National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA. Este modelo considera que, si el polvo está homogeneizado en las capas de la atmosfera, este seguirá una trayectoria similar a las capas de la atmosfera (Draxler, 1982). El modelo se alimenta con datos meteorológicos del Global Data Assimilation System (GDAS) de la NOAA. Los datos GDAS tienen una resolución horaria y utiliza una malla con resolución de $1 \times 1^\circ$ sobre la superficie del planeta.

Para el estudio de las masas de aire se han usado los datos del 20 de marzo del 2015 hasta el 20 de marzo del 2018. Se han calculado retro-trayectorias para todos los días a las 12 h UTC y empezando 5 días antes del día (de donde proviene la masa de aire 120 h antes) a 750 m, 1500 m y 2500 m s.n.s. sobre Ahvaz. Se han calculado pues un total de 1110 retro-trayectorias de las que hemos usado un total de 1098. El final de la retro-trayectoria se realiza en las coordenadas: 31.3058N 48.6580E (coordenadas de la ciudad de Ahvaz).

Una vez obtenidas las retro-trayectorias diarias, se ha aplicado un método objetivo para su agrupación y clasificación. Dicho análisis se realizó mediante clustering, el cual permite agrupar las retro-trayectorias en diferentes grupos con origen espacial similar. Para ello se utiliza el modelo HYSPLIT (Draxler, 1982; Draxler and Hess, 1998), el cual permite usar una opción de clustering. Esta opción compara cada retro-trayectoria con la anterior, recalculando la diferencia entre ellas en cada paso y lo repite para todas ellas. El número de grupos se define mediante la desviación total de la raíz cuadrática media.

4.3. Datos de mortalidad diaria

Se recogió el número diario de fallecimientos por causas naturales (Código Internacional de Enfermedades, CIE-10: A00-R99) de la ciudad de Ahvaz, para el período de estudio comprendido del 21 de marzo de 2015 al 21 de septiembre de 2017. Los datos fueron facilitados por el Ministerio de Sanidad de la República Islámica de Irán.

4.4 Análisis estadístico

Se ha evaluado la asociación entre los niveles de PM según el origen de masas de aire y la mortalidad diaria en Ahvaz utilizando un diseño ecológico de series temporales (Bhaskaran et al. 2013), con una regresión de cuasi-Poisson a través de un modelo lineal generalizado tal que:

$Y_t \sim \text{cuasi-Poisson}(\mu_t)$

$$\log(\mu_t) = b_0 + s(t, 8gl/año) + b_1días_t + b_2pm_t + b_3origen_t + b_4pm_t \times origen_t + s(temp_t, 4gl)$$

Donde t es el día de la observación, s es una función suavizada cúbica natural con 8 grados de libertad (gl) por año, para ajustar tendencia y estacionalidad de las series temporales y la variable $días$ se corresponde a los días de la semana, para controlar por las variaciones a corto plazo. La variable pm son las concentraciones diarias de PM, la variable $origen$ identifica el origen de las masas de aire, y $pm10 \times origen$ identifica la interacción entre las concentraciones diarias de PM10 y el origen de las masas de aire, lo que permite estimar los efectos del PM10 según los distintos orígenes de las masas de aire. Finalmente, $temp$ es la temperatura media diaria, que se modelizó con una función suavizada cúbica natural con 4 grados de libertad, ya que el efecto de la temperatura sobre la mortalidad no es lineal (Armstrong 2006).

A partir del modelo descrito previamente, se evalúa el efecto de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y la fracción gruesa ($PM_{10-2.5}$) utilizando modelos de regresión independientes. Asimismo, dado que el efecto del PM sobre la salud no siempre es inmediato, también se evalúan los efectos en el mismo día de la exposición (lag 0) y los efectos retardados hasta una semana posterior a la exposición (lag 6). Los resultados se expresan como el incremento porcentual del riesgo de mortalidad para un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM, este no indica un incremento en la mortalidad, sino, el aumento de la probabilidad de mortalidad que sufre una población debido al aumento de la concentración de PM en el aire y con un intervalo de confianza del 95% o $p < 0.05$, que indica el nivel de significancia estadística del resultado.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa estadístico Stata, versión 15 (StataCorp, CollegeStation, TX, 2017).

5. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos durante este estudio se presentan de forma comparativa con otras ciudades del mundo (con valores publicados de la WHO), con ciudades europeas y con Barcelona, para situar la calidad del aire de la ciudad de Ahvaz en el mundo. Primero se presenta un resumen de los niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en Ahvaz, luego se describe el origen de las masas de aire que afectan a Ahvaz, seguido del análisis de la relación entre el PM y las masas de aire, y finalmente la relación entre el PM, origen de las masas de aire y la mortalidad diaria registrada en la ciudad.

5.1 Niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en Ahvaz

De un total de 1096 días, tenemos disponibilidad de datos de PM_{10} y $PM_{2.5}$ para 1037 y 1019 días, respectivamente. La temperatura mediana es de 31°C .

La mediana de PM_{10} en la ciudad de Ahvaz es de $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 1), muy inferior a la media de $249 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenida por Maleki et al. (2016) para 2009-2014. La mediana de $PM_{2.5}$ alcanza los $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 1) con una ratio $PM_{2.5}/PM_{10}$ de 0.38. En zonas urbanas europeas la ratio alcanza alrededor de 0.6 (Amato et al., 2016). Un bajo ratio está relacionado con una alta proporción de polvo mineral, ya sea antropogénico o natural Mori et al. (2003) en una revisión del tamaño de partícula del polvo desértico concluye que la mediana del diámetro de este oscila entre 3.0 y $7.0 \mu\text{m}$, con el valor más bajo en zonas próximas a las fuentes de emisión. Goudie (2014) y Engelbrecht et al. (2009) en otras revisiones sobre el mismo tema obtuvieron ratios $PM_{2.5}/PM_{10}$ de 0.1 a 0.4. El bajo ratio obtenida en Ahvaz nos indica que los niveles de PM_{10} están altamente influenciados por contribuciones de polvo mineral, ya sea natural o antrópico.

Los máximos registros alcanzaron concentraciones de 2066 y $424 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} y $PM_{2.5}$ respectivamente y mínimos de 18 y $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Mediana, Percentiles (25, 50, 75 y 90), Máximo y Mínimo de las concentraciones diarias de PM_{10} , $PM_{2.5}$, Temperatura y la ratio $PM_{2.5}/PM_{10}$ en la ciudad de Ahvaz, durante el período de estudio.

	PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temp. ($^\circ\text{C}$)	ratio
Mediana	127	48	31	0.38
P ₂₅	94	37	20	0.33
P ₅₀	127	48	31	0.38
P ₇₅	169	64	38	0.44
P ₉₀	232	79	40	0.53
Máximo	2066	424	43	1.00
Mínimo	18	8	6	0.04

En un total de 362 días (el 35%) se rebasó la concentración diaria de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . Como se ha expuesto anteriormente, estos días son considerados oficialmente por Irán como episodios MED. Ello no tiene una sólida base científica, ya que pueden existir días con alto aporte de MED por debajo de dicha concentración, y por el contrario aportes locales pueden hacer superar dicho umbral. Sin embargo, en este trabajo utilizaremos dicho valor para identificar los días MED con contaminación más aguda. Estos episodios se dan predominantemente en verano (30% de los episodios MED), otoño (29%), primavera (24%) y por último en invierno (16%), por lo que los MED son más comunes en verano y otoño que en las demás estaciones del año.

Los valores guía de calidad del aire de la WHO (WHO, 2006) para la protección de la salud recomiendan no sobrepasar los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de media diaria de PM_{10} en más de 3 días/año, mientras que la legislación de la Unión Europea en materia de calidad del aire (Directiva 2008/50/CE) establece como valor límite obligatorio no superar-se más de 35 días/año la citada concentración. Del mismo modo, la WHO (2006) recomienda no sobrepasar la media anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , mientras que la legislación europea fija su valor límite en $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para $\text{PM}_{2.5}$, la diferencia entre los valores guía de la WHO y la norma europea aún es mayor, fijándose en 25 y $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, como media anual, respectivamente.

Las concentraciones de PM_{10} en Ahvaz superan en 3 veces el valor normativo europeo y en más de 6 veces la guía de la WHO. Para el $\text{PM}_{2.5}$, se supera en más de 4 veces para la guía de la WHO y en casi 2 veces el límite europeo. La media diaria de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se supera en Ahvaz, de media, el 96% de los días del año.

Si comparamos Ahvaz con una selección de ciudades del mundo incluidas en la base de datos de WHO (2016b) (Figura 10), ésta se encuentra entre las más contaminadas del mundo. Supera en 6 veces la media de PM_{10} de las capitales europeas como Londres, Ámsterdam o Roma con 22, 23 y $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2016b), respectivamente. En Barcelona la media de PM_{10} es de $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2016b), con lo cual, Ahvaz supera ese valor 6 veces. En el caso de la media anual de $\text{PM}_{2.5}$ Ahvaz se sitúa por debajo de ciudades como Beijing, Kabul o Doha, pero con una media superior a Lima o Teherán (capital de Irán) (WHO, 2016b). Supera casi 3 veces la media anual de ciudades como Roma o París con valores de 17 y $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2016b) respectivamente y en más de 3 veces la media anual de Barcelona ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (WHO, 2016b).

En base a los datos obtenidos podemos decir que Ahvaz presenta niveles de PM_{10} muy elevados, entre los normalmente registrados en ciudades contaminadas, pero casi un 50% inferior a los que se han obtenido en anteriores estudios realizados entre 2001 y 2014 (Maleki et al., 2016 y WHO, 2016b), cuando se encontraba Ahvaz entre las ciudades más contaminadas del mundo. No podemos saber si este descenso se debe a causas meteorológicas (años de menos episodios MED) o a la reducción real de emisiones. El hecho de que los datos de dos estaciones de calidad del aire den niveles de PM_{10} muy parecidos hace pensar que no se debe a un problema instrumental de medida de PM_{10} . Para $\text{PM}_{2.5}$ también se han registrado niveles típicos de ciudades contaminadas, pero en menor grado que para PM_{10} (véase la ubicación relativa hacia concentraciones más bajas en relación con PM_{10} en la Figura 10). Ello nos indica una vez más que la contaminación por PM_{10} está altamente influenciada por polvo mineral, con bajos ratios $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$.

