

## TOMA DE DECISIONES Y EVALUACIÓN DE RIESGOS EN SALUD AMBIENTAL

*Hortensia Moreno Macías*<sup>1</sup>

*Cristina Escobar Iturbe*<sup>1</sup>

*Blanca Pérez Cuevas*<sup>1</sup>

### Resumen

*Uno de los cambios más importantes en términos de política ambiental, a nivel mundial, surgió en la década de los 80s cuando el papel de la evaluación de riesgos fue aceptado como parte del proceso de toma de decisiones ambientales.*

*Partiendo del hecho de que cualquier actividad realizada por los seres humanos conlleva un riesgo, en términos ambientales, esta evaluación tiene que ver con la probabilidad de que la exposición a ciertos químicos provoque respuestas adversas a la salud de las personas en diferentes grados de severidad, desde reacciones alérgicas hasta la muerte.*

*En este sentido, la evaluación de riesgos es considerado un proceso de cuatro pasos:*

*1. Identificación del riesgo. Es el proceso de determinar cuando un químico*

*está o no causalmente ligado con un efecto de salud particular.*

*2. Evaluación de la dosis respuesta. Es el proceso de caracterizar la relación entre la dosis de un agente administrado o recibido y la incidencia de un efecto adverso de salud. Los datos humanos frecuentemente son difíciles de obtener por lo que usualmente las dosis se determinan a través de experimentos en animales y métodos de extrapolación a las dosis que los seres humanos podrían experimentar.*

*3. Evaluación de la exposición. Involucra la determinación del tamaño y la naturaleza de la población que ha sido expuesta al tóxico de interés así como la concentración y duración de dicha exposición.*

*4. Caracterización del riesgo. Es el paso final que integra la información de los tres pasos anteriores, cuyo resul-*

<sup>1</sup> Profesora Investigadora del Área de Modelación de Sistemas del Departamento de Economía de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

*tado es una estimación cuantitativa y cualitativa de la magnitud del problema de salud pública.*

*Este documento pretende mostrar de manera general que la toma de decisiones no es sólo un paso posterior a la evaluación del riesgo sino que, la evaluación por sí misma es parte de todo el proceso de toma de decisiones con una modalidad de decisiones sucesivas que implica una serie de etapas ante situaciones de incertidumbre y sus posibles consecuencias y que los modelos estadísticos y de probabilidad forman una herramienta valiosa de apoyo en esta tarea.*

*Al final del proceso, la evaluación del riesgo pretende ofrecer información objetiva a los tomadores de decisiones en las políticas ambientales.*

*El tema se aborda a través de un problema real que investigadores del departamento de Salud Ambiental de la Universidad de Harvard enfrentaron hace algunos años. Dada la complejidad del problema y la confidencialidad de una parte de la información, el caso se describe de una forma simplificada sin la intención, de manera alguna, de proponer soluciones, sino al contrario, de ofrecer diferentes escenarios en los que se plantean una serie de preguntas abiertas a la opinión del lector.*

**Palabras clave:** Toma de decisiones; Evaluación de riesgos; Políticas de salud; Salud ambiental.

### **Antecedentes**

El 2 de agosto de 1990 Irak invadió Kuwait. La ocupación Iraquí tuvo lugar desde esa fecha hasta el 28 de Febrero de 1991. Al inicio de la invasión las fuerzas Iraquíes amenazaron con destruir los campos petroleros si ellos eran forzados a abandonar territorio Kuwaití. Como una muestra de lo que serían capaces de hacer, en diciembre de 1990 los iraquíes detonaron explosivos en 6 pozos petroleros.

La mañana del 17 de enero de 1991 durante un ataque aéreo, aproximadamente 94 pozos más fueron atacados. Finalmente, el 23 de febrero de 1991 las fuerzas aliadas entraron a terreno Kuwaití por lo que 700 pozos más fueron detonados.

De los aproximadamente 800 pozos que habían sido detonados, 656 explotaron y permanecieron incendiados por un tiempo; 74 no explotaron pero derramaron petróleo: los restantes pozos sufrieron daños menores que no provocaron ni incendios ni derrames.

El humo de los incendios obscurecieron el cielo y la población estaba expuesta a una mezcla de partículas finas, gases y compuestos orgánicos volátiles.

En la situación descrita, se pueden plantear diversos problemas de salud poblacional relacionados con la propia situación de guerra, la condición socioeconómica y demás adversidades pero además, de manera muy clara había un problema de salud ambiental de dimensiones inimaginables. Surge entonces, una primera pregunta (surgirán muchísimas, así que será mejor no numerarlas pero esta es primordial) ¿realmente no se puede dimensionar el problema?

A todas luces la tarea no es sencilla pero se puede ir acotando. Al parecer, el enfocarse sólo en el problema de salud ambiental puede ser un primer paso importante. Esto implica suponer que la gente podía enfermar o incluso morir debido exclusivamente al aire que respiraba sin tomar en cuenta la vulnerabilidad en la que se encontraba por la guerra.

Una acotación más se puede hacer si se piensa en analizar el problema considerando únicamente las consecuencias de la contaminación por partículas finas (PM<sub>2.5</sub>), dejando de lado otros contaminantes.

Cabe mencionar que el material particulado ha sido reconocido como un contaminante con efectos nocivos a la salud cardiopulmonar en los seres humanos. Partículas menores a 10µm (micrómetros) (PM<sub>10</sub>) de diámetro aerodinámico son de particular interés porque penetran fácilmente al aparato respiratorio, parte de ellas son filtradas y permanecen en el área torácica pero las de diámetro menor a 2.5µm (PM<sub>2.5</sub>) pueden penetrar a nivel alveolar y permanecer suspendidas por largos periodos o incluso incorporarse al torrente sanguíneo provocando daños a nivel pulmonar y sistémico<sup>2</sup>. La exposición a PM<sub>2.5</sub> se identifica como un factor de riesgo a la salud.

