

13

00361
2ej.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

EFECTO CITOGENETICO EN *Vicia faba* DEL AGUA DE LLUVIA DE LA CIUDAD
DE MEXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS (BIOLOGIA)

P R E S E N T A

RAMIRO MARAVILLA GALVAN

DIRECTORA DRA. SANDRA LUZ GOMEZ-ARROYO

LABORATORIO DE CITOGENETICA AMBIENTAL DEL
CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMOSFERA, UNAM

MEXICO, D.F.

1998

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

26 3617



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

**HAY MAS COSAS EN EL CIELO Y EN LA TIERRA
DE LA QUE TU IMAGINACION PUEDA SOÑAR**

SHEAKESPEARE

Dedico este trabajo a mis hijos David Antonio, Ramiro Antonio y Víctor Manuel. A mi esposa Ofelia por su paciencia y comprensión

A mis padres Esther y Ramiro.

A Mis hermanos Elena, Alicia, Alejandro, Raúl e Hilda.

Y demás familiares.

Con profundo respeto, cariño y admiración. Agradezco a la Dra Sandra Gómez-Arroyo por su tenaz dedicación, orientación y apoyo incondicional para que este trabajo fuera terminado. Gracias.

Agradecimientos:

A la Maestra en Ciencias Josefina Cortés Eslava por su colaboración técnica en el método de Intercambio de Cromátidas Hermanas (ICH).

Al químico Omar Amador-Muñoz por su colaboración técnica en la determinación de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs).

Gracias a los integrantes del jurado.

Dr. Rafael Villalobos Pietrini
Dra. Judith Isabel Guzman Rincón
Dra. Sandra Luz Gómez Arroyo
Dr. Emilio Rojas del Castillo
M. en C. Aída Nelly García Argaez
Dra. María Cristina Pérez-Amador Barrón
M. en C. Pedro Rafael Valencia Quintana

Por su valiosa revisión del trabajo.

Y a todas aquellas personas que desinteresadamente me brindaron su apoyo.

**EFECTO CITOGENETICO EN *Vicia faba* DEL AGUA DE LLUVIA DE
LA CIUDAD DE MEXICO.**

INDICE

I RESUMEN	2
II INTRODUCCION	3
1.0 LA CONTAMINACION DE LA CIUDAD DE MEXICO	4
1.1 Atmósfera y clima terrestre	2
1.2 Factores del clima afectados por la urbanización	3
1.3 Características de la Ciudad de México	4
1.4 La contaminación de la Ciudad de México	5
1.5 La precipitación pluvial	6
1.6 Lluvia ácida	6
2.0 TIPOS DE CONTAMINANTES ATMOSFERICOS	7
2.1 Aspectos químicos	7
2.2 Partículas suspendidas	9
2.3 Compuestos de azufre	10
2.4 Bióxido de carbono	11
2.5 Ozono	11
2.6 Hidrocarburos aromáticos policíclicos	11
2.7 Plomo	12
2.8 Oxidos de nitrógeno	12
III DEPOSITACION SECA DE COMPUESTOS DE AZUFRE Y DE NITROGENO	13
IV RESPUESTA AMBIENTAL DE LA DEPOSITACION DE LOS COMPUESTOS DE AZUFRE Y NITROGENO EN LA VEGETACION	14
4.1 Cultivos agrícolas	14
4.2 Arboles y bosques	14
4.3 Suelos	15
V SISTEMAS DE PRUEBA PARA VEGETALES LA EVALUACION DE CONTAMINANTES AMBIENTALES	16
VI OBJETIVOS	19
VII MATERIALES Y METODOS	19
7.1 Toma de las muestras	19
7.2 Análisis cromosómico	19
7.3 Análisis químico	20
7.4 Concentrado de las muestras	20
7.5 Limpieza del material	21
7.6 Sellado de la ampollita de vidrio	21
7.7 Método analítico	21
VIII RESULTADOS	21
IX DISCUSION Y CONCLUSIONES	23
X REFERENCIAS	29
XI TABLAS Y FIGURAS	42

I. RESUMEN

La contaminación de la Ciudad de México está constituida por compuestos tales como CO_x, SO_x NO_x y sus derivados, encontrándose también ciertos productos orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos, que al ser arrastrados por los procesos de lavado se integran al ambiente como lluvia ácida, neblina y precipitación seca. El daño que pueden producir las sustancias disueltas en el agua de lluvia no ha sido evaluado a nivel genético a pesar de sus efectos biológicos, por lo que es necesario valorar su impacto. Durante 1993 se colectaron muestras de agua de lluvia en las siguientes zonas de la ciudad: Huipulco y La Ciudad Universitaria en el sur, Zaragoza al Oriente y Tlalnepantla en el norte y se evaluó su acción citogenética mediante el análisis del intercambio de cromátidas hermanas (ICH) en las células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba*, ya que es un sistema muy sensible que aporta datos seguros y confiables sobre mutágenos y que además ha probado ser buen biomonitor de contaminantes ambientales.

La determinación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) disueltos en el agua de lluvia se realizó según un método citado por la Environmental Protection Agency (US/EPA 1984), en un cromatógrafo de gases con columna capilar y fueron identificados por su tiempo de retención.

