

DISPERSION IN THE SOIL OF FIVE POLLUTANTS OF TWO INDUSTRIAL COMPLEXES IN PUEBLA, MEXICO, USING THE MODEL OF GAUSS'S DISPERSION

DISPERSIÓN EN EL SUELO DE CINCO CONTAMINANTES EN DOS COMPLEJOS INDUSTRIALES EN PUEBLA, MÉXICO, UTILIZANDO EL MODELO DE DISPERSIÓN DE GAUSS

^{1,1} Sánchez Torres Roberto Carlos, ^{2,2} Sonia Emilia Silva Gómez, ^{3,3} José Silvestre Toxtle Tlamani, ^{4,2} Ricardo Perez Avilés y ^{5,2} J. Santos Hernández Zepeda

¹Facultad de Ingeniería Química, Colegio de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur y Av. San Claudio, Ciudad Universitaria, Colonia San Manuel, Puebla, México. CP 72570.

²Departamento Universitario para el Desarrollo Sustentable, Instituto de Ciencias, Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, Ciudad Universitaria, Col. San Manuel, Puebla, México CP 72570.

³Escuela de Biología, Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Universidad Autónoma de Puebla. Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio, Edificio 112-A, Ciudad Universitaria, Col. San Manuel, Puebla, Pue. México CP 72570.

ABSTRACT

This paper describes the methodology for modeling soil dispersion of five air pollutants: PM₁₀, SO₂, NO_x, CO and H_xC_y emitted by a virtual smokestack and generated by the combustion of petroleum derivatives within a modelation area located to the north of Puebla city in México and delimited by the industrial parks Puebla 2000 and 5 de Mayo taken itself as point source emission. Using the Gauss dispersion model to estimate the distance where the highest concentration is located at ground level of each pollutant below the centerline of the plume and downwind. The results show an average dispersion distance of pollutants, the existence of a relation between the distance reached by pollutants and the area of each industrial park and the encountered concentrations for each pollutant. This modeling showed that although the Gaussian model is an economical choice for estimating the air quality in an area where there is a lack of equipment for *in situ* sampling, the accuracy of the model can be a disadvantage so that using this model recommended for qualitative studies.

Key words: Air quality, emissions from stationary sources, emissions models.
Correspondence to author

1. rocasato@gmail.com
2. soemsgo@yahoo.com
3. stoxtle@hotmail.com
4. rperezaviles@terra.com.mx
5. jshdez4@yahoo.com.mx

RESUMEN

Este trabajo describe la metodología para el modelamiento de dispersión en el suelo de cinco contaminantes atmosféricos: PM_{10} , SO_2 , NO_x , H_xC_y y CO , emitidos por una chimenea virtual y generados por la combustión de derivados de petróleo dentro de un área de modelación ubicada al norte de la ciudad de Puebla, México y delimitada por los parques industriales Puebla 2000 y 5 de Mayo, tomados como fuentes puntuales de emisión. Mediante el modelo de dispersión de Gauss se estimó la distancia donde se localiza la máxima concentración a nivel del suelo de cada contaminante debajo de la línea central de la pluma y a favor del viento. En los resultados encontrados destacan una distancia promedio de dispersión para los contaminantes, la existencia de una relación entre la distancia alcanzada por los contaminantes y el área de cada parque industrial así como las concentraciones halladas de cada contaminante. Esta modelación demostró que si bien el modelo de Gauss representa una opción económica para estimar la calidad del aire de una zona donde se carece de equipo para muestreos *in situ*, la exactitud del modelo puede representar una desventaja, por lo que el uso de este modelo es recomendable para estudios de tipo cualitativo.

Palabras clave: Calidad atmosférica, emisiones de fuentes fijas, modelamiento de emisiones.

INTRODUCCIÓN

Los modelos de dispersión atmosférica de contaminantes son herramientas para determinar la calidad atmosférica de una zona sin el uso de equipos de muestreo *in situ*, así como para la gestión ambiental de actividades productivas de índole industrial, a fin de proporcionar información útil para el desarrollo de políticas públicas que protejan a la población o al ambiente (López-Martínez y Gutiérrez-Luju, 1999). Estos modelos permiten estimar las concentraciones de contaminantes disueltos en el aire o a nivel del suelo mediante ecuaciones que describen las relaciones hipotéticas entre los contaminantes y los factores abióticos (Bustos, 2004).

Actualmente existen paquetes informáticos para la modelación de contaminantes atmosféricos los cuales integran en su programación un esquema de modelación simple de tres etapas donde se tiene en primer lugar la entrada de datos conocidos, en segundo lugar el comportamiento supuesto del sistema mediante ecuaciones y en tercero la salida de datos que se desean conocer (Kiely, 1999).

El ciclo de estancia aérea de un contaminante consiste en tres fases, emisión: a través de una pluma formada por conductos como chimeneas o escapes; transporte: por la turbulencia mecánica o gradientes de temperatura y difusión: esta última sobre organismos, suelo, agua y edificios, entre otros (Díaz, 1995).

El modelo de dispersión de Gauss (MDG) asume que la concentración del contaminante en la pluma puede representarse por curvas basadas en la función estadística de distribución estándar normal; y puede ser usado en las dos últimas etapas del ciclo de estancia aérea mediante la siguiente ecuación (Ec. 1).

