

193

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO



FACULTAD DE CIENCIAS

RELACION DE LA MUTAGENICIDAD DEL EXTRACTO ORGANICO OBTENIDO DE PARTICULAS CON DIFERENTE TAMAÑO AERODINAMICO

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
B I O L O G A
P R E S E N T A :
MAGDALENA SANCHEZ SANDOVAL



DIRECTOR DE TESIS. DR. RAFAEL VILLALOBOS PIETRINI



FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR

2001

297914



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. EN C. ELENA DE OTEYZA DE OTEYZA
Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito:

Relación de la mutagenicidad del extracto orgánico obtenido
de partículas con diferente tamaño aerodinámico
realizado por Magdalena Sánchez Sandoval
con número de cuenta 9113788-1 , pasante de la carrera de Biología
Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis Propietario Dr. Rafael Villalobos Pietrini

Propietario Dra. Sandra Gómez Arroyo

Propietario M. en C. Alicia Zarzosa Pérez

Suplente Q. I. Omar Amador Muñoz

Suplente Biol. Armando Muñoz Comonfort

FACULTAD DE CIENCIAS
U. N. A. M.

Consejo Departamental de Biología



Dra. Patricia Ramos **SECRETARÍA DEPARTAMENTAL DE BIOLOGÍA**

AGRADECIMIENTOS

A LOS MIEMBOS DEL JURADO

Al **Dr. Rafael Villalobos Pietrini** por la dirección de la presente tesis, por su atención y apoyo total en mis inquietudes.

A la **Dra. Sandra Gómez Arroyo** por la revisión minuciosa de este trabajo, por su sencillez y apoyo brindados.

A la **M. en C. Alicia Zarzosa Pérez** por la aceptación para formar parte del jurado, por su paciencia hacia mi durante toda mi carrera, por su atención y apoyo.

Al **Q. I. Omar Amador Muñoz** por su asesoría técnica, por la revisión exhausta de mi tesis, por las horas convividas en el Laboratorio de Cromatografía.

Al **Biól. Armando Muñoz Comonfort** por su asesoría bibliográfica, por las sugerencias y por los tantos años de aguante hacia mí.

A LOS QUE CONTRIBUYERON A LA REALIZACIÓN DE ESTA TESIS:

Al Dr. J. Javier Espinosa Aguirre por su apoyo técnico sobre el manejo de la técnica.

Al Dr. Javier Miranda Martín del Campo por su apoyo bibliográfico en el uso del impactador en cascada y su apoyo técnico en microscopía electrónica.

A la M. en C. Jacqueline Cañetas Ortega por su apoyo técnico y en el microscopio electrónico de barrido en el Instituto de Física.

A la Pas. de M. en C. Diana Ma. Escobar García por su apoyo total en el desarrollo de los ensayos mutagénicos en el Instituto de Biomédicas.

Al Biol. Salvador Blanco Jiménez por su apoyo técnico.

Al Pas. de Biol. Leonel Hernández Mena por su asesoría técnica, por su dedicación y apoyo total, además de su cariño.

Al Lic. Arturo de la Biblioteca de Ciencias de la Atmósfera, por su valiosa ayuda en la búsqueda bibliográfica.

Al proyecto PAPIIT IN213498 y a CONACyT (SNI) por el apoyo económico llamado beca.

Va para todos ellos (el orden de los factores no altera el cariño):

A la Facultad de Ciencias, a la noble Universidad Nacional Autónoma de México que tanto me ha dado y enseñado, a los pobres, a los campesinos e indígenas, a la naturaleza, a la vida y por qué no? a mi propio sufrir y esfuerzo.

Muy especialmente a la Biol. Josefina Torres G.
por su dedicación a mis inquietudes desde mi vida de preparatoriana, que si no fuera por ella, tal vez no estaría aquí.

A mis padres
por enseñarme un camino recto que hice derechueco. A Rafa le aprendo lo de investigar (qué cabeza la tuya viejo!!) y a Licha lo de luchar hasta conseguir lo que quiero (el que persevera alcanza).

A mi hermana Andrea por todo el cariño que tenemos y que nos falta entregar. A mi sobrina Nana que es parte de ti, la muñequita de oro y a Marcel, el compadre.

A mi hermana Claudia por enseñarme los secretos de la química y entregarme su apoyo incondicional cuando más lo necesito.
A mi hermano Manuel por que siga adelante, madurando y luchando por la vida, también a sus amigos que cubren el vacío cuando no está él.
A Pasesita, mi abuelita, por sus bendiciones diarias.

A todos aquello(a)s que por alguna circunstancia de la vida atravesaron en mi camino y aprovechamos de una bonita y verdadera amistad.

A los que tanta falta me hacen:
Rafael, Manuel, Emilia, Carmen, Rafa, Gulli...

INDICE

RESUMEN

1. ANTECEDENTES	
1.1. Crecimiento de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México	1
1.2. Fuentes que contribuyen a la contaminación atmosférica	2
1.3. Las aeropartículas	7
1.4. Los Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)	11
1.5. El ensayo de incorporación en placa con <i>Salmonella typhimurium</i>	14
2. JUSTIFICACIÓN	18
3. OBJETIVOS	
3.1. General	19
3.2. Particulares	19
4. MATERIALES Y MÉTODOS	
4.1. Área de estudio	20
4.2. Equipo de muestreo	21
4.3. Procedimiento de muestreo	23
4.4. Extracción, concentración y determinación de MOE	24
4.5. Análisis de mutagenicidad	24
4.6. Análisis estadístico	26
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
6.1. Partículas y MOE	27
6.2. Correlación entre los parámetros climatológicos, las partículas y la MOE	43
6.3. Análisis mutagénico	46
7. CONCLUSIONES	61
8. REFERENCIAS	62

RESUMEN

La contaminación del ambiente ha sido un problema de gran importancia por los efectos que causa en la salud humana. En el contexto de la contaminación atmosférica existen partículas suspendidas de diversas formas, tamaños y composición química, siendo de mayor interés aquellas de diámetros pequeños, ya que tienen un alto grado de penetración en el sistema respiratorio incrementando el riesgo de los efectos adversos que pueden ocasionar. En este trabajo se muestrearon aeropartículas en el suroeste de la Ciudad de México, con impactador en cascada durante febrero (temporada de secas) y agosto (temporada de lluvias) de 1999; se separó la materia orgánica, se acumuló por diámetro de partícula y por mes y se realizaron pruebas de incorporación en placa con *Salmonella typhimurium* cepas TA98, YG1021 y YG7132. La concentración de las partículas presentó un comportamiento bimodal con máximos en los rangos de 0.49 a 0.95 μm (paso 5) y de 3 a 7.2 μm (paso 2), siendo más alta el primero en febrero que en agosto, e invirtiéndose para el segundo rango. La materia orgánica extraíble (MOE) tuvo similar comportamiento en ambos meses, con la mayor concentración en el rango de 0.49 a 0.95 μm , (paso 5) seguido de 0.95-1.5 μm (paso 4), 3.0 a 7.2 μm (paso 2), 1.5 a 3.0 μm (paso 3) y 7.2 a 10 μm (paso 1). La concentración promedio de partículas y MOE más alta en suma (PM10) se observó en febrero con respecto a agosto.

La MOE probada en los ensayos mutagénicos destacó la proporción equivalente de mutágenos directos e indirectos con la cepa TA98 en febrero, además de la presencia de compuestos Nitro-HAP evidenciados por la cepa YG1021 para en los pasos 4 y 5 de febrero, el 5 en agosto y el filtro de respaldo para ambos y se sospecha de la presencia del compuesto 1,8-dinitropireno con la cepa YG7132 en los pasos 4 y 5 y el filtro de respaldo en febrero y en el filtro de respaldo de agosto. Se utilizaron pruebas de correlación y de "t" de Student para comprobar las diferencias significativas. En febrero (temporada de secas) hubo potencias mutagénicas en los pasos 4 y 5 en el intervalo de partículas de 0.49 a 1.5 μm , mismas que pueden depositarse en los alveolos pulmonares y en agosto se observó una ligera mutagenicidad en el paso 5.

1. ANTECEDENTES

1.1. Crecimiento de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

A partir de la década de los 40, la Ciudad de México se desarrolló en forma muy rápida debido a que la política económica se centró en un proceso industrial acelerado. Con ello, también creció la oferta de trabajo y la disponibilidad de servicios, promoviendo así la emigración masiva de habitantes del campo hacia la ciudad y el consecuente aumento de la población (Fig. 1) (Leal *et al.* 1996).

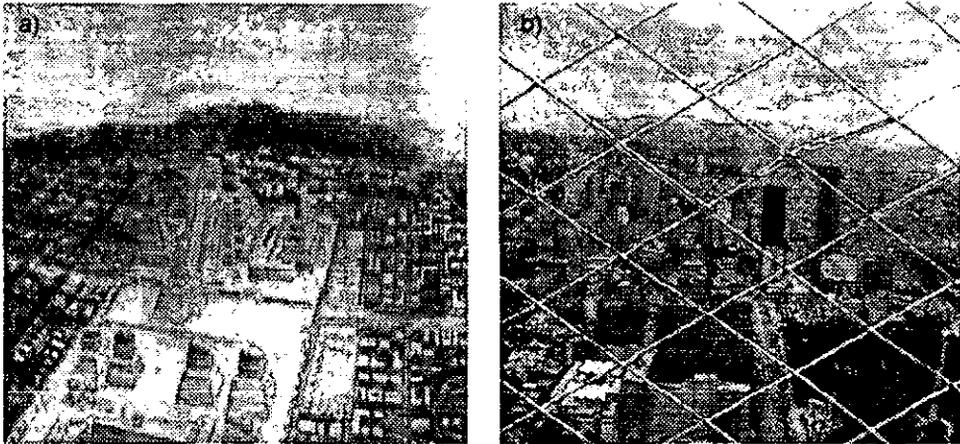


Fig. 1. Cambio demográfico y urbanístico de la Ciudad de México. a) época prehispánica, b) años 90.

Fuente: Ezcurra (1992)

En 1940 vivían casi dos millones de personas, en 1960 ascendió a cinco (Leal *et al.* 1996) y actualmente la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) se encuentra asentada en un área de aproximadamente 7,000 km² (Fig. 2) con casi 17 millones de habitantes, según el censo del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 2000) en donde es probable que no se incluya a la gente que vive en las calles, siendo una de las ciudades más pobladas del mundo (Miranda *et al.* 1994) con altos niveles de contaminantes, específicamente de partículas sobre todo en áreas donde el tráfico es muy denso y la cantidad de industrias es alto (Villalobos-Pietrini *et al.* 1995, <http://www.inegi.gob.mx/> 2001).

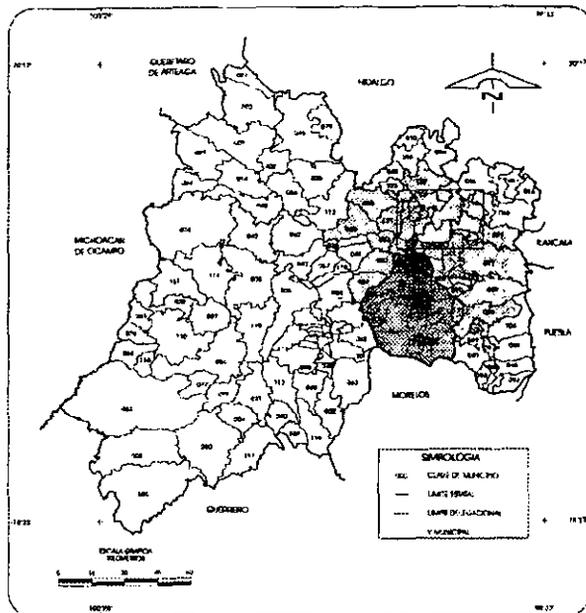


Fig. 2. Conformación del área urbana.
Fuente: INEGI (2000)

1.2. Fuentes que contribuyen a la contaminación atmosférica

La atmósfera es un medio importante a través del cual se transportan gases y partículas (Calderón 1989) y se divide convencionalmente en 4 capas: tropósfera, estratósfera, mesósfera y termósfera, separadas por la tropopausa, la estratopausa y la mesopausa, respectivamente (Andrews *et al.* 1987) (Fig. 3).

En la *tropósfera*, la temperatura decrece en función de la altura. Existe un importante transporte vertical de masas de aire frío, llamados movimientos convectivos que dispersan en menor o mayor grado a los contaminantes atmosféricos, de acuerdo con las condiciones meteorológicas, fungiendo como mecanismo de limpieza, así como los movimientos laterales del viento, la vegetación densa, la incorporación a gotas de lluvia y su posterior precipitación (arrastre) o bien por sedimentación, sobre todo de las partículas grandes ($\leq 100 \mu\text{m}$) (Lacey 1981, Gutiérrez 1985), dependiendo de la época del año. Pero en la ZMCM los movimientos laterales son casi nulos

debido a la presencia de las cadenas montañosas, que dificultan el desplazamiento horizontal de las masas de aire (Leal *et al.* 1996).

En la *estratósfera* la temperatura aumenta conforme a la altura debido a la interacción de las ondas de radiación solar y el ozono que actúa como filtro de la radiación Ultravioleta. Por arriba de la *estratósfera*, se encuentra la *mesósfera*, en donde se llevan a cabo procesos fotoquímicos aún más intensos que en la *estratósfera* (también se le conoce como quemósfera) y en donde la temperatura nuevamente decrece. La última capa es la *termósfera*, iniciada a los 85 km en la que se incrementa la temperatura rápidamente hasta alcanzar valores mayores a 1000°K, cambiando su composición química atmosférica. De 500-600 km se encuentra la *exósfera*, donde las partículas abandonan fácilmente la atmósfera. (Mészáros 1981)

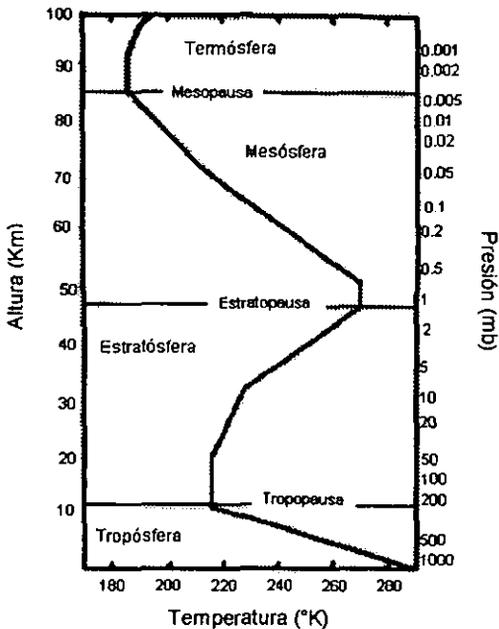


Fig. 3. Capas de la atmósfera según altura y temperatura.

Fuente: Van den Bergh 1993

De manera natural, el aire en la *tropósfera* se compone principalmente de oxígeno (20.94%) y nitrógeno (78.08%) (Van den Bergh 1993) (Tabla I).

TABLA I. PRINCIPALES COMPONENTES DEL AIRE

Componente	Concentración	
	%	ppmv**
N ₂	78.08	
O ₂	20.94	
H ₂ O	< 4*	
Ar ₂	0.934	
CO ₂	0.033	
Ne ₂		18.18
He ₂		5.24
Kr ₂		1.14
Xe ₂		0.087
H ₂		0.5
CH ₄		2
N ₂ O		0.5±0.1

* depende de la latitud ** partes por millón en volumen
 Fuente: Van den Bergh (1993)

A la suspensión de partículas sólidas o líquidas en un gas se le conoce como aerosol y este término fue acuñado en 1920. El contenido de este aerosol puede estar contaminado. La contaminación propiamente dicha se define como la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes, o bien, cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico. Un contaminante es toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural altera o modifica su composición y condición natural (LGEEPA 1997). Los contaminantes se dividen en *primarios* y *secundarios*: los primeros surgen directamente de las fuentes de emisión y son introducidos a la atmósfera (emisiones de fábricas, de automóviles y de casas); los últimos se forman en la atmósfera por interacción de los primarios y otros constituyentes presentes en el aire (Hinds 1982) (Fig. 4), por ejemplo los HAP que participan en reacciones con los óxidos de nitrógeno (NO y NO₂), produciendo compuestos tóxicos (como el ozono o la nitración de los hidrocarburos) (Leal *et al.* 1996). Las principales fuentes de contaminación son divididas en dos categorías, las estacionarias y las móviles (Tabla II).

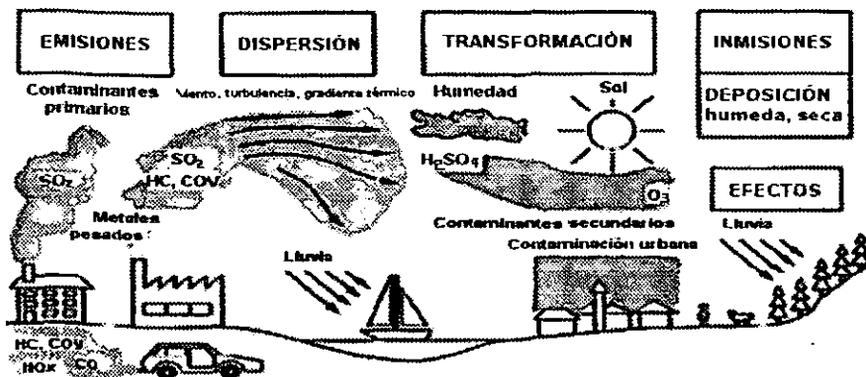


Fig. 4. Principales fuentes de contaminación
Fuente: Clappier (1992)

TABLA II. PRINCIPALES FUENTES DE EMISIÓN DE LOS CONTAMINANTES PRIMARIOS

Fuentes estacionarias	Fuentes móviles
1. Calentamiento Doméstico Hornos Chimeneas Estufas de madera y carbón Quemadores de gas	Automóviles con ingeniería para gasolina y diesel Aviones Barcos Motocicletas
2. Industria Producción de coque y de carbón Fraccionamiento catalítico del petróleo Producción de asfalto Fundición de aluminio Industria de hierroaleaciones	
3. Generación de energía y calor Centrales eléctricas de combustóleo, carbón, madera y turba Calderas industriales y comerciales	
4. Incineraciones y quema al aire libre Incineradores municipales e industriales Incineración de basura, llantas y cohetes Incendios forestales, agrícolas y de edificios Quema de tabaco Partículas de áreas ecológicamente degradadas	

Fuente: Björseth y Ramdahl (1985)

Los gases y las partículas son emitidos a la atmósfera en pequeñas cantidades en comparación con sus componentes naturales, sin embargo, su influencia es determinante sobre las propiedades atmosféricas (Van den Bergh 1993).

De acuerdo con los informes sobre la contaminación ambiental del Valle de México del Gobierno del Distrito Federal, del INEGI y del Gobierno del Estado de México, la concentración porcentual de contaminantes son los que se presentan en la figura 5.

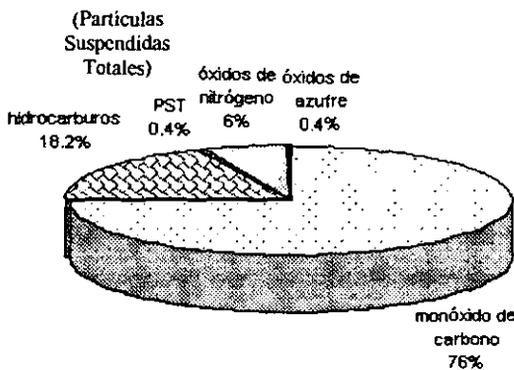


Fig. 5. Concentración porcentual de contaminantes en la ZMCM
Fuente: INEGI 2000.

Hace más de 20 años que los vehículos automotores han participado como fuente principal de contaminación atmosférica, siendo los de uso particular, el transporte que más daño causa al ambiente (Leal *et al.* 1996) (Tabla III).

TABLA III. Vehículos automotores como fuentes principales de contaminación atmosférica.

Fuente de Contaminación	Porcentaje
Automóviles de uso público y particular	89.9
Camiones foráneos	0.5
Camiones de carga y motocicletas	9.6

Fuente: *INEGI 2000

1.3. Las aeropartículas

Existe una gama amplia de contaminantes atmosféricos de riesgo para el hombre (orgánicos, metales y sales inorgánicas, material radioactivo, etc.) (Natusch 1978, Kelly *et al.* 1994) así como material biológico (polen, bacterias, virus y hongos presentes como células vegetativas o propágulos), que son emitidos en forma de gases o partículas y sus niveles dependen de las condiciones de las fuentes de emisión y de las meteorológicas (Anderson y Cox 1967, Lippmann 1970, Gregory 1973, Edmonds 1979, Pyysalo *et al.* 1987). De acuerdo a las estadísticas del Gobierno del Distrito Federal, la Secretaría del Medio Ambiente y la Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación publicado en INEGI (2000), se emiten a la atmósfera de la ZMCM 11,517 toneladas de partículas suspendidas totales al año.

De acuerdo con el diámetro de las partículas, se pueden dividir en *gruesas* ($> 2.5 \mu\text{m}$) y *finas* ($< 2.5 \mu\text{m}$). Las primeras son producidas generalmente por procesos mecánicos de trituración, erosión y viento y se asientan principalmente por sedimentación, excepto en los días airosos y las últimas se generan a partir de procesos antropogénicos (Finlayson-Pitts y Pitts 2000) y ordinariamente abarcan el mayor número de partículas suspendidas y se subdividen en dos rangos: $< 0.08 \mu\text{m}$ conocido como el intervalo nuclear de Aitken o intervalo transitorio y el de acumulación (entre $0.08\text{-}2.5 \mu\text{m}$) que se forman ya sea por la conversión de gases a partículas a temperatura ambiente y/o por la condensación de vapores calientes sobresaturados emitidos de los procesos de combustión. Cuando el sistema se sobresatura, la concentración de especies condensables se incrementa y se forman cúmulos que crecen por la adhesión secuencial de las moléculas hasta que alcanzan un diámetro crítico; por encima de éste las partículas son estables y por debajo se evaporan rápidamente (Adamson 1973, Finlayson-Pitts y Pitts 2000). Del total de partículas que se emiten al aire, del 50 al 60% son PM10 (partículas menores a $10 \mu\text{m}$) (Lippmann 1970, Pyysalo *et al.* 1987). A medida que las partículas adquieren mayor tamaño, también aumenta la velocidad de eliminación de la atmósfera por la incorporación a gotas de lluvia y su posterior precipitación o bien por sedimentación,

provocando el acortamiento de su tiempo de vida media (Friedlander 1977 y Finlayson-Pitts y Pitts 2000).