Se hicieron dos series de tratamientos, en ambos se empleó agua destilada acidulada en un rango de pH 4.7 y agua de lluvia, la cual se colectó en un sistema de embudo abierto e inmediatamente se le tomó el pH con un potenciómetro encontrándose rangos de 4.7 a 5.8. En ninguna de las muestras, excepto en las de Huipulco, se observó incremento en las frecuencias de ICH, que difiera significativamente del testigo, con una $P > 0.001$

En las diversas muestras de lluvia no se identificaron los HAPs, probablemente debido a que la concentración de ellos fue tan baja que no fue posible detectarlos, lo cual corrobora los resultados negativos obtenidos en la inducción de ICH, excepto en Huipulco, en donde se evidenció la presencia de 13 de los 16 HAPs reportados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de America (EPA 1994), además del coroneno. En distintos sistemas biológicos de prueba los HAPs provocan efectos mutagénicos, por esto muy probablemente la inducción de ICH en *Vicia faba* con las muestras de agua se deba a dichas sustancias.

II. INTRODUCCION

La atmósfera urbana contiene trazas de muchos contaminantes orgánicos debidos a la quema incompleta de combustibles fósiles provenientes del tráfico vehicular y de plantas industriales. Algunos de éstos son los hidrocarburos alifáticos de cadenas largas (C21 - C33) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Estas moléculas tienen varios anillos bencénicos fusionados con ciertas cantidades de estructuras resonantes de Kekule que de acuerdo a la regla de Frieser se propone que la forma más estable de un hidrocarburo polinuclear es aquella en la que el número máximo de anillos tenga un arreglo bencenoide de tres dobles enlaces (Frieser y Frieser 1956). En la atmósfera, los HAPs pueden estar distribuidos en una fase gaseosa y/o aerosol y oscilan en un rango que va desde especies bicíclicas presentes en su mayoría en la fase gaseosa hasta los que contienen seis o más anillos fusionados en partículas (Budavari 1990). La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, señala 16 HAPs como mutágenos y cancerígenos para la salud humana. En fracciones de aerosol que contienen HAPs con radicales de nitratos y oxígeno se ha demostrado que pueden ser carcinógenos en animales y mutagénicos en bioensayos *in vitro* (Seinfeld 1986). La cuantificación gaseosa de este tipo de partículas ha sido medida por Junge (1977), Yamasaki *et al.* (1982) y Van Vaecck *et al.* (1984).

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos aislados del ambiente son una mezcla compleja de diferentes compuestos incluyendo isómeros y homólogos, predominando aquellos que provienen de la combustión incompleta y la piro-síntesis de material orgánico (Czuczwa *et al.* 1988). La concentración de los HAP decrece en el siguiente orden: niebla>nieve>lluvia de invierno>lluvia de primavera (Czuczwa *et al.* 1988).

La remoción de los compuestos químicos de la atmósfera se lleva a cabo a través de transformaciones químicas y la deposición húmeda y seca (Duce *et al.* 1983, Próspero *et al.* 1983). Los principios físicos de la deposición seca han sido extensamente investigados por Slinn *et al.* (1978) y Scott (1981). Otros autores como Van Vaecck y Van Cauwemberghe (1985) estudiaron la distribución del tamaño de las partículas contaminantes atmosféricas encontrando que el radio de la masa media para alcanos es de 0.5-2.4 μm y para HAPs es de 0.5-1.1 μm . Slinn *et al.* (1978) demostraron que la eficiencia de colisión de las gotas de lluvia con una partícula de radio entre 0.1 y 10 μm es muy alta.

1.0. LA CONTAMINACION DE LA CIUDAD DE MEXICO

1.1. ATMOSFERA Y CLIMA TERRESTRE

Desde hace un siglo el incremento de temperatura en la tierra es un grave problema, ya que se ha elevado en promedio 0.5 grados centígrados, el mayor aumento comenzó en los años ochenta (Jones 1990). Resulta particularmente interesante el efecto invernadero por el CO₂ que proviene de la combustión de carbón, petróleo y gas natural cuya concentración ha subido de 280 ppm en la época preindustrial de 1880 a 350 ppm en 1990, con una tasa de incremento anual de 0.4% (Peñuelas 1990).

1.2. FACTORES DEL CLIMA AFECTADOS POR LA URBANIZACION

La climatología urbana, es una disciplina ambiental que estudia y evalúa los procesos físicos y químicos que determinan los cambios en la atmósfera de las ciudades (Jáuregui 1985). Las grandes ciudades modifican la conformación del paisaje, alteran el clima, la temperatura, la humedad, la radiación solar, la precipitación pluvial y la velocidad del viento (Lowry 1967, Oke 1973, Jáuregui 1988a).