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

Ec. 1

Donde:

Q = Flujo de salida del gas [$\mu\text{g/s}$]

u = Velocidad del viento [m/s]

σ_y = Desviación normal en el eje de las ordenadas

σ_z = Desviación normal en el eje z

H = Altura efectiva de la chimenea [m]

El modelo ubica en el origen de un espacio cartesiano a la fuente de emisión puntual y asigna al eje de las abscisas la línea recta hipotética sobre la que se desplazará la pluma al alejarse de una chimenea, así mismo el eje de las ordenadas representa la línea sobre la que se desplaza parte de la pluma en sentido del viento dominante y el eje z es la línea de flotación de la pluma (Fig. 1). Para este trabajo se modificó la Ec. 1 para calcular la concentración máxima al nivel del suelo a través de la línea central de la pluma (Ec. 2) y para el cálculo de la concentración de contaminantes en dirección del viento dominante (Ec. 3).

$$C_{(x,0,0)} = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-0.5\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

Ec. 2

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

Ec. 3

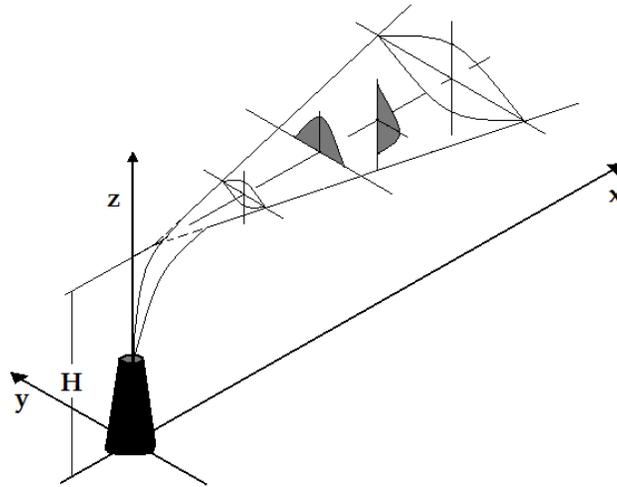


Fig. 1. Pluma de emisión con promedio de tiempo y distribuciones de Gauss (Tomado de Roberts, 2001)

Los valores de σ_y e σ_z están relacionados con los coeficientes de difusión de masa de un gas a través de otros medios en las direcciones y e z. Las ecuaciones Ec. 4 y Ec. 5 propuestas por Martin (1976), se utilizan para obtener valores más confiables de los coeficientes de desviación normal que expresan las desviaciones normales de forma algebraica (Tabla 1).

$$\sigma_y = ax^b$$

Ec. 4

$$\sigma_z = cx^d + f$$

Ec. 5

Tabla 1. Valores de las ecuaciones de Martin (1976)

Estabilidad	x<1km				x>1km		
	a	c	d	f	c	d	f
A	213	440.8	1.941	9.27	459.7	2.094	-9.6
B	156	106.6	1.149	3.3	108.2	1.098	2.0
C	104	61	0.911	0	61	0.911	0
D	68	33.2	0.725	-1.7	44.5	0.516	-13.0
E	50.5	22.8	0.678	-1.3	55.4	0.305	-34.0
F	34	14.35	0.740	-0.35	62.6	0.180	-48.6

El valor de b es constante (0.894) y se expresa en km

La altura efectiva de la chimenea es un parámetro descrito por Turner (1969) como el punto de origen virtual de la pluma a una altura diferente a la de la chimenea (Fig. 2). Para hallar la altura equivalente de una chimenea, Moses y Carson (1969) desarrollaron un grupo de ecuaciones en función de la estabilidad atmosférica; la usada en esta modelación fue aquella para condiciones de inestabilidad atmosférica (Ec. 6).

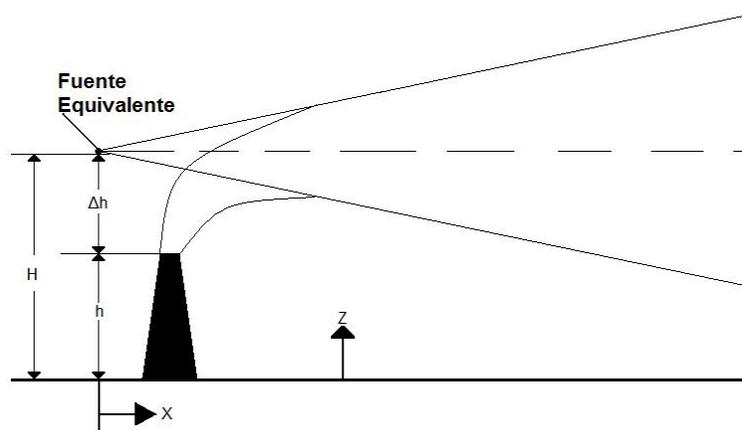


Fig. 2. Altura efectiva de la chimenea (Tomado de Wark y Warner, 2005)

$$\Delta h = 3.47 \frac{v_s d}{u} + 5.15 \frac{(Q_h)^{0.5}}{u}$$

Ec. 6

Donde:

Δh = Elevación de la pluma [m]

V_s = Velocidad de salida del gas de la chimenea [m/s]

d = Diámetro de salida de la chimenea [m]

u = Velocidad del viento a la altura de la chimenea [m/s]

Q_h = Tasa de emisión de calor [kJ/s] para la que se utiliza la Ec. 7

$$Q_h = \dot{m} C_p (T_s - T_a)$$

Ec. 7

Donde:

\dot{m} = Flujo másico del gas en la chimenea [kg/s]

C_p = Calor específico a P=cte. [kJ/mol·K]

T_s = Temperatura de salida del gas [K]

T_a = Temperatura ambiental [K]

La estabilidad atmosférica indica la capacidad de la atmósfera para dispersar los contaminantes; entre mayor sea la estabilidad atmosférica menor será la dispersión. Existen seis categorías de estabilidad (Turner, 1969): A es la más inestable, B moderadamente inestable, C ligeramente inestable, D es neutra, E ligeramente estable y F es la más estable (Tabla 2).