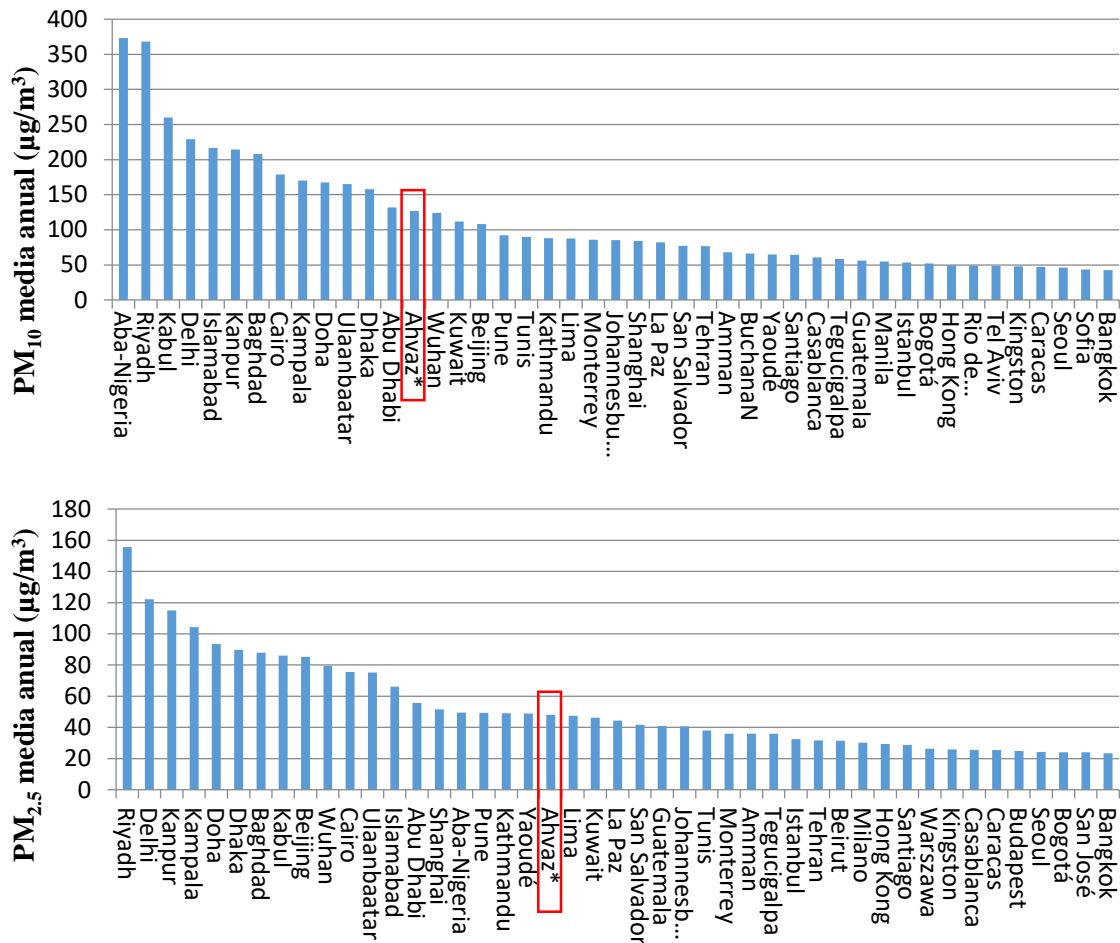


Figura 10. Concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} anuales de diferentes ciudades en el mundo. En rojo la ciudad de Ahvaz. (WHO, 2016b).

5.2 Origen de las masas de aire

Los resultados del análisis de clústeres utilizando el modelo HYSPLIT, tanto para el cálculo de retro-trayectorias, como para el análisis clúster, han permitido clasificar las masas de aire que afectan a Ahvaz en 6 clústeres u orígenes.

- En 172 días (el 16% de los días) la masa de aire tiene origen en el centro de Arabia Saudí (clúster 1 en la Figura 11), que se corresponde con una de las áreas fuente principales de MED descritas por Ginoux et al (2012) (Figura 12). Este transporte de masas de aire continúa en dirección norte, hacia Kuwait, lo cruza y llega a la ciudad de Ahvaz, sin atravesar Iraq.
- Durante 147 días (13%), la masa de aire se origina en la frontera entre Egipto y Libia (Figura 11, clúster 3). Se corresponde con el borde más oriental del desierto del Sahara (Figura 12). La masa de aire cruza Egipto y Arabia Saudí hasta que entra por Iraq (cerca del norte de Basora) y llega a la ciudad de Ahvaz.
- En 123 días (11%) el origen de la masa de aire se sitúa cerca de la costa de Argelia (clúster 5 en la Figura 11), correspondiente al borde noroccidental del desierto del Sahara (Figura 12). La masa de aire sigue la costa sud mediterránea, cruza el delta del Nilo y cerca de Iraq, continúa por el mismo final que la masa de aire de Egipto.

Las siguientes tres masas de aire siguen unos patrones de transporte similares.

- En 423 días (39%) la masa se origina en la frontera entre Iraq y Siria (clúster 4 en la Figura 11), cruza la cuenca del Éufrates y Tigris (Figura 12) hasta llegar a Ahvaz por el norte, correspondiente a un área fuente de MED muy importante descrita por Ginoux et al. (2012).
- Durante 148 días (14%) la masa de aire se inicia en Europa del este, entre Rumanía y Bulgaria (Figura 11, clúster 2), baja hacia el sudeste cruzando Turquía y la cuenca del Tigris y Éufrates (Figura 12), hasta llegar a Ahvaz por el norte.
- La última masa se origina al noreste de Irlanda en 74 días (7%), en el Atlántico (Figura 11, clúster 6), baja por el sud de Alemania y sigue el mismo camino que la masa de aire de Europa del este y entrando en Ahvaz por el norte.

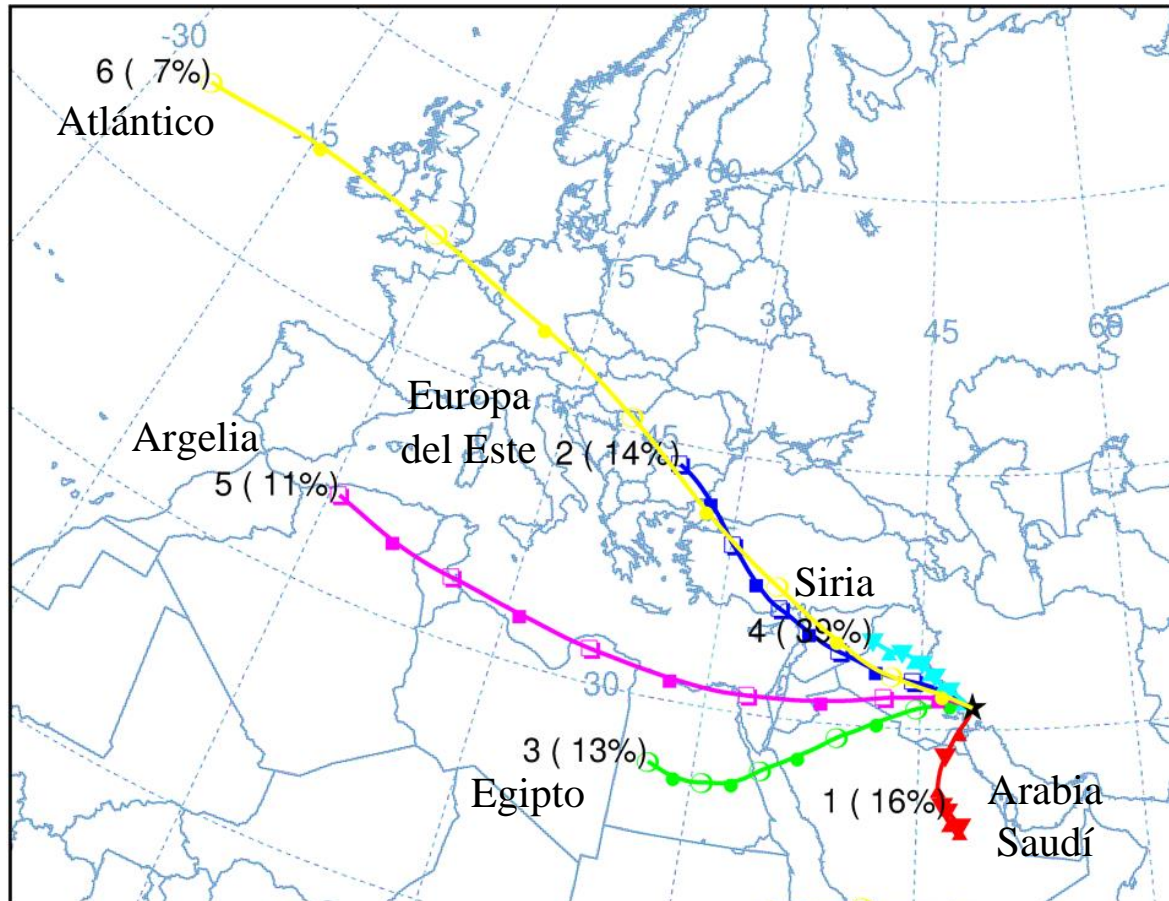


Figura 11. Retro-trayectorias de las diferentes masas de aire con su nº de clúster, nombre y porcentaje de los días con una masa de aire que sigue esa trayectoria respecto del total de días.