A las partículas $<10\mu\text{m}$ se les ha prestado más atención debido a que contienen mayor concentración de compuestos carcinogénicos y genotóxicos (Pyysalo *et al.* 1987; Bloemen *et al.* 1988, Barale *et al.* 1991, Matsushita *et al.* 1992, Vellosi *et al.* 1994) que producen efectos adversos a la salud como debilitación del sistema inmune, daños en el tejido pulmonar, cáncer, problemas respiratorios y mortalidad prematura (Lippmann 1970, Mills *et al.* 1991, Dockery *et al.* 1992, Schwartz y Dockery 1992a, Zinbo *et al.* 1992, Anderson *et al.* 1996, Leal *et al.* 1996, Choudhury *et al.* 1997). Por tal razón se han establecido límites permitidos de partículas para PST (partículas suspendidas totales menores a 25 ó 45 μm dependiendo de la velocidad del viento), PM10 y PM2.5 (partículas menores a 2.5 μm) en un período de 24 h en concentraciones estándar de 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (NOM-024-SSA1-1993) 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (NOM-025-SSA1-1993) y 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, (Federal Register 1997) respectivamente.

Las partículas tienen un gradiente de deposición en el tracto respiratorio de acuerdo a su *diámetro aerodinámico equivalente*, definido como el tamaño de una partícula esférica con densidad de 1 g/centímetro cúbico con la misma velocidad de asentamiento que la partícula en estudio (Finlayson-Pitts y Pitts 2000). Las mayores a 10 micrómetros se depositan en el tracto oral-nasal, en donde se filtran y pueden ser fácilmente removidas, las de diámetro respirable o $<10\mu\text{m}$ se alojan en las regiones traqueobronquiales y alveolares. Las de tamaño sub-micrométrico, debido a su capacidad de penetración y deposición en las regiones alveolares, son potencialmente peligrosas sobre todo cuando contienen material biológicamente activo (polen y esporas o fragmentos de hifas, produciendo alergias y micosis, respectivamente, que en el hombre causan enfermedades severas y hasta muerte) (Fig.6) (Emmons *et al.* 1970, Lippmann 1970, Hileman 1981, Liu y Piu 1981, Rippon 1982, Boutin *et al.* 1987, Pyysalo *et al.* 1987, Seemayer *et al.* 1987, Herrera y Ulloa 1989, Infante *et al.* 1990, Leal *et al.* 1996). En la Ciudad de México durante 1993, la primer causa de mortalidad por tumores malignos la ocupó el cáncer de pulmón (Ponciano 1996).

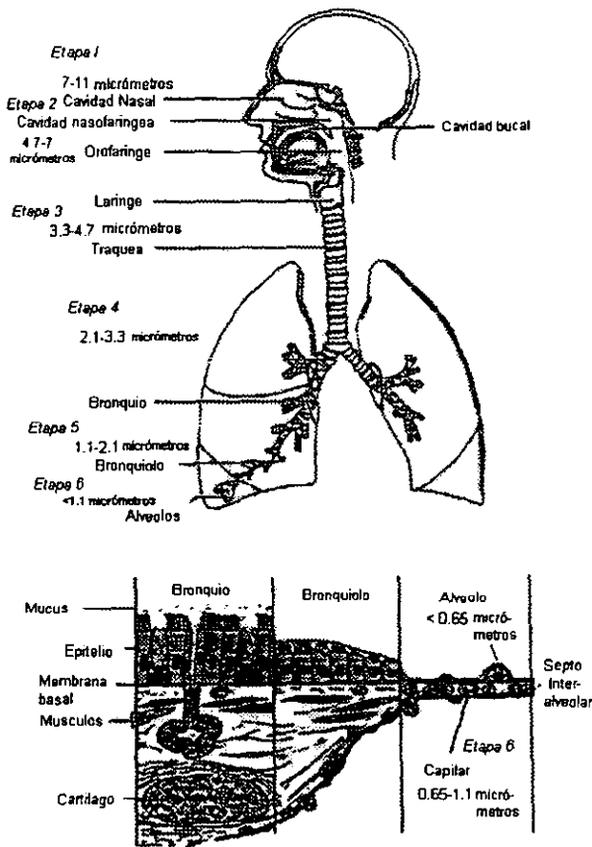


Fig. 6. Diagrama de la penetración de las partículas suspendidas de acuerdo con el diámetro aerodinámico.

Fuentes: Hinds (1982), Gehr (1988).

Para estudiar a las partículas, se utilizan colectores de altos o bajos volúmenes, que pueden separarlas en diferentes diámetros (Tabla IV).

TABLA IV. EQUIPOS PARA LA COLECTA DE AEROPARTÍCULAS

<i>Partículas</i>	<i>Tipo de partículas colectadas</i>
PST	Partículas suspendidas totales, <50 μm de diámetro. ¹
PM10	Partículas menores a 10 μm ó torácicas. ²
Impactador en cascada	Partículas de diferentes diámetros aerodinámicos divididos de 6 a 9 etapas, < 50 μm ó < 10 μm . ³
PM2.5	Partículas menores a 2.5 μm ó respirables. ⁴
Dicotómico	Partículas de diferentes diámetros divididas en dos rangos. ⁵
Ciclónico	Partículas de diferentes diámetros aerodinámicos, < 2.5, < 10 μm . ⁶

Fuentes: ¹Trjonis 1983, ^{3,6}Manual del Sierra instruments Inc, ⁵McFarland et al. 1978, ^{1,2,5}http://www.anderseninstruments.com/tsp_high_volume.htm, ⁴http://www.arb.ca.gov/aaqm/qmosqual/sysaudit/pm10/qa_pm25field.html

Con los impactadores en cascada se hace una separación inercial secuencial con el objeto de dividir la distribución de las partículas en diferentes diámetros aerodinámicos, intentando semejar la deposición de éstas en el tracto respiratorio humano (Hatch 1959, Hinds 1982). La figura 7 ilustra el paso del aerosol a través de la ranura de la placa que colecta un determinado diámetro de partícula y que al impactarse contra la placa, el flujo de aire se desvía 90° de la corriente inicial para pasar a la siguiente placa con ranuras de menor anchura y colectar partículas de menor diámetro. En la primera mitad del siglo pasado, este método fue utilizado para la evaluación de ambientes por la presencia de ceniza en el aire. En los años 20 este principio se usó en el impactador en cascada para medir las distribuciones de partículas por tamaño (Hinds 1982). Posteriormente una variedad de modelos de Impactadores hicieron su aparición desde los primeros reportes realizados por May (1945) para muestras de aerosol grueso.

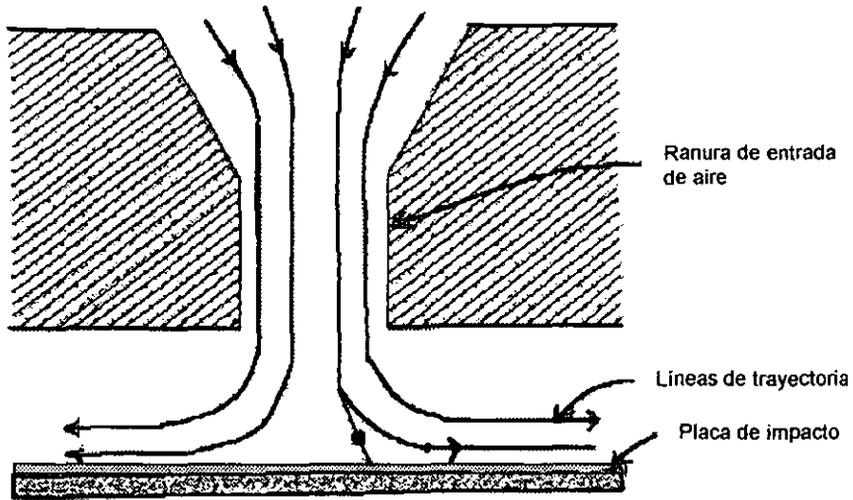


Fig. 7. Vista transversal de la placa de impacto de un impactador en cascada. Modificado de Hinds 1982

La concentración de aeropartículas puede variar debido al sitio de muestreo, época del año (Pierce y Katz 1975) y por algunos parámetros climatológicos (Valerio y Pala 1991), mismos que pueden modificar la actividad mutagénica de las partículas (Burton *et al.* 1996, De Martinis *et al.* 1999).

1.4. Los Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

Los compuestos orgánicos representan del 30 al 40% de una mezcla compleja orgánica adsorbida a las aeropartículas (Tokiwa *et al.* 1980, Löfroth 1981, Siak *et al.* 1985, Pitts 1987, Sicherer-Roetman *et al.* 1988, Alebic-Juretic *et al.* 1990, Casellas *et al.* 1995, Finlayson-Pitts *et al.* 1997). Los hidrocarburos son compuestos formados exclusivamente por carbono e hidrógeno y se pueden clasificar en tres: *hidrocarburos alifáticos* o de cadena abierta, *hidrocarburos alicíclicos* o *cíclicos*, formando uno (mono) o varios (poli) anillos (ciclos) e *hidrocarburos aromáticos*, que constituyen un grupo especial de compuestos cíclicos que alternan enlaces sencillos y dobles (Pine *et al.* 1988). De estos últimos, los compuestos de cinco anillos o más están presentes en forma particulada, los de tres y cuatro en la fase gaseosa y particulada y aquellos de dos, sólo en forma gaseosa (Lee y Shuetzle 1983). Se han demostrado que son

agentes mutagénicos indirectos y/o cancerígenos y son considerados como uno de los grupos orgánicos más peligrosos para la salud y de los más numerosos identificados en el aerosol (Tabla V). De acuerdo con el Gobierno del Distrito Federal, la Secretaría del Medio Ambiente y la Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación, publicado en INEGI (2000), se vierten a la atmósfera de la ZMCM 577,955 toneladas de hidrocarburos al año.

Su concentración depende de la fuente de emisión, de las condiciones de combustión y de los parámetros meteorológicos (Möller y Alfheim 1983, Sonnefeld *et al.* 1983, Alsberg *et al.* 1985, Sicherer-Roetman *et al.* 1988, Infante *et al.* 1990, DeMarini *et al.* 1994, 1996). El 75% del peso de HAP ha sido hallado en partículas < 2.5 μm (Peltonen y Kuljukka 1995, DeMaio y Corn 1966). En Toronto, Canadá, Pierce y Katz (1975) hallaron entre el 6 y 14% del contenido de HAP asociados con partículas $\leq 1.0 \mu\text{m}$ y del 56 al 70% en $\leq 3.0 \mu\text{m}$.

Durante el invierno, debido a las condiciones climatológicas, la concentración de los HAP se incrementa en partículas $\leq 5.0 \mu\text{m}$ (Sawicki *et al.* 1960, Pierce y Katz 1975).

El benzo(a)pireno [B(a)P], ha sido considerado como un marcador de los HAP y se genera preferentemente a partir de la combustión de gasolinas, por lo que se le ha caracterizado como un indicador del nivel de contaminación por fuentes vehiculares (Graedel 1978, Barale *et al.* 1991). La cantidad de este compuesto por unidad de peso de hollín obtenido de la combustión de varios combustibles fue constante para todos los tamaños de partículas (Thomas 1968). Los altos valores registrados de B(a)P en los primeros meses de invierno no se deben a un aumento en la cantidad de la materia particulada pero, en cambio se presenta un incremento del HAP adsorbido. Se han registrado valores máximos en partículas $\leq 1.0 \mu\text{m}$ de diámetro durante el inicio del verano, descendiendo dicho valor en los primeros meses del invierno (Pierce y Katz 1975).

Tabla V. Principales Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos y fuentes de emisión

El tamaño de los anillos va desde el naftaleno ($C_{10}H_8$) a los compuestos con 7 anillos como el coroneno ($C_{24}H_{12}$). Virtualmente los isómeros pueden ser construidos de tres a siete anillos. Son emitidos al aire. El número total de especies asciende a más de 130.

Fuentes de emisión:

Procesos de combustión incompleta: humo de tabaco, emisión de los autos a gasolina y diesel, emisiones de la cocción, abrasión de caucho, moldes de acero, quema de madera, papel, carbón, aceite, madera y zonas forestales y agrícolas.

Estructuras representativas:



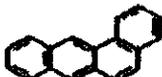
Acenaftaleno



Acenaftileno



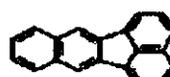
Antraceno



Benzo(a)antreceno



Benzo(b)fluorarteno



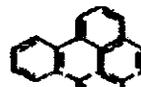
Benzo(k)fluorarteno



Benzo(g,h,i)pireno



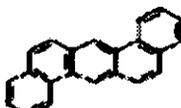
Benzo(e)pireno



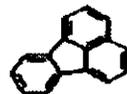
Benzo(e)pireno)



Criseno



Dibenzo(a,h)antreceno



Fluorarteno



Fluoreno



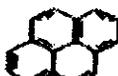
Indeno(1,2,3-c,d)pireno



Naftaleno



Fenantreno



Pireno

Fuentes: Recopilación de Graedel (1978), Chrisp y Fisher (1980) y Westerholm et al. (1992).

Por otro lado, los derivados nitro, hidroxilo, oxo y sulfonados de los HAP son agentes que generan mutagenicidad directa (Tokiwa *et al.* 1980, Löfroth 1981, Siak *et al.* 1985, Pitts 1987, Sicherer-Roetman *et al.* 1988, Alebic-Juretic *et al.* 1990, Cassellas *et al.* 1995, Finlayson-Pitts y Pitts 1997) y se producen cuando los HAP reaccionan con oxidantes como O₃, NO₂, peroxiacetil nitrato (PAN) y radicales libres, interviniendo principalmente el agua, la temperatura y la radiación solar (Pitts *et al.* 1978, Hisamatsu *et al.* 1986, Arey *et al.* 1992). Los nitro-HAP y dinitro-HAP son extraordinariamente mutagénicos y se presentan usualmente en partículas emitidas de diesel (Ball y Young 1992).

Los nitroarenos y aminas aromáticas son clases de compuestos ambientales dañinos (Weisburger 1988) que han sido encontrados en los extractos de diesel y emisiones de combustible fósil, partículas del tamaño de la ceniza, condensado del humo del cigaro y emisiones de las estufas de casa y la quema de madera (Rosenkranz y Mermelstein 1983, Tokiwa y Ohnishi 1986). Las aminas aromáticas han sido empleadas como materiales industriales. Algunas aminas heterocíclicas han sido aisladas del alimento cocinado (Schulte *et al.* 1988) y detectadas como mutágenos y carcinógenos potentes (Sugimura *et al.* 1977). Del total de las nitrosaminas alrededor del 86% de los compuestos con conocida carcinogenicidad pueden manifestarse en diversos bioensayos dirigidos (Andrews *et al.* 1978, Andrews y Lijinsky 1980).

El problema con los HAP y sus derivados es que no existe una norma que regule las cantidades permitidas de emisión por día o año.

1.5. El ensayo de incorporación en placa con *Salmonella typhimurium*

En consecuencia ha sido necesaria la evaluación del riesgo a la salud, utilizando ensayos biológicos que permitan estimar los efectos producidos por compuestos presentes en el aire, en el agua o en los alimentos, a los cuales el ser humano está inevitablemente expuesto (Samet 1992, Mauderly 1996) para ello se han diseñado cerca de 100 bioensayos *in situ* a corto término a nivel genético que usan una variedad de células desde fagos, bacterias, moscas, plantas hasta células humanas (Hollstein *et al.* 1979). El ensayo estándar de Ames con *Salmonella typhimurium*, detecta retromutaciones o mutaciones revertantes por corrimiento del mensaje o por sustitución de pares de bases (Ames *et al.*

1973, 1975, McCann *et al.* 1975, Ames y McCann 1976) este sistema ha sido aceptado por ser económico, rápido, eficaz, sensible (capaz de detectar como positivo a agentes carcinogénicos) y específico (que puede evidenciar como negativos a agentes no carcinogénicos) (Brockman y De Marini 1988, Brusick 1988,). Aproximadamente el 90% de los carcinógenos probados resultaron ser mutagénicos y casi el 87% de los compuestos no carcinógenos no son mutagénicos. Usualmente estos bioensayos dirigidos aportan resultados sobre el potencial mutagénico directo o indirecto (Ames *et al.* 1973).

Las cepas TA derivaron de la cepa silvestre LT2 de *Salmonella typhimurium* y poseen un genotipo *gal, Δ(chl, uvrB, bio) rfa* (Maron y Ames 1983). El ensayo fue introducido por Ames *et al.* (1973) y se basa en el requerimiento de histidina (his^-) ya que posee una mutación en el del último gen estructural del operón de la histidina que codifica para la supresiones de la histidino! deshidrogenasa y el último paso de la síntesis de la histidina. La mutación original consiste en la reversión de his^- (auxótrofa) a his^+ (protótrofa) a su fenotipo original por la acción de un gran número de compuestos mutagénicos y carcinogénicos que actúan por diferentes mecanismos (Schwartz y Dockery 1992a, 1992b). A partir de la cepa silvestre se construyó la cepa TA1538 (*hisD3052, UvrB*) que presenta la delección de un par GC en el gen *hisD*; posteriormente fue mejorada mediante la introducción de un plásmido pKm101 que contiene copias de los genes *umuB* y *umuC* que promueven el mecanismo de reparación propenso a error (Maron y Ames 1983, Hartman *et al.* 1986), además posee una delección del gen *rfa* que causa la pérdida parcial de los lipopolisacáridos de la pared celular de la bacteria haciéndola más permeables al paso de los moléculas grandes como el benzo(a)pireno (Ames *et al.* 1973) y finalmente presenta el factor R que hace a la cepa resistente a la Ampicilina. También, contiene una delección en el gen *uvrB* involucrado en el sistema de reparación por escisión, que permite la eficiencia del sistema en la detección de compuestos capaces de dañar al ADN, ya que el sistema de reparación por escisión podría en gran parte eliminar el daño inducido (Nagao y Sugimura 1978, Maron y Ames 1983, Gutenplatt y Hu 1984).

Existe una diversidad de cepas derivadas de LT2 con características específicas que ayudan a la detección de algunos compuestos, como la TA100, YG1021, YG7132,

YG1024, YG1041 y YG1042 por mencionar algunas; éstas son de gran utilidad para analizar la mutagenicidad de mezclas complejas (Sugimura *et al.* 1977, Rosenkranz y Mermelstein 1983). En este estudio se utilizaron las cepas TA98, YG1021 y YG7132 descritas en la tabla VI.

Tabla VI. Características genéticas de las cepas utilizadas.

CEPA	CARACTERÍSTICAS
TA98	pKM101 -contiene gen para la resistencia a ampicilina ¹ , his D3052 ³ , posee genotipo de <i>gal</i> , Δ (<i>chl</i> , <i>uvrB</i> , <i>bio</i>), <i>rfa</i> ² . Detecta mutágenos directos (en ausencia de la fracción enzimática S9) e indirectos (con S9).
YG1021	Parecida a TA98 pero además con un gen que la hace resistente a la tetraciclina. Posee un plásmido pBR322 ¹ . Cepa con "nitrorreductasa clásica" elevada. Detecta compuestos nitro como: 2-nitrofluoreno (2-NF), 1-nitropireno (1-NP) y 2-nitronaftaleno (2-NN) por acción de la nitrofurazona-reductasa hasta en 50 veces más ³ .
YG7132	Como TA98 con plásmidos pKM101: Ap ^r (resistencia a la ampicilina) y Km ^r (resistencia a la kanamicina) ⁴ . Esta cepa es virtualmente equivalente a la cepa derivada de TA98 con supresión de la nitrorreductasa clásica (<i>cnr</i>) -TA98NR-. La respuesta a compuestos nitro es muy baja, por el contrario posee cierta sensibilidad al 1,8-DNP (1,8-dinitropireno) ⁴ .

¹Watanabe *et al.* 1987, 1989 y 1990, ²Maron y Ames 1983, ³Einstö *et al.* 1991 y ⁴Yamada *et al.* 1997.

A este sistema se le ha agregado también la fracción microsómica S9 del hígado de mamífero que posee paquetes enzimáticos que participan en el metabolismo, expresándose así la mutagenicidad indirecta o la presencia de promutágenos, correlacionada con la presencia de los HAP (Villalobos-Pietrini *et al.* 1998).

Diversas cepas han sido modificadas, pero la TA98 es la que se utiliza en mayor medida ya que posee un mecanismo de reparación por corrimiento en el marco de lectura (Ames *et al.* 1973, Kado *et al.* 1986) y permite así el reconocimiento del mecanismo de mutación inducida.

La cepa TA98 puede producir entre 20 y 50 colonias de revertantes espontáneos por caja. Cuando la reversión es al menos del doble de éstos, se puede considerar el efecto mutagénico (Villalobos-Pietrini *et al.* 1998).

Se han descrito a los nitroarenos típicos tales como el 2-nitrofluoreno (2-NF), el 1-nitropireno (1-NP) y el 1,8-dinitropireno (1,8-DNP) como mutágenos potentes a cepas de *Salmonella typhimurium* (Wang *et al.* 1978, 1980, Mermelstein *et al.* 1981, Pederson y Siak 1981) y al 2-NF y 1,8-DNP con potencia carcinogénica (Weisburger y Weisburger 1958, Ohgaki *et al.* 1984).

En estudios realizados en la Ciudad de México por Villalobos Pietrini *et al.* (1998, 1999), enfocados a la actividad genotóxica de la fracción orgánica de las aeropartículas; se analizaron los efectos de la materia orgánica adsorbida a las PST y a las PM10 en la atmósfera de 5 regiones de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, utilizando 2 bioensayos, el de reversión en *Salmonella* (AMES) y el de mutación y recombinación en *Drosophila* (SMART), encontrando mayor mutagenicidad en PM10 que en PST y más mutágenos indirectos que directos. La Zona Centro presentó mayor mutagenicidad que los otros sitios de muestreo, suponiendo que la causa fue el alto índice de tráfico vehicular. En otro estudio realizado por Delgado-Rodríguez *et al.* (1999) se probaron las mezclas complejas orgánicas de PM10 y PST en 2 zonas de la Ciudad de México, empleando la prueba de SMART en las alas de *Drosophila melanogaster* obteniendo mayor actividad de los mutágenos indirectos que de los directos, las actividades genotóxicas fueron más altas en las PM10 que en las PST. Esto sugiere que las ≤ 10 μm , adquieren mayor importancia para su atención, debido a su actividad mutagénica.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos nitrados (NO_2 -HAP) son mutagénicos en cultivos de células de mamífero (Tokiwa y Ohnishi 1986). Fu *et al.* (1990) sugieren que en el nitrobenzo(a)pireno están los metabolitos activos y que la sustitución del NO_2 en el benzo(a)pireno está estrechamente asociado con la reducción metabólica por microsomas hepáticos.