### **Descripción de la exposición ambiental**

Entonces, la pregunta que surge es ¿cuál era la concentración de PM<sub>2.5</sub> a la que estaba expuesta la población? Como consecuencia de la destrucción de la infraestructura Kuwaití, la red de monitoreo ambiental dejó de funcionar durante varios meses;

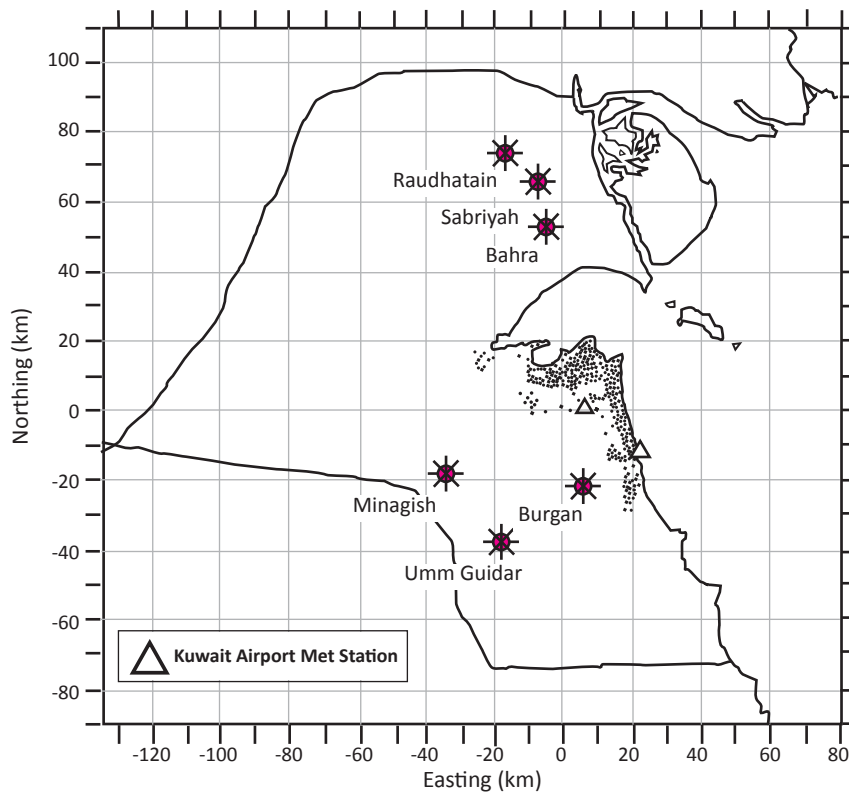
---

<sup>2</sup> Pope Arden, Dockery Douglas, *Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect*, J.Air & Waste manage, Assoc. 56: 709-742.

pero se sabe que, antes de los ataques, la producción de petróleo era del orden de dos millones de barriles diarios. Se estima que durante los incendios la pérdida de petróleo fue del doble, es decir, cerca de cuatro millones de barriles diarios.

En Kuwait la producción petrolera se encontraba básicamente en seis campos petroleros: tres al sur de la ciudad (Burgan, Minagish y Umm Guidar) y tres al norte (Raudhatain, Sabriyah y Bahra). Las localizaciones de estos campos se muestran en la Figura 1. La zona punteada representa la zona poblada. Cada punto es el centro de un AGEB<sup>3</sup>.

FIGURA 1. MAPA DE KUWAIT INDICANDO LAS LOCALIZACIONES DE LOS PRINCIPALES CAMPOS PETROLEROS Y DE LA ZONA POBLADA



Fuente: [www.sra-ne.org/seminars/kuwait.ppt](http://www.sra-ne.org/seminars/kuwait.ppt)

<sup>3</sup> Un AGEB se refiere a un Área Geoestadística Básica

Los pozos incendiados podían ser de dos tipos diferentes: incendios en forma de “antorcha” o incendios de grandes “charcos”. Los fuegos tipo “antorcha” podían ser de tres tamaños: 50% de ellos alcanzó un promedio de 900m, 33% medían cerca de 600m y los más pequeños (17%) fueron de 300m.

El Cuadro 1 muestra las emisiones estimadas de partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) durante el periodo en cuestión. Las estimaciones se calcularon suponiendo que por cada kg de petróleo quemado, se emitieron de 18 a 20 gramos de PM<sub>2.5</sub>. La tasa promedio de emisión del contaminante durante esos 248 días fue aproximadamente de 12 millones de kg por día (ó 140,000 gramos por segundo).

CUADRO 1. EMISIÓN ESTIMADA DE PM<sub>2.5</sub> POR POZO PETROLERO Y TIPO DE INCENDIO

Pozo petrolero	Emisión estimada (millones de kg)		
	“Antorchas”	“Charcos”	Total
Burgain	2,300	260	2,600
Minagish	41	5	46
Umm Guidar	34	4	38
Raudatain	180	20	200
Sabriyah	100	11	110
Bahra	13	1	14
All Fields	2,700	300	3,000

Fuente: Material del curso “Risk Assessment” del Departamento de Salud Ambiental en la Escuela de Salud Pública de Harvard dictado por el profesor Jonhatan I. Levy durante la primavera 2008.

Como cerca del 90% de las emisiones provenían de los campos del sur y el campo de Burgain fue responsable del 86%, parece razonable hacer una acotación más al problema y centrar el análisis en las emisiones del sur, específicamente en el campo de Burgain.

Cabe mencionar que un factor a tomar en cuenta es la estabilidad atmosférica la cual determina la habilidad del contaminante para dispersarse verticalmente y se clasifica en seis categorías. En la región sólo se observaron las categorías: 4 (ligeramente inestable) y 5 (moderadamente inestable).

Otro factor relevante en el problema ambiental fue la velocidad y dirección del viento; sin embargo, no se contaba con esta información en tiempo real pero de

acuerdo con registros históricos, las direcciones del viento plausibles en el área eran 157.5° (dirección sur-sureste) y 180° (dirección sur).

La frecuencia con que se presentan las direcciones del viento en combinación con la velocidad y la estabilidad se presenta en el Cuadro 2.

CUADRO 2. FRECUENCIA DE LA COMBINACIÓN ENTRE LA VELOCIDAD Y DIRECCIÓN DEL VIENTO Y LA ESTABILIDAD EN LA REGIÓN

Estabilidad	Velocidad del viento (m/s)	Sur-SE	Sur	Subtotal	Total
		157.5° %	180° %	Estabilidad, Velocidad y dirección del viento %	
D=4	4.1	3.5	2.1	5.6	9.1
	6.7	0.8	0.4	1.2	
	9.5	0.5	0.2	0.7	
	12	1.1	0.5	1.6	
E=5	0.8	1.7	1.1	2.8	9.6
	2.3	4.1	2.7	6.8	
F=6	0.8	3.6	2.6	6.2	6.2
	% Total dirección del viento	15.3	9.6		
				<b>gran total</b>	<b>24.9</b>

Fuente: Material del curso "Risk Assessment" del Departamento de Salud Ambiental en la Escuela de Salud Pública de Harvard dictado por el profesor Jonhatan I. Levy durante la primavera 2008.