Las masas de aire de Argelia, Egipto y Arabia Saudí son las únicas que en su origen pueden traer PM de origen desértico, aunque todas excepto la Atlántica (en el mar no hay una concentración de industria suficiente para generar PM antropogénico), pueden traer PM de origen antropogénico. El resto, como la atlántica, no aporta el polvo mineral desde el origen, sino que lo incorpora a su paso por las áreas desérticas al noroeste, oeste, suroeste y sur de Ahvaz (Figura 12).

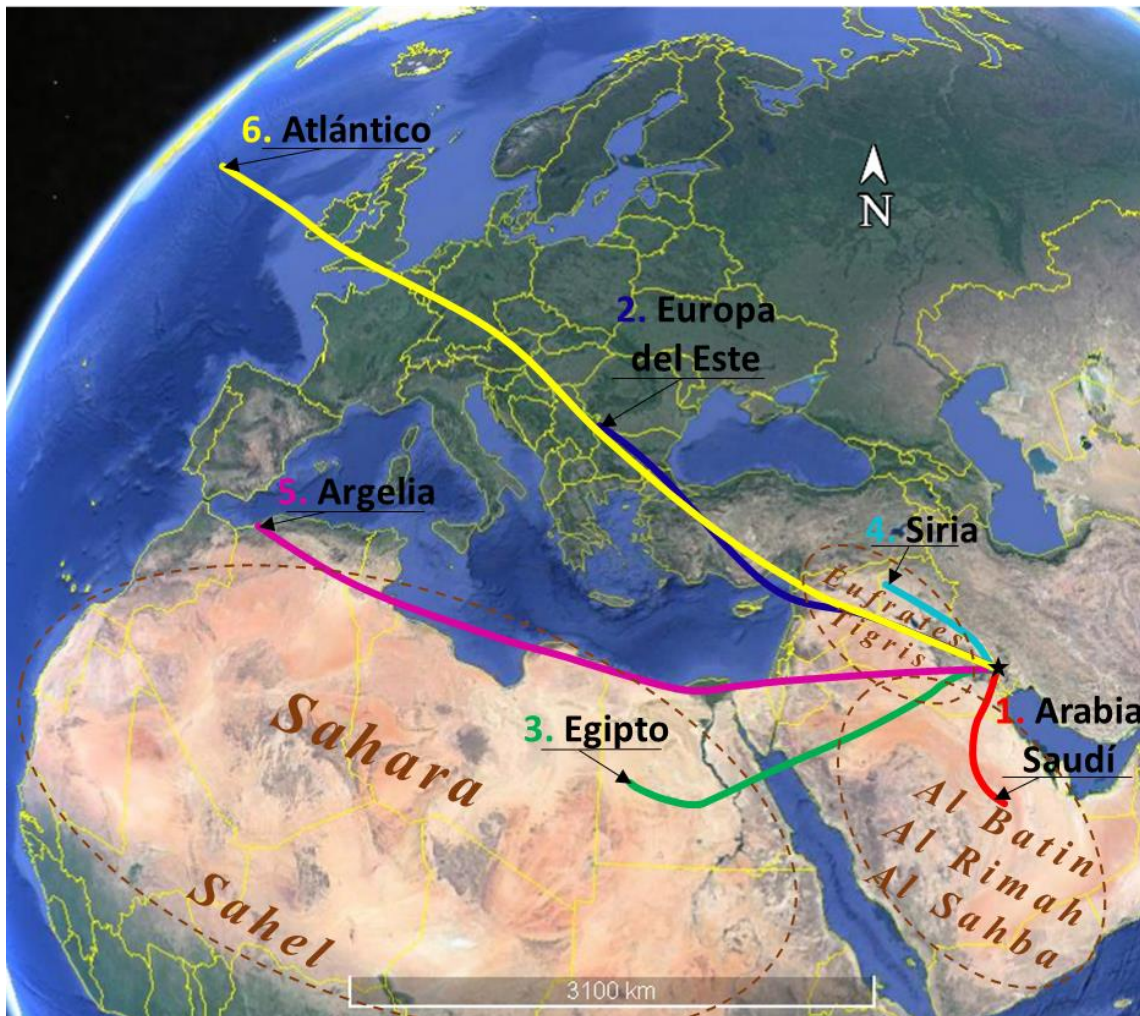


Figura 12. Retro-trayectorias de las masas de aire (mismos colores que en la Figura 11), su origen y nombre y las áreas fuente descritas por Ginoux et al. (2012) que pueden aportar PM a la ciudad de Ahvaz.

5.3 Relación entre PM y origen de las masas de aire

Una vez determinado el origen de la masa de aire que diariamente afecta a Ahvaz, y agrupadas estas en los 6 clústeres diferenciados en la sección anterior, podemos clasificar los días en los diferentes clústeres y con sus medias de PM_{10} y $PM_{2.5}$ calcular las concentraciones medias para cada tipo de transporte de las masas de aire. El origen con una concentración más elevada de PM_{10} es el de Arabia Saudí (clúster 1), con una mediana de más de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} y el que menos son Europa del este (clúster 2) y Atlántico (6) con poco más de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (Figura 13). La tendencia del $PM_{2.5}$ es la misma que la del PM_{10} (Figura 13), con un máximo de $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2.5}$ en la masa de Arabia Saudí y un mínimo en la de Europa del este y Atlántico alrededor de $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La ratio de $PM_{2.5}/PM_{10}$ se encuentra en valores cercanos a 0.3-0.4 cuando se trata de PM_{10} mineral. El mínimo de esta ratio se obtiene para la masa de aire de Argelia, con un valor de 0.35 y. Todas las masas registran ratios alrededor de 0.36, indicando un dominio de polvo mineral en la composición de PM_{10} para todas ellas.

La masa de aire con origen en Arabia Saudí tiene un total de 81 días con más de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , lo que equivale al 51% de los días con ese origen de la masa de aire, seguido de Egipto con un 43% de los días, Argelia (35%), Siria (30%), Atlántico (28%) y Europa del este (27%).

El límite usado para detectar episodios de polvo desértico de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , no es adecuado para la ciudad de Ahvaz. Debido a las concentraciones de polvo que hay, puede haber días con más de 150

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} sin episodio de polvo desértico y de igual forma, días con concentración menor a dicho límite con episodio de polvo desértico. La ratio no nos sirve para discriminar episodios de polvo desértico, debido a que días sin episodio, pueden re-suspender el polvo sedimentado y distorsionar la ratio $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$.

A priori se esperaba obtener mayores diferencias entre las medianas de PM_{10} entre los diferentes orígenes de masas de aire y ratios $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$. La homogeneidad encontrada en ambos parámetros nos indica que la franja de zonas desérticas y sus emisiones de polvo desde Siria, Iraq y Araba Saudí, supone que cualquier transporte de masas de aire que atravesase dicha franja e incorpora elevadísimos niveles de polvo mineral. El transporte de masas de aire del norte es muy poco frecuente, como lo es del sureste, noreste y este, en estos últimos casos debido a que la cordillera de los Zagros apantalla el transporte en superficie de masas de aire procedentes de estos sectores, además de que la circulación de atmosférica de esta parte del hemisferio norte no favorece este transporte. Así pues, el aporte de PM_{10} mayoritario no depende de la zona de origen de la masa de aire, sino de las áreas fuente que cruza cuándo se encuentra cerca de la ciudad de Ahvaz. Así pues, las áreas fuentes mayoritarias de PM_{10} son Al-Batin, Al-Rimah y Al-Sahba, seguidas de la cuenca del Éufrates y el Tigris y por último la zona fronteriza entre Iraq y Arabia Saudí y la zona al norte cercana a Basora (Figuras 7 y 12).

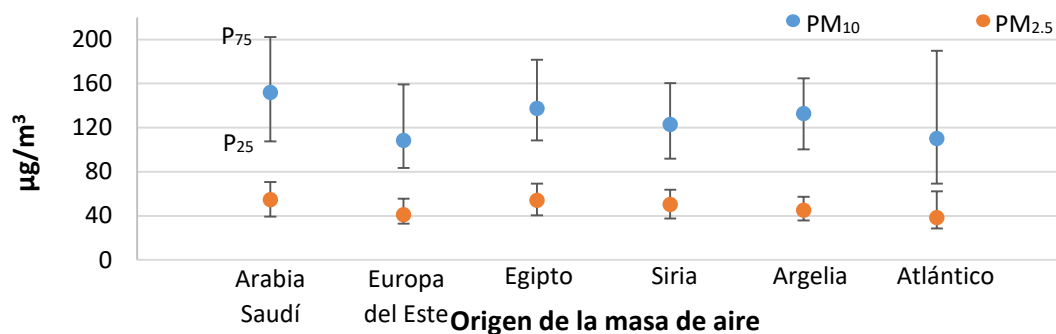


Figura 13. Concentraciones mediana y percentiles 75 y 25 de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ según el origen de la masa de aire. En azul el PM_{10} y en naranja el $\text{PM}_{2.5}$.

5.4 Efectos del PM sobre la mortalidad diaria

Como se ha expuesto en secciones anteriores, el PM_{10} en la ciudad de Ahvaz alcanza concentraciones muy elevadas, de hasta $2066 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diarios; y en un 35% de los días del año superan los $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

Al clasificar los días de acuerdo a los rangos percentiles 0-10, 10-25, 25-50, 50-75, 75-90 y 90-100 en función de la concentración de PM_{10} diaria y calcular las medias de mortalidad de cada rango percentiles muestran un claro incremento de la mortalidad con un -12% (respecto a la mortalidad media diaria del periodo) para los días con PM_{10} más bajo (percentil 0-10), y un incremento progresivo paralelo con el de la concentración de PM_{10} , hasta llegar a incrementar un +45% la mortalidad en el rango de concentraciones más alto (Figura 14). Esta relación tan evidente, raramente se observa en ciudades europeas. Esta relación no está corregida para la temperatura, la cual, puede ser colineal con la mortalidad, al igual que el PM, por eso realizamos un estudio a corto plazo más exhaustivo, incluyendo en las variables la temperatura.