Los contaminantes atmosféricos son muy eficaces para dispersar la energía solar de onda corta, este filtrado se conoce como "noche ultravioleta" y afecta a la salud. En años recientes la diferencia de la temperatura de las zonas urbana y rural de la Ciudad de México es de 10°C (Jáuregui 1971, 1973, 1985, 1988b) (Tabla I). En la Ciudad el desprendimiento del calor absorbido durante el día es más lento debido a la nube de contaminación que la cubre, observando que la radiación de onda larga que emite la zona urbana la reirradia hacia el suelo, de esta manera cuando el viento es débil, la contaminación es más densa. Durante la noche de la estación seca, donde predomina el tiempo anticiclónico y asociado al paso de un frente polar seguido de un largo período de cielo despejado se genera una "isla de calor" con una frecuencia de 1 de 10 días (Hill 1969, Jáuregui 1971, 1988b). De acuerdo con las leyes de la termodinámica, la isla de calor urbana genera corrientes verticales térmicas sobre la Ciudad, produciendo la brisa o el viento rural ya que va del medio rural al urbano (Lowry 1967, Bach 1970), de esta manera los contaminantes son arrastrados hacia el centro de la isla de calor (Jáuregui 1974). En estas noches de secas, la superficie urbana al enfriarse emite calor en forma de energía infrarroja; las capas más cercanas al suelo se enfrían quedando "atrapadas" (el aire frío es más pesado) por debajo de una capa de aire caliente originándose la inversión térmica. El peligro de las inversiones térmicas en la Ciudad de México es que se acumula una altísima concentración de contaminantes y solo se dispersan cuando se rompe la inversión que es al calentar el sol la capa inferior del aire que está más en contacto con la superficie al llegar la estación lluviosa, la atmósfera se satura de humedad desapareciendo éste fenómeno.

1.3. CARACTERISTICAS DE LA CIUDAD DE MEXICO

La Ciudad de México ha crecido a un ritmo que sobrepasa sus posibilidades, ocasionando problemas de aprovisionamiento de agua, alimentación, basura y desechos, contribuyendo cada uno de ellos de alguna forma a la infusión de suelos, agua, alimentos y contaminación del aire.

Para comprender la problemática de la contaminación ambiental de la Ciudad de México es necesario analizar las características demográficas, así como las actividades industrial y vehicular.

La ciudad está situada en el interior de una cuenca a 2200 msnm en el Sur y a 2 390 msnm en el norte y rodeada por cadenas montañosas que la hacen un caso único (Jáuregui 1985), las montañas sobrepasan los 3 000 msnm en el sur y los 2 800 msnm en el norte, sobresaliendo el Popocatepetl de 5 483 msnm y el Iztaccihualtl de 5 826 msnm.

Por sus características de altitud, orientación y topografía, la cuenca de la Ciudad de México presenta cuatro tipos de climas (García 1973).

- a) semi-seco
- b) templado
- c) frío
- d) muy frío

Con un régimen climático dividido en dos estaciones (Jáuregui 1985):

- a) lluvioso: de mayo-octubre
- b) seco: de noviembre-abril

En el invierno, por la altitud de las zonas templadas y frías los vientos son altos y secos, mientras que en el verano, los vientos se calientan (García 1973), originando movimientos convectivos que determinan dos regímenes de vientos (Sturman 1987):

- a) la corriente del oeste: se presenta de abril a noviembre por un flujo anticiclónico con cielos despejados
- b) la corriente del este: proviene de las montañas que rodean la ciudad y confluyen hacia abajo durante la noche.

Los vientos locales de la Ciudad de México son de la montaña o del valle, éstos representan corrientes de aire originadas termodinámicamente en las montañas que rodean a la ciudad y que confluyen hacia abajo (en la parte este) durante la noche (Sturman 1987). Esto es muy importante ya que agrava el problema de la contaminación atmosférica sobre la ciudad durante la noche en la época de secas, debido a que los contaminantes tienen un movimiento vertical muy limitado, formando un pico de concentración que coincide con la isla de calor (Jáuregui 1988a). En la temporada de secas la ciudad está sujeta a condiciones anticiclónicas que determinan cielos despejados y días soleados.

El resto del año predominan los vientos alisios asociados a la lluvia con cielos nublados. La parte más cálida se presenta en el mes de mayo con temperaturas superiores a los 30 grados centígrados (Jáuregui 1985). Los vientos predominantes son del noroeste-noreste, con ciertas incidencias de calma e inversiones térmicas durante todo el año. El número de días despejados están entre 100-200 al año y la incidencia de la radiación solar es de entre 450 y 475 cal/cm² /día.

1.4. LA CONTAMINACION DE LA CIUDAD DE MEXICO

La basura crea un gravísimo problema al ambiente y a la salud, de las 200 toneladas diarias de residuos, el 50 % son desechos orgánicos, el resto es papel (17 %), vidrio (10 %), textiles (6 %), plástico (6 %), metales (3 %), otros desechos (9 %) (Restrepo y Phillips 1985). Los desperdicios al entrar en contacto con el sol y el agua se descomponen, el aire los disemina formando partículas,

gases o compuestos orgánicos, otros se filtran hasta los mantos acuíferos contaminándolos. Otra fuente de contaminación es la industria, en el área metropolitana hay aproximadamente 30000 fábricas (25 % del total del país) que comprende industrias químico-farmacéuticas, alimenticias, refinarias, cementeras, incineradoras industriales, termoeléctricas, responsables de la emisión de partículas sólidas, bióxido de azufre, óxido de nitrógeno (Legorreta 1991). Entre las industrias de la Ciudad de México, 250 manejan residuos peligrosos y 4000 de ellas desarrollan procesos de combustión o transformación con emisiones significativas a la atmósfera (PEMEX 1991). La planta vehicular de la Ciudad de México es de aproximadamente 3 millones de automotores, la quema de combustibles fósiles emite a la atmósfera gran cantidad de elementos nocivos, del 75 % al 85 % de los contaminantes aéreos los producen los autos, el 10 % la industria, el 5 % las tolvaneras y desechos orgánicos (SEDUE 1986, CGRUPE 1991) los principales contaminantes son provocados por los automóviles (Tabla II).