2. JUSTIFICACIÓN

Desde las últimas tres décadas se han realizado diversos estudios (sobre todo en las ciudades más contaminadas) para tratar de encontrar las relaciones entre los diversos grupos de compuestos en las aeropartículas y su mutagenicidad (Katz *et al.* 1978, Grossjean 1983, Marty *et al.* 1984) a partir de sus propiedades físicas y químicas, identificando los agentes tóxicos en las mezclas complejas ambientales (Maron y Ames 1983, Pyysalo *et al.* 1987, Adonis y Gil 1993) a los que se les ha atribuido cierta correlación con daños a la salud humana (Spengler *et al.* 1981, Pengelly *et al.* 1987, Liou *et al.* 1990, Savard *et al.* 1992, Kado *et al.* 1994), especialmente referidos a la creciente frecuencia de enfermedades respiratorias y de muertes cardiopulmonares (Infante *et al.* 1990, Mauderly 1996) ya que el daño fisiológico del aparato respiratorio está en función del grado de acumulación, penetración y retención de las partículas caracterizadas por su tamaño aerodinámico y su distribución en el tracto respiratorio (Lippmann 1970, Hileman 1981, Liu y Piu 1981, Boutin *et al.* 1987, Pyysalo *et al.* 1987, Seemayer *et al.* 1987, Infante *et al.* 1990, Leal *et al.* 1996). Sin embargo, en América Latina, pocos han sido los estudios relacionados con la distribución del tamaño de las aeropartículas, su composición y sus efectos biológicos (Miguel *et al.* 1990), donde la mezcla de las emisiones de combustión es muy diferente a las demás regiones del mundo (De Martinis *et al.* 1999) y en la Ciudad de México. Han sido muy escasos los trabajos relacionados con la distribución de las partículas en diferentes diámetros y ninguno comparado con su mutagenicidad, lo que incrementa el interés en los estudios de la materia orgánica adsorbida, especialmente a partículas inferiores a 10 μm .

3. OBJETIVOS

3.1. General

- Determinar la mutagenicidad directa e indirecta de la materia orgánica extraída de las partículas de diferente diámetro aerodinámico mediante el ensayo de incorporación en placa de Ames con *Salmonella typhimurium*.

3.2. Particulares

- Estimar la concentración de las aeropartículas en los rangos de 7.2 a 10 μm (paso 1), 3.0 a 7.2 μm (paso 2), 1.5 a 3.0 μm (paso 3), 0.95 a 1.5 μm (paso 4), 0.49 a 0.95 μm (paso 5) y un filtro de respaldo en el suroeste de la Ciudad de México durante febrero (mes de secas) y agosto (mes de lluvias) de 1999.
- Cuantificar la materia orgánica extraída (MOE) adsorbida a las partículas presentes en cada paso.
- Evaluar el grado de mutagenicidad de las partículas colectadas en cada paso del impactador mediante el ensayo de incorporación en placa de Ames con *Salmonella typhimurium* empleando las cepas TA98, YG1021 y YG7132.
- Correlacionar los parámetros meteorológicos con las partículas y la MOE.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

La cuenca de México se distingue por haber sido una zona lacustre, rodeada por grandes cadenas montañosas, que dificultan la circulación del viento, impidiendo el desalojo del aire y propiciando la acumulación de los contaminantes (Leal *et al.* 1996).

El Distrito Federal se ubica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) con coordenadas extremas de 19° 35' latitud norte y 99° 21' longitud oeste a 2240 msnm, debido a ello, su contenido de oxígeno es 23% menor al que existe a nivel del mar, provocando que los procesos de combustión sean menos eficientes y produzcan mayor cantidad de contaminantes (Leal *et al.* 1996).

Debido a la latitud en que se encuentra, su clima es tropical de montaña, distinguiéndose así dos estaciones climáticas bien definidas: la de secas, centrada en el invierno (noviembre a abril) y la lluviosa (mayo a octubre) (Jáuregui 1987).

En el norte y centro de la ciudad se concentra la mayor actividad urbana, industrial y de servicios. Durante el periodo de secas las corrientes de aire sobre la cuenca proceden del norte y oeste, logrando distribuir al resto de la mancha urbana los contaminantes emitidos (Jáuregui 1987, Leal *et al.* 1996). Las corrientes del oeste que viajan como ondulaciones, ocasionan una intensificación del viento a su paso por la cuenca levantando altas y densas cortinas de polvo, especialmente a mitad del periodo de secas de febrero a abril. Casi siete meses del año, la ZMCM mantiene vientos de baja velocidad (menos de 1.5 m/s), impulsados por los vientos generales, las nubes y el polvo avanzan sobre la ciudad agravando los niveles de contaminación por algunas horas. En el periodo de lluvias, a partir de abril se debilitan los vientos del oeste sobre la cuenca. Prevalece la corriente húmeda tropical y la situación atmosférica propicia la formación de nubes que originan los aguaceros de verano sobre el área urbana. La zona de muestreo está considerada como suburbana por estar rodeada de unidades habitacionales y de áreas verdes (Jáuregui 1987) (Fig. 8).

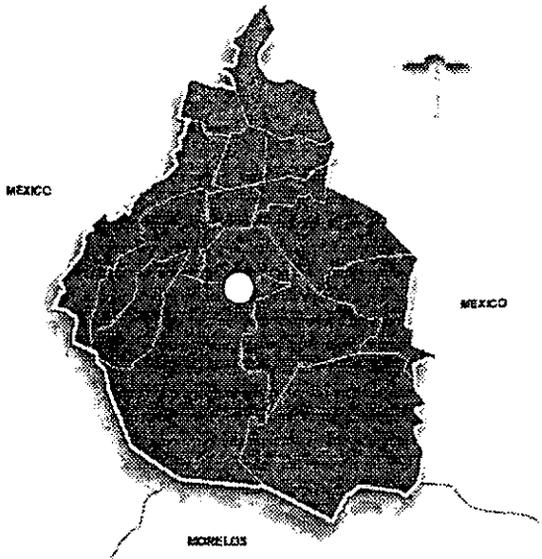


Fig. 8. Mapa del Distrito Federal, indicando en un círculo la zona de muestreo.

Fuente: <http://www.inegi.gob.mx>

4.2. Equipo de muestreo

Se utilizó un muestreador de altos volúmenes (Hi-Vol) (Andersen Instruments) para PM10 y dentro del cabezal un impactador en cascada para altos volúmenes (Sierra Instrument Inc, modelo 235), para captar aeropartículas en la fracción "respirable", en este accesorio, el impacto es un caso especial de movimiento curvilíneo (Hinds 1982). Consiste de cinco placas ranuradas de aluminio con una eficiencia de colecta del 50% (Fig. 9). Durante el muestreo, el volumen de aire que pasa a través de cada placa es el mismo, pero la cantidad de materia particulada colectada en cada nivel es diferente, así como el diámetro aerodinámico (Tabla VII).

Tabla VII. Diámetro aerodinámico atrapado por cada paso del impactador en cascada

PASOS	INTERVALOS (μm)
1	7.2 a 10.0
2	3.0 a 7.2
3	1.5 a 3.0
4	0.95 a 1.5
5	0.49 a 0.95
Respaldo	Partículas no retenidas por los pasos anteriores

Manual del Sierra Instrument Inc

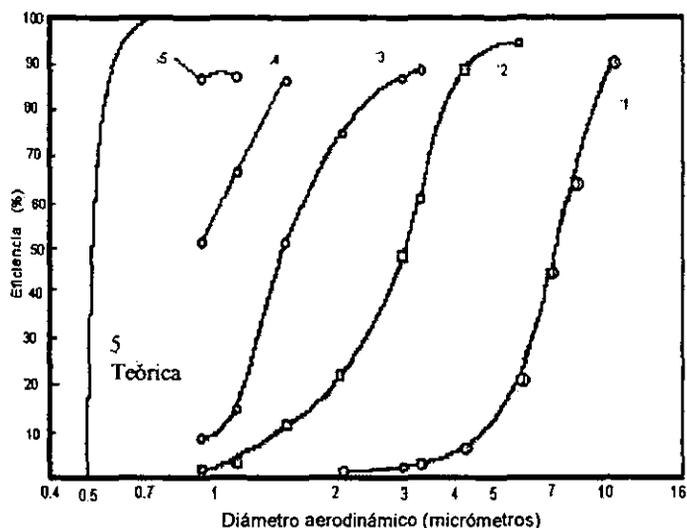


Fig. 9. Eficiencia de cada una de las placas de colecta en el Impactador en Cascada, colocado en el cabezal de un Hi-Vol para PM10.

Fuente: manual del Sierra Instrument Inc.

Las partículas suspendidas entran en el impactador en cascada por el cabezal del Hi-Vol y posteriormente, por las 10 ranuras paralelas de cada placa. Las partículas más grandes (paso 1) se impactan con el filtro de fibra de vidrio que está debajo de las ranuras. Subsecuentemente el aire pasa por las ranuras de la segunda placa, para impactarse con el filtro de colecta de las partículas del paso 2 y así sucesivamente. El largo de las ranuras es constante para cada placa (11 cm para primera y 12 cm para las demás), pero el ancho va disminuyendo conforme pasa el aire por las placas posteriores (paso 1: 0.394 cm, paso 2: 0.162 cm, paso 3: 0.091 cm, paso 4: 0.018 cm y paso 5: 0.025 cm –Sierra Instrument Inc-). Después de que el flujo de aire ha pasado por los cinco pasos, las partículas restantes no retenidas en su respectiva placa, se impactan en el filtro de respaldo. En esta forma se determina la distribución del tamaño y la concentración de las partículas.

4.3. Procedimiento de muestreo

Los muestreos se realizaron en la azotea (7 m de altura sobre el nivel del suelo) del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM, localizado en la zona suroeste de la Ciudad de México de 0:00 h a 0:00 h excepto para dos muestreos que comenzaron a las 12:00, cubriendo un total de 24 h durante febrero (temporada de secas) y agosto (temporada de lluvias) de 1999.

La limpieza y la estabilización de los cinco filtros de fibra de vidrio ranurados y el de respaldo se llevó a cabo colocándolos en un horno a 220°C durante 24 h. Después se pesaron y se colocaron en el impactador en cascada que se montó sobre el muestreador de altos volúmenes para PM10 (Fig. 10) para su posterior exposición a un flujo de 1.13 m³/min \pm 10%. Después del muestreo, los filtros con partículas se pesaron y se colocaron en un desecador a una humedad relativa entre 30 y 40% para la estabilización del peso.

Después de 24 h, se pesaron nuevamente, la diferencia entre este peso y el del filtro antes del muestreo en μg y dividido entre el volumen (en m³) del aire filtrado, dio la concentración de partículas en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por paso.

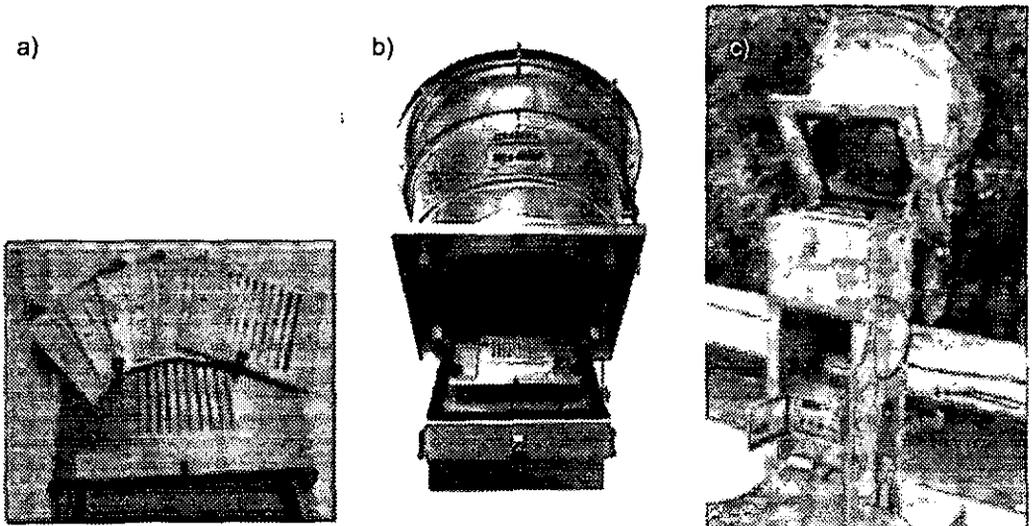


Fig. 10. Equipo de muestreo. a) impactador en cascada. b) cabezal del PM10.
c) Muestreador de altos volúmenes para PM10.

4.4. Extracción, concentración y determinación de la MOE

La materia orgánica adherida a las partículas se extrajo en un ultrasonido utilizando diclorometano HPLC como disolvente, 20 mL para los cinco primeros pasos y 60 mL para el de respaldo, por 3 veces durante 30 minutos.

Una vez obtenidos los extractos se filtraron con un equipo millipore empleando una membrana de teflón de 25 mm de diámetro por 0.22 μm de poro. Se concentraron en un rotavapor a una presión de 150 mm de Hg, a 35°C y a 70-80 rpm, llevando el concentrado a un vial de 4 mL. Todo el material se refrigeró a 0°C para su posterior análisis biológico.

Para la determinación de la materia orgánica, el extracto orgánico en diclorometano se colocó en un vial tarado, se ubicó bajo un flujo suave de nitrógeno grado cromatográfico y se llevó a sequedad; el vial se pesó nuevamente. La diferencia entre este último y el inicial indicó la cantidad de materia orgánica extraída (MOE), misma que fue determinada para cada uno de los pasos en cada muestreo.

4.5. Análisis de mutagenicidad

Los extractos orgánicos obtenidos de las aeropartículas se acumularon por paso y por mes. Posteriormente se prepararon de 4 concentraciones: 5, 8, 12 y 17 $\mu\text{g/mL}$ que fueron expuestas al ensayo estándar de Ames ó incorporación en placa con *Salmonella typhimurium* (Ames *et al.* 1973). Las cepas utilizadas fueron TA98, YG1021 y YG7132 (Fig. 11). Para este método, la bacteria se colocó en caldo nutritivo Oxoid Nutrient Broth No. 2 (Oxoid Ltd., Hants, Gran Bretaña) en un cultivo de toda la noche (aproximadamente 16 h) presentando una concentración aproximada de 1 a 2 X 10⁸ células/mL.

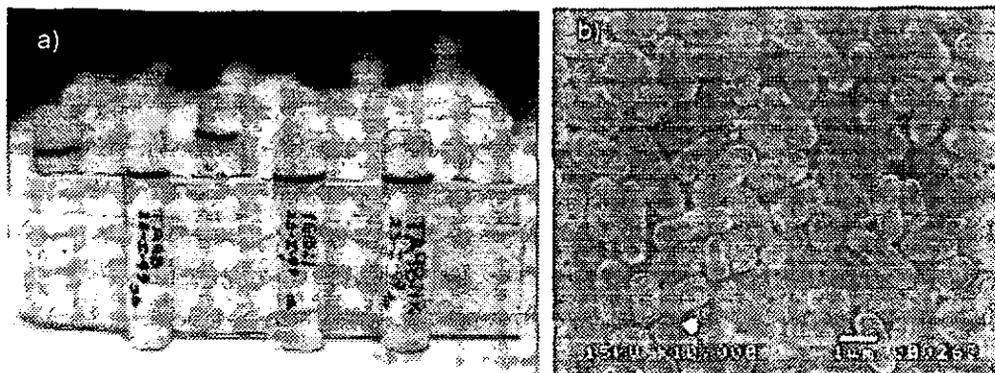


Fig. 11. Cepas manipuladas genéticamente de *Salmonella typhimurium*. a) reservas en criovial con nitrógeno líquido y b) fotografía de células tomadas con un microscopio electrónico de barrido (JEOL) del Instituto de Física de la UNAM

Se utilizó la fracción enzimática S9 del hígado de rata (54.5 mg de proteína/mL) que es pretratada de acuerdo al procedimiento de Ames *et al.* (1975) con fenobarbital y naftoflavona en ratas macho que contienen 29 mg de proteína/mL, de acuerdo con el método de Lowry *et al.* (1951).

Se agregaron 100 μ L de bacteria, 500 μ L de la mezcla S9 (únicamente en el caso de la cepa TA98) y 100 μ L del compuesto a probar, a tubos de ensayo con 2.0 mL de agar de superficie. En el caso de las cepas que no utilizan la mezcla S9, se agregaron los demás ingredientes a tubos de ensayo con 2.5 mL de agar de superficie, obteniéndose en ambos casos un volumen final de 2.7 mL mismo que se consideró en la preparación de las concentraciones de la materia orgánica a probar.

Esta combinación de soluciones se mezcló vigorosamente en vórtex y se vertió en placas con agar medio mínimo. Finalmente las cajas se incubaron a 37°C en la oscuridad por 48 h. Todos los frascos utilizados se cubrieron con papel aluminio o de color ámbar para minimizar la fotooxidación.

Las sustancias empleadas como testigos positivos fueron el benzo(a)pireno (en el caso de la cepa TA98 con S9) y el 1-nitropireno (para las cepas YG1021 y YG7132) con el fin de comprobar su sensibilidad a dichos compuestos y como testigos negativos el dimetilsulfóxido (DMSO) y los extractos de filtros blanco.

4.6. Análisis estadístico

No se lograron comparar las concentraciones de las partículas colectadas en cada paso con alguna referencia federal, debido a que no existe una norma mexicana que establezca un límite permitido en 24 h de monitoreo continuo. Sin embargo considerando que la suma de las concentraciones de los 5 pasos más el filtro de respaldo del impactador, dan un total comparable con la concentración de PM10, entonces fue posible comparar las concentraciones estándar (a temperatura de 25°C y presión 1 atm) para PM10 con la NOM-025-SSA-1994. Cabe señalar que la concentración real de las partículas, se calculó a temperatura y presión promedio del tiempo de muestreo.

Los promedios de las concentraciones reales de partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre los meses muestreados, fueron comparados con una prueba de "t" de Student, después de evaluar si había o no diferencia entre las varianzas al aplicar una "F" de Fisher. Se calcularon las correlaciones entre concentraciones de partículas y MOE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para cada paso.

Se analizaron las correlaciones entre los parámetros climatológicos y la concentración de partículas y de la MOE.

Los revertantes espontáneos e inducidos, se presentaron en gráficas de concentración-respuesta. Se realizó el análisis de varianza para evaluar la linealidad de la respuesta, reflejada como una regresión lineal cuya pendiente es considerada como la potencia mutagénica de la reversión producida por unidad de concentración. Las potencias mutagénicas que resultaron lineares se compararon con las diferentes cepas para cada mes y paso aplicando la prueba de "t" de Student.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Partículas y MOE

Se realizaron 10 muestreos en la zona suroeste de la Ciudad de México, tres de ellos correspondieron a febrero y siete a agosto de 1999. Se utilizó un impactador en cascada que, según el manual del Sierra Inc., la eficiencia de colecta de partículas es del 50% en los 5 pasos y otro tanto en el filtro de respaldo. Las figuras 12 a y b, muestran la eficiencia de los muestreos mensuales divididos en 2 partes: entre 0.49 y 10 μm (primeros cinco pasos) y el filtro de respaldo. En febrero la eficacia en el filtro de respaldo fue de 46% y de 54% en partículas entre 0.49-10 μm y en agosto fue de 39% y 61% respectivamente, representando mayor porcentaje en la separación de las partículas por las placas.

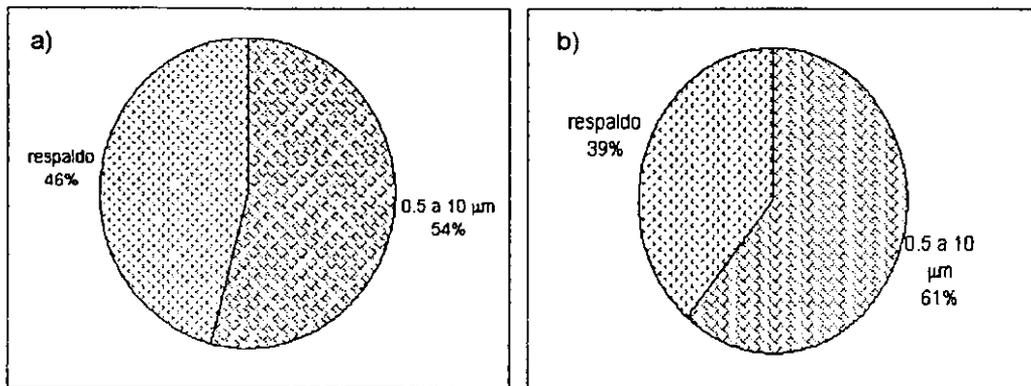


Fig. 12. Porcentajes de eficiencia en la colecta con impactador en cascada de los muestreos durante 1999 en a) febrero y b) agosto

Las concentraciones de partículas colectadas en cada paso se analizaron y graficaron independientemente del filtro de respaldo, debido a que este último presentó partículas no retenidas en los pasos anteriores.

En las tablas VIII y IX se presentan las concentraciones de partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de las colectas en las temporadas de secas y lluvias, así como sus respectivos promedios y desviaciones estándar. El paso 3 del 3 de febrero se excluyó puesto que se sospecha de contaminación de la muestra.

Tabla VIII. Concentración real de partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
colectadas en febrero de 1999

Pasos	Fecha			Promedio \pm D. E.
	3	9	15	
1	6.6	5.5	4.0	5.4 ± 1.3
2	14.6	11.7	9.0	11.8 ± 2.8
3	*	6.0	4.9	5.5 ± 0.8
4	6.9	5.7	4.1	5.5 ± 1.4
5	10.3	7.9	5.3	7.8 ± 2.5
Respaldo	31.1	31.7	31.4	31.4 ± 0.3
suma (PM10)	76.0	68.5	58.8	67.7 ± 8.6

D. E. Desviación Estándar

* se sospecha contaminación

Tabla IX. Concentración real de partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) colectadas en agosto de 1999

Pasos	Fecha							Promedio \pm D. E.
	6	12	17	19-20	24	25-26	30	
1	2.1	1.9	2.7	1.8	1.5	1.7	1.5	1.9 ± 0.4
2	5.6	4.5	7.2	3.4	3.0	3.9	2.8	4.3 ± 1.6
3	2.9	2.8	5.2	2.4	1.8	1.9	2.0	2.7 ± 1.2
4	4.6	3.7	4.9	1.7	3.3	4.0	4.0	3.7 ± 1.0
5	8.5	6.9	6.9	3.4	6.7	6.8	7.3	6.6 ± 1.6
Respaldo	16.1	12.4	11.8	9.1	13.0	13.4	9.7	12.2 ± 2.3
Suma (PM10)	39.8	32.2	38.7	21.8	29.3	31.7	27.2	31.5 ± 6.3

D. E. Desviación Estándar

En febrero (temporada de secas) se encontró en promedio mayor cantidad de partículas que en agosto (temporada de lluvias), aun cuando en el primero sólo fueron únicamente tres muestreos. Este mismo patrón fue observado por Salazar *et al.* (1992).