Los resultados del efecto a corto plazo (días) del PM_{10} sobre el riesgo relativo del incremento de la mortalidad (%IR en adelante) en la ciudad de Ahvaz son evidentes (Figura 15). El máximo efecto se da el mismo día de la exposición (lag 0), con un incremento estadísticamente significativo ($p < 0.05$, como indicador de significancia estadística, ver metodología) en el riesgo de mortalidad (%IR) del

0.8% para un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (intervalo de confianza del 95% (IC95%) = [0.5, 1.1]). Este efecto disminuye paulatinamente hasta el 4º día después de la exposición (lag 4), cuando ya no resulta significativo (%IR=0.1%, IC95%=[-0.3, 0.4]). Para el $\text{PM}_{2.5}$, no se observa una asociación significativa con en el riesgo de mortalidad (Figura A, Anexo 1). Mientras que el efecto de la fracción gruesa ($\text{PM}_{10}-\text{PM}_{2.5}$) sobre la mortalidad muestra un incremento significativo de %IR=0.9% (IC95%=[0.8, 1.1]), siendo máximo durante el mismo día de la exposición (lag 0) y disminuyendo, hasta que 4 días después (lag 4) desaparece su efecto (%IR=0.0%, IC95%=[-0.2, 0.2]) (Figura B, Anexo 1).

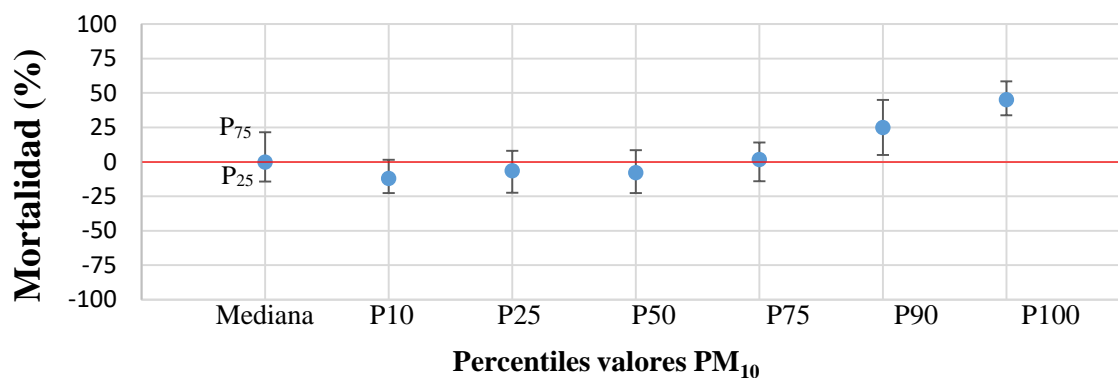


Figura 14. Mediana de la mortalidad, percentil 25 y 75 de PM_{10} .

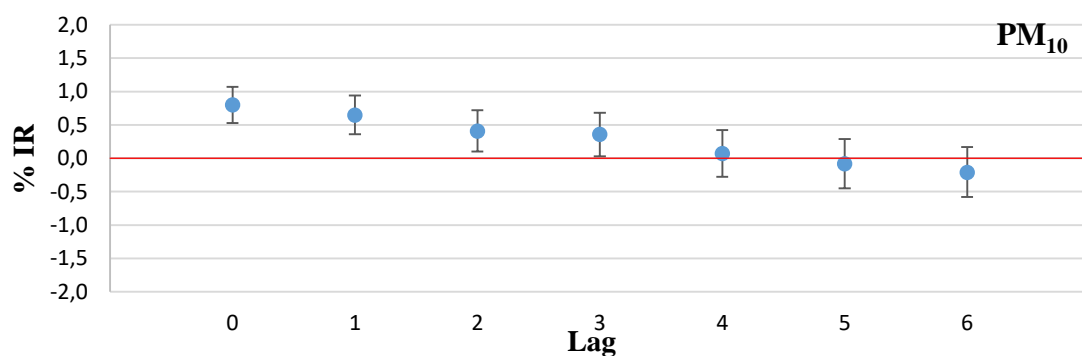


Figura 15. Incremento del riesgo de mortalidad (%IR) para un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} con un intervalo de confianza del 95%.

Al separar las concentraciones diarias de PM_{10} según el origen de la masa de aire, podemos valorar de manera diferenciada el efecto del PM que aporta cada masa de aire a la sobre la mortalidad. La masa de aire originada en Egipto que atraviesa Iraq por el norte de Basora es la que tiene un mayor efecto sobre la mortalidad diaria (%IR=2.07, IC95%=[1.18, 2.97]) (Figura 16). El resto se presentan en la Figura C del Anexo 1.

El máximo efecto se da un día después de la exposición (lag 1) y luego disminuye hasta 3 días después (lag 3), cuando el efecto ya no resulta significativo. Esta tendencia se observa también cuando la masa de aire proviene de Argelia (%IR=1.14%, IC95%=[0.23,2.07]) y del Atlántico (RR=0.53%, IC95%=[0.10, 0.96]). Las masas de Europa del este, Siria y Arabia Saudí muestran incrementos del riesgo de 0.9% (IC95%=[0.47, 1.34]), 0.87% (IC95%=[0.43, 1.31]) y 0.69% (IC95%=[0.4, 0.99]), respectivamente, para el mismo día de la exposición (lag 0).

Para la fracción gruesa, el riesgo de mortalidad es similar al del PM_{10} , con un efecto máximo cuando la masa de aire proviene de Egipto (%IRR=2.72%, IC95%=[1.65, 3.79]), Argelia (RR=1.73%,

IC95%=[0.56, 2.91]) y Atlántico (%IR=0.8% IC95% =[0.46, 1.13]) respectivamente (Figura D, Anexo 1). Estas, además, tienen su efecto máximo el día después de la exposición (lag 1) y luego su efecto disminuye paulatinamente hasta el 4º día después de la exposición (lag 4) donde ya resulta estadísticamente significativo.

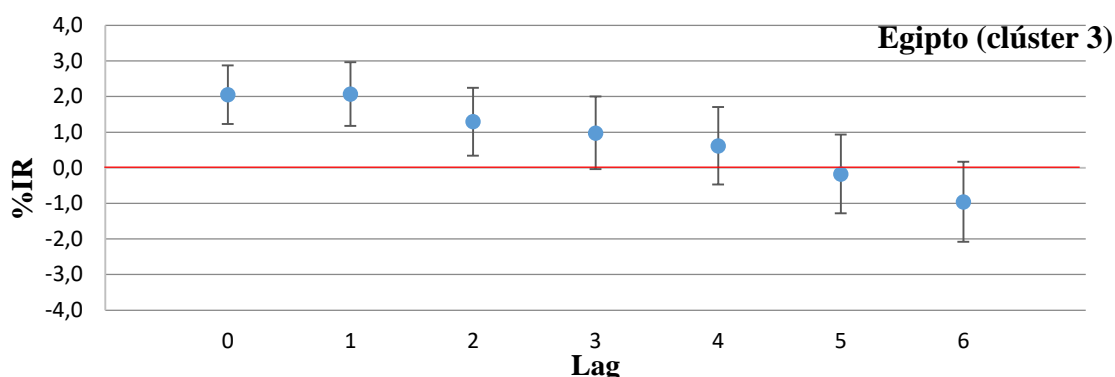


Figura 15. Incremento del riesgo relativo de mortalidad (%IR) para un aumento de 10 µg/m³ de PM₁₀ con un intervalo de confianza del 95% para los días con una masa de aire con origen en Egipto.

La masa de aire con origen en Arabia Saudí pasa justo por las áreas fuente de Al-Batin, Al-Rimah y Al-Sahba, las tres conocidas como intensas zonas emisoras de polvo desértico y produce un incremento pequeño del riesgo de mortalidad, similar a la masa de aire proveniente del Atlántico. Las masas de aire del Atlántico, Europa del este y Siria, de manera interesante presentan un incremento del riesgo de mortalidad inversamente proporcional a la longitud del transporte de la masa de aire (mayor riesgo de mortalidad para transportes cortos). Ello puede ser debido a que el PM emitido en regiones cercanas a la ciudad de Ahvaz (Iraq, en sus límites con Arabia e Irán), puede ser más tóxico (por su mayor contenido en metales y compuestos orgánicos) que el transportado desde mayores distancias. Así cuándo la masa de aire procede de Europa del este, el PM de las áreas cercanas, se diluye al mezclar-se con el europeo y su efecto en el riesgo de mortalidad disminuye, y de igual forma con la masa de aire originada en el Atlántico.

En las masas de aire con origen en Egipto y Argelia, el incremento del riesgo de mortalidad tanto en PM₁₀ como en la fracción gruesa, es muy elevado (más que las demás masas de aire), esto viene dado por que sus ratios son de los más bajos (0.37 y 0.35 respectivamente) y además pasan por áreas fuente de polvo desértico que se encuentran contaminadas en metales pesados, como la frontera entre Iraq y Arabia Saudí y la zona al norte de Basora (ciudad iraquí). Chudnovsky et al. (2017) registró altos niveles de contaminantes antropogénicos en el polvo del desierto procedente de las zonas de Iraq mencionadas. Najafi et al. (2014) y Broomandi et al. (2017) registraron también altas concentraciones de metales en los episodios MED, debido a aportes de contaminación industrial y restos de conflictos bélicos muy importantes. Estos concluyen que la toxicidad celular de este PM₁₀ y el riesgo que genera para la salud es más severa que en otros casos. Estos resultados son consistentes con nuestros resultados, que muestran un incremento muy elevado del RR para los episodios que atraviesan esta zona.