Esto es, 24.9% de los 248 días entre el 10 de febrero y 15 de octubre de 1991, la población Kuwaití estuvo expuesta a los contaminantes provocados por los incendios de los pozos petroleros.

### El modelo de exposición

Ante la imposibilidad de determinar la dosis de material particulado que cada habitante recibió de manera individual, una alternativa es usar un modelo de exposición global, suponiendo que todos los habitantes estuvieron igualmente expuestos, independientemente de su edad, género, tiempo empleado en interiores

o exteriores o si presentaba o no alguna enfermedad respiratoria que lo hiciera más susceptible a la inhalación del material particulado.

Los modelos de evaluación de exposición ambiental generalmente hacen uso de la variabilidad espacial y temporal de los niveles de concentración. Este tipo de modelos son alimentados con la información proporcionada por monitores fijos en diferentes puntos de la región en estudio y entonces, usando diferentes algoritmos, el nivel de concentración del contaminante en aquellos puntos donde no hay monitores pueden ser estimados bajo condiciones razonables.

Sin embargo, en este caso no se cuenta con información monitoreada por lo que una alternativa es hacer uso de un modelo llamado “*plume model*”.

Se debe aclarar que existen modelos más sofisticados que toman en cuenta las características físicas y químicas de los contaminantes. Sin embargo, en este caso sólo se pretende dar una idea de la aplicación de los modelos matemáticos en la evaluación de la exposición y como pueden apoyar la toma de decisiones.

El “*plume model*” toma en cuenta el movimiento de dispersión horizontal y vertical del contaminante en dirección perpendicular a la fuente de emisión. El caso más simple supone que la emisión se comporta como un cuerpo homogéneo de aire y que en promedio la naturaleza aleatoria de la dispersión provoca que la concentración se distribuya como una normal bivariada alrededor de un valor promedio, esto es:

$$C(x, y) = \frac{Q}{2 \pi u \sigma_x \sigma_y} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[ \exp\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

donde:

C(x,y) = concentración (µg/m3) a nivel del suelo en el punto (x,y).

Q = tasa de emisión del contaminante, µg/s

u = velocidad promedio del viento (m/s)

H = altura efectiva de la fumarola

x = distancia horizontal desde el pie de la fuente de emisión

y = distancia horizontal desde punto central de la nube del contaminante

σ<sub>x</sub> = desviación estándar horizontal (m)

σ<sub>y</sub> = desviación estándar vertical (m)

Los supuestos generales del modelo son:

- Se tiene una tasa de emisión constante del contaminante
- La velocidad del viento también es constante a diferentes elevaciones y con respecto al tiempo
- El contaminante es conservativa, es decir, no se degrada ni se potencializa la concentración inicial
- El terreno del área de interés es plano

Adicionalmente, es necesario hacer los siguientes supuestos relacionados específicamente con este problema:

- Se tiene solamente una fuente de emisión esto es, el contaminante sólo proviene del campo de Burgain y sólo de un pozo petrolero.
- El pozo de Burgain está localizado aproximadamente a 30km al Sur y 5km al Oeste de la Ciudad
- La altura del pozo es de 600m pero la nube del contaminante alcanza una altura de 9999m
- La altura de recepción del contaminante es de 1m
- Todo el petróleo del pozo fue consumido
- La población Kuwaití vive en un área delimitada por un cuadrado de 20km por lado

Es así como algunos valores razonables de los parámetros para estimar las concentraciones de partículas finas son los siguientes:

<b>Parámetro</b>	<b>unidades</b>
Q=121,335	g/s
x=-5	km
y=-30	km
H=600	m
z=1	m
Altura de la nube=9999	m
Estabilidad= 4,5,6	
Dirección del viento= 157.5°, 180°	deg
Velocidad del viento= 0.8, 2.3,4.1,6.7,9.5,12	m/s

Como todos los modelos, éste también es sensible a los valores que toman los diferentes parámetros. Por ejemplo, la concentración de partículas finas atribui-



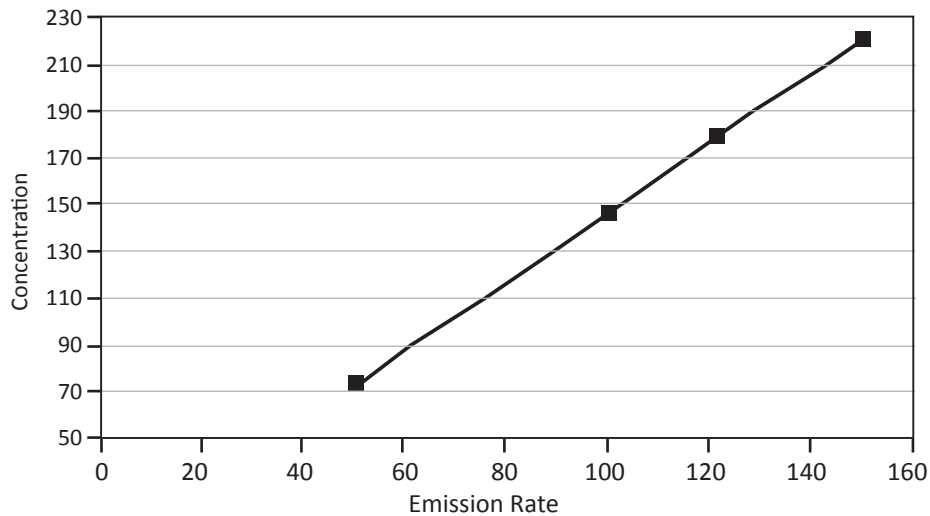
bles a la emisión del pozo incendiado cambiaría dependiendo de la altura (H) del pozo de la siguiente manera:

H	300	600	900
Concentración $\mu\text{g}/\text{m}^3$	494.35	178.19	45.45

Esto es, entre más alto el pozo, el contaminante viaja mayor distancia depositando menor concentración en la zona de interés.