En los tres muestreos realizados en febrero, los 5 pasos, presentaron mayor concentración a principio del mes, disminuyendo en los dos siguientes muestreos mientras que en el filtro de respaldo, no se presentó esta tendencia. En agosto, la distribución de las concentraciones fue muy irregular, resaltando el día 17 con las cantidades más altas para los cinco pasos. Los valores más bajos aparecieron en los pasos 1 del 24 y 30 de agosto con $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fig. 13b) y el más alto fue en el paso 2 del 3 de febrero con $14.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fig. 13a).

La Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) y el Centro de Ciencias de la Atmósfera realizan monitoreos de PM10 con Hi-Vol en la misma zona. De dichos muestreos, la concentración promedio real registrada en febrero fue de $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en ambas instituciones y en agosto de 29 y $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, valores que se

encuentran por debajo del obtenido en este estudio de $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para febrero y $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en agosto tomando en cuenta todos los filtros muestreados por el impactador en cascada.

La suma de las concentraciones de todos los pasos considerada como PM₁₀, tuvo su menor valor del 19-20 de agosto con $21.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el mayor el 3 de febrero de 1999 con $76.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

a)

b)

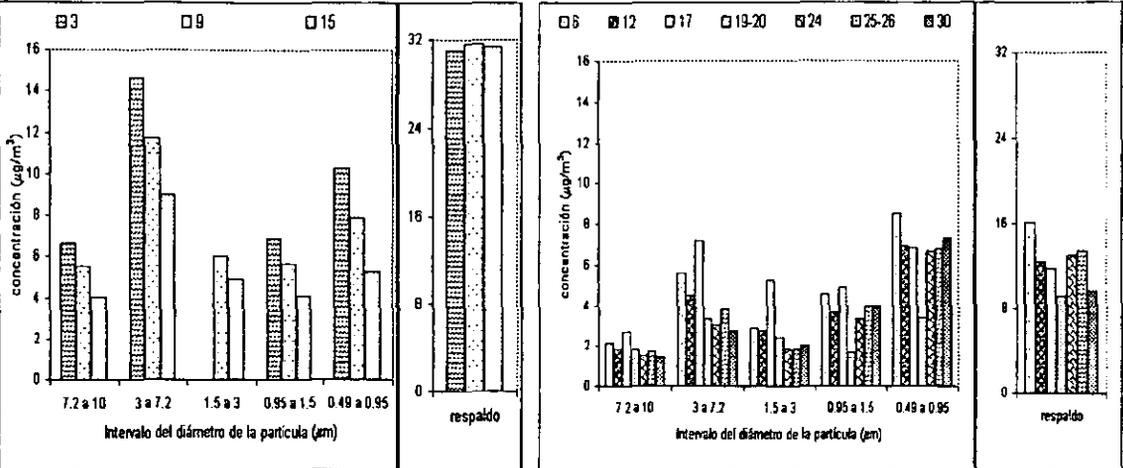


Fig. 13. Concentración de partículas colectadas con impactador en cascada durante 1999 en, a) febrero y b) agosto.

En el estudio realizado por Salazar *et al.* (1992) en la misma zona de muestreo, también con un impactador en cascada pero con un cabezal para PST de altos volúmenes, registraron en partículas con diámetros entre 0.49 y 3.0 μm , concentraciones entre 9 y 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para la temporada de secas y de 9 a 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para la de lluvias. Al comparar estos resultados con los pasos 3 al 5 de los muestreos de esta exposición, la temporada de secas mostró concentraciones entre 16 y 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y la de lluvias entre 7 y 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo concentraciones inferiores.

El intervalo de la suma de las concentraciones entre 21.8 y 76.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 5 pasos en ambos meses (Tablas VIII y IX), se encuentran dentro de los 17.8-33.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 50.1-88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registrados por Parkhurst *et al.* (1999) en promedios anuales en dos sitios suburbanos de los EUA.

Para PM_{2.5}, los promedios anuales más bajos registrados por los mismos autores fueron de 12.6 y 21.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tomando en cuenta los pasos 3 al 5 de este trabajo, el valor más bajo fue de 7.4 y el más alto de 23.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo congruentes con la literatura citada.

Cabe mencionar que cuando se hace referencia a partículas menores de 3.0 μm sólo se consideró el intervalo de 0.49 μm a 3.0 μm .

En un trabajo realizado por Monarca *et al.* (1997) en el noreste de Italia, se colectaron partículas con un impactador en cascada de 5 pasos y un filtro de respaldo en un muestreador de aire de altos volúmenes para PM₁₀. El análisis gravimétrico de las partículas se realizó en tres muestreos entre marzo y abril uniendo los 5 pasos (0.49 a 10 μm de diámetro) y obteniendo 53.2, 18.3 y 37.8 mg de partículas colectadas y en el filtro de respaldo (< 0.5 μm) de cada día encontraron 91.2, 35.8 y 147.2 mg, respectivamente al transformar a concentración real ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) el total de partículas (PM₁₀) colectadas en el impactador en cascada, los datos fueron: 97, 35 y 128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el 19 y 26 de marzo y 9 de abril respectivamente, que comparadas con los hallados en la temporada de secas en este estudio, fueron más elevadas exceptuando al 26 de marzo de 1999.

Los promedios mensuales de las concentraciones de partículas para cada paso y sus desviaciones estándar, aparecen en la figura 14a donde en el paso 2 de febrero se presentó la mayor concentración, seguida por el 5. El 1, 3 y 4 fueron muy semejantes e incluso estadísticamente no hubo diferencia significativa entre ellos ($p > 0.05$). Sin embargo, el paso 5 en agosto demostró la mayor concentración, seguido del 2, 4, 3 y 1. El filtro de respaldo de agosto tuvo menor concentración que el de febrero.

La figura 14b ilustra la suma de las concentraciones de partículas de los 5 pasos y del filtro de respaldo en condiciones de temperatura y presión estándares (25°C y 1 atm, respectivamente) de febrero y agosto de 1999. Ninguno rebasó el límite permitido de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 h establecido por la NOM-025-SSA1-1993. En febrero se exhibieron las concentraciones más altas.

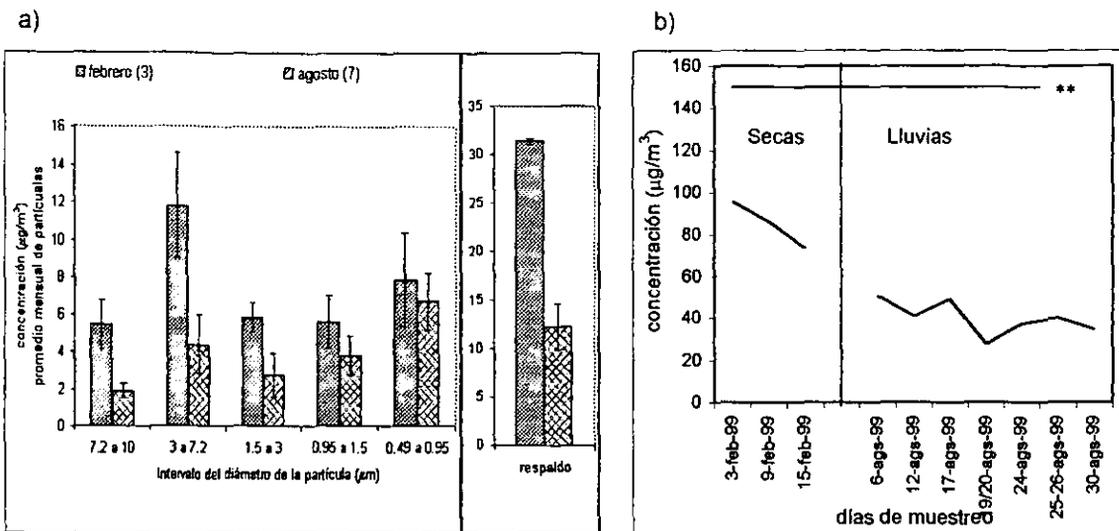


Fig. 14 a). Promedio de las concentraciones reales de partículas colectadas en febrero y agosto de 1999. b) Suma de concentraciones de partículas colectadas en impactador en cascada en febrero y agosto de 1999 en condiciones estándar. ** límite permitido por la NOM-025-SSA1-1993.

En la figura 14a se nota una distribución bimodal de las concentraciones de partículas por muestreo, con picos máximos en los rangos de 3 a 7.2 (paso 2) y de 0.49 a 0.95 µm (paso 5). Sin embargo la intensidad de ambos se invirtió entre los 2 meses muestreados. Este comportamiento puede deberse al mecanismo de limpieza de los contaminantes de la atmósfera en la temporada de lluvias (agosto) por la incorporación de las partículas gruesas a las gotas de lluvia y su posterior precipitación. Evento que en temporada de secas (febrero) no ocurre (Friedlander 1977, Lacey 1981, Gutiérrez 1985, Finlayson-Pitts y Pitts 2000). Este efecto resulta en concentraciones más altas de partículas gruesas en secas que en lluvias.

Este comportamiento de la concentración bimodal ha sido observado también por Clarke *et al.* (1999) con máximos en partículas de 1 µm y otro entre 4 y 6 µm. Por Baik *et al.* (1996) con picos en 0.8 µm y 5.0 µm en Seúl y por Zou y Hooper (1997) en Yakarta, con picos en 0.6 y 6.3 µm.

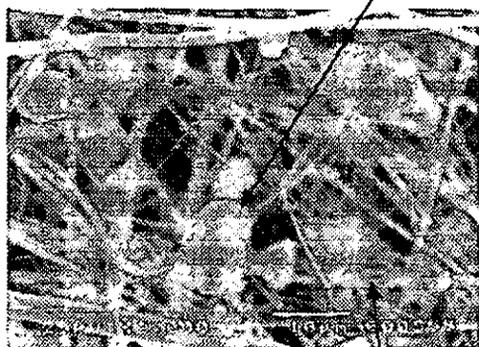
Por otro lado, los filtros con partículas fueron observados en un microscopio electrónico de barrido del Instituto de Física de la UNAM para comprobar si el rango del tamaño de las partículas impactadas en cada paso era el adecuado. Las imágenes se muestran en la figura 15.

En los pasos 1 y 2 se localizan las partículas gruesas y en los pasos 3 a 5 se encuentran las finas, donde se aprecian cúmulos, aglomerados o adhesiones de las mismas. Muchas de estas formas ya han sido descritas en la misma zona de estudio por Salazar *et al.* (1993), quienes se basaron en el Atlas de Partículas (McCrone y Delly 1980) para considerar que las partículas presentes en ésta atmósfera muestran formas cristalinas típicas de compuestos naturales, antropogénicos, de refinamiento y procesamiento de metales y también de las que resultan de la combustión y del polvo del suelo.

PASO 1 (7.2 a 10 μm)

PASO 2 (3.0 a 7.2 μm)

Partículas representativas



Fibras de vidrio del filtro

PASO 3 (1.5 a 3.0 μm)

PASO 4 (0.95 a 1.5 μm)

Partículas representativas



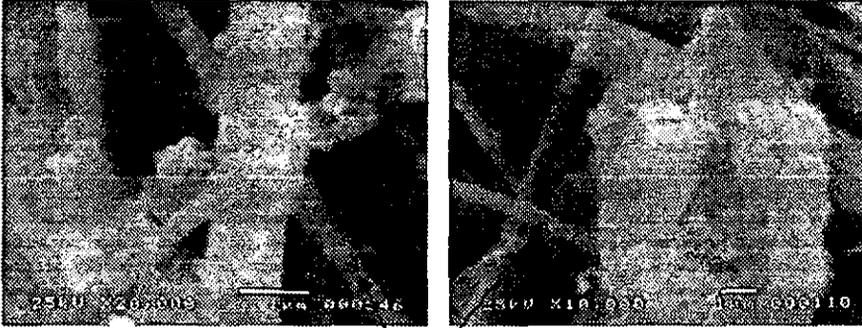
Fibras de vidrio del filtro

PASO 5 (0.49 a 0.95)
Partículas representativas

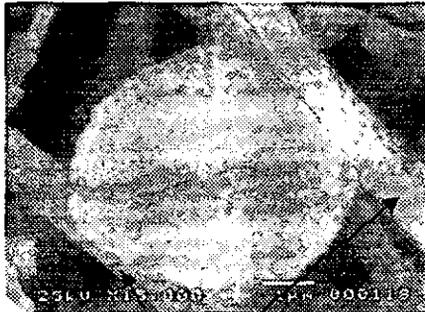


Fibras de vidrio del filtro

FILTRO DE RESPALDO (partículas no retenidas de 0.49 a 10 μm y las < 0.49 μm)



Fibras de vidrio del filtro



Fibras de vidrio
del filtro

Fig. 15. Fotografías al microscopio electrónico de barrido de filtros muestreados de cada paso. 1) 7.2 a 10 μm, 2) 3.0 a 7.2 μm, 3) 1.5 a 3.0 μm, 4) 0.95 a 1 μm, 5) 0.45 a 0.95 μm y Filtro de respaldo.

La figura 16 muestra los porcentajes correspondientes a los diferentes intervalos, calculados a partir de los promedios de la concentración real de partículas por paso. De manera general, los porcentajes más altos de partículas en febrero están entre 3.0 a 7.2 μm de diámetro con 33% y entre 0.49 y 0.95 μm con el 35% en agosto.

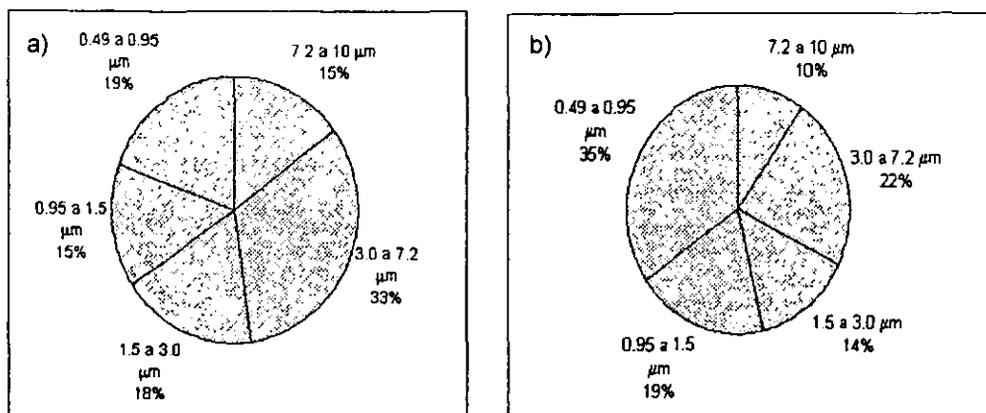


Fig. 16. Porcentaje de partículas por diámetro aerodinámico en μm colectadas en un impactador en cascada durante 1999 en. a) febrero y b) agosto.

El promedio de la concentración acumulada de las partículas muestreadas en los cinco pasos del impactador de este estudio se pueden analizar en los siguientes intervalos (Tabla X) siendo así posible la comparación con trabajos realizados por otros autores (Tablas XI):

Tabla X. Combinación de diferentes intervalos de partículas muestreadas en febrero y agosto de 1999.

Diámetro de partículas (μm)	Febrero (secas) (%)	Agosto (lluvias) (%)
Partículas ultrafinas (0.49 a 1.5)	34	54
Partículas finas (0.49 a 3.0)	52	68
partículas gruesas (3.0 a 10)	48	32

Tabla XI. Porcentajes de partículas de diferentes diámetros encontrados en diversas ciudades.

Lugar de estudio	Porcentajes con respecto a PM10	Referencia
ZMVM	50% de PM2.5	Salazar <i>et al.</i> (1992) y Edgerton <i>et al.</i> (1999)
Canadá	50% de PM2.5	Brook <i>et al.</i> (1997)
Birmingham	60% de PM2.5	Harrison <i>et al.</i> (1997)
Reino Unido	50% de <1.5 µm 60-70% de PM2.1 80% de <5 µm 30-40% de gruesas (2.5 a 10 µm)	Clarke <i>et al.</i> (1999)
EUA	67% de PM2.5	Parkhurst <i>et al.</i> (1999)

El aerosol urbano tiene mayor proporción de partículas finas que resultan de la emisión de la combustión incompleta de vehículos e industrias, principalmente, y el aerosol rural posee mayor concentración de partículas grandes que corresponden a los efectos de la actividad humana incluyendo el polvo, la quema y las emisiones industriales (Harrison *et al.* 1997, Clarke *et al.* 1999).

En la tabla XII se analiza la correlación entre pasos y sus diferencias significativas, siendo las más importantes, entre los pasos 1 y 2, 1 y 4, 1 y 5, 2 y 4, 2 y 5, 4 y 5, para el mes de febrero y entre los pasos 1 y 2, 1 y 3, 2 y 3, 2 y PM10, 4 y 5, 4 y PM10, 5 y respaldo, 5 y PM10 y respaldo y PM10 en agosto, es decir, existe una correspondencia entre partículas gruesas por un lado o entre partículas finas por el otro. Cabe resaltar que solamente se analizaron los datos de las concentraciones de agosto, puesto que en febrero sólo se hicieron 3 muestreos.

Tabla XII. Correlación entre concentraciones de partículas colectadas en el impactador en cascada en febrero y agosto de 1999.

FEBRERO							
r	Paso 1	Paso 2	Paso 3	Paso 4	Paso 5	respaldo	Suma (PM10)
Paso 1							
Paso 2	0.993*						
Paso 3	1.000	1.000					
Paso 4	1.000***	0.995*	1.000				
Paso 5	0.997*	0.999**	1.000	0.999*			
Respaldo	-0.493	-0.592	1.000	-0.510	-0.556		
SUMA (PM10)	0.941	0.894	1.000	0.934	0.913	-0.168	

*p<0.05, **p<0.02, ***p<0.01

AGOSTO

<i>r</i>	Paso 1	Paso 2	Paso 3	Paso 4	Paso 5	respaldo	Suma (PM10)
Paso 1							
Paso 2	0.973****						
Paso 3	0.960****	0.918*					
Paso 4	0.500	0.653	0.499				
Paso 5	0.130	0.339	0.111	0.883*			
Respaldo	0.209	0.397	0.033	0.575	0.718***		
Suma (PM10)	0.687	0.832**	0.607	0.893*	0.780***	0.769***	

*p<0.01, **p<0.02, ***p<0.05, ****p<0.001,

Por otro lado, la tabla XIII fue construida a partir de los promedios de las concentraciones de partículas para reconocer cuando hay diferencias significativas entre los meses muestreados, es decir, entre temporadas, observándose un claro contraste en todos los pasos, excepto para el 4 y el 5, que no mostraron diferencias.

Tabla XIII. Comparación de las concentraciones promedio mensuales de partículas obtenidas en febrero y agosto de 1999

Diámetro (μm)	Febrero ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Agosto ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	t calculada
7.2 a 10	5.4	1.9	4.60*
3 a 7.2	11.8	4.3	5.52*
1.5 a 3	5.8	2.7	4.06*
0.95 a 1.5	5.5	3.7	2.30
0.49 a 0.95	7.8	6.6	0.93
respaldo	31.4	12.2	24.24*

*p<0.05

Las razones para estudiar la materia orgánica contenida en las partículas atmosféricas, se basan en la posibilidad que existe de que tales compuestos sean nocivos para la salud y que jueguen además un papel esencial en el control de la transferencia de la radiación solar (Falcon *et al.* 1988, Molnár *et al.* 1999). Hoffman y Wynder (1977), demostraron que la fracción orgánica de las partículas atmosféricas son carcinogénicas en ratones.

Las concentraciones de MOE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenidas de las partículas colectadas en este estudio se muestran en las tablas XIV y XV. El paso 3 del 3 de febrero no fue incluida debido a que se sospecha contaminación, ya que fue demasiado alta (4.0

$\mu\text{g}/\text{m}^3$) en comparación con los otros días muestreados. La MOE más elevada fue de 6.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el filtro de respaldo del 9 de febrero y la más baja de 0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del paso 1 del 6 de agosto y en SUMA la de 10.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del 9 de febrero como máxima y 4.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del 19-20 de agosto como la mínima. A partir de los datos promedio de concentración de partículas y MOE, se calculó el porcentaje de MOE para cada paso del impactador en cascada en ambos meses muestreados, mismos que se presentan en las últimas columnas de las tablas XIV y XV.

Al igual que en la concentración de partículas, la de MOE fue mayor en febrero que en agosto, a pesar de ser menor cantidad de muestreos, lo que justifica los análisis biológicos realizados.

Tabla XIV. Concentración real de MOE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenida de partículas colectadas en febrero de 1999

Pasos	Fecha			Promedio mensual \pm D. E.	% de MOE en la partícula
	3	9	15		
1	1.0	0.4	0.3	0.6 \pm 0.4	11.1
2	0.8	1.1	0.6	0.8 \pm 0.2	6.8
3	*	0.9	0.4	0.7 \pm 0.3	12.7
4	1.0	0.7	0.6	0.8 \pm 0.2	14.5
5	1.3	1.4	1.1	1.3 \pm 0.2	16.7
Respaldo	5.6	6.2	5.7	5.8 \pm 0.3	18.5
SUMA	9.7	10.7	8.7	9.9 \pm 0.9	14.6

* concentración muy elevada de 4.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, por lo que se descartó.