6. Conclusiones del trabajo

En cuanto a la calidad del aire en Ahvaz

- La media de PM_{10} en Ahvaz es de $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$, marcadamente inferior a los anteriores resultados registrados para 2001-2010 tanto por Maleki et al. (2016) o WHO (2016b), pero el 96% de los días superan los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , concentración guía de la WHO. La concentración media anual supera en más de 6 veces la guía de la WHO (2006) y en más de 3 veces el límite europeo. Con la información disponible no podemos concluir si la reducción de los niveles de PM_{10} desde 2010 en la ciudad de Ahvaz se debe a causas meteorológicas (más episodios de polvo en 2001-2010) o a las medidas para la reducción de emisiones.
- De acuerdo con la definición oficial iraní de día de episodio de polvo desértico (media diaria de PM_{10} superior a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), el 35% de los días se pueden considerar como tales en Ahvaz.
- La ratio $PM_{2.5}/PM_{10}$ medio es de 0.38, lo cual refleja la influencia del polvo mineral en la calidad del aire de la ciudad, ya sea antropogénico o natural. Probablemente en episodios intensos se deposita mucho polvo mineral y éste se re suspende local y continuamente.

En cuanto al origen del polvo desértico

- De acuerdo a la modelización aplicada con el Hysplit y al análisis de clústeres, el transporte de masas de aire más común es el que se origina entre Siria e Iraq con el 39% de los días, seguido de los de Arabia Saudí, Europa del este, Egipto, Argelia y Atlántico. La cordillera de los Zagros apantalla la ciudad de las masas de aire que se originan en el norte, noreste, este o sureste. Como se muestra en la Figura 12, tres de las 6 trayectorias de transporte se originan en áreas fuente muy potentes de PM desértico, aunque todas ellas cruzan áreas fuente durante su paso hacia Ahvaz. El transporte desde Siria va de norte a sur aproximadamente, por la frontera entre Iraq e Irán, las de Europa del este y Atlántico cruzan la cuenca del Éufrates y el Tigris, La de Argelia y Egipto cruzan Iraq por el sur (al norte de la ciudad iraquí, Basora) y la de origen en Arabia Saudí se dirige hacia el norte, cruzando Kuwait por la costa y llegando a Ahvaz por el sur.
- El aporte de PM_{10} a la ciudad no depende del origen de la masa de aire, más bien de las áreas fuentes cercanas a la ciudad de Ahvaz que cruzan estas masas de aire. Las áreas fuente más activas son la zona de Al-Batin, Al-Rimah y Al-Sahba en Arabia Saudí, la cuenca del Éufrates y del Tigris y la zona al norte de Basora junto la frontera entre Arabia Saudí y Iraq (Figuras 7 y 12).
- El 51% de los días con origen de la masa de aire en Arabia Saudí tienen una concentración de PM_{10} mayor a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aunque en todos los grupos de trayectorias diferenciados, como mínimo, el 25% de los días tiene concentraciones superiores a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .
- El límite usado para detectar episodios de polvo desértico de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , es un límite arbitrario y no bien establecido. Los ratios no ayudan a discriminar los episodios de polvo desértico debido a la re-suspensión de polvo sedimentado. Deberían usarse herramientas meteorológicas para verificar y separar los episodios de polvo desértico.

En cuanto a la relación entre niveles de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y $PM_{2.5-10}$ y la mortalidad diaria

- El riesgo de mortalidad en la ciudad de Ahvaz por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , aumenta en un +0.8% (95%IC=[+0.5, +1.1]) el mismo día del episodio MED y va disminuyendo poco a poco hasta que después de 3 o 4 días, el efecto no es significativo.
- Con el $PM_{2.5}$ este efecto no es estadísticamente significativo.
- Con la fracción gruesa ($PM_{10}-PM_{2.5}$) la significancia estadística de los resultados aumenta, porque le quitamos el aporte de $PM_{2.5}$ (y su error asociado) y nos centramos en el efecto del PM con un tamaño entre 10 y $2.5 \mu\text{m}$.

En cuanto a la relación entre el origen de las masas de aire y la mortalidad diaria

- Todas las masas de aire incrementan de manera significativa el riesgo de mortalidad entre un 0.5% y 2% (95%IC) para un incremento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en PM_{10} y entre 0.8% y 2.7% (95%IC) para cada aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de fracción gruesa. En las masas con origen en el Atlántico, Argelia y Egipto tienen el máximo efecto el día después del episodio MED mientras que en los otros (Europa del este, Siria y Arabia Saudí) el máximo efecto se da el mismo día del episodio MED.
- Las áreas fuente que más incrementan el riesgo de mortalidad por cada aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ son las áreas cercanas a Basora y la frontera entre Iraq y Arabia Saudí, que aportan PM con altas concentraciones de metales a la ciudad cuando la masa de aire se origina en Egipto y Argelia, con incrementos de hasta un 2.72% y 1.73% respectivamente para la fracción gruesa y 2.07% y 1.14% respectivamente para el PM_{10} .

7. Agradecimientos

Agradezco al Profesor Abbas Shahsavani del Environmental and Occupational Hazards Control Research Center, por proporcionar-nos los datos de PM de las estaciones de control de calidad del aire en Ahvaz. Al Profesor Aureli Tobías del IDAEA-CSIC, por la ayuda con la programación en StataSE del código para ejecutar la estadística aplicada en el trabajo. Agradecer también al Profesor Xavier Querol del IDAEA-CSIC, por la paciencia y la ayuda que me ha dado, tanto en retro trayectorias como en temas de índole fundamental para realizar este trabajo y al Profesor Joan Manuel Vilaplana de la UB, por su apoyo en la realización del trabajo y su posterior revisión.

Tengo que agradecer también la ayuda en diversos temas a todos mis compañeros de oficina (Jesús, Marta, Marten, Amaia, Cristina, Pedro, Tolis, Carla...) en el IDAEA-CSIC por su apoyo durante la redacción del trabajo y también a mis compañeros de Máster por su apoyo moral durante la redacción del trabajo y durante el Máster.

Agradecer por último a mi familia y pareja Anna por aguantar todas mis charlas sobre el trabajo, los fines de semana en casa escribiendo y las noches en vela.

8. Referencias

- ABDELKADER M., METZGER S., MAMOURI R.E., ASTITHA M., BARRIE L., LEVIN Z., LELIEVELD J., 2015. Dust-air pollution dynamics over the eastern Mediterranean. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 9173-9189.
- AMATO F., ALASTUEY A., KARANASIOU A., LUCARELLI F., NAVA S., CALZOLAI G., SEVERI M., BECAGLI S., GIANELLE V.L., COLOMBI C., ALVES C., CUSTÓDIO D., NUNES T., CERQUEIRA M., PIO C., ELEFThERiADIS K., DIAPOULI E., RECHE C., MINGUILLÓN M.C., MANOUSAKAS M.I., MAGGOS T., VRATOLIS S., HARRISON R.M., QUEROL X., 2016. AIRUSE-LIFE+: a harmonized pm speciation and source apportionment in five southern European cities. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 3289-3309.
- ARMSTRONG B., 2006. Models for the Relationship between Ambient Temperature and Daily Mortality. *Epidemiology*, 17, 624-631.
- ASHRAFI K., FALLAH R., HADEI M., YARAHMADI M., SHAHSAVANI A., 2018. Source apportionment of total suspended particle (TSP) by positive matrix factorization (PMF) and chemical mass balance (CMB) modelling in Ahvaz, Iran. *Archives of Env. Contamination and Toxicology* 75, 278-294.

- BHASKARAN K, GASPARRINI A, HAJAT S, SMEETH L, ARMSTRONG B., 2013. Time series regression studies in environmental epidemiology. *Int J Epidemiol.*, 42, 1187-1195. doi: 10.1093/ije/dyt092.
- BRANKOV E., RAO S. T., PORTER P.S., 1998. A trajectory-clustering-correlation methodology for examining the long-range transport of air pollutants. *Atmospheric Environment.* 32, 1525-1534.
- BRINES M., D'ALLOSTO M., BEDDOWS D.C.S., HARRISON R.M., GÓMEZ-MORENO F., NÚÑEZ L., ARTIÑANO B., COSTABILE F., GOBBI G.P., SALIMI F., MORAWSKA L., SIOUTAS C., QUEROL X., 2015. Traffic and nucleation events as main sources of ultrafine particles in high insolation developed world cities. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 5929–5945.
- BROOMANDI P., GHADIRI Z., RASHIDI Y., 2017. Evaluation Euro IV of effectiveness in transportation systems of Tehran on air quality: Application of IVE model. *Pollution*, 4, 639-653.
- CASTILLO S., 2006. Impacto de las masas de aire africano sobre los niveles y composición del material particulado atmosférico en canarias y el NE de la península ibérica, 1-40.
- CHIAPELLO, I., BERGAMETTI, G., CHATENET, B., 1997. Origins of African dust transported over the northeastern tropical Atlantic. *Journal of Geophysical Research* 102 (D12), 13701-13709.
- DUBIEF J., 1977. Review of the North African climate with particular emphasis on the production of aeolian dust in the Sahel zone and in the Sahara, in *Saharan Dust: Mobilization, Transport, Deposition*, edited by C. Morales, 27-48, Wiley, New-York.
- DRAXLER R. R., 1982. Measuring and modelling the transport and dispersion of Krypton-85 1500km from a point source. *Atmospheric Environmental*, 16, 2763-2776.
- DRAXLER R. R., HESS G. D., 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modelling system for trajectories, dispersion, and deposition. *Aust. Meteor. Mag.*, 47, 295-308.
- ENGELBRECHT J.P., MCDONALD E.V., GILLIES J.A., JAYANTY R.K.M., CASUCCIO G., GERTLER A.W., 2009. Characterizing Mineral Dusts and Other Aerosols from the Middle East—Part 1: Ambient Sampling. *Inhalation Toxicology* 21, 4, 297-326.
- GHORBANI M., 2013. A Summary of Geology of Iran. In: *The Economic Geology of Iran*. Springer Geology. Springer, Dordrecht.
- GINOUX, P., PROSPERO J.M., GILL T.E., HSU N.C., ZHAO M., 2012. Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products, *Rev. Geophys.*, 50, RG3005, doi:10.1029/2012RG000388.
- GILL T.E., 1996. Eolian sediments generated by anthropogenic disturbance of playas: Human impacts on the geomorphic system and geomorphic impacts on the human system. *Geomorphology*, 17, 207-228.
- GOUDIE A.S., 2014. Desert dust and human health disorders. *Environment International* 63, 101-113.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group, I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* [Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M.M.B., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- JOURNET E., BALKANSKI Y., HARRISON P., 2014. A new data set of soil mineralogy for dust-cycle modelling. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 3801-3816.
- KANDLER K., SCHÜTZ L., DEUTSCHER C., EBERT M., HOFMANN H., JÄCKEL S., JAENICKE R., KNIPPERTZ P., LIEKE K., MASSLING A., PETZOLD A., SCHLADITZ A., WEINZIERL B., WIEDENSOHLER A., ZORN S., WEINBRUCH S., 2009. Size distribution, mass concentrations, chemical and mineralogical composition, and derived optical parameters of the boundary layer at Tinfou, Morocco, during SAMUM 2006, *Tellus Ser. B*, 61, 32–50.