Tabla 2. Condiciones de estabilidad (Tomado de Turner, 1969)

U (m/s)	Día: Insolación				nubosidad 10/10, <2133.6m altura	Noche: nubosidad	
	Fuerte $\alpha > 60^\circ$	Media $35^\circ < \alpha < 60^\circ$	Ligera $\alpha < 35^\circ$	Débil $\alpha < 15^\circ$		> 4/10	< 4/10
0-0.7	A	A	B	C	D	F	F
0.77-1.8	A	B	B	C	D	F	F
1.8-2.8	A	B	C	D	D	E	F
2.8-3.3	B	B	C	D	D	E	F
3.3-3.8	B	B	C	D	D	D	E
3.8-4.9	B	C	C	D	D	D	E
4.9-5.4	C	C	D	D	D	D	E
5.4-5.9	C	C	D	D	D	D	D
> 5.92	C	D	D	D	D	D	D

El MDG utiliza además colectores virtuales colocados sobre los ejes coordenados para determinar los valores de concentración de los contaminantes, de esta manera se generan las rejillas de recolección, que son el equivalente a las estaciones de muestreo que se colocan en el mundo real, pero en el MDG se ubican todos los colectores necesarios en función de la distancia de modelación. El objetivo de este trabajo fue determinar el cambio en el tiempo y espacio de la concentración de cinco contaminantes criterio emitidos por la industria debajo de la línea central de la pluma y a un costado de la misma a favor del viento dominante mediante el modelo de dispersión de Gauss.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para esta modelación se tomaron en cuenta las siguientes suposiciones: El sistema se encuentra en estado estacionario. La difusión de masa es despreciable en x. La velocidad del viento es constante. La altura en el eje z es constante y toma el valor de la altura efectiva de la chimenea sin cambio debido al perfil del viento en la vertical. Las difusibilidades D_x , D_y , D_z son constantes en masa.

El área de modelación fue delimitada mediante fronteras de tipo productivo por los Parques Industriales (P.I.) 5 de Mayo y Puebla 2000, ubicados en las coordenadas geográficas $19^\circ 5' 43.85'' N$ - $98^\circ 11' 19.38'' O$ y $19^\circ 4' 15.37'' N$ - $98^\circ 9' 20.65'' O$ respectivamente, ambos cuentan con industrias dentro de las ramas metal mecánica, química, textil y de transporte, además algunas de ellas dotadas de calderas u hornos para su proceso. Ambos parques son de administración gubernamental (SIMPPI, 2009) y la distancia entre ellos es menor a 4 Km (Fig. 3).

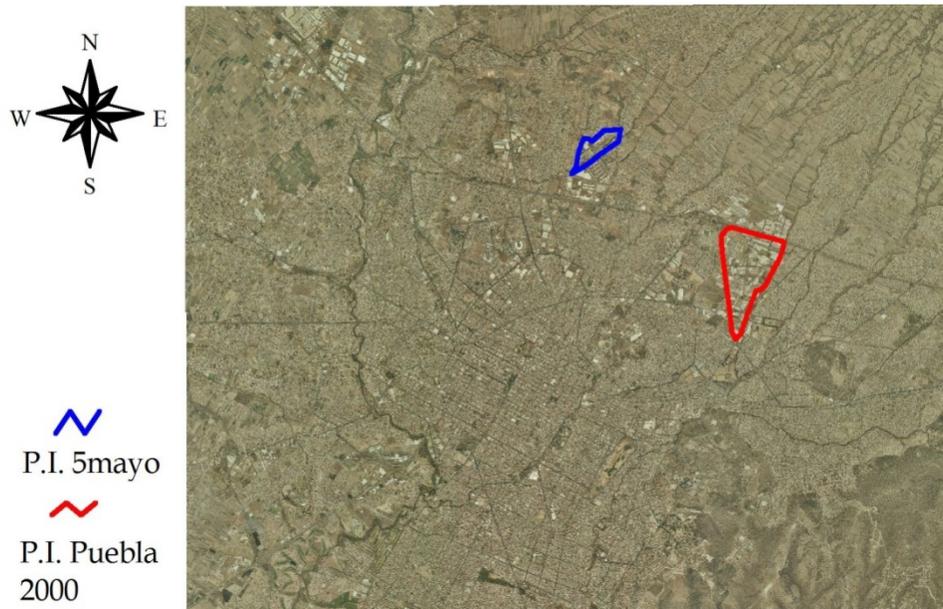


Fig. 3. Ubicación de los Parques Industriales Puebla 2000 y 5 de Mayo (autoría propia)

Cabe mencionar que los datos de entrada del MDG pueden ser obtenidos de fuentes gubernamentales o estadísticas, lo cual representa una ventaja si no se dispone de información puntual de la fuente. El modelo también puede ser aplicado en diferentes estabildades atmosféricas y con rejillas de recolección de densidad variable; dada la flexibilidad del modelo, su exactitud no supera el 30%.

La temporalidad de la modelación fue para los meses de junio y julio de 2009. Se realizó una búsqueda de información sobre meteorología (Tabla 3) en el Sistema Estatal de Monitoreo Ambiental de Puebla (SEMA, 2009) y se consideraron los valores promedio de velocidad de viento (1.27 m/s, con dirección dominante hacia el este-noreste y noreste) y de temperatura (293.15 °K).

La estabilidad atmosférica se estimó tomando el valor $u=1.27$ m/s considerando un día con insolación moderada por ser primavera/verano siguiendo el criterio de Turner (1969). En la Tabla 2 se observa que la estabilidad para la presente modelación corresponde a la categoría B (moderadamente inestable).

Debido a que en los parques industriales se encuentra una variedad de fuentes puntuales de emisión de diferentes alturas y diámetros, y que el acceso a las mismas es restringido, la propuesta del presente proyecto es una chimenea virtual, la cual representa el total de fuentes puntuales y se localiza en el centro de cada parque para determinar el alcance en conjunto de la dispersión de contaminantes.

Tabla 3. Datos meteorológicos (Tomado de SEMA, 2009)

Mes	Máx.	Vientos (m/s)			Temperaturas (°C)			Precipitación (mm)
		Prom.	Mín.	Dir.	Máx.	Prom.	Mín.	
enero	11.8	1.4	0.6	NNE	23.3	14.9	6.7	23.5
febrero	13.9	1.9	0.4	N	24.2	15.6	7	58.8
marzo	12.7	1.6	0.2	NNE	26.2	17.2	8.3	12.8
abril	14.4	2.1	0.2	NE	28.7	19.7	11.1	29.8
mayo	18.3	3.4	0	NNE	26.2	19.2	12.3	91.7
junio	22.5	1.4	0	ENE	26.3	19.6	13	168.8
julio	18.45	1.15	0	NE	25.6	18.8	11.8	153
agosto	14.4	0.9	0	S	26.6	19.5	12.4	164.3
septiembre	19.4	0.8	0	NNE	24.8	19.8	13.4	349.9
octubre	20.6	1.4	0	ENE	25	18.6	12.1	132.6
noviembre	16.4	0.7	0	ESE	23	15.8	8.6	30.8
diciembre	10.1	2.8	0.2	SE	23.3	15.7	8.6	20.3

Nota: las velocidades superiores a 20 m/s se deben a ráfagas de viento atípicas o mal funcionamiento de los equipos de monitoreo (SEMA, 2009)

Como se mencionó anteriormente el acceso a mediciones en la fuente puntual de emisión es limitado por lo que se utilizaron valores experimentales propuestos por SIA (2008) de Bolivia para modelos de dispersión de Gauss en el cálculo de la altura efectiva de la chimenea virtual (Tabla 4).