Tabla XV. Concentración real de MOE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenida de partículas colectadas en agosto de 1999

Pasos	Fecha							Promedio mensual \pm D. E.	% de MOE en la partícula
	6	12	17	19-20	24	25-26	30		
1	0.2	0.5	0.6	0.4	0.3	0.3	0.3	0.4 \pm 0.2	21.0
2	0.4	0.5	0.4	0.6	0.4	0.5	0.4	0.5 \pm 0.1	11.6
3	0.4	0.5	0.3	0.5	0.4	0.5	0.4	0.4 \pm 0.1	14.8
4	0.6	1.0	0.4	0.5	0.5	0.8	0.6	0.6 \pm 0.2	16.2
5	1.1	1.3	0.8	0.6	1.1	1.3	0.9	1.0 \pm 0.3	15.2
Respaldo	6.0	3.8	2.6	2.2	3.4	3.4	2.5	3.4 \pm 1.3	27.8
SUMA	8.6	7.6	5.1	4.7	6.0	6.8	5.1	6.3 \pm 1.4	20.0

A diferencia de la concentración de partículas y exceptuando las de respaldo, la concentración mayor de MOE la presentó el paso 5 en ambos meses, sobresaliendo 3 y 9 de febrero, 12 y 25-26 de agosto, en los demás días los pasos fueron muy irregulares, sin embargo hubo mayor concentración en los primeros pasos de febrero, mientras que en agosto se incrementó la concentración de MOE conforme disminuyó el diámetro. El

filtro de respaldo posee mayor concentración en febrero que en agosto (Figura 17). La figura 18 reúne los promedios de MOE por mes, comparados entre pasos.

a)

b)

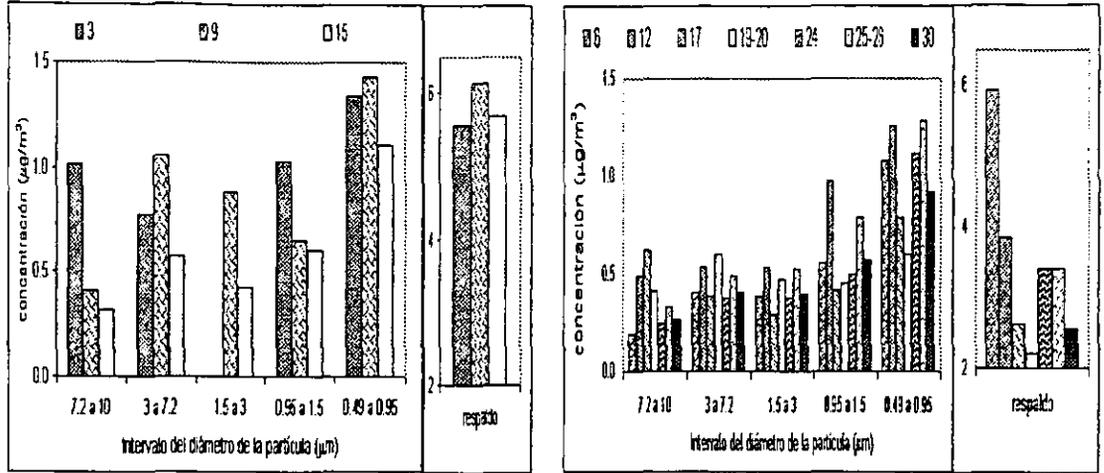


Fig. 17. Concentración de MOE extraída de partículas colectadas en impactador en cascada durante 1999 de a) febrero y b) agosto.

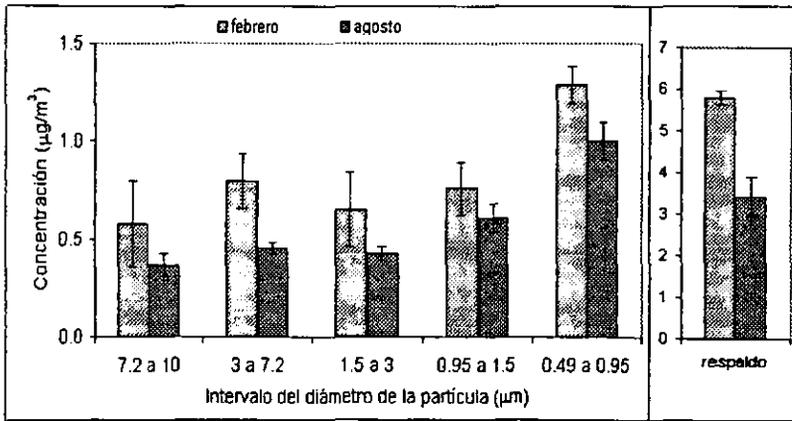


Fig. 18. Concentración real de MOE obtenida de partículas colectadas durante febrero y agosto de 1999 con impactador en cascada.

De la misma manera que para las concentraciones de partículas, se hicieron gráficas que expresan las concentraciones de MOE de partículas < 0.49 µm y entre 0.49 y 10 µm (Figura 19). La eficiencia de colecta de partículas fue de 54% y 61% en el

intervalo de partículas entre 0.5 a 10 μm para febrero y agosto, respectivamente y la el porcentaje de MOE, fue de 41% para el primero y 46% para el segundo, mientras para el filtro de respaldo, el porcentaje de partículas en febrero fue de 46% y 39% para agosto y el de MOE, fue de 59 y 54 para febrero y agosto.

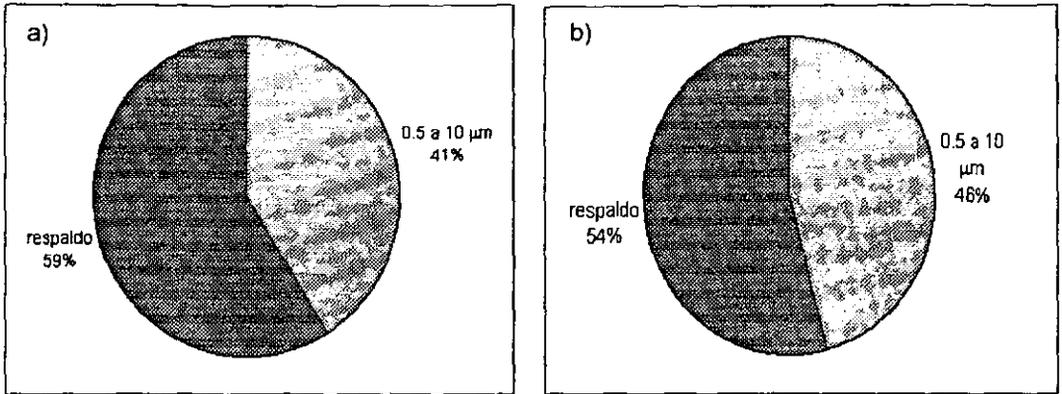


Fig. 19. Porcentaje de MOE de partículas, según eficiencia de colecta con el impactador en cascada de los muestreos durante 1999 de a) febrero y b) agosto.

Posteriormente se realizaron gráficas de los porcentajes de MOE por diámetro de partículas para los 5 pasos del impactador en cascada en febrero y agosto de 1999 (Figura 20), en donde se observa un comportamiento similar para ambas temporadas, resaltando las partículas entre 0.49 y 0.95 μm y con un menor porcentaje las de 7.2 a 10 μm .

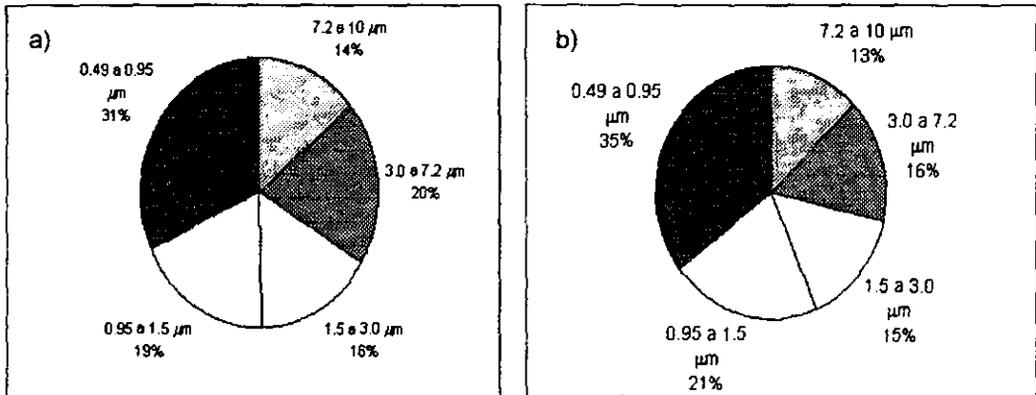


Fig. 20. Porcentaje de MOE de las partículas colectadas en 5 pasos con impactador en cascada durante 1999 en a) febrero y b) agosto.

La presencia de partículas < 3.0 μm tiene gran importancia por su afección al tejido pulmonar (Seemayer *et al.* 1987, Infante *et al.* 1990, Mauderly 1996,). La cantidad de MOE registrada en éstas, ha sido de 65.12% de la MOE total, si se considera que en general, del 70 al 90% de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) que son compuestos mutagénicos (Möller y Alfheim 1983, Alsberg *et al.* 1985, Sicherer-Roetman *et al.* 1988, Chuang *et al.* 1992 y DeMarini *et al.* 1994, 1996), fueron hallados en partículas respirables < 3.5 μm (DeMaio y Corn 1966, Kertész-Sáinger *et al.* 1971, Pierce y Katz 1975, De Wiest 1978); entonces los resultados hallados representan un riesgo considerable para los humanos expuestos a este diámetro de partículas.

Se analizaron los coeficientes de correlación entre los promedios de las concentraciones de MOE de los diferentes pasos (Tabla XVI), siendo significativas las correlaciones calculadas. Entre ellos, destacan las correlaciones de los pasos 1 y 4, 2 y PM10 y 5 y PM10 para febrero y en agosto de los pasos 2 y 3, 3 y 4, 4 y 5 y este el filtro de respaldo y PM10.

Tabla XVI. Coeficientes de correlación (r) entre las concentraciones de MOE de partículas muestreadas en febrero y agosto de 1999.

FEBRERO

R	Paso 1	Paso 2	Paso 3	Paso 4	Paso 5	respaldo	PM10
Paso 1							
Paso 2	0.029						
Paso 3	1.000	1.000					
Paso 4	1.000**	0.004	1.000				
Paso 5	0.354	0.945	1.000	0.331			
Respaldo	-0.604	0.780	1.000	-0.623	0.532		
PM10	0.159	0.991*	1.000	0.134	0.980**	0.691	

*p<0.05, **p<0.01

AGOSTO

R	Paso 1	Paso 2	Paso 3	Paso 4	Paso 5	respaldo	PM10
Paso 1							
Paso 2	0.260						
Paso 3	0.066	0.776*					
Paso 4	0.037	0.375	0.796**				
Paso 5	0.319	0.173	0.453	0.767*			
Respaldo	0.489	0.243	0.034	0.261	0.543		
PM10	0.358	0.053	0.321	0.576	0.737	0.935***	

*p<0.05, ** p<0.02, ***p<0.01

La figura 21 muestra los promedios de la concentración de MOE y de partículas de cada paso y para cada mes. Estas correlaciones son normales, considerando el comportamiento cambiante de las partículas con respecto a la climatología descrita por Burton *et al.* (1996).

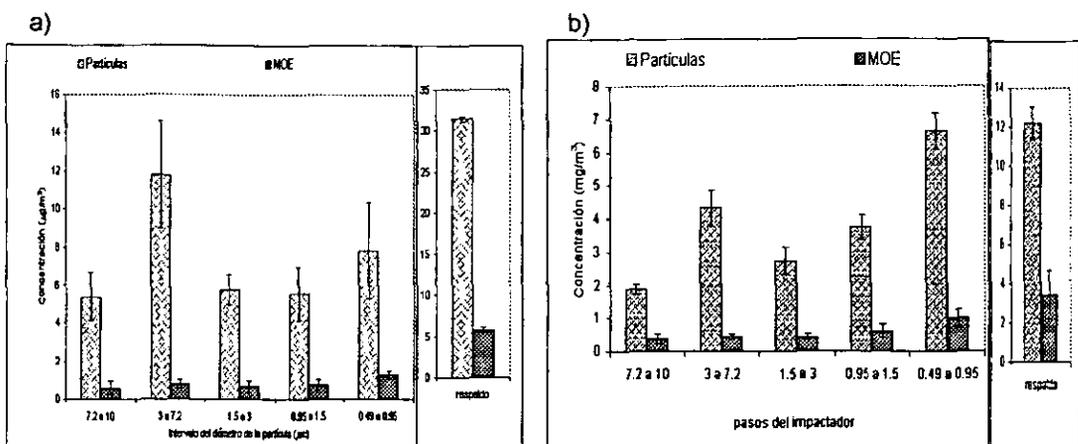


Fig. 21. Concentración promedio de partículas y MOE de muestreos realizados con impactador en cascada durante 1999 en a) febrero y b) agosto.

Con el fin de comparar estadísticamente la concentración de MOE obtenidas en los diferentes meses de las temporadas de secas (febrero) y lluvias (agosto), se aplicó una "t" de Student, encontrando una diferencia significativa en los intervalos de 3 a 7.2 µm y el filtro de respaldo con una $p < 0.05$

Tabla XVII. Comparación entre MOE de febrero y agosto de 1999.

Diámetro (µm)	Febrero concentración (µg/m³)	Agosto concentración (µg/m³)	t calculada
7.2 a 10	0.93	0.60	1.30
3 a 7.2	1.29	0.75	3.21*
1.5 a 3	1.06	0.70	1.12
0.95 a 1.5	1.22	1.01	0.89
0.49 a 0.95	2.08	1.66	1.56
respaldo	9.35	5.65	3.06*

* $p < 0.05$

Por último, se consideraron las correlaciones entre las partículas y la MOE de los meses correspondientes a las temporadas de secas y de lluvias de 1999 (tablas XVIII y XIX). Febrero tuvo una correlación alta entre los 5 pasos y el filtro de respaldo. En agosto todos los intervalos propuestos fueron significativos, incluyendo el PM10. Esto coincide con lo citado por Morris *et al.* (1995), quienes encontraron una correlación de 0.84 entre MOE y partículas PM10.

Tabla XVIII. Correlación entre partículas y MOE de febrero de 1999.

Pasos	R
5 pasos y filtro de respaldo	0.973***
1 a 5	0.323
1 a 4	0.686
2 a 5	0.171

* $p < 0.05$, ** $p < 0.02$, *** $p < 0.001$

Tabla XIX. Correlación entre partículas y MOE de agosto de 1999.

Pasos	r
5 pasos y filtro de respaldo	0.741*
1 a 5	0.736*
1 a 4	0.931**
2 a 5	0.998***

6.2. Correlación entre los parámetros climatológicos las partículas y la MOE

Durante el invierno (meses correspondientes a la temporada de secas), en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México se presentan frecuentes períodos de acumulación excesiva de contaminantes en la atmósfera debido a condiciones meteorológicas desfavorables que impiden que se dispersen adecuadamente propiciando por ejemplo un mayor número de inversiones térmicas (Falcon *et al.* 1988).

Debido a que se ha descrito que la concentración de partículas puede variar por la influencia de algunos parámetros climatológicos como lluvia, velocidad y dirección del viento, temperatura y humedad relativa (Pierce y Katz 1975, Valerio y Pala 1991), en este trabajo se analizaron las correlaciones entre dichos parámetros meteorológicos y el comportamiento de las partículas (Tabla XX) y de la MOE (Tabla XXI) para febrero y agosto. En febrero no se contempla la lluvia, puesto que no hay datos para correlacionar.

En febrero sólo se presentó correlación de las partículas del filtro de respaldo con la temperatura y en agosto de la lluvia con los tres primeros pasos. En contraste, la concentración de MOE del paso 1 correlacionó con la presión y la humedad relativa, el paso 3 con la temperatura, la presión, la humedad relativa y la velocidad del viento, el paso 4 con la presión y el paso 5 con la temperatura, mientras que en agosto sólo el paso 5 correlacionó con la temperatura.

En estudios hechos en otros países se ha encontrado mayor proporción de material grueso en verano (Clarke *et al.* 1999), haciendo énfasis en la variación entre las épocas del año, anotando que las concentraciones de PM_{2.5} tienden a incrementar de verano a invierno con la evidencia de un patrón estacional opuesto a las partículas gruesas (Harrison *et al.* 1997), tomando en cuenta que puede existir variabilidad entre observaciones individuales.

Tabla XX. Coeficientes de correlación (r) entre la concentración de partículas y parámetros meteorológicos en febrero y agosto de 1999.

FEBRERO

Diámetro (μm)	Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temperatura °C	Presión (mb)	Humedad Relativa (%)	velocidad del viento (m/s)
7.2 a 10	5.40	0.843	-0.871	0.817	0.310
3.0 a 7.2	11.77	0.774	-0.922	0.879	0.197
1.5 a 3.0	5.47	0.924	-0.772	0.705	0.471
0.95 a 1.5	5.54	0.832	-0.880	0.829	0.291
0.49 a 0.95	7.82	0.801	-0.905	0.858	0.239
respaldo	31.41	-0.989*	0.597	-0.514	-0.669

*p<0.05 Grados de libertad= 1

AGOSTO

Diámetro (μm)	Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temperatura °C	Presión (mb)	Humedad Relativa (%)	Lluvia (mm)	velocidad viento (m/s)
7.2 a 10	1.9	0.054	0.680	0.269	0.857**	0.708
3.0 a 7.2	4.3	0.103	0.623	0.166	0.797***	0.620
1.5 a 3.0	2.7	0.213	0.738	0.058	0.933*	0.610
0.95 a 1.5	3.7	0.198	0.257	0.364	0.496	0.115
0.49 a 0.95	6.6	0.361	0.016	0.534	0.060	0.293
respaldo	12.2	0.791***	0.242	0.043	0.086	0.033

*p<0.01 **p<0.02 *** p<0.05. Grados de libertad= 5

Tabla XXI. Coeficientes de correlación (r) entre la concentración de MOE y parámetros meteorológicos en febrero y agosto de 1999

FEBRERO

Diámetro (µm)	Concentración (µg/m ³)	Temperatura °C	Presión (mb)	Humedad relativa (%)	Velocidad del viento (m/s)
7.2 a 10	0.93	0.482	-1.000*	0.994**	-0.183
3.0 a 7.2	1.29	0.890	-0.014	-0.085	0.977
1.5 a 3.0	1.06	1.000*	-1.000*	1.000*	1.000*
0.95 a 1.5	1.22	0.460	-1.000*	0.996	-0.208
0.49 a 0.95	2.08	0.990*	-0.341	0.246	0.854
respaldo	9.35	0.408	0.615	-0.690	0.895

* p<0.01, ** p<0.1 Grados de libertad=1

AGOSTO

Diámetro (µm)	Concentración (µg/m ³)	Temperatura °C	Presión (mb)	Humedad relativa (%)	Lluvia (mm)	Velocidad del viento (m/s)
7.2 a 10	0.4	-0.191	0.602	0.204	0.743	0.683
3.0 a 7.2	0.5	-0.011	0.133	0.590	-0.365	0.171
1.5 a 3.0	0.4	0.404	-0.251	0.353	-0.655	-0.070
0.95 a 1.5	0.6	0.553	-0.072	-0.082	-0.422	-0.168
0.49 a 0.95	1.0	0.821*	-0.473	-0.210	-0.387	-0.208
respaldo	3.4	0.637	-0.065	-0.049	-0.283	-0.233

* p<0.05 Grados de libertad n=5

6.3. Análisis mutagénico

A pesar de las aplicaciones de técnicas analíticas más sofisticadas que han ampliado el conocimiento de la naturaleza de la fracción orgánica contenida en las partículas atmosféricas, aún queda mucho que investigar acerca de los efectos biológicos de tales compuestos, de cómo se forman o se degradan en la atmósfera y qué fuentes los producen (Falcon *et al.* 1988).

Para las pruebas de mutagenicidad, se ha empleado frecuentemente la cepa TA98 de *Salmonella typhimurium* por ser muy sensible en la detección de mutágenos de acción directa o indirecta, en este caso utilizando la activación metabólica exógena de la fracción mitocondrial del hígado de rata (conocido como S9), además de ser de corta duración y baratas (Nishioka *et al.* 1988, Venitt 1988, Arey *et al.* 1992, Harger *et al.* 1992, Gundel *et al.* 1993, Bayona *et al.* 1994). La contribución de los compuestos nitro-sustituídos a la mutagenicidad es estudiada con la cepa YG1021 y la comprobación de la ausencia de los mismos y la sensibilidad al 1,8-dinitropireno con la cepa YG7132 (con la acción de la nitrorreductasa suprimida, sin afectar la sensibilidad al 1,8-dinitropireno) (Yamada *et al.* 1997).

La MOE acumulada por paso y por mes, de la que se prepararon 4 concentraciones se probó en el ensayo de incorporación en placa de Ames, de donde se desprenden los datos de las tablas XXII y XXIII de sensibilidad a los mutágenos analizados que muestran las reversiones espontáneas e inducidas por la MOE obtenida de las aeropartículas de los 5 pasos y del filtro de respaldo muestreadas en los meses de febrero y agosto de 1999, respectivamente. Además se hace énfasis en la concentración mínima efectiva (CME), que al menos duplica la reversión espontánea y es capaz de producir mutagenicidad.

La tabla XXII corresponde a febrero y muestra la CME en los pasos 4 y 5 y en el filtro de respaldo especialmente detectado por las cepas YG1021 y YG7132. En la tabla XXIII, de agosto, se aprecia una CME del filtro de respaldo con la cepa YG1021, sin embargo, para la cepa TA98 se registra toxicidad debido a que se encontraron colonias bacterianas de tipo "petite" y al observar al microscopio óptico el tapete del fondo presentó intersticios que demuestran la toxicidad.

Tabla XXII. Reversión espontánea e inducida por la MOE obtenida de las partículas muestreadas en los 5 pasos y el filtro de respaldo del impactador en cascada en colectas de febrero de 1999 \pm DE.

Compuesto	Dosis $\mu\text{g/placa}$	Revertantes por placa			
		TA98+S9	TA98-S9	YG1021	YG7132
Paso 1	0*	48 \pm 8	48 \pm 8	151 \pm 17	41 \pm 4
	5	48 \pm 1	54 \pm 11	151 \pm 71	31 \pm 12
	8	57 \pm 6	49 \pm 1	154 \pm 11	35 \pm 13
	12	47 \pm 8	60 \pm 1	181 \pm 8	45 \pm 13
	17	76 \pm 4	63 \pm 8	238 \pm 6	51 \pm 20
Paso 2	0*	48 \pm 5	48 \pm 8	151 \pm 17	41 \pm 4
	5	54 \pm 5	45 \pm 6	158 \pm 8	31 \pm 1
	8	51 \pm 7	50 \pm 19	159 \pm 10	45 \pm 8
	12	55 \pm 14	62 \pm 6	164 \pm 18	43 \pm 5
	17	65 \pm 7	49 \pm 8	213 \pm 25	57 \pm 4
Paso 3	0*	48 \pm 5	48 \pm 8	151 \pm 17	41 \pm 4
	5	52 \pm 18	48 \pm 8	154 \pm 5	40 \pm 2
	8	51 \pm 7	46 \pm 7	170 \pm 14	51 \pm 5
	12	59 \pm 18	49 \pm 12	188 \pm 6	49 \pm 14
	17	57 \pm 10	52 \pm 10	192 \pm 3	52 \pm 12
Paso 4	0*	47 \pm 5	47 \pm 5	151 \pm 17	46 \pm 5
	5	68 \pm 5	53 \pm 11	201 \pm 16	66 \pm 19
	8	66 \pm 9	58 \pm 5	229 \pm 0	77 \pm 13
	12	66 \pm 5	67 \pm 9	250 \pm 35	87 \pm 14
	17	70 \pm 10	72 \pm 7	271 \pm 28	112 \pm 21
Paso 5	0*	47 \pm 5	47 \pm 5	151 \pm 17	46 \pm 5
	5	59 \pm 4	54 \pm 3	220 \pm 9	72 \pm 5
	8	67 \pm 6	63 \pm 8	270 \pm 30	115 \pm 9
	12	73 \pm 5	79 \pm 16	296 \pm 86	141 \pm 17
	17	86 \pm 13	79 \pm 4	381 \pm 50	160 \pm 27
Filtro de respaldo	0*	47 \pm 5	47 \pm 5	151 \pm 17	46 \pm 5
	5	67 \pm 20	56 \pm 4	255 \pm 3	76 \pm 17
	8	73 \pm 9	80 \pm 12	264 \pm 47	95 \pm 5
	12	89 \pm 21	89 \pm 6	268 \pm 35	130 \pm 7
	17	107 \pm 6	87 \pm 12	377 \pm 58	165 \pm 13

* la concentración cero indica la reversión espontánea para cada cepa. Las demás concentraciones presentan la reversión inducida por cepa.