- KARANASIOU A., MORENO N., MORENO T., VIANA M., DE LEEUW F., QUEROL X., 2012. Health effects from Sahara dust episodes in Europe: Literature review and research gaps. *Environ. Int.* 47, 107–14.
- KOK, J.F., RIDLEY D.A., ZHOU Q., MILLER R.L., ZHAO C., HEALD C.L., WARD D.S., ALBANI S., HAUSTEIN K., 2017. Smaller desert dust cooling effect estimated from analysis of dust size and abundance. *Nature Geosci.* 10, 4, 274-278.
- KRASNOV H., KATRA I., KOUTRAKIS P., FRIGER M.D., 2014. Contribution of dust storms to PM10 levels in an urban arid environment. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 64, 1, 89-94.
- KUBILAY N., SAYDAM A.C., 1995. Trace elements in atmospheric particulates over the eastern Mediterranean; Concentrations, sources, and temporal variability. *Atmos. Environ.*, 29, 2289-2300.
- LEE J.A., BADDOCK M.C., MBUH M.J., GILL T.E., 2012. Geomorphic and land cover characteristics of aeolian dust sources in West Texas and eastern New Mexico, USA. *Aeolian Res.* 3, 4, 459-466.
- MALEKI H., SOROOSHIAN A., GOUDARZI G., NIKFAL A., BANESHI M.M., 2016. Temporal profile of PM10 and associated health effects in one of the most polluted cities of the world (Ahvaz, Iran) between 2009 and 2014. *Aeolian Research.* 22, 135-140.
- MÉSZAROS E., 1999. Fundamentals of Atmospheric Aerosol Chemistry. *Akadémiai Kiado*, 278.
- MONA L., AMODEO A., PANDOLFI M., PAPPALARDO G., 2006. Saharan dust intrusions in the Mediterranean area: Three years of Raman lidar measurements. *J. Geophys. Res.*, 111, D16203, doi:10.1029/2005JD006569.
- MORI I., NISHIKAWA M., TANIMURA T., QUAN H., 2003. Change in size distribution and chemical composition of Kosa (Asian dust) aerosol during long-range transport. *Atmos. Environ.*, 37, 4253-4263.
- MORIDNEJAD A., KARIMI N., ARIYA P. A., 2015. Newly desertified regions in Iraq and its surrounding areas: Significant novel sources of global dust particles. *Journal of Arid Environments*, 116, 1-10.
- NAJAFI, M., KHOSHAKHLLAGH, F., ZAMANZADEH, S., SHIRAZI, M., SAMADI, M., HAJIKHANI, S., 2014. Characteristics of tsp loads during the middle east springtime dust storm (mesds) in western iran. *Arabian J. Geosci.* 7, 5367-5381.
- NEOPHYTOU, A.M.; YIALLOUROS, P.; COULL, B.A.; KLEANTHOUS, S.; PAVLOU, P.; PASHIARDIS, S.; DOCKERY, D.W.; KOUTRAKIS, P.; LADEN, F., 2013. Particulate matter concentrations during desert dust outbreaks and daily mortality in Nicosia, cyprus. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 23, 275-280.
- PANDOLFI M., TOBIAS, A., ALASTUEY, A., SUNYER, J., SCHWARTZ, J., LORENTE, J., PEY, J., QUEROL, X., 2014. Effect of atmospheric mixing layer depth variations on urban air quality and daily mortality during Saharan dust outbreaks. *Science of the Total Environment* 494, 283-289.
- PEREZ L., MEDINA M., KÜNZLI N., ALASTUEY A., PEY J., PEREZ N., GARCIA R., TOBIAS A., QUEROL X., SUNYER J., 2009. Size fractionate particulate matter, vehicular traffic, and case-specific daily mortality in barcelona (spain). *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 43 (13), DOI 10.1021/ES8031488.
- POPE C.A., BURNETT R.T., THUN M.J., CALLE E.E., KREWSKI D., ITO K. Y THURSTON G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287(9), 1132-1141.
- PROSPERO J. M., GINOUX P., TORRES O., NICHOLSON S. E., GILL T. E., 2002. Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the nimbus 7 total

- ozone mapping spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev. Geophys.*, 40(1), 1002, doi:10.1029/2000RG000095.
- QUEROL X., TOBIÁS A., PÉREZ N., KARANASIOU A., AMATO F., STAFOGGIA M., PEREZ GARCÍA PANDOS C., GINOUX P., ALASTUEY A., 2019. Monitoring the impact of desert dust outbreaks on air quality for health studies. *Environmental International*, 130.
- SHAHSAVANI A., NADDAFI K., HAGHIGHIFARD N.J., MESDAGHINIA A., YUNESIAN M., NABIZADEH R., ARAHAMI M., SOWLAT M.H., YARAHMADI M., SAKI H., ALIMOHAMADI M., NAZMARA S., MOTEVALIAN S.A., GOUDARZI G., 2012. The evaluation of PM10, PM2.5, and PM1 concentrations during the Middle Eastern Dust (MED) events in Ahvaz, Iran, from april through September 2010. *Journal of Arid Environments*. 77, 72-83.
- SHAHSAVANI A., YARAHMADI M., HADEI M., SOWLAT M. H., NADDAFI K., 2017. Elemental and carbonaceous characterization of TSP and PM10 during Middle Eastern dust (MED) storms in Ahvaz, Southwestern Iran. *Environ. Monit. Assess.*, 189, 462-477.
- SOWLAT M.H., NADDAFI K., YUNESIAN M., JACKSON P.L., SHAHSAVANI A., 2012. Source apportionment of total suspended particulates in an arid area in southwestern Iran using positive matrix factorization. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, 88(5), 735-740.
- TOBIAS, A., PEREZ, L., DIAZ, J., LINARES, C., PEY, J., ALASTRUEY, A., QUEROL, X., 2011. Short-term effects of particulate matter on total mortality during saharan dust outbreaks: a case-crossover analysis in Madrid (spain). *SCI TOTAL ENVIRON*, 412-413, 386-389.
- TOBIÁS A., RIVAS I., RECHE R., ALASTUEY A., RODRÍGUEZ S., FERNÁNDEZ-CAMACHO R., SÁNCHEZ DE LA CAMPAD A.M., DE LA ROSA J., SUNYER J., QUEROL X., 2018. Short-term effects of ultrafine particles on daily mortality by primary vehicle exhaust versus secondary origin in three Spanish cities. *Environment International* 111, 144-151.
- VARGA G., 2012. Spatio-temporal distribution of dust storms—a global coverage using NASA TOMS aerosol measurements. *Hung. Geogr Bull.* 61, 275-298.
- VIANA M., 2003. Niveles composición y origen del material particulado atmosférico en los sectores Norte y Este de la península Ibérica y Canarias, Departamento de Geología Ambiental, Instituto de Ciencias de la Tierra "Jaume Almera".
- WEI J., SUN L., 2017. Comparison and Evaluation of Different MODIS Aerosol Optical Depth Products Over the Beijing-Tianjin-Hebei Region in China. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*. 10, 843.
- WHO, 2006. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005. Summary of risk assessment. WHO Geneve, 22. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf.
- WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. Organizació Mundial de la Salut, Copenhaguen, 309. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf?ua=1.
- WHO, 2014. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. New emerging risks to health from air pollution – results from the survey of experts. Organizació Mundial de la Salut, Copenhaguen, 65. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/234026/e96933.pdf?ua=1.
- WHO, 2016a. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and the burden of disease. Organizació Mundial de la Salut, Ginebra, ISBN 97892 4 151136 3, 131. <http://www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/>.
- WHO, 2016. WHO Global Urban Ambient Air Pollution Database (update 2016). World Health Organization, Geneva. https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/

ANEXO

Tabla A: Minerales más frecuentes en el polvo desértico, los asteriscos indican la abundancia con ***** muy elevada y * muy baja. Querol et al. (2019).