Tabla 4. Valores utilizados para el cálculo de la H (altura efectiva) de la chimenea (Tomado de SIA de Bolivia, 2008)

Parámetro	Unidad	Rango	Valor Típico	Valor Usado
Altura de la chimenea	m	>0	<65	10
Diámetro de la chimenea	m	0.1 a 10	0.5 a 2	1
Índice de emisión	$\mu\text{g s}^{-1}$	>0	<10 ⁶	ERFCA [†]
Temperatura de descarga	K	>273	500 a 600	500
Velocidad de salida del gas	m.s^{-1}	>0, <20	1 a 10	5
Velocidad del Viento	m.s^{-1}	>0, <30	<10	1.27
Tasa de emisión de calor	kJ s^{-1}	Calculada mediante la Ec. 7		

†Valores obtenidos para cada contaminante criterio mediante la técnica ERFCA.

Los índices de emisión fueron estimados para cada contaminante a partir de la técnica de Evaluación Rápida de Fuentes de Contaminación Ambiental (ERFCA) utilizada en la metodología de los inventarios desarrollados por la Red de Calidad Ambiental y Desarrollo Sustentable. La ERFCA se basa en factores de emisión para obtener cantidades de contaminantes en unidades de masa por unidad de tiempo (PNUMA, 1986). Para fines de este trabajo, se utilizan los rubros contaminantes emitidos al aire por fuentes de combustión fijas de procesos industriales contenidos en dicha técnica. En la Tabla 5 se muestra un resumen de los valores obtenidos mediante la ERFCA usados en la presente modelación.

Tabla 5. Índices de emisión por contaminante (Tomado de Reyes et al., 2011)

Contaminante	P.I. 5 de Mayo	P.I. Puebla 2000
PM ₁₀ [$\mu\text{g s}^{-1}$]	2.2x10 ⁶	3.4 x10 ⁶
SO ₂ [$\mu\text{g s}^{-1}$]	71.9x10 ⁶	201.2 x10 ⁶
NO _x [$\mu\text{g s}^{-1}$]	44.3x10 ⁶	36.2 x10 ⁶
H _x C _y [$\mu\text{g s}^{-1}$]	0.2x10 ⁶	0.6 x10 ⁶
CO [$\mu\text{g s}^{-1}$]	1.7x10 ⁶	3.2 x10 ⁶

El valor de altura efectiva hallado mediante la Ec. 6 fue de 35 m, una vez conocido este dato se definieron los parámetros de la rejilla de recolección. Los receptores de la rejilla virtual fueron colocados cada 10 m en x e y hasta una distancia de 3 km, es decir, 300 x 300 receptores y en base a ellos se estimaron los coeficientes de dispersión normal (σ_y , σ_z) para cada receptor mediante las Ec. 4 y Ec. 5.

Las ecuaciones Ec 2 y Ec. 3 se trabajaron en la hoja de cálculo Excel de Microsoft®, las constantes del modelo fueron Q, π , u y H, y las variables x, σ_y , σ_z ; se eligió este software dada la amigable interfaz que presenta, se realizaron las iteraciones para la Ec. 2 y los datos obtenidos se graficaron con MatLab ® ya que este software es capaz de graficar matrices superiores a 244 x 244 entradas lo que no es permitido en Excel de Microsoft®. El procedimiento fue aplicado para cada uno de los gases emitidos por ambos parques industriales. Para la Ec. 3 se introdujeron las variables x, y, σ_y , σ_z mientras que las constantes fueron las mismas de la ecuación anterior, una vez obtenidas las iteraciones de las matrices de cada uno de los gases (de ambos parques), se graficaron en Matlab ® definiendo el eje x como la línea central bajo la pluma, el eje y como la línea de desplazamiento parcial de la pluma a favor del viento y el eje z como los valores de concentración hallados.

RESULTADOS

Debido a limitaciones de espacio disponible, las figuras correspondientes al P.I. Puebla 2000 para x,y se omiten, aunque la tendencia y forma son similares a las mostradas en las figuras 6-10 cambiando los valores de concentración, los cuales pueden apreciarse en detalle en la figura 5 y compararse con los mencionados en las figuras correspondientes a los contaminantes criterio.