En el modelo la tasa de emisión (Q) se asume constante sin embargo, es difícil sostener este supuesto en la medida que los incendios fueron consumidos. La Figura 2 muestra la asociación entre la concentración y la tasa de emisión. Nótese que el modelo está suponiendo además que la relación entre ambas variables es lineal.

FIGURA 2. RELACIÓN LINEAL ENTRE LA TASA DE EMISIÓN Y LA CONCENTRACIÓN



Si el modelo fuera modificado para incluir la opción de diferenciar entre área urbana y área rural, las cosas cambian dramáticamente pues, bajo las mismas características la concentración cambia de  $178.19\mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $8.09\mu\text{g}/\text{m}^3$

La estabilidad atmosférica es un parámetro que también aporta incertidumbre a la estimación de la concentración de partículas finas. Por ejemplo, los Cuadros

3a, 3b y 3c pretenden representar el cuadrado de 20km<sup>2</sup> de área dividido en pequeñas áreas de 2km<sup>2</sup> y los números absolutos son la concentración que recibe cada uno de estos cuadros:

Bajo la categoría 4 de estabilidad atmosférica, una dirección y velocidad del viento de 180° y 4.1m/s, respectivamente, la distribución de las concentraciones es la siguiente:

CUADRO 3A. CONCENTRACIONES DEL CONTAMINANTE ESTIMADAS POR EL MODELO "PLUME MODEL" SUPONIENDO CATEGORÍA 4 DE ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA, UNA DIRECCIÓN Y VELOCIDAD DEL VIENTO DE 180° Y 4.1M/S

W	-10	-8	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	10
N	20	560	2947	2947	560	20	0	0	0	0	0
10	16	531	3064	3064	531	16	0	0	0	0	0
8	12	498	3190	3190	498	12	0	0	0	0	0
6	9	462	3326	3326	462	9	0	0	0	0	0
4	6	423	3471	3471	423	6	0	0	0	0	0
2	4	380	3628	3628	380	4	0	0	0	0	0
0	3	334	3797	3797	334	3	0	0	0	0	0
-2	1	285	3977	3977	285	1	0	0	0	0	0
-4	1	235	4169	4169	235	1	0	0	0	0	0
-6	0	185	4371	4371	185	0	0	0	0	0	0
-8	0	136	4579	4579	136	0	0	0	0	0	0

TABLA 3B. CONCENTRACIONES DEL CONTAMINANTE ESTIMADAS POR EL MODELO "PLUME MODEL" SUPONIENDO CATEGORÍA 5 DE ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA, UNA DIRECCIÓN Y VELOCIDAD DEL VIENTO DE 180° Y 4.1M/S

W	-10	-8	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	10
N	0	142	4753	4753	142	0	0	0	0	0	0
10	0	113	4619	4619	113	0	0	0	0	0	0
8	0	88	4460	4460	88	0	0	0	0	0	0
6	0	66	4273	4273	66	0	0	0	0	0	0
4	0	47	4055	4055	47	0	0	0	0	0	0
2	0	32	3803	3803	32	0	0	0	0	0	0
0	0	21	3515	3515	21	0	0	0	0	0	0
-2	0	12	3189	3189	12	0	0	0	0	0	0
-4	0	6	2825	2825	6	0	0	0	0	0	0
-6	0	3	2425	2425	3	0	0	0	0	0	0
-8	0	1	1995	1995	1	0	0	0	0	0	0
-10	0	1	1995	1995	1	0	0	0	0	0	0

Esto es, en comparación con la estabilidad 5, en condiciones de estabilidad 4 las concentraciones son menores con un rango de 0 a 4579  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Considerando una dirección del viento de 157.7° en lugar de 180°, la distribución de la concentración muestra una dispersión en diagonal con concentraciones mucho menores.

**CUADRO 3C. CONCENTRACIONES DEL CONTAMINANTE ESTIMADAS POR EL MODELO "PLUME MODEL" SUPONIENDO CATEGORÍA 5 DE ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA, UNA DIRECCIÓN Y VELOCIDAD DEL VIENTO DE 157.7° Y 4.1M/S**

W	-10	-8	-6	-4	-2	0	2	4	6	8	10
N											
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-8	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-10	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**La población**

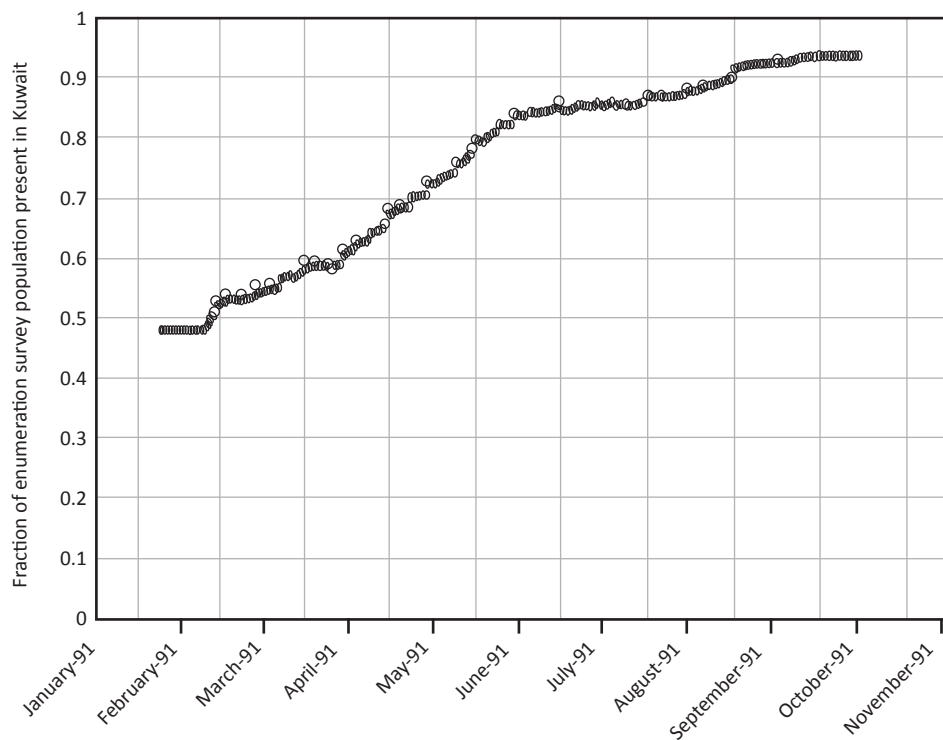
Se estima que antes de la invasión Iraquí, la población Kuwaití era aproximadamente de 2 millones de personas incluyendo 1,200,000 de expatriados.