Silicatos y Aluminosilicatos	Silicatos	Cuarzo	SiO ₂ (mineral o diatomeas)	*****
	Minerales arcillosos	Caolinita	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	****
		Illita	(K,H ₃ O)(Al,Mg,Fe) ₂ (Si,Al) ₄ O ₁₀ [(OH) ₂ (H ₂ O)]	****
		Clorita	((MgFe) ₅ Al)(AlSi ₃)O ₁₀ (OH) ₈	***
		Palygorskita	(Mg,Al) ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH)·4(H ₂ O)	***
		Montmorillonita	(Na,Ca) _{0,33} (Al,Mg) ₂ (Si ₄ O ₁₀)(OH) ₂ ·nH ₂ O	***
		Feldespatos	Albita	NaAlSi ₃ O ₈
	Feldespatos	Anortita	CaAl ₂ Si ₂ O ₈	**
		Microclina/Ortoclasa	KAlSi ₃ O ₈	**
	Otros silicatos	Zircón	ZrSiO ₄	*
Hornblenda		Ca ₂ (Mg,Fe,Al) ₅ (Al,Si) ₈ O ₂₂ (OH) ₂	*	
Carbonatos	Carbonatos de Fe y Mg	Calcita	CaCO ₃	*****
		Dolomita	(CaMg) ₂ CO ₃	**
Óxidos	Óxidos de Fe	Hematites	Fe ₂ O ₃	**
		Magnetita	Fe ₃ O ₄	*
		Goetita	α-FeO(OH)	**
	Otros	Anatasa y Rutilo	TiO ₂	*
Sales	Cloruros	Halita	NaCl	*
	Sulfatos	Yeso	CaSO ₄ ·2H ₂ O	**
		Thenardita	Na ₂ SO ₄	*
		Epsomita	MgSO ₄	*
Fosfatos	Fosfatos	Apatito	Ca ₅ (PO ₄) ₃ (F,Cl,OH)	*

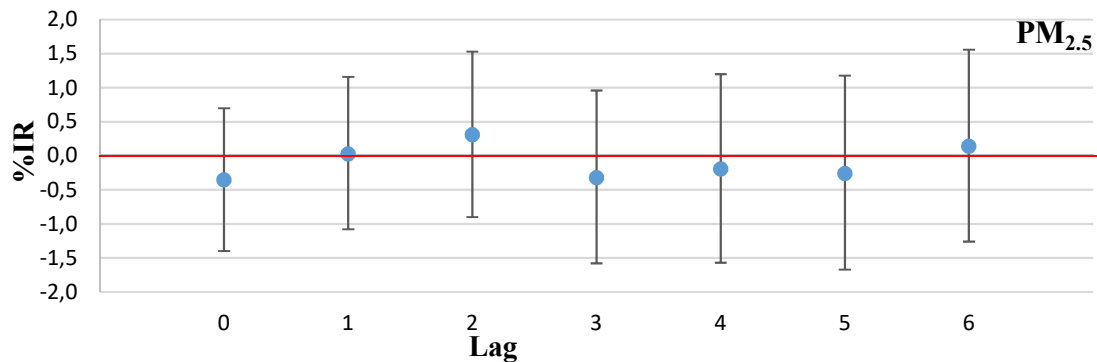


Figura A. Efecto a corto plazo en el riesgo de mortalidad por cada incremento de 10 µg/m³ de PM_{2,5} para la ciudad de Ahvaz.

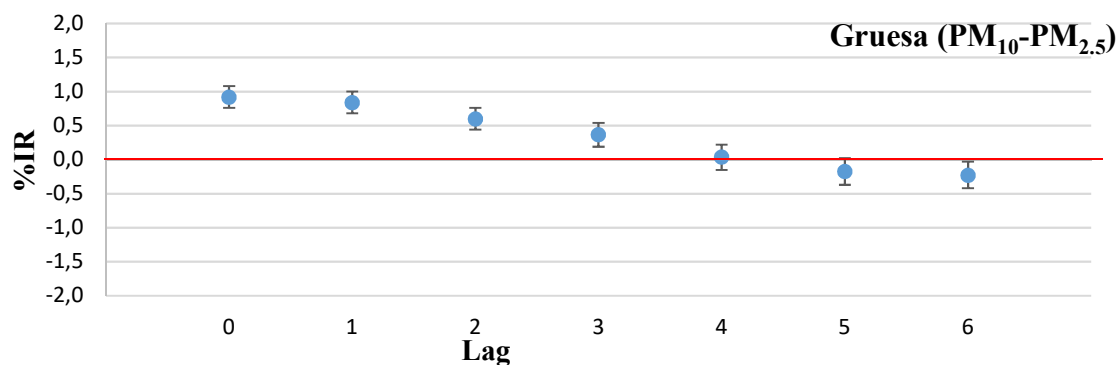
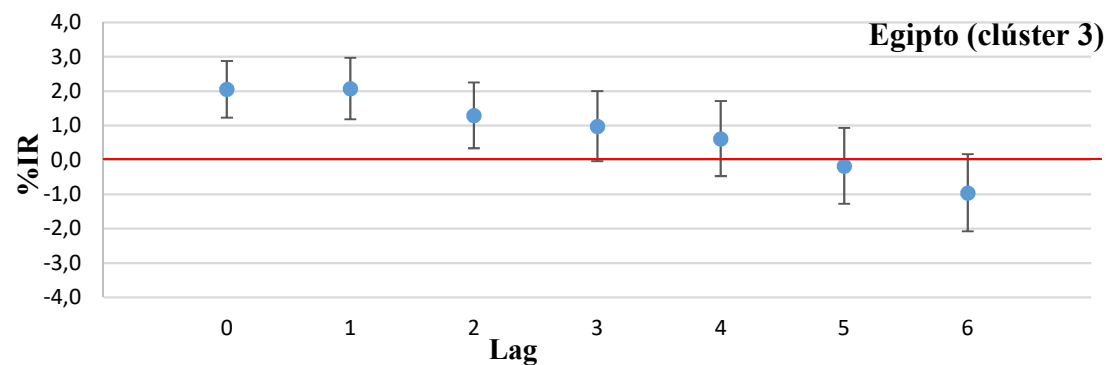
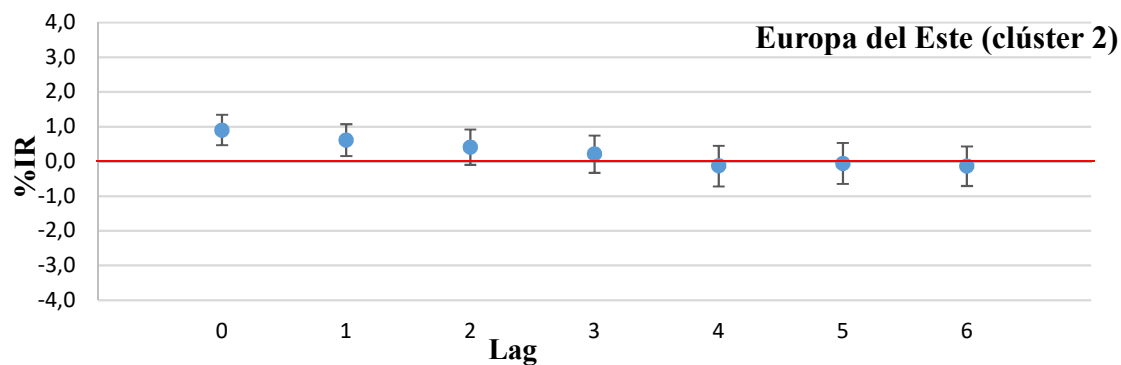
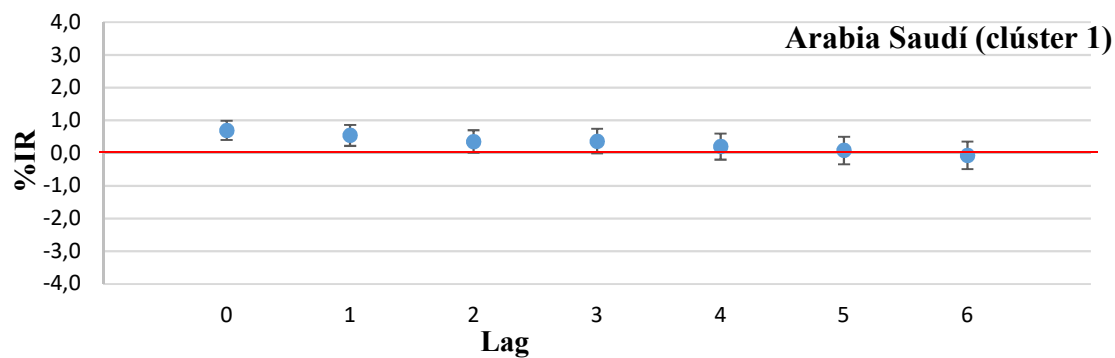


Figura B. Efecto a corto plazo en el riesgo de mortalidad por cada incremento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la ratio $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ para la ciudad de Ahvaz.