CME Concentración mínima efectiva

Tabla XXIII. Reversión espontánea e inducida por la MOE obtenida de las partículas muestreadas en los 5 pasos y el filtro de respaldo del impactador en cascada en colectas de agosto de 1999 \pm DE.

Compuesto	Dosis $\mu\text{g/placa}$	Revertantes por placa			
		TA98+S9	TA98-S9	YG1021	YG7132
Paso 1	0	50 \pm 5	50 \pm 5	129 \pm 15	48 \pm 13
	5	66 \pm 12	65 \pm 5	152 \pm 24	44 \pm 16
	8	71 \pm 15	58 \pm 7	153 \pm 21	48 \pm 18
	12	64 \pm 5	69 \pm 7	159 \pm 25	43 \pm 4
	17	65 \pm 16	71 \pm 4	165 \pm 14	48 \pm 6
Paso 2	0	50 \pm 5	50 \pm 5	129 \pm 15	48 \pm 13
	5	55 \pm 8	62 \pm 12	186 \pm 34	48 \pm 6
	8	73 \pm 5	57 \pm 4	181 \pm 6	51 \pm 10
	12	57 \pm 8	62 \pm 8	147 \pm 14	51 \pm 10
	17	69 \pm 12	70 \pm 9	185 \pm 16	49 \pm 16
Paso 3	0	50 \pm 5	50 \pm 5	129 \pm 15	48 \pm 13
	5	55 \pm 9	52 \pm 18	157 \pm 4	45 \pm 7
	8	46 \pm 16	52 \pm 2	150 \pm 6	60 \pm 9
	12	61 \pm 18	51 \pm 7	147 \pm 13	55 \pm 5
	17	48 \pm 13	51 \pm 3	162 \pm 14	54 \pm 1
Paso 4	0	43 \pm 6	43 \pm 6	129 \pm 15	54 \pm 2
	5	61 \pm 6	56 \pm 3	122 \pm 23	25 \pm 24
	8	53 \pm 4	56 \pm 11	135 \pm 25	60 \pm 36
	12	52 \pm 9	57 \pm 16	139 \pm 8	83 \pm 8
	17	48 \pm 19	48 \pm 19	138 \pm 11	61 \pm 39
Paso 5	0	43 \pm 6	43 \pm 6	129 \pm 15	54 \pm 2
	5	50 \pm 15	47 \pm 5	148 \pm 0	13 \pm 7
	8	60 \pm 10	47 \pm 24	154 \pm 4	54 \pm 22
	12	41 \pm 7	52 \pm 3	189 \pm 2	71 \pm 45
	17	50 \pm 9	51 \pm 4	207 \pm 18	73 \pm 29
Filtro de respaldo	0	43 \pm 6	43 \pm 6	129 \pm 15	54 \pm 2
	5	48 \pm 12	63 \pm 14	164 \pm 8	62 \pm 44
	8	60 \pm 14	47 \pm 23	181 \pm 2	79 \pm 38
	12	59 \pm 6	56 \pm 16	241 \pm 74	36 \pm 19
	17	**	**	258 \pm 59	98 \pm 9

* la concentración cero indica la reversión espontánea para cada cepa. Las demás concentraciones presentan la reversión inducida por cepa.

** Se notó toxicidad.

CME Concentración mínima efectiva

En la figura 22 se incluyen las curvas de concentración-respuesta de la MOE extraída de partículas muestreadas en febrero de 1999 con impactador en cascada para cada paso probados con 3 cepas. Los resultados obtenidos con la cepa TA98 con y sin S9 indican que existe la misma proporción de mutágenos directos e indirectos, sin embargo, la cepa YG1021 tiene una mayor respuesta que las otras cepas, rebasando los 200 rev/placa en los pasos 1, 2, 4 y 5 y filtro de respaldo, suponiendo la presencia de compuestos nitro-HAP. La cepa YG7132 sólo pasa de los 100 rev/placa en los pasos 4 y 5 y el filtro de respaldo, que hace pensar en la posible aparición de compuestos 1,8-dinitropirenos.

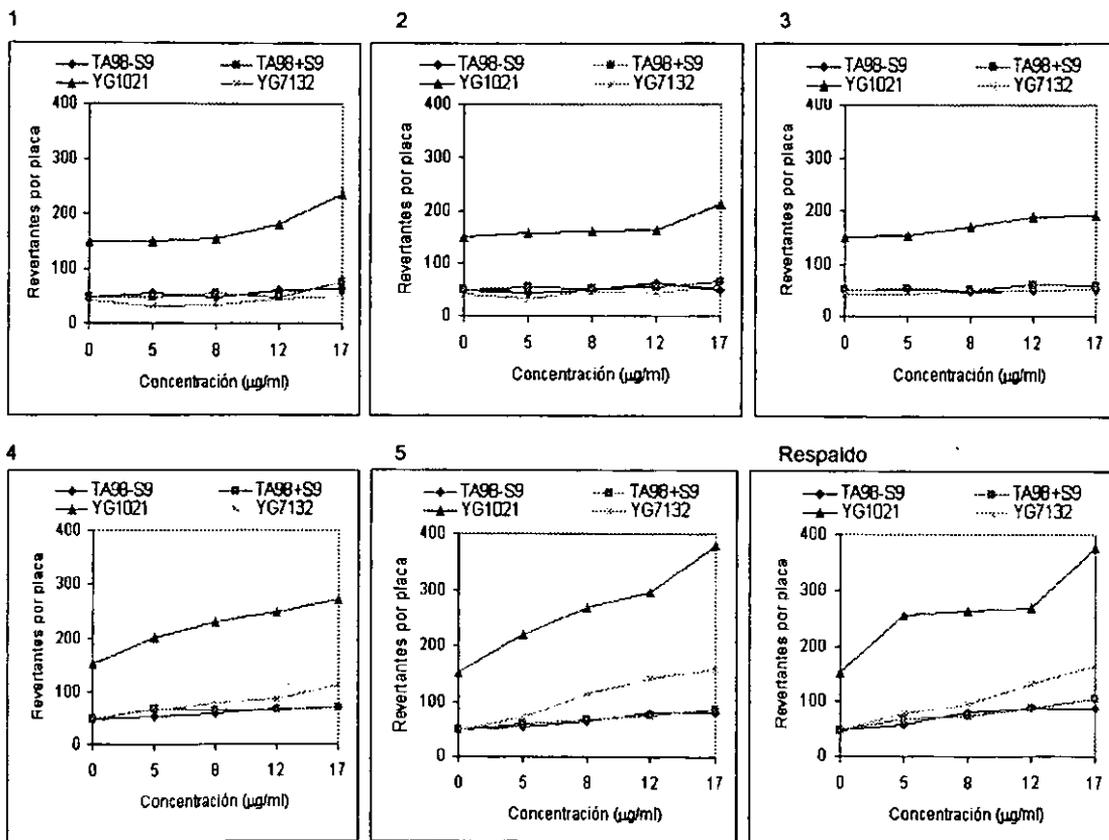


Fig. 22. Curvas de concentración-respuesta de la MOE extraída de partículas muestreadas con impactador en cascada en febrero de 1999 en los siguientes pasos, 1) 7.2 a 10 µm, 2) 3.0 a 7.2 µm, 3) 1.5 a 3.0 µm, 4) 0.95 a 1.5 µm, 5) 0.49 a 0.95 µm y Respaldo.

En la figura 23 se aprecian las curvas de dosis-respuesta de la MOE de partículas muestreadas con impactador en cascada en agosto de 1999 para cada paso probados con 3 cepas. Nuevamente la respuesta de la cepa TA98 con y sin S9 indica que existe la misma proporción de mutágenos directos e indirectos. La cepa YG1021 presenta mayor respuesta que las otras cepas, rebasando los 200 rev/placa en el paso 5 y en el filtro de respaldo, suponiendo la presencia de compuestos nitro-HAP. La cepa YG7132 se encuentra muy cerca del patrón de la cepa TA98 con y sin S9 en todos los pasos, excluyendo la sospecha de la existencia del compuesto 1,8-dinitropireno.

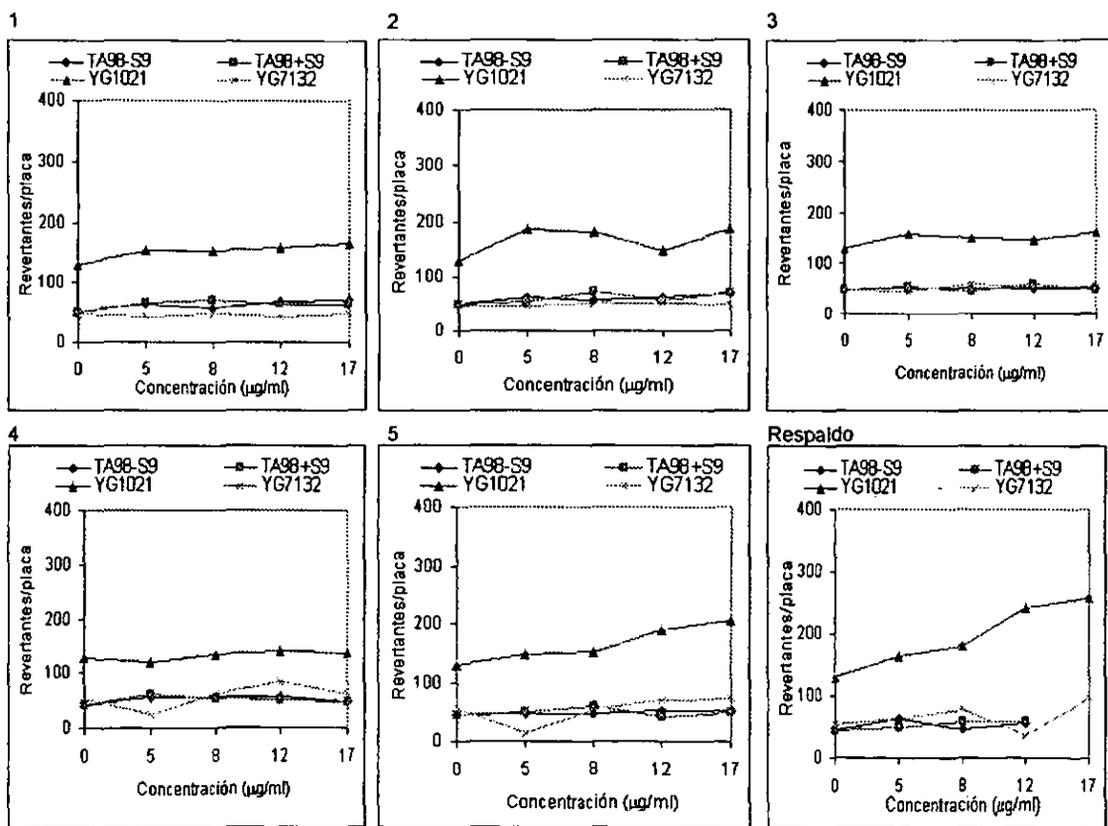


Fig. 23. Curvas concentración-respuesta de la MOE extraída de partículas muestreadas en impactador en cascada en agosto de 1999 en los siguientes pasos, 1) 7.2 a 10 µm, 2) 3.0 a 7.2 µm, 3) 1.5 a 3.0 µm, 4) 0.95 a 1.5 µm, 5) 0.49 a 0.95 µm y Respaldo.

Las tablas XXIV y XXV contienen la reversión neta obtenida de la MOE de partículas muestreadas con impactador en cascada en febrero y agosto de 1999, respectivamente.

Tabla XXIV. Reversión neta de muestra de MOE de partículas obtenidas con impactador en cascada en febrero de 1999.

Compuesto	Dosis µg/placa	Revertantes por placa			
		TA98+S9	TA98-S9	YG1021	YG7132
Paso 1	0	0	0	0	0
	5	0	6	0	0
	8	9	1	3	0
	12	0	12	29	4
	17	28	15	87	10
Paso 2	0	0	0	0	0
	5	6	0	7	0
	8	3	2	8	4
	12	7	14	12	2
	17	17	1	61	16
Paso 3	0	0	0	0	0
	5	4	0	2	0
	8	3	0	19	10
	12	11	1	37	8
	17	9	4	41	11
Paso 4	0	0	0	0	0
	5	21	6	50	20
	8	19	11	78	31
	12	19	20	98	41
	17	23	25	120	
Paso 5	0	0	0	0	0
	5	12	7	69	26
	8	20	16	118	69
	12	26	32	145	95
	17	39	32	229	114
Filtro de respaldo	0	0	0	0	0
	5	19	8	104	35
	8	25	32	112	54
	12	41	41	117	89
	17	59	39	226	124

Tabla XXV. Reversión neta de muestra de MOE obtenida de las partículas con impactador en cascada en agosto de 1999.

Compuesto	Dosis µg/placa	Revertantes por placa			
		TA98+S9	TA98-S9	YG1021	YG7132
Paso 1	0	0	0	0	0
	5	16	15	23	0
	8	21	8	24	1
	12	14	19	29	0
	17	15	21	36	0
Paso 2	0	0	0	0	0
	5	5	12	57	0
	8	23	7	51	3
	12	7	12	18	3
	17	19	20	56	1
Paso 3	0	0	0	0	0
	5	5	2	28	0
	8	0	2	20	12
	12	11	1	18	7
	17	0	1	33	6
Paso 4	0	0	0	0	0
	5	18	13	0	0
	8	10	13	6	60
	12	9	14	9	0
	17	5	5	8	61
Paso 5	0	0	0	0	0
	5	7	4	19	0
	8	17	4	25	46
	12	0	9	59	31
	17	7	8	78	73
Filtro de respaldo	0	0	0	0	0
	5	5	20	34	41
	8	17	4	51	33
	12	16	13	112	7
	17	*	*	128	97

* Se observó toxicidad.

A los revertantes netos/ μg en placa, se les calculó la pendiente con la porción lineal de las curvas concentración-respuesta, considerada como potencia mutagénica. Dichas pendientes fueron ajustadas para cada curva, eliminando los puntos experimentales que desvían la linealidad en el análisis de mutagenicidad, como lo describe Barale *et al.* (1991), desprendiendo los datos de la tabla XXVI, donde se presentan solamente las pendientes lineales positivas, ya que las negativas demuestran un cada acumulado por paso de MOE extraída de partículas muestreadas con impactador en cascada en febrero y agosto de 1999.

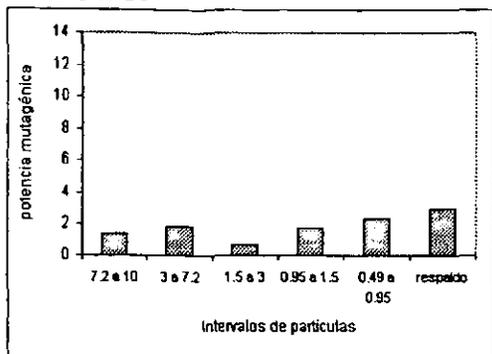
Tabla XXVI. Potencias mutagénicas ajustadas a la recta de la regresión lineal para cada curva de concentración-respuesta de los ensayos de febrero y agosto de 1999.

Mes/Pasos	Potencias mutagénicas por cepa			
	TA98+S9	TA98-S9	YG1021	YG7132
FEBRERO				
PASO 1	2.22	1.33	5.15	0
PASO 2	1.35	1.86	1.24	0
PASO3	1.47	0.65	2.88	0.91
PASO 4	1.96	1.82	7.11	3.96
PASO 5	2.55	2.39	13.20	7.35
PASO 6	2.98	2.98	11.70	7.32
AGOSTO				
PASO 1	0	1.29	1.07	0
PASO 2	0	1.06	0	0
PASO3	0	0	0	0
PASO 4	0	0	0	0
PASO 5	0	0	3.93	0
PASO 6	0	1.24	7.24	2.58

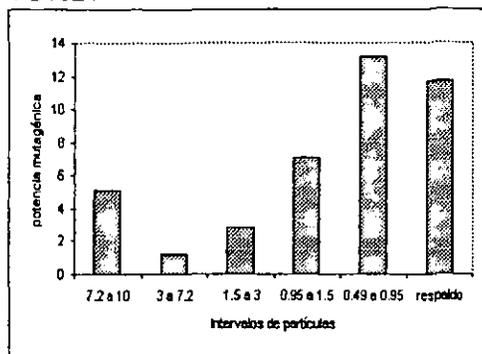
* $p < 0.05$ y ** $p > 0.05$

Asimismo, se han graficado las potencias mutagénicas ajustadas para febrero (figura 24) y agosto (figura 25) de la MOE probada de las partículas muestreadas con impactador en cascada en 1999.

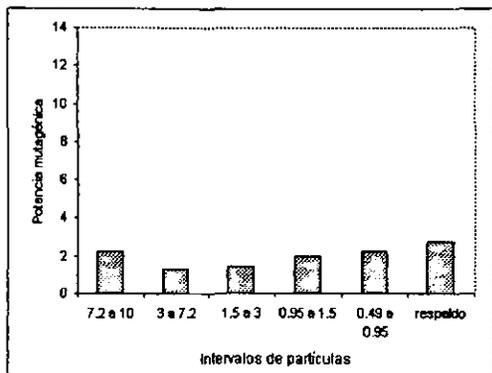
TA98 SIN S9



YG1021



TA98 CON S9



YG7132

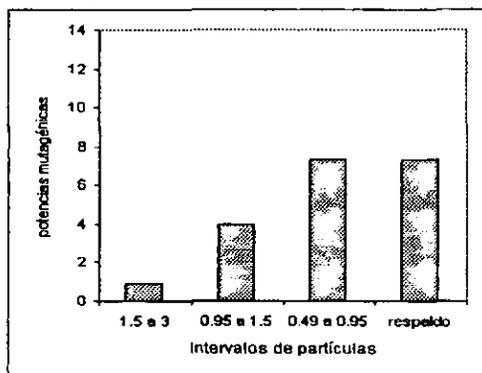
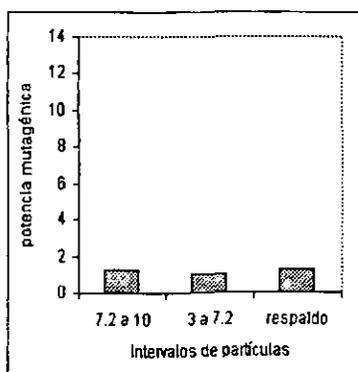
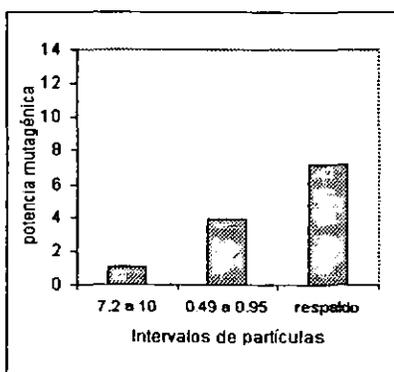


Fig. 24. Potencias mutagénicas observadas en los acumulados de MOE por pasos de partículas colectadas con impactador en cascada en febrero de 1999.

SIN S9



YG1021



YG7132

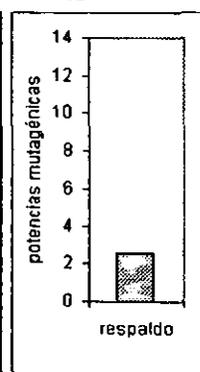


Fig. 25. Potencias mutagénicas observadas en los acumulados de MOE por pasos de partículas colectadas con impactador en cascada en agosto de 1999.

El enriquecimiento preferencial de compuestos mutagénicos en las partículas submicrométricas es de esperarse, debido a que tienen mayor área de superficie específica asociada con esta fracción. En vista de una mayor estabilidad de estas partículas en la atmósfera, no sorprende que la distribución de los HAP en los diferentes tamaños de partículas se caractericen por predominar en el rango de las submicrométricas (Kertész-Sáringier *et al.* 1971, De Wiest y Della Fiorentina 1977, Miguel y Friedlander 1978), sin embargo, aún falta constatarlo con análisis cromatográficos.

De acuerdo con los estudios realizados por varios autores sobre la caracterización del aerosol con respecto a HAP, se puede suponer que en las muestras de febrero y agosto es posible encontrar una cantidad suficiente de nitro-HAP, transformaciones atmosféricas de ciertos HAP, adsorbidos a las partículas de áreas urbanas (Tokiwa y Ohjnishi 1986, Arey *et al.* 1988, Zielinska *et al.* 1989, Adonis y Gil 1993, Ceccioli *et al.* 1993) capaces de contribuir a una importante carga mutagénica y que fue detectada por la cepa YG1021 sobre todo en las partículas finas del mes de secas, conocida como mutagenicidad dominante (Greenberg *et al.* 1993), tal es el caso de las elevadas potencias mutagénicas de los pasos 1, 4 y 5 en febrero y del 5 en agosto del presente estudio; no se debe perder de vista que aunque los últimos filtros posean potencias mutagénicas muy altas, no se comparan con los demás pasos debido a su condición de respaldo. Por lo tanto se sospecha que las emisiones que más contribuyen a la contaminación son las emisiones del diesel, la gasolina y el humo de cigarro, es decir de fuentes de combustión móviles (Jacob *et al.* 1991) y estacionarias (Ceccioli *et al.* 1989). Las 3 cepas utilizadas poseen el plásmido pKM101 que incrementa la sensibilidad para la detección de los agentes dañinos al ADN y convierten eficientemente estos eventos en mutaciones. La actividad mutagénica en estas cepas se determina por reversión del locus hisD3052 de la histidina a la independencia del requerimiento del aminoácido para el crecimiento. La cepa TA98 demostró una proporción equivalente de mutagenicidad directa e indirecta en febrero, pero en agosto sólo se observó actividad mutagénica en los pasos 1, 2 y el filtro de respaldo de mutagenicidad directa. El segundo plásmido de la YG1021 es una derivación del pBR322 que contiene una copia del gen bacteriano para la nitrorreductasa clásica (Watanabe *et al.* 1989). El gen para la nitrorreductasa codifica para proteínas que ayudan a metabolizar los contaminantes del aire urbano mostrando un incremento en la sensibilidad de la cepa YG1021 comparado a la cepa convencional

TA98 (Watanabe *et al.* 1989, Einistö *et al.* 1991). Por el contrario Yamada *et al.* (1997) comprobaron que la cepa YG7132, virtualmente parecida a TA98NR, es hasta 10 veces menos sensible que la cepa TA98 a los compuestos nitro 2-NF y 1-NP, resultando tener casi la misma sensibilidad que TA98, excepto para 1,8-DNP, compuesto mutagénico potente en *Salmonella typhimurium*. Sin embargo, en el presente estudio se observó una elevada respuesta por parte de la cepa YG7132 en los pasos 4 y 5 de febrero que debe ser comprobada con los análisis cromatográficos puesto que se sospecha de una alta concentración del compuesto al cual es sensible dicha cepa.