Al momento de la invasión, parte de la población se encontraba de vacaciones fuera del país. Además, como consecuencia de la invasión, otra parte de la población decidió abandonar el país de tal manera que se estima que durante los incendios sólo el 50% de la población total permanecía en el lugar.

Conforme se resolvía la situación política la población empezó a regresar a su país. El 1 de mayo de 1991, cuando la frontera fue oficialmente reabierto, aproximadamente el 70% de los kuwaitís estaban ya de regreso, y el 6 de noviembre, cuando el último incendio fue extinguido, cerca del 95% de

la población trataba de recuperar su habitual ritmo de vida, como se muestra en la Figura 3.

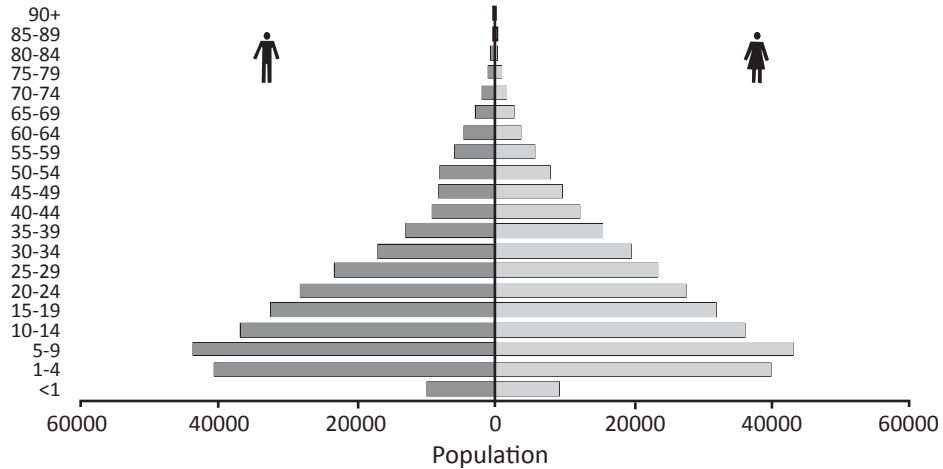
FIGURA 3. ESTIMACIÓN DE LA PROPORCIÓN DE LA POBLACIÓN KUWAITI EN EL PAÍS



La población Kuwaití se caracteriza por ser una población joven. Una representación de su estructura por edad y sexo se encuentra en la Figura 4. Aproximadamente sólo el 20% de la población Kuwaití al inicio de la invasión era mayor de 30 años.

Hasta antes de la invasión, la tasa de mortalidad cruda en la población total era de 3 muertes por cada 1000 personas-años; y la tasa para la población mayor de 30 años era de 9 muertes por cada 1000 personas-años.

**FIGURA 4. ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN KUWAITÍ  
 (EXCLUYENDO EXPATRIADOS) POR SEXO Y EDAD EL 1 DE AGOSTO 1990**



**Los efectos en la población**

Ante la premisa de que toda sustancia es un veneno y que la diferencia en realidad está en la dosis<sup>4</sup>, la plausibilidad biológica del daño a la salud relacionado con la exposición a partículas finas proporciona sólo una parte de la historia, esto es, no es suficiente con saber que el contaminante es tóxico, al parecer es aún más importante determinar cuál es la dosis máxima a la que la población puede ser expuesta sin ser perjudicada. Por esta razón, es indispensable conocer la relación dosis-respuesta.

Dicha relación puede analizarse a través de estudios toxicológicos en un laboratorio con experimentos animales con la consecuente problemática de extrapolar las dosis expuestas en animales a las dosis en seres humanos. Es necesario considerar un factor de corrección por el uso de experimentos simulando condiciones crónicas cuando el proceso en animales se presenta mucho más rápido que en los humanos y el ajuste por la incertidumbre debido a la variabilidad entre individuos.

<sup>4</sup> "All substances are poisons; there is none which is a poison. The right dose differentiates a poison and a remedy". *Paracelsus* (1493-1541).

Otra alternativa es analizar el problema desde un punto de vista epidemiológico. Desafortunadamente no existen (al menos no existían en 2006) estudios epidemiológicos evaluando el riesgo de mortalidad relacionado con partículas finas en Kuwait. Estados Unidos de América (EUA) es uno de los países que más ha trabajado en este tema. De hecho, como resultado de los diferentes estudios, los estándares nacionales de calidad del aire en ese país se han fijado en  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio de concentración anual y  $35\mu\text{g}/\text{m}^3$  para las concentraciones promedio en 24 horas. Esto quiere decir que mientras las emisiones de partículas finas no superen los estándares, la salud de la población estará protegida, incluyendo a la población más susceptible como son los niños, los adultos mayores, las mujeres embarazadas y aquellas personas con padecimientos crónicos.

Hay básicamente dos tipos de estudios epidemiológicos que se han desarrollado para exposición a partículas finas: estudios de cohorte y estudios de series de tiempo. (Dos diferentes escalas en el tiempo para la exposición).

Los estudios de cohorte buscan principalmente la asociación entre una exposición a largo plazo y la muerte prematura. La unidad de estudio es el individuo.

Por otro lado, los estudios de series de tiempo buscan la asociación entre los cambios diarios en el contaminante y las tasas de mortalidad diarias. La unidad de estudio es el día y no el individuo. Aunque la “dosis efectiva”, en términos del impacto sobre el riesgo de efectos adversos en la salud depende prácticamente tanto de las concentraciones como del tiempo de exposición.

Los resultados de estudios tanto de cohorte como de series de tiempo epidemiológicos reportados por algunos investigadores fueron resumidos y analizados por Pope y Dockery (1). Cuadros 4 y 5.

Pregunta: ¿Se puede usar esta información para evaluar el riesgo de salud en la población Kuwaití? Cabe mencionar que los Cuadros reportan el incremento en el riesgo relativo de mortalidad relacionado con  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  y humo negro. Algunos estudios incluyeron diferentes ciudades. La mayoría de los estudios fueron realizados en ciudades de EUA. Las estrategias para evaluar el riesgo pueden ser diferentes. En el caso del Cuadro 5, los primeros nueve estudios incluyeron población general pero otros sólo incluyeron niños, sólo mujeres, sólo hombres o sólo adultos mayores.