1.5. PRECIPITACION PLUVIAL

La precipitación pluvial en el Observatorio de Tacubaya es de 7.8 mm/día, la humedad relativa es de 45 % en marzo y de 75 % en diciembre (Jáuregui 1974, 1985). Las diferencias climáticas existentes entre las áreas urbana y rural también generan un efecto llamado "isla de lluvia" alcanzando su máxima intensidad en el verano estando asociados a frentes calientes o estacionarios que conducen a una actividad convectiva en el área urbana. Los principales factores que alteran la precipitación pluvial en el área urbana son:

- a) las ciudades generan abundantes núcleos de condensación y congelación. Algunos de los combustibles fósiles son núcleos potenciales de condensación, lo cual sugiere que el incremento de la lluvia en las ciudades se origina por la acumulación diaria de contaminantes en el aire
- b) la turbulencia del aire es mayor en la zona urbana por la superficie rugosa formada por los edificios y calles, ocasionando una atmósfera inestable
- c) la convección térmica se intensifica por los contrastes de la temperatura entre el campo y la Ciudad, la convergencia de la circulación inducida por la isla de calor favorece el desarrollo de tormentas en la Ciudad (Jáuregui 1974)

Se puede concluir que las islas de lluvia, que se observan en la Ciudad de México se producen en los meses de mayo a octubre y los aguaceros que provocan inundaciones se dan por la tarde o noche al intensificarse las corrientes verticales adicionales causadas por el calentamiento de la superficie (Galindo 1989).

1.6 LLUVIA ACIDA

Los procesos que controlan la precipitación están determinados por las propiedades de las partículas, solubilidad de los gases y tipo de precipitación. Esos procesos son reflejados por los cambios de concentración de los componentes iónicos del agua de la lluvia (Lim *et al.* 1991). La baja concentración de H⁺ en la fracción inicial del evento de la lluvia podría ser debida a la neutralización de algunos ácidos fuertes en la precipitación húmeda por partículas alcalinas como Ca⁺² y Mg⁺² la cual puede ser más efectiva cerca del suelo. En muestras secuenciales se ha observado un decremento en sus componentes. durante la precipitación convectiva (Lim *et al.* 1991). De esta

manera la variación de la acidez observada de la lluvia a nivel del suelo varía de acuerdo a la acción conjunta de las diferencias en las concentraciones de sustancias contaminantes de las corrientes de aire que forman parte de la dinámica de la tormenta y su distinto contenido de partículas alcalinas en la atmósfera, cuya masa principal está por debajo del nivel de las bases de la nube. El pH de la lluvia es pues el resultado final del equilibrio de las reacciones químicas ácidas y básicas (Báez y Belmont 1987).

El estudio de la composición química de la precipitación húmeda es complicado por los efectos de la contaminación local, particularmente en la atmósfera de la Ciudad de México donde se ha encontrado que tiene una fuerte influencia en la química de la atmósfera (Báez y Belmont 1987).

2.0 TIPOS DE CONTAMINANTES ATMOSFERICOS

2.1 ASPECTOS QUIMICOS

La climatología química del planeta está dada por procesos naturales y por la actividad humana. Los contaminantes gaseosos son ozono (O_3)⁻², vapores de ácido nítrico (HNO_3), sulfatos, así como de polvo. Las partículas principales pueden separarse en dos grandes clases (Whitby 1978):

- 1) finas (de tamaños menores de $2.0 \mu m$) que se forman por las reacciones químicas de la atmósfera
- 2) ordinarias (de tamaños mayores de $2.0 \mu m$) que se generan mecánicamente.

El origen natural de los constituyentes químicos proviene de los volcanes, los océanos, los suelos y la vegetación. Otra clasificación de los contaminantes es:

- a) primarios, directamente emitidos por la fuente
- b) secundarios, formados por diversos tipos de reacciones.

Los secundarios a su vez se pueden clasificar en: gases, partículas orgánicas e inorgánicas (Suárez 1991).

En la Ciudad de México los principales contaminantes que se miden son: SO_2 ⁻¹, CO , CO_2 ⁻², NO_x , O_3 ⁻², H_2S , partículas suspendidas totales (PST), metales como el plomo (Pb) e hidrocarburos.

Los contaminantes emitidos a la atmósfera se depositan continuamente en la superficie de la vegetación, en el suelo y en el agua por el mecanismo de depositación seca, la cual está dada por la difusión, movimiento browniano, interceptación, impactación y sedimentación (Krupa y Legge 1986). Al mismo tiempo, dadas las condiciones meteorológicas presentes los contaminantes son transportados desde pocos kilómetros hasta a muchos. Asimismo dependiendo de las condiciones físicas y químicas los contaminantes primarios (que se producen directamente de la combustión de materiales fósiles como el bióxido de nitrógeno (NO_2)⁻¹, bióxido de azufre (SO_2)⁻¹, bióxido de carbono (CO_2)), son transformados a contaminantes secundarios (que se provocan por reacciones fotolíticas por ejemplo el ozono). Este cambio de contaminantes primarios a secundarios varía significativamente en el tiempo y en el espacio. En adición al transporte, transformación, depositación seca de los contaminantes como el bióxido de azufre (SO_2)⁻¹, son incorporados a las nubes y son depositados en la superficie de la tierra por lluvia, fenómeno conocido como "precipitación ácida" (Pruppacher *et al.* 1983).