La lenta descarga de los hidrocarburos adsorbidos a las partículas es una condición que permite una mayor retención en el pulmón de estos agentes que se ha demostrado que son carcinógenos y mutagénicos (Henry *et al.* 1975). En experimentos hechos con animales, una porción sustancial de HAP inhalados como aerosol fino se ha encontrado en el tracto gastrointestinal en un tiempo corto después de su administración, al parecer transportada fuera del pulmón a través de la acción mucociliar (Mitchell 1982, Sun *et al.* 1982). Esto requiere un tiempo de residencia para los hidrocarburos en la capa exterior bronquial de media hora al menos (Sun *et al.* 1982). Las evidencias epidemiológicas y físicas sugieren que la fracción fina de las partículas atmosféricas (<2.5 μm) es, muy probablemente, la responsable de los efectos en la salud (Brook *et al.* 2000). En el presente estudio las partículas de mayor actividad mutagénica fueron las de 0.49 a 1.5 μm de diámetro en febrero (temporada de secas) y de 0.49 a 0.95 μm de diámetro en agosto (temporada de lluvias). El tamaño de las partículas determina los patrones de depósito en el tracto respiratorio y, por lo tanto, la ruta metabólica y la tasa de disolución y translocación en los tejidos blanco (Lioy *et al.* 1984).

En consecuencia se analizaron las comparaciones ($p < 0.05$) entre las cepas utilizadas con las que se probaron los extractos de partículas muestreadas con impactador en cascada en febrero (tabla XXVI) y agosto (tabla XXVII) entre la TA98-S9 y las cepas TA98+S9, YG1021 y YG7132, además de la comparación entre YG1021 y YG7132 para ambos meses. Entre ellas destaca una diferencia significativa muy marcada entre TA98-S9 y YG1021 para todos los pasos y entre YG1021 y YG7132 y TA98-S9 y TA98+S9 para 4 pasos en febrero y en agosto son muy pocas las comparaciones debido a que hubo menos pendientes lineales positivas para comparar.

Tabla XXVI. Comparaciones y diferencias significativas de pendientes de las cepas utilizadas para probar los extractos de partículas muestreadas con impactador en cascada en febrero de 1999.

Pasos Imp. Casc.	Pendientes		t calculada
	-S9	+S9	
1	1.33	2.22	4.94*
2	1.86	1.35	2.41*
3	0.65	1.47	6.02*
4	1.82	1.96	1.09
5	2.39	2.55	0.80
respaldo	2.98	2.98	5.67*

Pasos Imp. Casc.	Pendientes		t calculada
	-S9	YG1021	
1	1.33	5.15	5.37*
2	1.86	1.24	2.98*
3	0.65	2.88	9.45*
4	1.82	7.11	12.91*
5	2.39	13.20	25.47*
respaldo	2.98	11.70	18.43*

Pasos Imp. Casc.	Pendientes		t calculada
	-S9	YG7132	
3	0.65	0.91	1.72
4	1.82	3.96	16.44*
5	2.39	7.35	11.68*
respaldo	2.98	7.32	9.17*

Pasos Imp. Casc.	Pendientes		T calculada
	YG1021	YG7132	
3	2.88	0.91	7.87*
4	7.10	3.96	7.56*
5	13.2	7.35	10.73*
6	11.7	7.32	4.12*

* $p < 0.05$

Tabla XXVII. Comparaciones y diferencias significativas de pendientes de las cepas utilizadas para probar los extractos de partículas muestreadas con impactador en cascada en agosto de 1999.

Pendientes			
Pasos Imp. Casc.	-S9	YG1021	t calculada
1	1.29	1.07	2.12
Respaldo	1.24	7.24	11.50*

Pendientes			
Pasos Imp. Casc.	-S9	YG7132	t calculada
Respaldo	1.24	2.58	7.39*

Pendientes			
Pasos Imp. Casc.	YG1021	YG7132	t calculada
Respaldo	7.24	2.58	8.55*

* $p < 0.05$

De manera general, se sugiere que hay una mayor concentración de compuestos mutagénicos en febrero (secas) que en agosto (lluvias) con diferencias significativas entre ambos meses en las pruebas mutagénicas sobre todo entre TA98 sin S9 y YG1021 (Tabla XXVIII).

Se realizaron también las comparaciones entre pasos para cada una de las cepas y tratamiento, del que se destacan las diferencias significativas en la mayoría, excepto para TA98-S9 entre los pasos 2 y 4 y 2 y 5, TA98+S9, entre 1 y 4 y 2 y 3, YG1021 entre filtro de respaldo y 1 y YG7132 entre el paso 5 y el filtro de respaldo, que no presentaron diferencia significativa, con $p > 0.05$.

Tabla XXVIII. Comparación de potencias mutagénicas de MOE de partículas muestreadas en febrero y agosto de 1999 con impactador en cascada.

Pasos Imp. En Casc.	Potencias mutagénicas		t calculada
	FEBRERO TA98 -S9	AGOSTO TA98 -S9	
1	1.33	1.29	0.22
2	1.86	1.06	5.06*
Respaldo	2.98	1.24	17.25*

Pasos Imp. Casc.	YG7132	YG7132	t calculada
Respaldo	7.32	2.58	25.06*

Pasos Imp. Casc.	YG1021	YG1021	t calculada
1	5.15	1.07	5.88*
5	13.2	3.93	17.32*
Respaldo	11.7	7.24	3.78*

*p<0.05

Algunos estudios han analizado las correlaciones entre mutagenicidad y los parámetros meteorológicos, en donde han encontrado una alta correspondencia con la dirección y velocidad del viento (Morris *et al.* 1995), además de variaciones estacionales (Wang *et al.* 1978, Daisey *et al.* 1980) con mayor concentración de HAP en invierno que en verano (Pierce y Katz 1975). Fukino *et al.* (1982) demostraron una segunda posibilidad de formación de los NO₂-HAP por nitración con sustitución de HAP y vestigios de HNO₃ en partículas y NO₂ en la atmósfera, especialmente en invierno. En el presente estudio no fue posible establecer el análisis estadístico entre los parámetros meteorológicos y la mutagenicidad debido a que los datos son muy pocos para compararse entre sí.

Cabe resaltar que en estudios realizados por varios investigadores, se han encontrado sustancias antimutagénicas de compuestos adsorbidos a aeropartículas como los extractos del suero de ternero (Ohsawa *et al.* 1983), la clorofilina (Ong *et al.* 1986, Warner *et al.* 1991), la vitamina C (Ong *et al.* 1989) y el chile (Espinosa-Aguirre *et al.* 1993), las largas cadenas de ácidos grasos como el palmítico, el estéarico, el oleico y el linoléico (Iwado *et al.* 1991), e incluso el sistema microsomal monooxigenasa (Haughen y Peak 1983).

7. Conclusiones

La mal llamada Zona Metropolitana del Valle de México, debido a que tiene la forma de una cazuela, por lo que se debe más a una Cuenca, ha crecido de manera acelerada provocando que la demanda de servicios sea bastante alta y generando una cantidad elevada de contaminantes, mismos que afectan a la salud humana. En la presente investigación se estudiaron las mezclas complejas de la materia orgánica extraída de aeropartículas divididas en 5 rangos de diámetro aerodinámico, encontrando la mayor concentración tanto de partículas como de MOE en febrero (temporada de secas) que en agosto (temporada de lluvias). A pesar de que en febrero se realizaron menos muestreos (3) que en agosto (7), éstos fueron suficientes para demostrar una actividad mutagénica significativa sobretodo en los diámetros de partículas entre 0.49 y 1.5 μm , ya que en agosto no se presentó respuesta alguna en los 5 pasos del impactador.

Afortunadamente en ningún muestreo de los meses antes mencionados, se rebasaron los límites permitidos de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por día según la NOM-025-SSA1-1993.

Los análisis mutagénicos evidenciaron por medio de la cepa TA98 la presencia de una proporción equivalente de mutágenos directos e indirectos. Por otro lado, se comprueba la existencia de emisiones contribuyentes a la contaminación atmosférica de *fuentes móviles* como el diesel y la gasolina, el humo de cigarro y de las *fijas* como las emisiones de las estufas, emitiendo principalmente compuestos nitro-HAP, que fueron detectados por la cepa YG1021 y el aumento en la respuesta de los pasos 4, 5 y filtro de respaldo en febrero y en el filtro de respaldo de agosto posiblemente se deba a la presencia del compuesto 1,8-dinitropireno, al cual es sensible la cepa YG7132.

Es necesario realizar los análisis cromatográficos que sirvan de apoyo y contribución a los análisis mutagénicos obtenidos, además de aplicarlos en los meses restantes de 1999, para obtener una información lo más completa posible.

8. REFERENCIAS

- Adamson A. W. (1973). *A textbook of physical chemistry*. Academic Press, Nueva York.
- Adonis M. y Gil L. (1993). Mutagenicity of organic extracts form Santiago (Chile) airborne particulate matter. *Mutat. Res.* 292:51-61.
- Alebic-Juretic A., Cvitas T. y Klasinc L. (1990). Heterogeneous polycyclic aromatic hydrocarbons degradation with ozone on silica gel carrier. *Environ. Sci. Technol.* 24:62-66.
- Alsberg T., Stenberg U., Westerholm R. y Strandell M. (1985). Chemical and biological characterization of organic material from gasoline exhaust particles. *Environ. Sci. Technol.* 19:43-50.
- Ames B.N., Lee F.D. y Durtson W.E. (1973). An improved bacterial test system for the detection and classification of mutagens and carcinogens. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)*, 70:782-786.
- Ames B., McCann J. y Yamasaki E. (1975). Methods for detecting carcinogens and mutagens with the *Salmonella* mammalian microsome mutagenicity test. *Mutat. Res.* 31:347-364.
- Ames B. N. y McCann J. (1976). Carcinogens are mutagens: a simple test system in screening test in chemical carcinogens (R. Montesano *et al.*, Eds.). International Agency of Research on cancer, Lyon, France. Vol. 12, 493 p.
- Anderson J. D. y Cox C. S. (1967). Microbial survival. En: *Airborne microbes*. Society for General Microbiology, Londres, 385 p.
- Anderson H. R., Ponce de León A., Bland F. M., Bower J. S. y Strachan D. P. (1996). Air pollution and daily mortality in London: 1987-1992. *Medicina* 312:665-669.
- Andrews A. W., Thibaul L. H. y Lijinsky W. (1978). The relationship between mutagenicity and carcinogenicity of some nitrosamines. *Mutat. Res.* 51:319-326.
- Andrews A. W. y Lijinsky W. (1980). The mutagenicity of 45 nitrosamines in *Salmonella typhimurium*. *Teratogen. Carcinogen. Mutagen.* 1:295-303.
- Andrews D. G., Holton J. R. y Leovy C. B. 1987. *Middle Atmosphere Dynamics*. International Geophysicists series Vol. 40. Academic Press, Nueva York. 489 p.
- Arey J., Harger W. P., Helmig D. y Atkinson R. (1992). Bioassay-directed fraction of mutagenic PAH atmospheric photooxidation products and ambient particulate extracts. *Mutat. Res.* 281:67-76.

- Arey J., Zielinska B., Harger W. P., Atkinson R. y Winer A. M. (1988). The contribution of nitrofluoranthenes and nitropyrenes to the mutagenic activity of ambient particulate organic matter collected in southern California. *Mutat. Res.* 207:45-51.
- Baik N. J., Kim Y. P. y Moon K. C. (1996). Visibility study in Seoul, 1993. *Atmos. Environ.* 30:2319-2328.
- Ball J. C. y Young W. C. (1992). Evidence for a new class of mutagens in diesel particulate extracts. *Environ. Sci. Technol.* 26:2181-2186.
- Barale R., Giromini L., Ghelardini G., Scapoli C., Loprieno N., Pala M., Valerio F. y Barraì I. (1991). Correlations between 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and the mutagenicity of the total PAH fraction in ambient air particles in La Spezia (Italy). *Mutat. Res.* 249:227-241.
- Bayona J. M., Casellas M., Fernández P., Solanas A. M. y Albaigés J. (1994). Sources and seasonal variability of mutagenic agents in the Barcelona City aerosol. *Chemosphere* 29:441-450.
- Björseth A. y Ramdahl T. (1985). Source and emission of PAH. En: *Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons* (A. Björseth y T. Ramdahl, Eds.) Dekker, Nueva York, Vol. 2, pp. 1-20
- Bloemen H. J. T., Voogd C. E., Ramlal M. y Sicherer-Roetman A. (1988). The fractionation of extracts of ambient particulate matter for mutagenicity testing. *Atmos. Environ.* 22:2803-2808.
- Boutin P., Torre M., Moline J. y Boissinot E. (1987). *Advances in aerobiology*. EXS 51, 365.
- Brockman H. E. y De Marini D. M. (1988). Utility of short-term test for genetic toxicity in the aftermath of NTP's analysis of 73 chemicals. *Environ. Molec. Mutagen.* 11: 421-435.
- Brook J. R., Dann T. F. y Burnett R. T. (1997). The relationship among TSP, PM10, PM2.5, and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47:2-19.
- Brusick D. (1988). Evolution of testing strategies for genetic toxicology. *Mutat. Res.* 205:69-78.
- Burton R. M., Suh H. H. y Koutrakis P. (1996). Spatial variation in particulate concentrations within Metropolitan Philadelphia. *Environ. Sci. Technol.* 30:400-407.

- Calderón M. C. (1989). Caracterización aeromicológica de una zona suburbana en la Ciudad de México. Tesis de Maestría. Fac. de Ciencias, UNAM. México, 87 p.
- Cassellas M., Fernández P., Bayona J. M. y Solana A. M. (1995). Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in urban airborne particulate matter from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 30:725-740.
- Cecciolli P., Cecinato A., Brancaleoni E., Draisei R. y Liberti A. (1989). Evaluation of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons in anthropogenic emission and air samples. *Aerosol. Sci. Technol.* 10:296-310.
- Cecciolli P., Cecinato A., Cabella R. Y Brancaleoni E. (1993). The contribution of gas-phase reactions to the nitroarene fraction of molecular weight 247 present in carbon particles sampled in an urban area of northern Italy. *Atmos. Environ.* 27A:1261-1270.
- Choudhury A. H., Gordian M. E. y Morris S. S. (1997). Associations between respiratory illness and PM10 air pollution. *Arch. Environ. Health.* 52:113-117.
- Chrisp C. E. y Fisher G. L. (1980). Mutagenicity of airborne particles. *Mutat. Res.* 76:143-164.
- Chuang J.C., Cao S.R., Xian Y.L., Harris D.B. y Mumford J.L. (1992). Chemical characterization of indoor air of homes from communes in Xuan Wei, China, with high lung cancer mortality rate. *Atmos. Environ.* 26A, 2193-2201.
- Clappier A. (1992). Cours de troisième cycle de énergie. Modélisation numérique des polluants atmosphériques. EPFL. Suisse
- Clarke A. G., Azadi-Boogar G. A. y Andrews G. E. (1999). Particle size and chemical composition of urban aerosols. *Sci. Total Environ.* 235:15-24.
- Daisey J. M., Kneip T. J., Hawryluk I. y Mukai F. (1980). Seasonal variations in the bacterial mutagenicity of airborne particulate organic matter in New York City. *Am. Chem. Soc.* 14:1487-1490.
- Delgado-Rodríguez A., Ortiz-Martelo R., Villalobos-Pietrini R., Gómez-Arroyo S. y Graf U. (1999). Genotoxicity of organic extracts of airborne particles in somatic cells of *Drosophila melanogaster*. *Chemosphere.* 39:33-44.
- DeMaio L. y Corn M. (1966). Polynuclear aromatic hydrocarbons associated with particulates in Pittsburgh air. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 16:67-71.

- DeMarini D.M., Shelton M.L. y Bell D.A. (1994). Mutation spectra in *Salmonella* of complex mixtures: comparison of urban air to benzo(a)pyrene. *Environ. Molec. Mutagen.* 24:262-275.
- DeMarini D.M., Shelton M.L. y Bell D.A. (1996). Mutation spectra of chemical fractions of a complex mixtures: role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions. *Mutat. Res.* 349:1-20.
- De Martinis B. S., Kado N. Y., Carvalho L. R. F., Okamoto R. A. y Gundel L. A. (1999). Genotoxicity of fractionated organic material in airborne particles from Sao Paulo, Brazil. *Mutat. Res.* 446:83-94.
- De Wiest F. y Della Fiorentina H. (1977). Répartition granulométrique des hydrocarbures lourds, associés aux particules en suspension dans l'air de la Belgique. *Sci. Total Environ.* 8:275-280.
- De Wiest F. (1978). Any factor influencing the dispersion and the transport of heavy hydrocarbons associated with airborne particulates. *Atmos. Environ.* 12:1705-1711.
- Dockery D. W., Schwartz J. y Spengler J. D. (1992). Air pollution and daily mortality: associations with particulates and acid aerosols. *Environ. Res.* 59:362-373.
- Edgerton S. A., Bian X., Doran J. C., Fast J. D., Hube J. M., Malone E. L., Shaw W. J., Whiteman C. D., Zhong S., Arriaga J. L., Ortíz E., Ruíz M., Sosa G., Vega E., Limón, Guzmán F., Archuleta J, Bossert J. E., Elliot S. M., Lee J. T., McNair L. A., Chow J. C. y Watson J. G. Coulter R.L., Doskey P. V., Gaffney J. S., Mrley N. A., Neff W., Petty R. (1999). Particulate air pollution in Mexico City: A Collaborative Research Project. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 49:1221-1229.
- Edmonds R. (1979). *Aerobiology, The Ecological System Approach*, Dowden, Hutchinson y Ross, Pensilvania, 386 p.
- Einistö P., Watanabe M., Ishidate M. Jr. y Nohmi T. (1991). Mutagenicity of 30 chemicals in *Salmonella typhimurium* strains possessing different nitrorreductase or O-acetyltransferase activities. *Mutat. Res.* 259:95-102.
- Emmons Ch, Binford Ch. y Utz J. (1970). *Medical Mycology*. 2a. ed. Lea and Febiger, Filadelfia. 508 pp.
- Espinosa-Aguirre J. J., Reyes R. E., Rubio J., Ostrosky-Wegman P. y Martínez G. (1993). Mutagenic activity of urban air samples and its modulation by chili extracts. *Mutat. Res.* 303:55-61.

- Ezcurra E. (1992). Crecimiento y colapso en la cuenca de México. *Ciencias*. 25:12-27.
- Falcon Y. I., Ramírez C. R., Meza J. E., Daisey J. M., Lioy P. J. (1988). Contaminación por partículas atmosféricas en la Ciudad de México. *Geof. Int.* 27:99-110.
- Federal Register. (1997). National ambient air quality standards for particulate matter, final rule. (July 18), 62:38652-38752, dirección electrónica: <http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/multidb.cgi>
- Finlayson-Pitts B. J. y Pitts J. M. I. Jr. (1997). Tropospheric air pollution: ozone, airborne toxics, polycyclic aromatic hydrocarbons and particles. *Science* 276:1045-1052.
- Finlayson-Pitts J. B. y Pitts N. J., Jr. (2000). Atmospheric chemistry. En: *Fundamental and experimental techniques*. Wiley, Nueva York.
- Friedlander S. K. (1977). *Smoke, dust and haze: fundamental of aerosol behavior*, Wiley Interscience, Nueva York.
- Fu P. P., Jung H., Von Tundeln L. S. y Heflich R. H. (1990). Mutagenicity of mononitrodihydrobenzo(a)pyrenes. *Mutat. Res.* 245:277-285.
- Fukino H., Mimura S., Inoue K. y Yamane Y. (1982). Mutagenicity of airborne particles. *Mutat. Res.* 102:237-247.
- Gehr P. (1988). Reinigungsmechanismen der Luftwege. *Ther. Umschau* 45:289.
- Graedel T. E. (1978). *Chemical compounds in the atmosphere*. Academic Press, Nueva York, 440 p.
- Greenberg A., Lwo J., Atherholt T. B., Rosen R., Hartman T., Butler J. y Louis J. (1993). Bioassay-directed fractionation of organic compounds associated with airborne particulate matter: an interseasonal study. *Atmos. Environ.* 27A:1609-1626.
- Gregory P. H. (1973). *Microbiology of the atmosphere*. Leonard Hill, Londres. 377 p.
- Grossjean D. (1983). PAH in Los Angeles collected on teflon, glass and quartz filter. *Atmos. Environ.* 17:2565-2573.
- Gundel L. A., Daisey J. M., de Carvalho L. F., Kado N. Y. y Schuetztle D. (1993). Polar organic matter in airborne particles: chemical characterization and mutagenic activity. *Environ. Sci. Technol.* 27:2112-2119.
- Gutenplatt H. y Hu Y. C. (1984). Mutagenesis by N-nitroso compounds in *Salmonella typhimurium* TA102 y TA104. Evidence for premutagenic adenine or thymidine DNA adducts. *Mutat. Res.* 141:153-159.