CUADRO 4. COMPARACIÓN DE LOS PORCENTAJES DE INCREMENTO EN RIESGO RELATIVO DE MORTALIDAD ESTIMADO A TRAVÉS DE META-ANÁLISIS Y ESTUDIOS DE CAMBIOS EN EXPOSICIÓN A CORTO PLAZO.

Study	Primary Sources	Exposure Increment	Percent Increases in Relative Risk of Mortality (95% CI)		
			All Cause	Cardiovascular	Respiratory
Meta-analysis of 29 studies	Levy et al. 2000 <sup>134</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	1.5 (1.2, 1.75) <sup>a</sup>	—	—
Meta-analysis: GAM-based studies	Stieb et al. 2002, 2003 <sup>135,136</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	1.4 (1.0, 1.8) <sup>a</sup>	—	—
Non GAM-based studies			0.8 (0.5, 1.2)	—	—
Metaestimate from single-city studies, adjusted for publication bias	Anderson et al. 2005 <sup>137</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	1.2 (1.0, 1.4) <sup>a</sup>	—	—
Metaestimates from COMEAP report to the U.K. Department of health on Cardiovascular Disease and AirPollution	COMEAP 2006 <sup>138</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub> 10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	— —	1.8 (1.4, 2.4) 1.4 (0.7, 2.2)	— —
U.S. 6 cities	Klemm and Mason 2003 <sup>142</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	1.2 (0.8, 1.6)	1.3 (0.3, 2.4) <sup>b</sup>	0.6 (-2.9, 4.2) <sup>c</sup>
Canadian 8 cities	Burnett and Goldberg 2003 <sup>144</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	1.1 (t=3.4)	—	—
Californian 9 cities	Ostro et al. 2006 <sup>145</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	0.6 (0.2, 1.0)	0.6 (0.0, 1.1)	2.2 (0.6, 3.9)
U.S. 10 cities	Schwartz 2000, 2003 <sup>146, 148</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	1.3 (1.0, 1.6)	—	—
U.S. 14 city case-crossover	Schwartz 2004 <sup>149</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	0.7 (0.4, 1.0)	—	—
NMMAPS 20-100 U.S. cities	Dominici et al. 2003 <sup>153</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	0.4 (0.2, 0.8)	0.6 (0.3, 1.0) <sup>d</sup>	—
APHEA-2 15-29 European cities	Katsouyanni et al. 2003 <sup>162</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	1.2 (0.8, 1.4)	—	—
APHEA-2 29 EUROPEAN CITIES	Analitis et al. 2006 <sup>163</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	—	1.5 (0.9, 2.1)	1.2 (0.4, 1.9)
Australia 3-cities	Simpson et al. 2005 <sup>165</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	0.9 (-0.7, 2.5)	—	—
French 9 cities	Le Tertre et al. 2002 <sup>164</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> BS	1.2 (0.5, 1.8) <sup>a</sup>	1.2 (0.2, 2.2) <sup>a</sup>	1.1 (-1.4, 3.2) <sup>a</sup>
Korean 7 cities	Lee et al. 2000 <sup>166</sup>	40 µg/m <sup>3</sup> TSP	0.9 (0.5, 1.2) <sup>a</sup>	—	—
Japanese 13-cities, age >65 yr	Omori et al. 2003 <sup>167</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> SPM	1.0 (.8, 1.3)	1.1 (0.7, 1.5)	1.4 (0.9, 2.1)

<sup>a</sup> Includes GAM-based analyses with potentially inadequate convergence; <sup>b</sup> Ischemic heart disease deaths; <sup>c</sup> Chronic obstructive pulmonary disease deaths; <sup>d</sup> Cardiovascular and respiratory deaths combined.

Fuente: Pope Arden, Dockery Douglas, Health effects of fine particulate air pollution. Lines that connect. J. Air & Waste manage. Assoc. 56: 709-742.

CUADRO 5. COMPARACIÓN DEL PORCENTAJE DE INCREMENTO EN EL RIESGO RELATIVO DE MORTALIDAD ASOCIADO CON EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO A LARGO PLAZO.

Study	Primary Sources	Exposure Increment	Percent Increases in Relative Risk of Mortality (95% CI)		
			All Cause	Cardiopulmonary	Lung Cancer
Harvard Six Cities, original	Dockery et al. 1993 <sup>26</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	13 (4.2, 23)	18 (6.0, 32)	18 (-11, 57)
Harvard Six Cities, HEI reanalysis	Krewsky et al. 2000 <sup>177</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	14 (5.4, 23)	19 (6.5, 33)	21 (-8.4, 60)
Harvard Six Cities, extended analysis	Laden et al. 2006 <sup>184</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	16 (7, 26)	28 (13, 44) <sup>a</sup>	27 (-4, 69)
ACS, original	Pope et al. 1995 <sup>27</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	6.6 (3.5, 9.8)	12 (6.7, 17)	1.2 (-8.7, 12)
ACS, HEI reanalysis	Krewsky et al. 2000 <sup>177</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	7.0 (3.9, 10)	12 (7.4, 17)	08 (-8.7, 11)
ACS, extended reanalysis	Pope et al. 2002 <sup>179</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	6.2 (1.6, 11)	9.3 (3.3, 16)	13.5 (4.4, 23)
ACS adjusted using various education weighting schemes	Pope et al. 2004 <sup>180</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	8-11	12 (8, 15) <sup>a</sup>	3-24
	Dockery et al. 1993 <sup>26</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>		12-14	
	Pope et al. 2002 <sup>179</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>			
	Krewsky et al. 2000 <sup>177</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>			
ACS Intrametro Los Angeles	Jerret et al. 2005 <sup>181</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	17 (5, 30)	12 (-3, 30)	44 (-2, 211)
Postneonatal infant mortality, U.S.	Woodruff et al. 1997 <sup>185</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	8.0 (4, 14)		
Postneonatal infant mortality, C.A	Woodruff et al. 2006 <sup>186</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	7.0 (-7, 24)	113 (12, 305) <sup>c</sup>	
AHSMOG <sup>b</sup>	Abbey et al. 1999 <sup>187</sup>	20 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	2.1 (-4.5, 9.2)	0.6 (-7.8, 10)	81 (14, 186)
AHSMOG, males only	McDonnell et al. 2008 <sup>188</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	8.5 (-2.3, 21)	23 (-3, 55)	39 (-21, 150)
AHSMOG, females only	Chen et al. 2005 <sup>189</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>		42 (6, 90) <sup>a</sup>	
Women's Health Initiative	Miller et al. 2004 <sup>190</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>		32 (1, 73) <sup>a</sup>	
VA, preliminary	Lipfert et al. 2000, 2003 <sup>190,192</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	0.3 (NS) <sup>d</sup>		
VA, extended	Lipfert et al. 2006 <sup>193</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	15 (5, 26) <sup>e</sup>		
11 CA counties, elderly	Enstrom 2005 <sup>194</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	1 (-0.6, 2.6)		
Netherlands	Hoeck et al. 2002 <sup>195</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> BS	17 (-24, 78)	34 (-32, 164)	
Netherlands	Hoeck et al. 2002 <sup>195</sup>	Near mayor road	41 (-6, 112)	95 (9, 251)	
Hamilton, Ontario, Canada	Finkelstein et al. 2004 <sup>197</sup>	Near mayor road	18 (2, 38)	5 (-2, 12) <sup>f</sup>	
French PAARC	Filleul et al. 2005 <sup>198</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> BS	7 (3, 10) <sup>f</sup>		3 (-8, 15) <sup>f</sup>
Cystic fibrosis	Goss et al. 2004 <sup>200</sup>	10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2.5</sub>	32 (-9, 93)		