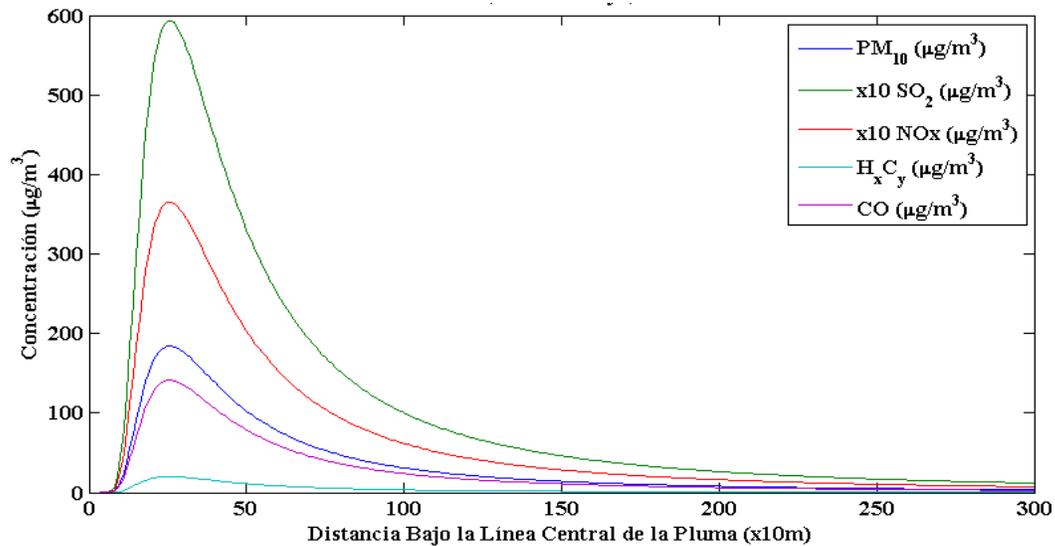


Fig. 4. Concentraciones bajo la línea central de la pluma para el P.I.5 de Mayo

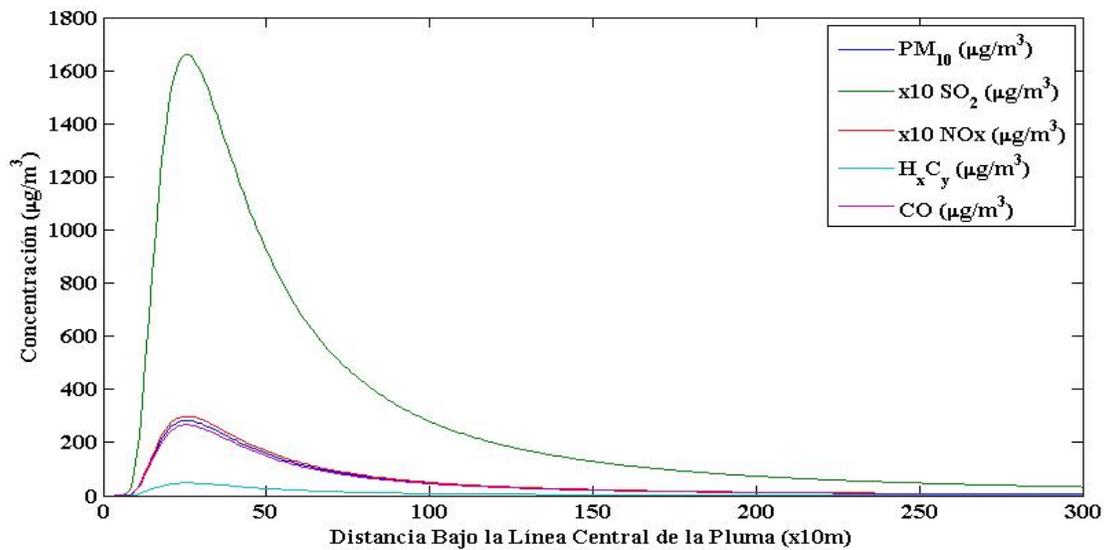


Fig. 5. Concentraciones bajo la línea central de la pluma para el P.I. Puebla 2000