Ciertos contaminantes, como el ozono (O_3)² y las partículas finas de sulfato (SO_4)², son de importancia regional y otros como el dióxido de azufre (SO_2)¹ y el ácido sulfhídrico (H_2S) son de relevancia local.

Los mecanismos fundamentales que explican los contaminantes de la lluvia son:

- a) NUCLEACION, durante la condensación de vapor de agua sobre los núcleos de condensación (formación de nubes).
- b) IMPACTACION Y ABSORCION, durante la caída de las gotas de lluvia.

Lazrus *et al.* (1983) hicieron un estudio comparativo de los mecanismos haciendo el análisis químico de muestras de lluvia colectadas cerca de la base de la nube y a nivel del suelo en el valle del Rio Ohio, EUA, buscando evidencias de la posible incorporación por absorción de ácidos minerales durante la caída de las gotas de lluvia por debajo de la base de la nubes. No encontraron diferencias significativas para iones hidrógeno (H)⁺, sulfato (SO_4)², nitrato (NO_3)⁻ y amonio (NH_4)⁺ con $P > 0.01$ usando la prueba de "t" de Student para muestras pequeñas.

La variabilidad de la composición química de la lluvia depende del tipo de precipitación ya que ésta esta en relación a la captura de partículas de gases arrastradas en la parte superior de la masa de nubes y su transformación química (cambios iónicos) en el proceso de precipitación (Lim *et al.* 1991).

Los aspectos más importantes según Huff y Stout (1964) y Gatz y Dingle (1971) son:

- a) La relación inversa entre la concentración y la intensidad de la lluvia.
- b) Un decremento en la concentración durante los estados iniciales de la precipitación.
- c) Sin variación durante los estados finales de la lluvia.

Los procesos que controlan la precipitación están determinados por las propiedades de las partículas, solubilidad de los gases y tipo de precipitación. Esos procesos son reflejados por los cambios de concentración de los componentes iónicos en el agua de la lluvia (Lim *et al.* 1991). La baja concentración de H^+ en la fracción inicial del evento de la lluvia puede ser debida a la acidez que inhibe marcadamente la eliminación de bióxido de azufre (SO_2)¹ del aire debajo de la nube. La solubilidad de este gas disminuye al aumentar la acidez al grado de que a un pH de 4 resulta improbable su incorporación y oxidación debajo de la nube, debido a reacciones catalizadas por metales o por agua oxigenada. El rango del tamaño de las partículas para que sean eliminadas se conoce como intervalo de Greenfield (Pruppacher y Klett 1978) y la presencia de este factor ha sido recientemente descrito para varios tipos de aerosoles por Rahn y Lowenthal (1985). La existencia de una tasa baja de lavado por lluvia para el aerosol de sulfato, ha sido reportado por Tanaka *et al.* (1980).

La remoción de los HAPs de la atmósfera depende mucho de la solubilidad, del tamaño y de la concentración del aerosol. Slinn *et al.* (1978), demuestran que la eficacia de la colisión de una gota de lluvia con una partícula está directamente relacionada con el radio de ésta y cuyos valores están en el rango de 0.1 μm y 10 μm . Van Vaeck *et al.* (1979), Van Vaeck y Van Cauwenberghe (1985) estudiaron la distribución del tamaño de las partículas de contaminantes orgánicos antropogénicos aerotransportados, detectando que los HAPs se asocian a partículas cuyo rango es de 0.5 μm a 1.1 μm . Valerio *et al.* (1986) no encuentran correlación significativa y lineal entre partículas aerotransportadas como plomo, vanadio, níquel y cromo con benzoantraceno, benzo(a)pireno, y

benzo(e)pireno, concluyendo que la concentración de HAPs puede depender de variables como intensidad de radiación, temperatura, ozono y óxidos de nitrógeno.

Las medidas simultáneas hechas por Lazrus *et al.* (1983) en la base de la nube y a nivel del suelo, les permiten considerar que los mecanismos de impactación y absorción en el ingreso de los contaminantes entre la nube y el suelo son eficientemente incorporadas por la lluvia mediante la interacción que se realiza en la superficie inferior de las nubes. Galoway y Links (1981) demostraron que la influencia de estas partículas depende del modo en que se colecta la lluvia, éstos métodos son esencialmente dos:

A) COLECCION DE PRECIPITACION HUMEDA

Al momento de iniciarse la lluvia se abre el embudo colector de tal suerte que las partículas del aire que se colectan son solamente las impactadas y arrastradas por la lluvia.

B) COLECCION TOTAL DE PRECIPITACION HUMEDA Y SECA

Consiste en tomar la lluvia más las partículas del aire y de cualquier clase que se depositan sobre el embudo mientras no llueve, el embudo recolector permanece abierto tanto cuando llueve como cuando no.

Galloway y Links (1981), hicieron colectas de precipitaciones húmeda y total simultáneamente y para comparar los dos métodos usaron el siguiente cociente:

$$R = \frac{\text{deposición total promedio ponderado mensual}}{\text{deposición húmeda promedio ponderado mensual}}$$

si $R > 1$ ocurre la depositación seca del elemento en cuestión

si $R = 1$ no ocurre la depositación seca

si $R < 1$ la depositación seca reduce la cantidad medible del elemento en cuestión.