<sup>a</sup> Cardiovascular only; <sup>b</sup> Pooled estimates for males and females; pollution associations were observed primarily in males and not females; <sup>c</sup> Respiratory only; <sup>d</sup> Reported to be nonsignificant by author; overall, effect estimated to various measure of particulate air pollution were highly unstable and not robust to selection of model and time windows; <sup>e</sup> Estimates from the single pollutant model and for 1989-1996 follow-up; effect estimates are much smaller and statistically insignificant in an analysis restricted to counties with nitrogen dioxide data and for the 1997-2001 follow-up furthermore, county-level traffic density is a strong predictor of survival and stronger than PM<sub>2.5</sub> in joint regressions; <sup>f</sup> Estimates when six monitors that were heavily influenced by local traffic sources were excluded; when data from all 24 monitors in all areas were used, no statistically significant association between mortality and pollution were observed.

Fuente: Pope Arden, Dockery Douglas, *Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect*. J. Air & Waste Manage. Assoc. 56: 709-742.



Preguntas: ¿Se puede establecer una estrategia para seleccionar los estudios? ¿Cuál es el mejor criterio? ¿Tomar sólo aquellos resultados que se refieren a  $PM_{2.5}$ ? ¿Aquellos que incluyen población general? ¿Pero qué pasa si la estructura por edad y sexo no es similar entre las ciudades de EUA y la población Kuwaití? ¿Y la situación económica? ¿Las fuentes de emisión de partículas finas son similares (en EUA, la naturaleza de las partículas finas tiene que ver principalmente con la combustión de carbón pero no de petróleo)? Si las diferencias entre individuos son “insuperables”, ¿será buena idea tomar en cuenta sólo los estudios de series de tiempo donde la unidad de estudio es el día y no el individuo? Pero ¿qué hay con las condiciones climatológicas?, Es decir, ¿la humedad, la velocidad y dirección de viento, la temperatura serán similares entre las ciudades? ¿Cómo decidir?

Una vez seleccionados los estudios, ¿qué hacer con la información que proporcionan? ¿Se puede tomar el porcentaje de incremento promedio dando igual peso a todos los estudios o será mejor usar algunos ponderadores para distinguirlos en relevancia?

## Resultados

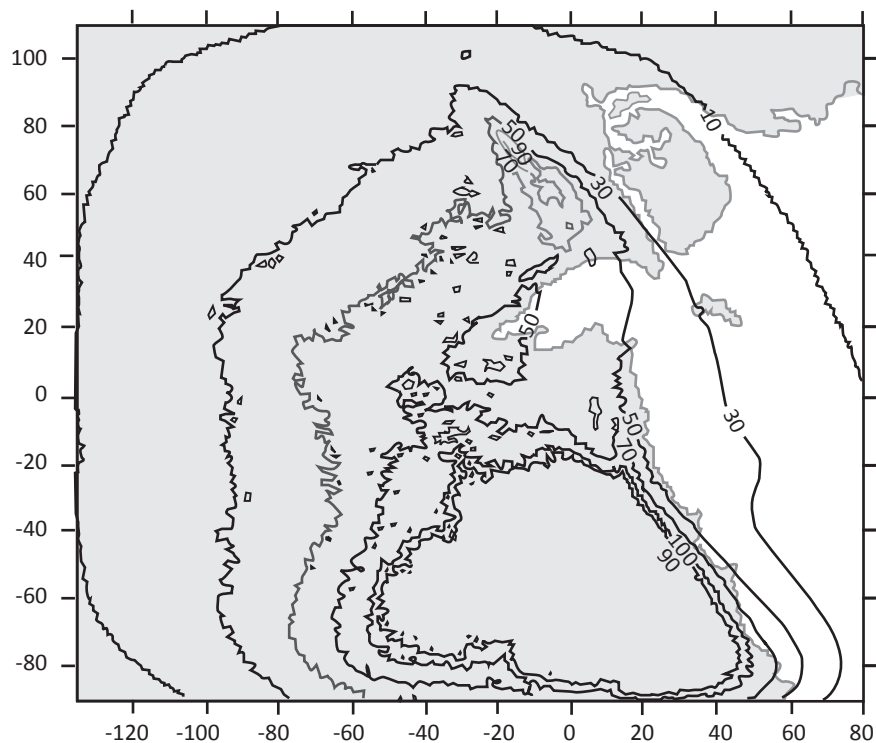
Ante el reto de evaluar el riesgo de salud ambiental con la poca información disponible y con la presencia de incertidumbre a cada paso, quizás como un punto de partida, es mejor hacer estimaciones a partir de una serie de supuestos razonables que no hacer nada. Es así como un grupo de expertos en importantes universidades europeas fueron consultados por la Universidad de Harvard para resolver la pregunta sobre el impacto en la mortalidad de la población Kuwaití atribuible a la contaminación ambiental debido a material particulado durante el periodo crítico en que los pozos petroleros estaban incendiados.