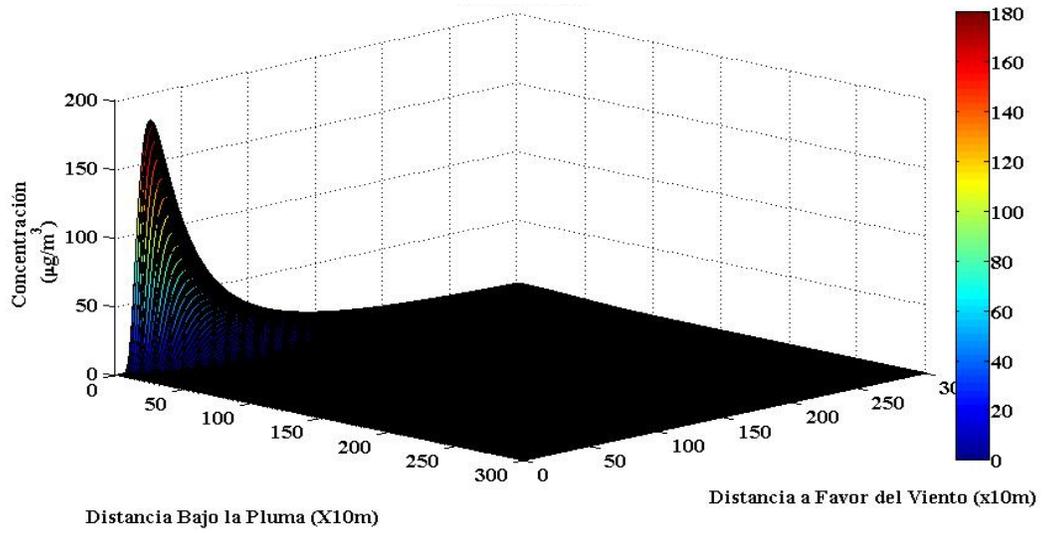


Fig. 6. Concentración de PM₁₀ en el P.I. 5 de Mayo

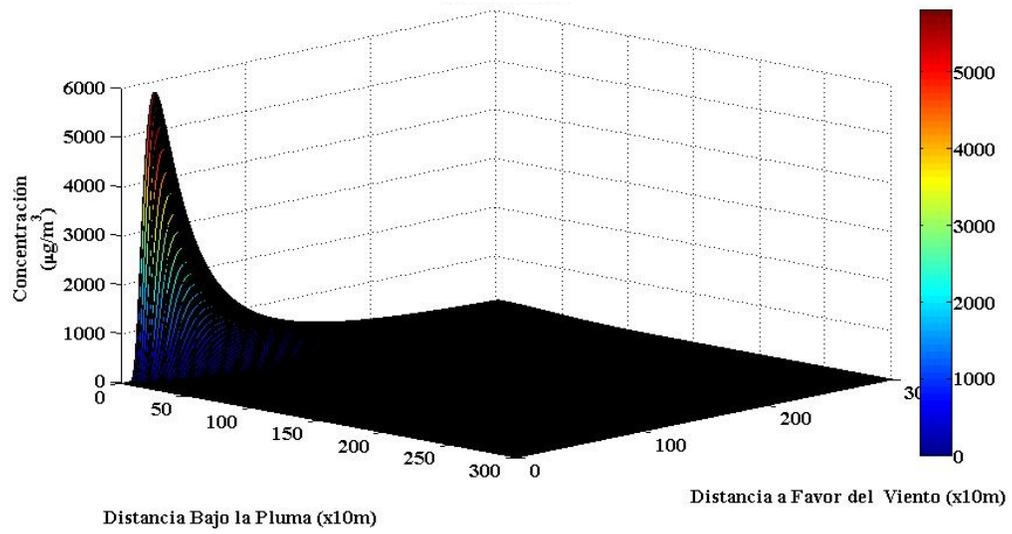


Fig. 7. Concentración de SO₂ en el P.I. 5 de Mayo

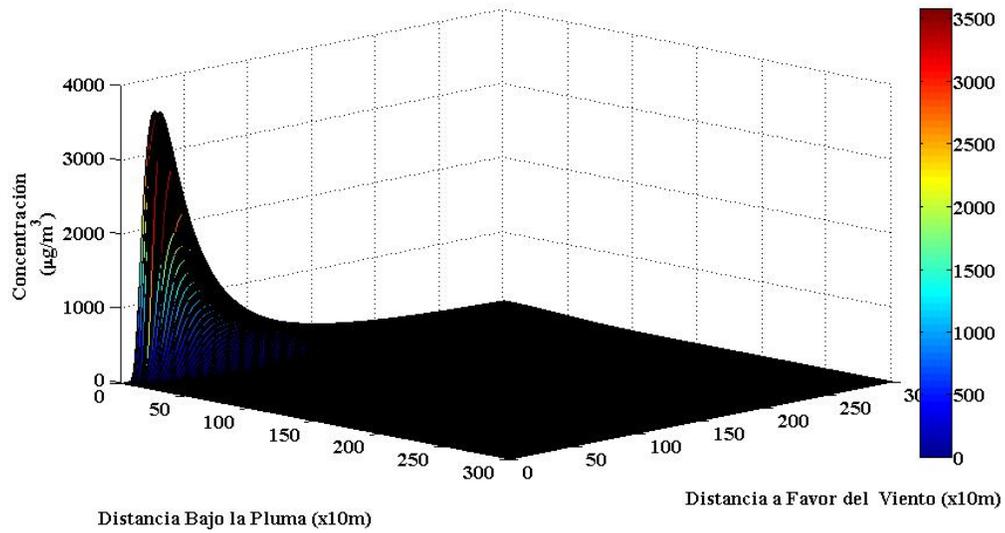


Fig. 8. Concentración de NOx en el P.I. 5 de Mayo

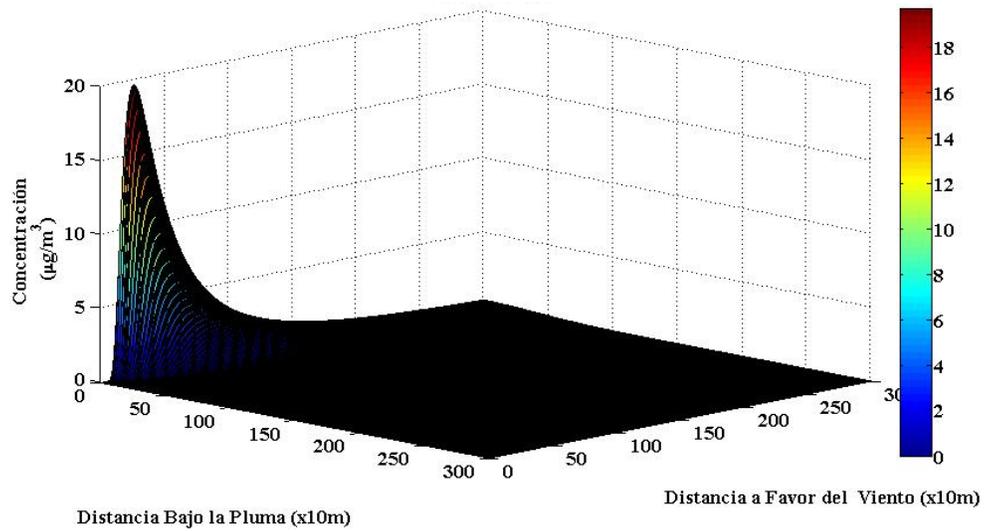


Fig. 9. Concentración de HxCy en el P.I. 5 de Mayo

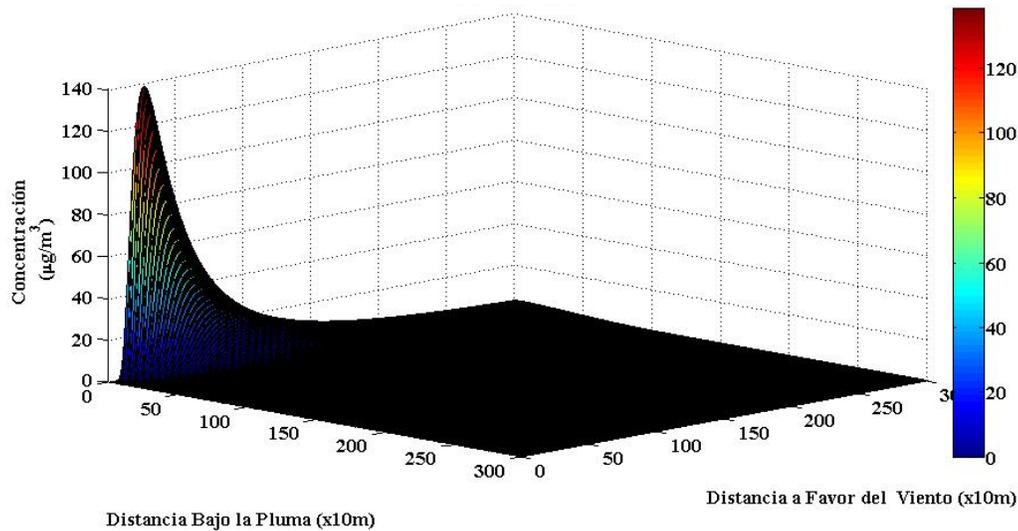


Fig. 10. Concentración de CO en el P.I. 5 de Mayo

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos (Figs. 4 y 5) durante la modelación de dispersión de contaminantes emitidos por los parques industriales mostraron una tendencia hacia la función estadística de distribución estándar normal similar a lo reportado por Wark y Warner (1994). Para el P.I. 5 de Mayo los contaminantes emitidos alcanzan el máximo punto de emisión a los 260 m de la fuente puntual virtual situado en el centro del P.I.; la dispersión importante se lleva a cabo hacia el NNE quedando dentro de los límites del parque; el SO_2 y NO_x alcanzaron los valores máximos de concentración, mientras que en el P.I. Puebla 2000 los valores de mayor concentración (Fig. 5) fueron también para el SO_2 y NO_x , los valores respecto a distancia de concentración máxima se hallaron alrededor de los 260 m, similares a los resultados mostrados en la figura 4. Cabe destacar que los valores de SO_2 y NO_x deben ser multiplicados por 10, este criterio fue tomado para dar simetría al resto de las curvas (Figs. 4 y 5).

En la figura 6 se observa la máxima concentración de PM_{10} en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que de acuerdo a la NOM-025-SSA1-1993, el máximo valor permisible de PM_{10} en 24 h es $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SSA, 1993). Por otro lado, los límites máximos normados de acuerdo al criterio para evaluar la calidad del aire con respecto al SO_2 contenido en la NOM-022-SSA1-1993 son $341 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas y $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por año, respectivamente (SSA, 1993) en la figura 7 se aprecia que la concentración registrada fue $5900 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

El límite máximo permisible según la NOM-023-SSA1-1993 para NO_2 es $395 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hora (SSA, 1993), en la figura 8 se aprecia que la concentración hallada fue $3500 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en la figura 9 se

observa que la concentración máxima de hidrocarburos fue de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En México no se dispone aún de normatividad para establecer límites máximos permisibles de hidrocarburos en el aire por procesos de combustión.

El límite máximo permitido para el CO según la NOM-021-SSA1-1993 es $12.595 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en un periodo de 8 horas (SSA, 1993), la concentración obtenida por el MDG fue $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fig. 10).

Probablemente si se hubieran graficado valores negativos se observaría con mayor detalle la curva de Gauss aunque esto representaría que en realidad la pluma de emisiones no tendría una dirección determinada debida al viento y flotación de los gases de salida. Por otra parte se hace evidente la necesidad de una gráfica con el diagrama de concentración de los cinco contaminantes en el mismo tiempo y espacio, similar a la reportada por Peralta (2007); lo cual podría implementarse para asegurar una forma más eficiente de mostrar la información.