Los resultados de los elementos químicos comunes en los suelos (K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , y Mg^{+2}) son los más abundantes en la precipitación seca, lo cual significa que caen con facilidad y de estos se deduce que su tamaño es grande y por ende son fáciles de ser impactados por las gotas de lluvia.

Otros iones (NO_3^{-1} , NH_4^{+1} y SO_4^{-2}) son menos abundantes en la depositación seca y tiene una influencia menor en la química de la lluvia. Si se depositan poco, significa que su tamaño es muy pequeño y no son fáciles de ser impactados por las gotas de lluvia.

Harte *et al.* (1985) describen lluvias alcalinas con elevadas concentraciones de NO_3^{-1} y SO_4^{-2} junto con alto contenido de calcio (que supuso estaba como $CaCO_3$). Existen criterios divergentes sobre la aportación de sulfatos, nitratos y amonios debajo de las nubes. ya que mientras que Pentrenchuck y Selezneva (1970) consideran que las contribuciones que se dan en estas son importantes, Levine y Schwartz (1982), en estimaciones teóricas, opinan que dicha aportación es sustancial en la determinación de nitratos en la lluvia. Estos puntos de vista pueden ser válidos para el Valle de México debido a la alta contaminación atmosférica que existe por debajo de las masas gaseosas.

2.2. PARTICULAS SUSPENDIDAS

Son pequeños núcleos de polvo, agua, carbón, cenizas, silicatos, óxidos de azufre, metales y óxidos metálicos y todas aquellas partículas que se puedan mantener en la atmósfera, o corrientes de gases de combustión. Su tamaño varía de $0.2 \mu\text{m}$ a menos de $500 \mu\text{m}$ de diámetro, pudiendo estar en suspensión unos pocos segundos a varios meses dependiendo de su tamaño. La fuente de estas partículas es muy diversa, antropogénica o natural, entre las primeras se encuentran las originadas de los procesos de combustión del carbón, de refinamiento y combustión del petróleo y sus derivados, fundición de metales y el humo de tabaco. Entre las segundas se citan las erupciones volcánicas, tolvaneras y otros fenómenos de erosión de áreas descubiertas (Fuentes 1991).

Las partículas menores de $10 \mu\text{m}$ constituyen la fracción respirable y especialmente las comprendidas entre $0.01 \mu\text{m}$ y $0.1 \mu\text{m}$ penetran al pulmón donde se depositan. La importancia de estas partículas es que pueden reaccionar entre si originando elementos más nocivos que las propias partículas. Las zonas más contaminadas de la ciudad se localizan en el lado noreste (PEMEX 1991).

2.3. COMPUESTOS DE AZUFRE

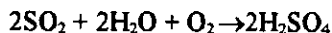
Gran cantidad de compuestos de azufre son emitidos a la atmósfera ya sea por procesos naturales o por la actividad humana. De hecho el contaminante que se emite en mayores cantidades es el dióxido de azufre (SO_2)¹. Este gas es producido directamente por la combustión de cualquier sustancia que contenga azufre, como el diesel y el combustóleo utilizados en la industria y en los camiones pesados. Se estima que la industria origina el 97 % y el 3 % le corresponde a los vehículos que utilizan diesel. El ácido sulfhídrico (H_2S), es difundido a la atmósfera y transformado en dióxido de azufre (SO_2)¹ en pocas horas o días (Mészáros 1981, Finlayson-Pitts y Pitts 1986). En la atmósfera, el dióxido de azufre (SO_2)¹ es oxidado por procesos fotoquímicos y se cambia en trióxido, que al estar en contacto con la humedad forma el ácido sulfúrico y antes de precipitarse como lluvia ácida se transforma en " aerosol " que refracta la luz y reduce la visibilidad (US National Research Council 1983, Finlayson-Pitts y Pitts 1986).

En una escala global las emisiones de azufre en 1976 fueron el 41% del total de contaminantes; en el Este del Hemisferio Norte donde la actividad industrial es muy grande, fueron hasta del 56 % del total; mientras que en el Este del Hemisferio Sur sólo fueron del 8 % (Cullis y Hirschler 1980).

Husar *et al.* (1978) mencionan que en las industrias con chimeneas la tasa de oxidación de dióxido de azufre es del 4 % por hora. Generalmente los valores de oxidación son mucho más altos si la columna de humo pasa por una nube o banco de niebla (Eatough *et al.* 1984).

De igual manera los cálculos de producción de SO_4^{2-} a partir de SO_2^{1-} son más altos durante el verano que en el invierno (Gillani 1978, Forrest *et al.* 1981, Richards *et al.* 1981). La frecuencia de conversión de dióxido de azufre (SO_2)¹ y de las plantas hidroeléctricas fue de 1% a 4 % por hora comparándolas con las tasas nocturnas de menos del 0.5 % por hora, sin embargo otras fuentes de emisión de azufre son la combustión de carbón, el refinamiento de petróleo y sus derivados, la fundición de metales y las erupciones volcánicas.