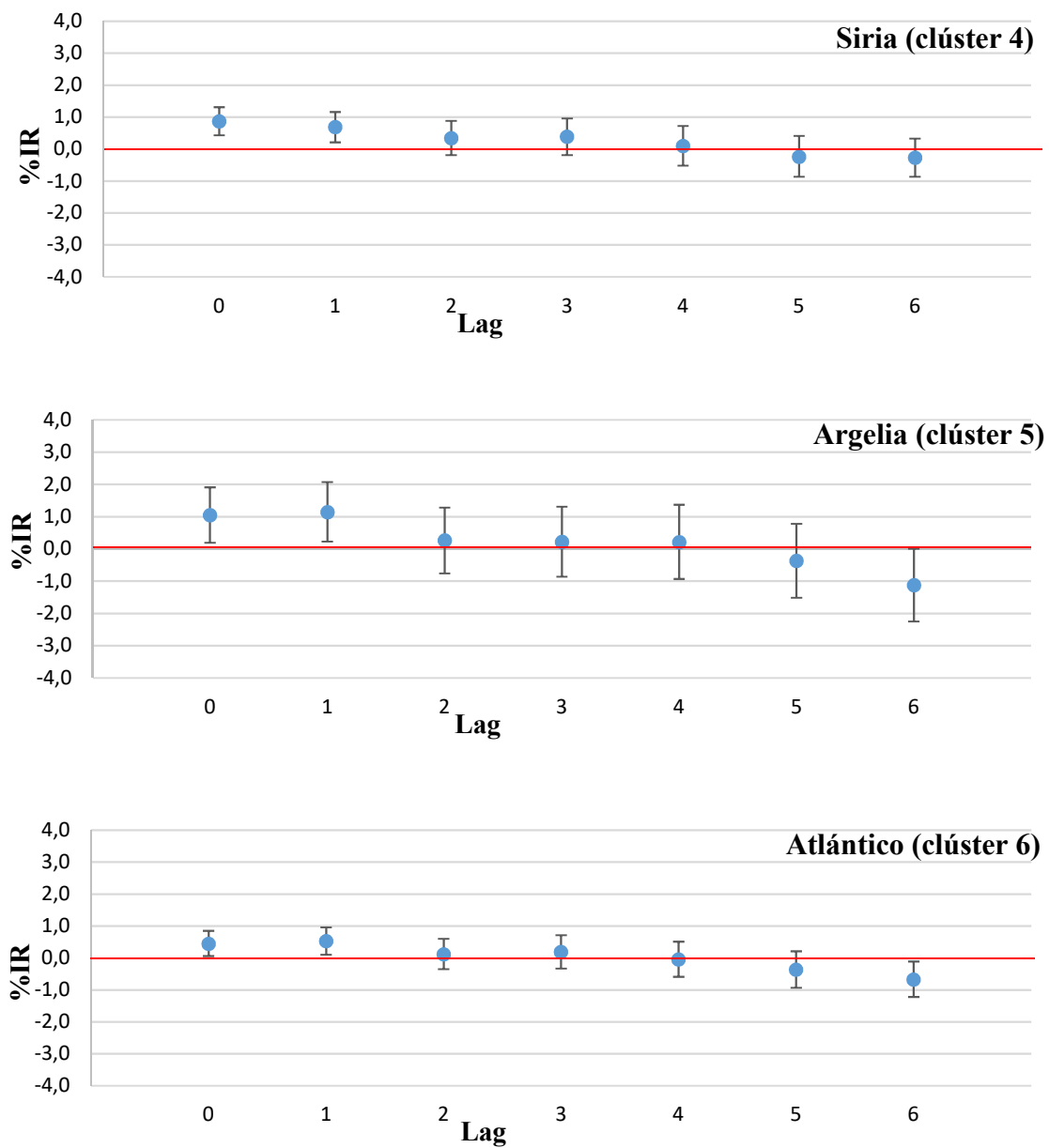
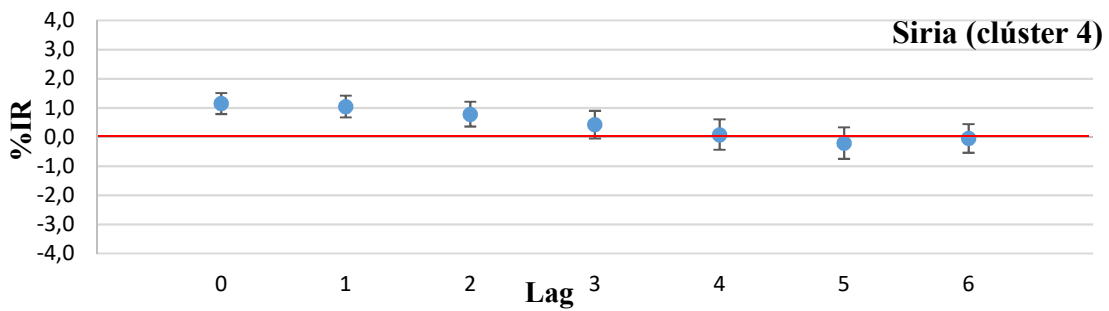
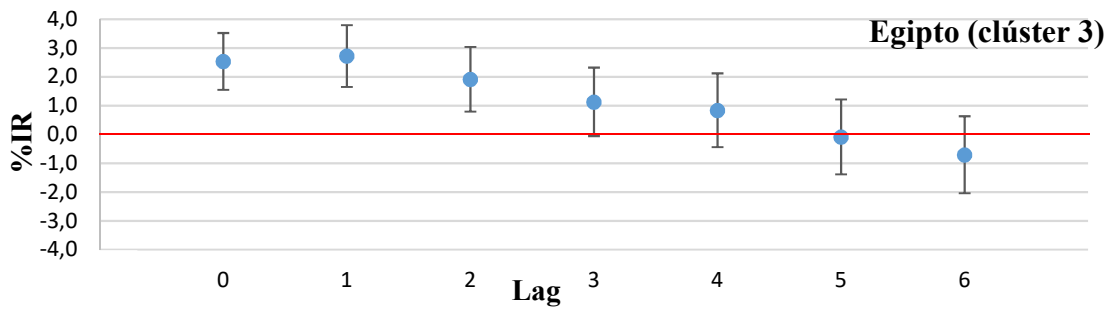
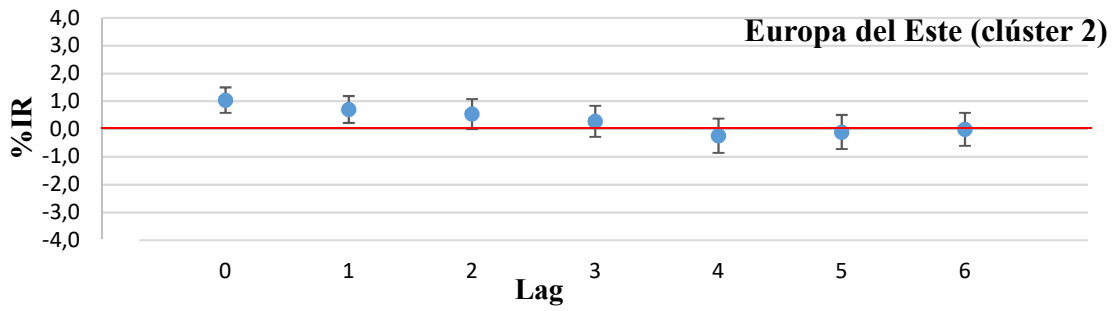
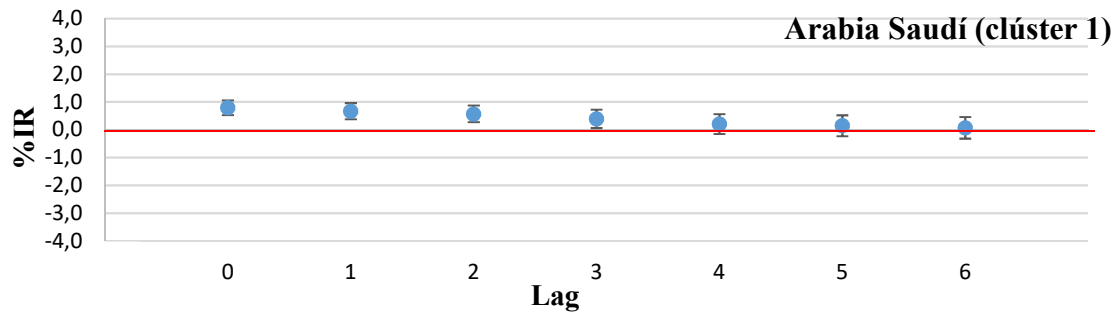


Figura C. Incremento del %IR con un IC = 95% en la ciudad de Ahvaz para el PM₁₀ según el clúster o retro-trayectoria de la masa de aire. El efecto de la masa de aire de Egipto ya se encuentra representada en el trabajo escrito.



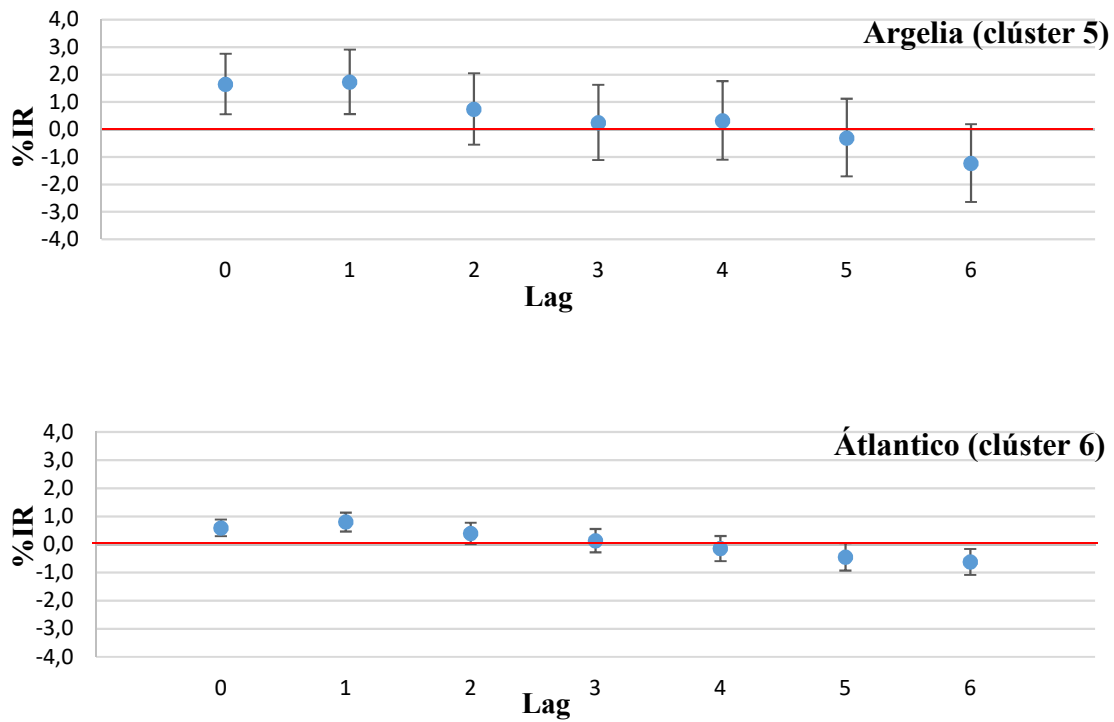


Figura D. Incremento del %IR con un IC = 95% en la ciudad de Ahvaz para la fracción gruesa (PM₁₀-PM_{2.5}) según el clúster o retro-trayectoria de la masa de aire.