Respecto a la fuente puntual de emisión virtual propuesta en este trabajo, Peralta et al., (2009) refieren el uso de reportes en forma agregada, es decir, para el equivalente del conjunto de fuentes operadas en el área. El uso de esta fuente virtual se respalda por tanto en la suma algebraica de las emisiones de cada fuente real y se asume que el comportamiento de las mismas puede interpolarse hacia una única fuente, que si bien tiene una mayor tasa de emisión, las condiciones del modelo conducirán su comportamiento de manera similar a las fuentes reales; además se debe tomar en cuenta que la distancia donde se hallará la concentración máxima de la fuente real será menor que el de la fuente virtual única, pero si se toman en cuenta las distancias sumadas de todas las fuentes puntuales, entonces el área de alcance será similar a la encontrada para la fuente virtual.

Los valores de concentración de los contaminantes criterio para ambos complejos muestran resultados similares (Figs. 4 y 5), respecto a la máxima distancia de concentración encontrada alrededor de los 250 m, no así para el valor de la misma, ya que las cifras obtenidas para el P.I. Puebla 2000 guardan una relación de 3:1 en comparación con las observadas en el P.I. 5 de Mayo, de manera similar al área ocupada por los parques y las industrias asentadas en ellos mantienen ésta relación. La entrada de materia y energía al sistema tenderá a mantener siempre una relación respecto a la salida del mismo en función del modelo utilizado (Bustos, 2004), por tanto este comportamiento puede explicarse mediante un balance de materia simple, en el que hay tres veces más materia de entrada en el P.I. Puebla 2000 que en el P.I. 5 de Mayo.

Así mismo la distancia de máxima concentración de los contaminantes se halla dentro de los límites del parque, situación que se favorece más en verano, pues la velocidad de los vientos es menor y la temperatura ambiental mayor, lo que representa condiciones para una estabilidad atmosférica más fuerte (Davis, 2008), por lo que una verificación semanal de la calidad de aire mediante estaciones monitoras durante esta temporada sería recomendable a fin de reducir los riesgos a la salud de la población flotante en los parques industriales. En contraste, la máxima dispersión se alcanza en los meses invernales, pues son los que cuentan con mayor velocidad de vientos y menor temperatura, propiciando una inestabilidad atmosférica, por lo que se recomienda colocar ahora estaciones monitoras a las afueras de los parques industriales, a fin de reducir riesgos a la población de las colonias vecinas.

Las concentraciones mayores corresponden al SO_2 y a los NO_x , puesto que ambos tienen su origen en la combustión de productos derivados del petróleo, en especial del combustible diesel, que en su manufactura incluye mezclas de gasóleos con querosinas y aceite cíclico ligero; el diesel

comercializado por PEMEX ocupa el cuarto lugar por su contenido de cetano y el quinto lugar por su contenido de azufre en una lista de 32 combustibles, además de contener 30% en volumen de aromáticos (PEMEX, 2010). No obstante es imperioso aclarar que los índices de emisión fueron calculados mediante la técnica ERFCA, la cual utiliza factores de emisión, que si bien fueron adaptados para su uso en países en desarrollo, la antigüedad de los mismos es de 24 años, por lo que puede existir un sesgo entre la calidad actual del diesel y la calidad del mismo existente en la década de 1980.