El mecanismo de oxidación del SO_2^{1-} en la atmósfera esta descrito por la reacción química (Dana y Hales 1975):



Los sitios donde se encuentra la concentración más alta de este contaminante corresponden a las áreas de mayor actividad industrial como Xalostoc y de tránsito vehicular que emplean diesel, como el noreste y centro de la Ciudad de México, disminuyendo gradualmente hacia el sur (PEMEX 1991).

2.4. BIOXIDO DE CARBONO

Es otro de los principales contaminantes de las grandes ciudades y se produce por la combustión de hidrocarburos por los vehículos, los cuales aportan el 98.5 % a la atmósfera, el 1.5 % la industria (Reyes 1990). En el transcurso del día la concentración de CO_2^{-2} , varía de acuerdo con las fluctuaciones del tránsito decreciendo en el fin de semana (PEMEX 1991).

2.5. OZONO

Es un gas incoloro de olor picante característico, con un gran poder oxidante. Su presencia en la parte baja de la atmósfera se debe a la acción fotoquímica de la radiación solar que favorece la reacción de hidrocarburos y óxidos de nitrógeno. Las áreas donde más concentración de ozono se ha registrado es en el Sureste que de 1987 a 1989 rebasa por mucho los límites permitidos (0.11 ppm) en 254 días con un promedio de 4 horas diarias (PEMEX 1991). Existen estudios que indican que aun exposiciones breves a concentraciones elevadas de O_3^{-2} pueden poner en peligro la salud de animales de laboratorio (Mehlman y Boreck 1987). Los mecanismos de toxicidad del O_3^{-2} son complejos y es importante mencionar que debido a las interacciones múltiples que tienen con los componentes celulares, puede alterar gran cantidad de sistemas biológicos (Lee *et al.* 1983) por la producción de radicales libres (Pryor 1976) provocados por la peroxidación de ácidos grasos polisaturados de las membranas celulares (Chow *et al.* 1974) y la oxidación de tioles, aminas, aldehidos, alcoholes y proteínas (Pryor *et al.* 1976).

2.6. HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS

Son emitidos a través del tubo de escape de los motores por una combustión imperfecta, así como por la evaporación de combustibles y disolventes industriales. Los hidrocarburos (HC) representan un amplio espectro de compuestos orgánicos que reaccionan con el oxígeno, nitrógeno, cloro y azufre, formando una gran cantidad de derivados tales como aldehídos, cetonas, ácidos, alcoholes, éteres, ésteres, etc. Los hidrocarburos oxigenados tienen gran importancia en la contaminación atmosférica puesto que participan en reacciones fotoquímicas (al combinarse con los óxidos de nitrógeno y la luz solar constituyen diversos oxidantes fotoquímicos incluyendo el ozono). El origen de los hidrocarburos atmosféricos proviene de productos volátiles de vegetales, animales y antropogénicos (transporte, refinamiento del petróleo, elaboración y distribución de aceite y gas, la industria química, etc). Una fracción particularmente importante de los hidrocarburos son los aromáticos policíclicos que se ha demostrado que tienen actividades mutagénica y carcinogénica tanto en pruebas "*in vitro*" como "*in vivo*" (Stern 1977, Seinfeld 1986, DeMarini *et al.* 1996).

Grimer *et al.* (1981) realizan un estudio cromatográfico de HAPs en una pequeña ciudad industrial alemana de 70,000 habitantes encontrando que su concentración varía mucho durante el día, en el transcurso de una semana y en un año en la misma región. Especialmente el benzo(c)fenantreno

(BcPh), ciclopenta(cd)pireno (CYC), benzo(ghi)perileno (BghiP) y coroneno (COR). En el caso del benzo(a)pireno (BaP) su concentración es menos significativa en las primeras dos horas de la mañana (8:00-10:00) y en las horas siguientes aumenta en más de 5 veces. De hecho el patrón de distribución del benzo(a)pireno es muy diferente al del ciclopenta(cd)pireno, el que es producido principalmente por la combustión de la gasolina, encontrándose un valor promedio en túneles vehiculares de 88 ng/m³.

La relación de concentración de benzo(c)fenantreno, ciclopenta(cd)pireno, benzo(a)pireno y coroneno en una misma área de la ciudad es distinta, sin embargo la concentración de criseno, benzofluoranteno, benzo(j)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(e)pireno, alrededor de una industria de alimentos es muy similar. Con base en lo anterior, Grimer *et al.* (1981). concluyen que las principales fuentes de emisión en la ciudad son:

- a). La pirólisis y la combustión de carbón usado en la calefacción doméstica.
- b). La concentración de gases de los vehículos en túneles.

Las cifras aproximadas de emisión que se le atribuyen al automóvil es de 69 % y a la industria de 31 %.

2.7. PLOMO

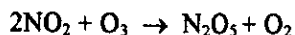
El plomo que se encuentra en la atmósfera proviene la mayor parte del tetraetilo de plomo que se le añade a la gasolina como antidetonante, pero la industria también participa en su emisión, ya que se emplea en la manufactura de baterías para automóviles, tanques cisternas, esmaltes, pinturas, cerámica, vidrio plástico, insecticidas, etc. (Tsalev 1984). Con el uso de gasolinas con baja cantidad de plomo y sin él se ha logrado abatir su presencia en la atmósfera de la Ciudad de México (Castillo-Cervantes *et al.* 1995, Iturbide-García *et al.* 1995).