Los expertos trabajaron de manera completamente independiente y cada uno tomó los supuestos que consideró apropiados y seleccionó los estudios epidemiológicos que a su criterio podrían apoyar una mejor estimación.

Usaron modelos espaciales para estimar las concentraciones de los contaminantes obteniendo mapas similares al que se muestra en la Figura 5:

De esta manera, lograron mejores estimaciones del nivel de concentración del contaminante en el área que las obtenidas con el “*plume model*”. Con esta información y siguiendo sus propias estrategias cada uno obtuvo resultados completamente distintos al resto del grupo tal como se muestra en el Cuadro 6. Nótese que el experto D proporcionó estimaciones muy por arriba de los demás.

FIGURA 5. ESTIMACIÓN ESPACIAL DE LAS CONCENTRACIONES DE PARTÍCULAS FINAS (FEBRERO 10-OCTUBRE 15, 1991)



CUADRO 6. PERCENTILES 5, 50 Y 95 PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE PM<sub>2.5</sub> REPORTADAS POR CADA EXPERTO

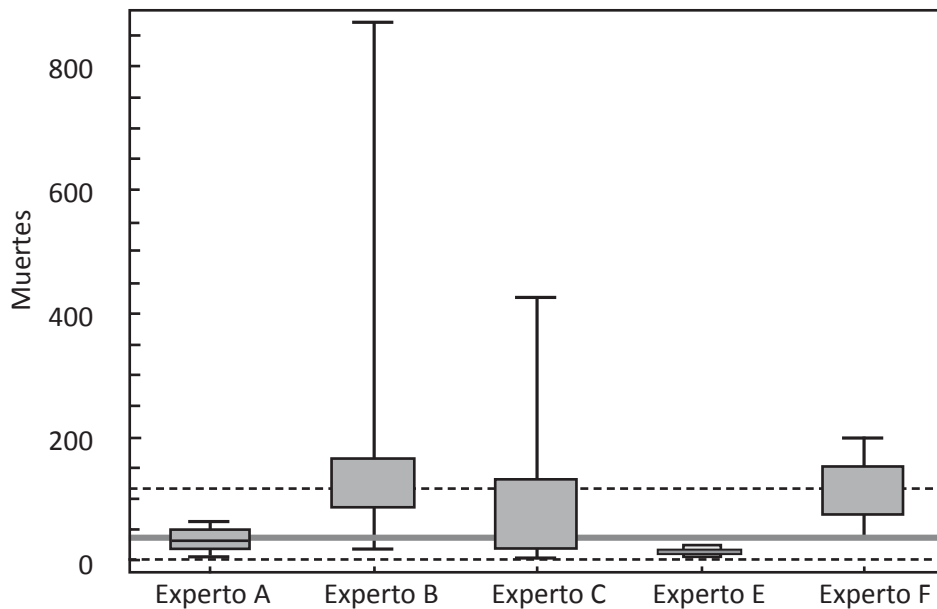
Experto *	5%	50%	95%	Enfoque
E	6	13	21	ST
A	4	32	63	ST
C	<1	54	426	C
F	37	110	210	C
B	16	164	872	C
D	575	2874	11496	C

ST=Serie de Tiempo; C=Cohorte; \*La letra que identifica a cada experto fue asignada de manera aleatoria.

Fuente: : Material del curso "Risk Assessment" del Departamento de Salud Ambiental en la Escuela de Salud Pública de Harvard dictado por el profesor Jonathan I. Levy durante la primavera 2008.

Los resultados se listan en orden creciente con respecto a la estimación de la mediana

FIGURA 6. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA ESTIMACIÓN DE MUERTES ATRIBUIBLES A LA EXPOSICIÓN DEL HUMOS DE LOS POZOS INCENDIADOS OBTENIDA POR CADA EXPERTO.



Fuente: <http://www.rff.org/Documents/John-Evans-PM-Risks.pdf>

La Figura 6 presenta las gráficas de cajas de la estimación del número de muertes en la población Kuwaití atribuibles a la exposición al humo de los pozos petroleros incendiados de acuerdo a cada investigador (el experto D no fue incluido para evitar el uso de una escala más grande).

**Conclusiones**

Cada uno de los supuestos considerados en los diferentes pasos de la evaluación del riesgo tiene un efecto en la toma de decisiones. Esto es, el suponer que la región de estudio es una región urbana y que la emisión es constante a lo largo del periodo de estudio genera una sobreestimación de la concentración del contaminante. Además, si la región se asume urbana, es difícil sustentar que el terreno es plano por la evidente presencia de las construcciones propias de una ciudad.



El modelo también supone que la población se encuentra uniformemente distribuida en el área pero sabemos que esta condición difícilmente es sustentable por la tendencia que las poblaciones tienen para concentrarse en regiones específicas.

Por otro lado, tratar de evaluar los riesgos en salud de la población Kuwaití a partir de estudios epidemiológicos realizados en otros países tiene su propia carga de incertidumbre pues habría que considerar las diferencias poblacionales en aspectos como la estructura por edad y sexo, las condiciones socioeconómicas y disposición a los servicios de salud, la prevalencia de enfermedades respiratorias tales como asma o cáncer pulmonar y la susceptibilidad genética. Es importante aclarar que además los resultados de estudios epidemiológicos sustentan una asociación pero no necesariamente una relación causal entre el contaminante y la respuesta de salud.

Por si fuera poco, también pueden remarcarse diferencias relativas al clima y las características geográficas de las regiones.

Desde la diversidad en las perspectivas de las personas, la toma de decisiones en el uso de la información conduce a evaluaciones que pueden ser completamente diferentes. De ahí la necesidad de buscar consenso en múltiples discusiones con interacción de los decisores utilizando técnicas como la TKJ o el método Delphi, de tal manera que las decisiones incluyan los múltiples criterios y se acerquen a la optimalidad no sólo en la evaluación del riesgo sino también en la determinación de las políticas de salud.

### **Bibliografía**

Pope Arden, Dockery Douglas, *Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect*, J. Air & Waste Manage, Assoc. 56: 709-742.

Mark Nieuwenhuijsen (2003). *Exposure Assessment in occupational and environment epidemiology*, Oxford U. Press.