Finalmente en relación con la exactitud de los datos obtenidos se debe aclarar que la modelación Gaussiana limita el área geográfica por restricciones matemáticas, es decir, aísla en un cubo de dimensiones constantes el espacio modelado, lo que no ocurre en la realidad. Para conseguir modelaciones más exactas, se deben tomar en cuenta, tantas variables como complejo es el entorno, es decir, se deben usar modelos que incluyan variables tales como propiedades fisicoquímicas de las moléculas gaseosas, reacciones químicas que se llevan a cabo con otras sustancias en la atmósfera, difusibilidades en los tres ejes, además se deben incluir el cálculo de concentraciones en z para los diferentes perfiles de viento, rugosidad del terreno y edificios circundantes entre otras. No obstante el MDG resulta de utilidad como herramienta estimativa de calidad de aire y para delimitar zonas en las cuales llevar a cabo mediciones *in situ*. El uso de otras herramientas estimativas como la técnica ERFCA potencializan el uso del MDG.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Cuerpo Académico BUAP 165 “Desarrollo Sustentable” por la ayuda indispensable para concluir este trabajo. Al Ing. Javier Montalvo Tinoco Subdirector de Promoción Industrial SEDECO de Puebla por proporcionar información de las industrias asentadas en los Parques Industriales 5 de Mayo y Puebla 2000.

Así mismo agradecemos a las industrias participantes en el censo respecto a producción y tratamiento de emisiones contaminantes al agua y aire de los Parques Industriales 5 de Mayo y Puebla 2000, realizado entre los años 2009 y 2010.

Este trabajo es parte del proyecto “Inventario de Contaminantes y sus Indicadores Regionales” que 11 grupos de investigadores, de cinco universidades públicas de México desarrollan con financiamiento de SEP-PROMEPE, bajo la modalidad de apoyo a redes temáticas, en éste caso a la RED PROMEP “Calidad Ambiental y Desarrollo Sustentable”.

REFERENCIAS

- 1.- Bustos, S.C., 2004. Aplicación de modelos de dispersión atmosférica en la evaluación de impacto ambiental: análisis del proceso. 86 p (Tesis de maestría, Universidad de Chile, Chile).
- 2.- Davis, M.L., 2008. Introduction to environmental engineering. McGraw Hill. USA. 1008 p.
- 3.- Díaz, V.R., 1995. Contaminación del aire: cuaderno de referencia para los técnicos de saneamiento ambiental, código 2.11.6 . CEPIS. Perú. 82 p.
- 4.- Kiely, G., 1999. Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. McGraw-Hill. España. 1330 p
- 5.- López-Martínez, J.L. y S. Gutiérrez-Luju, 1999. Comparación de los datos de dispersión de dióxido de azufre y otros contaminantes en la atmósfera, obtenidos experimentalmente y por simulación usando el modelo "ISC3". Tecnología y Ciencia (IMIQ), 14(1-2): 10-18.
- 6.- Martin, D., 1976. The change of concentration standard deviation with distance. Journal of Air Pollution Control Association, 26(2): 145-155.
- 7.- Moses, H. y J.E. Carson, 1969. The validity of several plume rise formulas. Journal of Air Pollution Control Association, 22(8): 621-631.
8. - PEMEX (Petróleos Mexicanos). 2010. <http://www.ref.pemex.com/octanaje/24DIESEL.htm> (accesado en febrero 15, 2010)
9. - Peralta, J.J., 2007. Desarrollo de algoritmos en Matlab para el modelaje de la dispersión de contaminantes a través de la ecuación de combustión. Documentos del CDTS. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Ecuador. 17 p.
- 10.- Peralta, J., E. Delgado, J. Vera y A. Barriga, 2009. Modelamiento de dispersión de contaminantes en la atmósfera emitidos por generadores termoeléctricos móviles. Documentos del CDTS. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Ecuador. 11 p.
- 11.- PNUMA (PNUMA/CPPS/ECO-CEPIS), 1986. Evaluación rápida de fuentes de contaminación de aguas y suelos en el Pacífico Sudeste. WHO. Perú. 119 p.
- 12.- Reyes, C.H., M.C. Ibarra y N.I. Loya (Eds.), 2011. Matemáticas, estadística y medio ambiente. FCFM-BUAP. México. 144 p.
- 13.- Roberts, E. A., 2001. Manual de Control de la Calidad del Aire. McGraw Hill. México. 800 p.
- 14.- SEMA (Sistema Estatal de Monitoreo Ambiental). 2009. <http://www.remapuebla.gob.mx> (accesado en noviembre 17, 2010).

- 15.- SIA-Bolivia, 2008. Modelo de dispersión atmosférica, la guía del usuario. Ediciones del Sistema de Información Ambiental. Bolivia. 39 p.
- 16.- SIMPPI (Sistema Mexicano de Promoción de Parques Industriales). 2009. <http://www.parquesindustriales.org.mx> (accesado en noviembre 16, 2009).
- 17.- SSA (Secretaria de Salud, Norma Oficial Mexicana NOM-021-SSA1-1993). 1993. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/021ssa13.html> (accesado en noviembre 11, 2009).
- 18.- SSA (Secretaria de Salud, Norma Oficial Mexicana NOM-022-SSA1-1993). 1993. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/022ssa13.html> (accesado en noviembre 11, 2009).
- 19.- SSA (Secretaria de Salud, Norma Oficial Mexicana NOM-023-SSA1-1993). 1993. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/023ssa13.html> (accesado en noviembre 11, 2009).
- 20.- SSA (Secretaria de Salud, Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993). 1993. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/025ssa13.html> (accesado en noviembre 11, 2009).
- 21.- Turner, D.B., 1969. Workbook of atmospheric dispersion estimates. HEW Washington D.C., 84 p.
- 22.- Wark, K. y F. Warner, 1994. Contaminación del aire. Origen y Control. Limusa. México. 650 p.