- Gutiérrez A. S. (1985). Análisis micológico del agua de lluvia y su relación con algunos parámetros meteorológicos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 114 p.
- Harger P. H., Arey J. y Atkinson R. (1992). Preliminary communication. The mutagenicity of HPLC-separated vapor-phase and particulate organics in ambient air. *Atmos. Environ.* 26A:2463-2466.
- Harrison R. M., Deacon A. R., Jones M. R. y Appleby R. S. (1997). Sources and processes affecting concentrations of PM10 and PM2.5 particulate matter in Birmingham (UK). *Atmos. Environ.* 31:4103-4117.
- Hartman P. E., Ames B. N., Roth J. R., Barnes W. M. y Levin D. E. (1986). Target sequences for mutagenesis in *Salmonella typhimurium* histidine requiring mutants. *Environ. Mutagen.* 8:631-641.
- Hatch T. F. (1959). Respiratory dust retention and elimination. En: *Proc. Pneumoconiosis Conference*, Johannesburg. J. y A. Churchill, Londres, pp. 113-132
- Haughen D. A. y Peak M. J. (1983). Mixtures of polycyclic aromatic compounds inhibit mutagenesis in the *Salmonella* microsome assay by inhibition of metabolic activation. *Mutat. Res.* 116:257-269.
- Henry M. C., Port C. D. y Kaufman D. G. (1975). Importance of physical properties of benzo(a)pyrene-ferrous oxide mixtures in lung tumor induction. *Cancer Res.* 35:207-217.
- Herrera T. y Ulloa M. (1989). El reino de los hongos. *Micología básica y aplicada*. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, 552 p.
- Hileman B. (1981). Particulate matter: the inhalable variety. *Environ. Sci. Technol.* 15:983-986.
- Hinds W. C. (1982). *Aerosol technology. Properties, behavior and measurements of airborne particles*. Wiley, Nueva York, 424 p.
- Hisamatsu Y., Nishimura T., Tanabe K. y Matsushita H. (1986). Mutagenicity of the photochemical reaction products of pyrene with nitrogen dioxide. *Mutat. Res.* 172:19-27.
- Hoffman D. y Wynder E. L. (1977). Organic particulate pollutants. En *Air pollution*, (A. C. Stern, Ed.), Vol. 2 Academic Press. Nueva York, pp. 361-455 p.
- Hollstein M., McCann J., Angelosanto F. A. y Nichols W. W. (1979). Short-term tests for carcinogens and mutagens. *Mutat. Res.* 65:133-226.
- http://www.anderseninstruments.com/tsp_high_volume.htm

http://www.arb.ca.gov/aaqm/qmosqual/sysaudit/pm10/qa_pm25field.html

<http://www.inegi.gob.mx> (búsqueda en 2000)

<http://www.inegi.gob.mx/difusion/espanol/acercamexico/facermex.html> (búsqueda 2001)

INEGI (2000). *Cuaderno Estadístico de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Gobierno del Distrito Federal, INEGI y Gobierno del Estado de México. México, D. F. 227 p.

Infante R., Carrasquillo A. y Pérez V. (1990). Size distribution measurements of suspended particulate matter in Ponce, Puerto Rico. *Atmos. Environ.* 24B, 2:275-281.

Iwado H. M., Naito M. y Hayatsu H. (1991). Mutagenicity and antimutagenicity of airborne particles. *Mutat. Res.* 246:93-102.

Jacob J., Karcher W., Belliardo J. J., Dumler R. y Boenke A. (1991). Polycyclic aromatic compounds of environmental and occupational importance –their occurrence, toxicity and the development of high- purity certified reference materials. *Fres. J. Anal. Chem.* 340:755-767.

Jáuregui O. E. (1987). Climas. En: *Atlas de la Ciudad de México*. (G. Garza, Compilador). Colegio de México, México, pp. 37-40

Kado N. Y., Colome S. D., Kleinman, M. T., Hsieh D. P. H. y Jaques P. (1994). Indoor-outdoor concentrations and correlations of PM10- associated mutagenic activity in nonsmokers and asthmatics homes. *Environ. Sci. Technol.* 28:1073-1078.

Katz M., Sakuma T. y Ho A. (1978). Chromatographic and spectral analysis of PAH- quantitative distribution in air of Ontario Cities. *Environ. Sci. Technol.* 12:909-915.

Kelly T. J., Mukund R., Spicer C. W. y Pollack A. J. (1994). Concentrations and transformations of hazardous air pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 28:378A-87A.

Kertész-Sáringner M., Mészáros E. y Varkonyi T. (1971). On the size distribution of benzo(a)pyrene containing particles in urban air. *Atmos. Environ.* 5, 429-431.

Lacey J. (1981). The aerobiology of conidial fungi. En: *Biology of conidial fungi*. (G. T. Cole y B. Kendrick, Eds.) Academic Press, Nueva York. Cap. 13, pp. 373-415

Leal M., Chávez V. y Larralde L. (1996) *Temas Ambientales. Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Libro I. Programa Universitario de Medio Ambiente. UNAM.* 123 pp.

Lee S. F. y Shuetzle D. (1983). Sampling, extraction and análisis of polycyclic aromatic hydrocarbons (A. Bjørseth Ed.). Marcel Dekker, Nueva York. Vol. 1, 27-94 p.

- Lioy P. J., Lippmann M. y Phalen R. F. (1984). Rationale for particle size-selective air sampling. En *Ann. Am. Ind. Hyg. Vol. II, Cap. 2.* 27-34.
- Lioy P.J., Waldman J. M., Buckley T., Butler J. y Pietarinen C. (1990). The personal, indoor and outdoor concentrations of PM-10 measured in an industrial community during the Winter. *Atmos. Environ.* 24B:57-66.
- Lippmann M. (1970). Respirable dust sampling. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* 31:138-159.
- Liu B.Y.H. y Pui D. Y. H. (1981). Aerosol sampling inlets and inhalable particles. *Atmos. Environ.* 15:589-200.
- LGEEPA (1997). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca y Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. México D.F. 244 p.
- Löfroth G. (1981). Comparison of the mutagenic activity in carbon particulate matter and in diesel and gasoline engine exhaust. En: *short-term bioassays in the analysis of complex mixtures II* (M. D. Waters, S. S. Sandhu, J. Lewtas, L. Claxton, G. Strauss, S. Nesnow, Eds.) Plenum Press, Nueva York, pp. 319-336
- Lowry O. H., Rosenbrough J. N., Fan A. y Randall R. J. (1951). Protein measurement with folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193:265-275.
- Manual del Sierra Instruments Inc. High Volume Cascade Impactors.
- Maron D. M. y Ames B. N. (1983). Revised methods for the Salmonella mutagenicity test. *Mutat. Res.* 113:173-215.
- Marty J. C., Tissier M. J. y Saliot A. (1984). Gaseous and particulate PAH from the marine atmosphere. *Atmos. Environ.* 18:2183-2190.
- Matsushita H., Endo O., Goto S., Shimizu H., Matsumoto H., Tamakawa K., Endo T., Sakabe Y., Tokiwa H. y Ando M. (1992). Collaborative study using the preincubation *Salmonella typhimurium* mutation assay for airborne particulate matter in Japan. A trial to minimize interlaboratory variation. *Mutat. Res.* 271:1-12.
- Mauderly J. L. (1996). Current concepts on airborne particles and health. En: *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México* (O. Rivero y G. Ponciano, Eds.) Programa Universitario del Medio Ambiente, UNAM, México, pp. 46-56
- May K. R. (1945). The cascade impactor: an instrument for sampling coarse aerosols. *J. Scient. Instr.* 22:187-195.

- McCann J., Spingarn N. E., Kobori J. y Ames B. N. (1975). Detection of carcinogens as mutagens; bacterial tester strains with R factor plasmids. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 72:979-983.
- McCrone W. C. y Delly J. G. (1980) *The particle atlas*, 2 ed. Vol. III. *The electron microscopy atlas*. Ann Arbor Science Publ. Ann Arbor, Michigan.
- McFarland A.R., Ortiz C. A. y Berth R. W. Jr. (1978). Partial collection characteristics of a single-stage dichotomus sampler. *Environ. Sci. Technol.* 12:679-692.
- Mermelstein R., Kiriazides D. K., Butler M., McCoy E. C. y Rosenkranz H. S. (1981). The extraordinary mutagenicity of nitropyrenes in bacteria. *Mutat. Res.* 89:187-196.
- Mészáros E. (1981). *Studies in Environmental Science*. Vol. 11. Atmospheric Chemistry Elsevier. Scientific Publishing Company. 201 p.
- Miguel A. H. y Friedlander S. K. (1978). Distribution of benzo(a)pyrene and coronene with respect to particle size in Pasadena aerosols in the submicron range. *Atmos. Environ.* 12:2407-2413.
- Miguel A. G., Daisey J. M. y Sousa J. A. (1990). Comparative study of the mutagenic and genotoxic activity associated with inhalable particulate matter in Rio de Janeiro air. *Environ. Mol. Mutagen.* 15:1-8.
- Mills P. K., Abbey D., Beeson W. L. y Petersen F. (1991). Ambient air pollution and cancer in California Seventh-day Adventists. *Arch. Environ. Health* 46:271-280.
- Miranda J., Thomas C. A., Morales J. R., Aldape F., Flores J. M. y Díaz R. V. (1994). Determination of elemental concentrations in atmospheric aerosols in México city using proton induced x-ray emission, proton elastic scattering, and laser absorption. *Atmos. Environ.* 28: 2299-2306.
- Mitchel C. E. (1982). Distribution and retention of benzo(a)pyrene in rats after inhalation. *Toxicol. Lett.* 11:35-42.
- Möller M. y Alfheim I. (1983). Mutagenicity of air samples from various combustion sources. *Mutat. Res.* 116:35-46.
- Molnár A., Mészáros E., Hansson H. C., Karlsson H., Gelencsér A., Kiss G. Y. y Krivácsy Z. (1999). The importance of organic and elemental carbon in the fine atmospheric aerosol particles. *Atmos. Environ.* 33: 2745-2750.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

- Monarca S., Crebelli R., Feretti D., Zanardini A., Fuselli A., Filini L., Resola S., Bonardelli P.G. y Nardi G. (1997). Mutagens and carcinogens in size-classified air particulates of a northern Italian town. *Sci. Total Environ.* 205:137-144.
- Morris W. A., Versteeg J. K., Bryant D. W., Legzdings A. E., McCarry B. E. y Marvin C. H. (1995). Preliminary comparisons between mutagenicity and magnetic susceptibility of respirable airborne particulate. *Atmos. Environ.* 29:3441-3450.
- Nagao M. y Sugimura T. (1978). Environmental mutagens and carcinogens. *Ann. Rev. Genet.* 12:17-159.
- Natusch D. F. S. (1978). Potentially carcinogenic species emitted to the atmosphere by fossil-fueled power plants. *Environ. Health Perspect.* 22:79-80.
- Nishioka M. G., Howard C. C., Contos D. A., Ball L. M. y Lewtas J. (1988). Detection of hydroxylated nitroaromatic and hydroxylated nitro polycyclic aromatic compounds in an ambient air particulate extract using bioassay-directed fractionation. *Environ. Sci. Technol.* 22:908-915.
- NOM-024-SSA1-1993. México, Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación, CDXCV 16, 23 de diciembre de 1994. 56-59 pp.
- NOM-025-SSA1-1993. México, Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación, CDXCV 16, 23 diciembre de 1994. 59-62 pp.
- Ohgaki H., Negishi C., Wakabayashi K., Kusama K., Sato S. y Sugimura T. (1984). Induction of sarcomas in rats by subcutaneous injection of dinitropyrenes. *Carcinogenesis* 5:583-585.
- Ohsawa M., Ochi T. y Hayashi H. (1983). Mutagenicity in *Salmonella typhimurium* mutants of serum extracts from airborne particulates. *Mutat. Res.* 116:83-90.
- Ong T. M., Whong W. Z., Stewart J. D. y Brockman H. E. (1986). Chlorophyllin: a potent antimutagen against environmental and dietary complex mixtures. *Mutat. Res.* 173: 111-115.
- Ong T. M., Whong W. Z., Stewart J. D. y Brockman H. E. (1989). Comparative antimutagenicity of 5 compounds against 5 mutagenic complex mixtures in *Salmonella typhimurium* strain TA98. *Mutat. Res.* 222:19-25.
- Parkhurst W. J., Tanner R. L., Weatherford F. P., Valente R. J. y Meagher J. F. (1999). Historic PM_{2.5}/PM₁₀ concentrations in the southeastern United States-potential implications of the revised particulate matter standard. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 49:1060-1067.

- Pederson T. C. y Siak J. S. (1981). The role of nitroaromatic compounds in the direct-acting mutagenicity of diesel. Particle extracts. *J. Appl. Toxicol.* 1:54-60.
- Peltonen K. y Kuljukka T. (1995). Air sampling and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Chromatogr. A.* 710:93-108.
- Pengelly L. D., Goldsmith C. H., Kerigan A. T., Furlong W. y Toplack S. (1987). The Hamilton study estimating exposure to ambient suspended particles. *JAPCA*, 37:1421-1428.
- Pierce R.C. y Katz M. (1975). Dependency of polynuclear aromatic hydrocarbons content on size distribution of atmospheric aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 9:347-353.
- Pine S H., Hendrickson J. B., Cram D. J. y Hammond G. S. (1988). *Química Orgánica*. 4a. ed. Mc Graw Hill. D. F. México 1088 p.
- Pitts J. N., van Cauwenberghe K. A., Grosjean D., Schmid J.P., Fitz D. R., Belser W. L., Knudson G. B. y Hynds P. M. (1978). Atmospheric reactions of polycyclic hydrocarbons: facile formation of mutagenic nitro derivatives. *Science* 202:515-519.
- Pitts J. N. Jr. (1987). Nitration of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons in simulated and ambient urban atmospheres: a source of mutagenic nitroarenes. *Atmos. Environ.* 21:2531-2547.
- Ponciano R. G. (1996). Cáncer pulmonar y contaminación atmosférica. ¿Existe una asociación? En: *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México* (O. Rivero y G. Ponciano, Eds.) Programa Universitario del Medio Ambiente, UNAM, México, pp. 127-171
- Pyysalo H., Tuominen J., Wickstrom K., Skytta E., Tikkanen L., Salomaa S., Sorsa M., Nurmela T., Mattila T. y Pohjola V. (1987). Polycyclic organic material (POM) in urban air. Fractionation, chemical analysis and genotoxicity of particulate and vapour phases in an industrial town in Finland. *Atmos. Environ.* 21:1167-1180.
- Rippon J. W. (1982). *Medical mycology. The pathogenic fungi and the pathogenic actinomycetes*. 2a. ed., W. B. Saunders, Filadelfia.
- Rosenkranz H. S. y Mermelstein R. (1983). Mutagenicity and genotoxicity of nitroarenes. All nitro-containing chemicals were not created equal. *Mutat. Res.* 114:217-267.
- Salazar S., Lemoyne L. y Rosas I. (1992). Preliminary results of size distribution airborne particles in Mexico City. *Water, Air Soil Pollut.* 64:649-658.
- Samet M. J. (1992). Indoor radon and lung cancer. Estimating the risk. *West J. Med.* 156:25-29.

- Savard S., Otson R. y Douglas G. R. (1992). Mutagenicity and chemical analysis of sequential organic extracts of airborne particulates. *Mutat. Res.* 276:101-115.
- Sawicki, E., Elbert W. C., Hauser, T. R., Fox, F. T. y Stanley, T. W. (1960). Benzo(a)pyrene content of the air of American communities. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* 21:443-451.
- Seemayer N. H., Hadnagy W. y Tomingas R. (1987). Mutagenic and carcinogenic effects of airborne particulate matter from polluted areas on human and rodent tissue cultures. En: *Advances in Aerobiology* (G. Boehm R. M. Leuschner, Eds.). Birkäuse Verlag. Basilea, pp. 231-234
- Schulte P. A., Ward E., Boeniger M. y Hills B. (1988). Occupational exposure to N-substituted aryl compounds, En: *Carcinogenic and mutagenic responses to aromatic amines and nitroarenes* C. M. King, L. J. Romano y D. Shuetzle Eds.), Elsevier, Nueva York, pp. 23-35
- Schwartz J. y Dockery D. W. (1992a). Particulate air pollution and dialy mortality in Steubenville, Ohio. *Am. J. Epidemiol.* 135:12-19.
- Schwartz J. y Dockery D. W. (1992b). Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *Am. Rev. Respir. Dis.* 145:600-604.
- Siak J., Chan T. L., Gibson T. L. y Wolff G. T. (1985). Contribution to bacterial mutagenicity from nitro-PAH compounds in ambient aerosols. *Atmos. Environ.* 19:369-376.
- Sicherer-Roetman A., Ramlal M., Voogd C.E. y Bloemen H.J.T. (1988). The fractionation of extracts of ambient particulate matter for mutagenicity testing. *Atmos. Environ.* 22:2803-2808.
- Sonnefeld W. J., Zoller W. H. y May W. E. (1983). Dynamic coupled column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Anal. Chem.* 55:275-280.
- Spengler J.D., Dockery, D. W., Turner, W. A., Wolfson J. M. y Ferris B.G. Jr. (1981). Long-term measurements of respirable sulfates and particles inside and outside homes. *Atmos. Environ.* 15:23-30.
- Sugimura T., Kawachi T., Nagao M., Yahagi T., Seino Y., Okamoto T., Shudo K., Kosuge T., Tsuji K., Wakabayashi K., Itaka Y. e Itai A. (1977). Mutagenic principle(s) in tryptophan and phenylalanine pirolisis products. *Proc. Jap. Acad.* 53:58-61.

- Sun J. D., Wolff R. K. y Kanapilly G. M. (1982). Deposition, retention and biological fate of inhaled benzo(a)pyrene adsorbed onto ultrafine particles and as pure aerosol. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 65:231-244.
- Thomas, J. F. (1968). Fate of airborne benzo(a)pyrene. *Environ. Sci. Technol.* 2:33-39.
- Tokiwa H., Kitamori S., Takahashi K. y Ohnishi Y. (1980). Mutagenic and chemical assay of extracts of airborne particulates. *Mutat. Res.* 77:99-108.
- Tokiwa H. y Ohnishi Y. (1986). Mutagenicity and carcinogenicity of nitroarenes and their sources in the environment. *CRC Crit. Rev. Toxicol.* 17:23-60.
- Trijonis J. (1983). Development and application of methods for estimating inhalable and fine particle concentrations from routine Hi-Vol data. *Atmos. Environ.* 17:999-1008.
- Valerio F. y Pala M. (1991). Effects of temperature on the concentración of polycyclic aromatic hydrocarbons (HPAs) adsorbed onto airborne particulates. *Fresenius J. Anal. Chem.* 339:777-779.
- Van den Bergh H. (1993). Cycle d'études postgrades en energie. 10.1.3. Processus chimiques dans l'atmosphère. Lausanne-Suisse Janvier 1993-Décembre 1994. 55 pp.
- Vellosi R., Vannucchi C., Bianchi F., Fiorio R., Rosellini D., Ciacchini G, Gioni V. y Bronzetti G. (1994). Mutagenic activity and chemical analysis of airborne particulates collected in Pisa (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 52:465-473.
- Venitt S. (1988). The use of short-term tests for the detection of genotoxic activity in body fluids and excreta. *Mutat. Res.* 205:331-353.
- Villalobos-Pietrini R., Blanco-Jiménez S. y Gómez-Arroyo S. (1995). Mutagenicity assessment of airborne particles in Mexico City. *Atmos. Environ.* 29:517-524.
- Villalobos-Pietrini R., Gómez-Arroyo S., Delgado R. A. y Amador M. O. (1998). Mutagenicidad de las aeropartículas. *Vertientes* 1:3-14.
- Villalobos-Pietrini R., Jiménez-Blanco S. y Gómez-Arroyo S. (1999). Direct-and indirect-acting mutagens of airborne particles from south-western México city. *Toxicol. Environ. Chem.* 70:103-113.
- Wang Y. Y., Rappaport S. M., Sawyer R. F., Talcott R. E. y Wei E. T. (1978). Direct-acting mutagens in automobile exhaust. *Cancer Lett.* 5:39-47.
- Wang C. Y., Lee M. S., King C. M. y Warner P. O. (1980). Evidence for nitroaromatics as direct-acting mutagens of airborne particulates. *Chemosphere* 9:83-87.

- Warner J. R., Nath J. y Ong T. M. (1991). Antimutagenicity studies of chlorophyllin using the *Salmonella* arabinose-resistant assay system. *Mutat. Res.* 262:25-30.
- Watanabe M., Nohmi T. e Ishidate M. Jr. (1987). New tester strains of *Salmonella typhimurium* highly sensitive to mutagenic nitroarenes. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 147:974-979.
- Watanabe M., Ishidate M. Jr. y Nohmi T. (1989). A sensitive method for detection of mutagenic nitroarenes: construction of nitroreductase-overproducing derivatives of *Salmonella typhimurium* strains TA98 and TA100. *Mutat. Res.* 216:211-220.
- Watanabe M., Ishidate M. Jr. y Nohmi T. (1990). Sensitive method for the detection of mutagenic nitroarenes and aromatic amines: new derivatives of *Salmonella typhimurium* tester strains possessing elevated O-acetyltransferase levels. *Mutat. Res.* 234:337-348.
- Weisburger E. K. y Weisburger J. H. (1958). Chemistry, carcinogenicity, and metabolism of 2-fluorenamine and related compounds. *Adv. Cancer Res.* 5:331-431.
- Weisburger J. H. (1988). Past, present, and future role of carcinogenic and mutagenic N-substituted aryl compounds in human cancer causation. En: *Carcinogenic and mutagenic responses to aromatic amines and nitroarenes*. C. M. King, L. J. Romano y D. Schuetzle, Eds.), Elsevier. Nueva York, pp. 3-19
- Westerholm R., Almen J., Li H., Rannug U. y Rosen A. (1992). Exhaust emission from gasoline-fuelled light duty vehicle operated in different driving conditions: a chemical and biological characterization. *Atmos. Environ.* 26B:79-90.
- Yamada M., Espinosa-Aguirre J. J., Watanabe M., Matsui K., Sofuni T. y Nohmi T. (1997). Targeted disruption of the gene encoding the classical nitroreductase enzyme in *Salmonella typhimurium* Ames test strains TA1535 y TA1538. *Mutat. Res.* 375: 9-17.
- Zielinska B., Arey J. Atkinson R. y Winer A. W. (1989). The nitroarenes of molecular weight 247 in ambient particulate samples collected in Southern California. *Atmos. Environ.* 23:223-229.
- Zinbo M., Schuetzle D., Hsieh D. P. H., Kado N. Y., Daisey J. M. y Gundel L. A. (1992). An improved fractionation procedure for the bioassay-directed chemical analysis of ambient air particulate extracts. *Anal. Sci.* 8:461-467.
- Zou L. Y. y Hooper M. A. (1997). Size-resolved airborne particles and their morphology in central Jakarta. *Atmos. Environ.* 8:1167-1172.