2.8. OXIDOS DE NITROGENO

Los óxidos de nitrógeno son producidos por la oxidación del nitrógeno atmosférico durante los procesos de combustión de los automotores, los cuales se considera que aportan el 62 % de este contaminante y la industria el 38 % (Reyes 1990). El dióxido de nitrógeno (NO₂)⁻¹, al estar en contacto con la humedad forma el ácido nítrico que es muy corrosivo. Al combinarse con los hidrocarburos no quemados y en presencia de luz solar se origina el "smog fotoquímico" de color rojizo.

Al igual que los componentes gaseosos del azufre, una gran cantidad de elementos nitrogenados han sido identificados en la atmósfera monóxido de nitrógeno NO, óxido nítrico N₂O⁻¹, trióxido nítrico NO₃⁻¹, tetróxido de nitrógeno N₂O₄ y amoníaco NH₃.

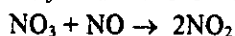
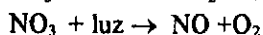
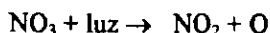
El vapor del ácido nítrico (HNO₃) contenido en el aire seco se disuelve en las gotas de agua presente en las nubes en cuestión de segundos. De esta manera la velocidad de eliminación está limitada únicamente por la velocidad a la cual el agua se precipita de la nube (Levine y Schwartz 1982). Posiblemente el dióxido de nitrógeno (NO₂)⁻¹ puede ser convertido en vapores de nitrato (NO₃)⁻¹ y pentóxido de nitrógeno (N₂O₅), que son mas solubles que el NO₂⁻¹ y constituyen HNO₃ en las gotas de agua de las nubes. Por otra parte, se sabe que el mecanismo de oxidación del NO₂⁻¹ en la atmósfera sucede mediante la reacción con ozono y agua (Dana *et al.* 1975):



A temperatura normal y a presiones pequeñas, el trióxido de nitrógeno (N_2O_3) y el tetróxido de nitrógeno (N_2O_4), se transforman de acuerdo con las siguientes reacciones (Junge 1963):



Asimismo, bajo condiciones atmosféricas normales, el trióxido de nitrógeno (NO_3)⁻¹, es descompuesto por la luz (fotólisis) para producir diferentes óxidos de nitrógeno (Crutzen 1974).

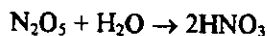
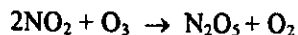


Por esas razones sólo los óxidos de nitrógeno (NO_x) pueden ser identificados en la atmósfera. En ésta, los ácidos sulfúrico y nítrico son muy volátiles y pueden estar en su fase gaseosa aún a concentraciones insignificantes. En cambio, el ácido sulfúrico tiene una baja presión de vapor en condiciones ambientales y existen en la fase de partículas finas de tamaño menores a $2.0 \mu\text{m}$ (Whitby 1978, Roedel 1979). Estas partículas son responsables de reducir la visibilidad y participan en la condensación de nuclear de las nubes (Husar *et al.* 1978). Ambos ácidos pueden combinarse con bases presentes en la atmósfera para originar sales, el ácido sulfúrico puede reaccionar con el ácido nítrico atmosférico para formar sulfato ácido de amonio (NH_4HSO_4), sulfato de amonio [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$]. Dado que las características de equilibrio entre ácido nítrico (HNO_3), amoníaco (NH_3)⁺¹ y nitrato de amonio (NH_4NO_3), fácilmente pueden revolatizarse después de originar las sales de amonio (Finlayson-Pitts y Pitts 1986). A su vez estas sales de amonio, del ácido sulfúrico y del ácido nítrico, pueden formar sales con otros cationes como el calcio (Ca)⁺² y el magnesio (Mg)⁺².

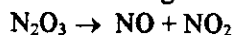
III. DEPOSITACION SECA DE COMPUESTOS DE NITROGENO

Según Garland (1978), los procesos de depositación limitan el tiempo de vida de los compuestos de azufre, nitrógeno y otros contaminantes en la atmósfera. La depositación seca comienza cuando se originan turbulencias que transportan y/o sedimentan en capa cerca de la superficie por los fenómenos de convección, difusión o procesos inerciales y finalizan con la captura física o química de los contaminantes por la superficie del suelo (Voldner y Shannon 1983). La frecuencia de contaminantes transferidos por depositación seca es controlada por muchos factores, físicos, químicos y biológicos, que cambian según su importancia relativa dependiendo de la naturaleza y estado de la superficie, las características del contaminante y el estado de la atmósfera (US National Research Council 1983).

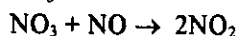
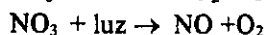
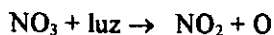
La relevancia de los procesos de la depositación en la transferencia de los óxidos de azufre y de nitrógeno de la atmósfera a la superficie es claramente demostrada por los desplazamientos regionales del azufre y del nitrógeno en los Estados Unidos de América (Galloway y Whelpdale 1980, Logan 1983, Voldner y Shannon 1983). Cada movimiento regional muestra que la mitad de la depositación de los contaminantes es a través de removimientos.



A temperatura normal y a presiones pequeñas, el trióxido de nitrógeno (N_2O_3) y el tetróxido de nitrógeno (N_2O_4), se transforman de acuerdo con las siguientes reacciones (Junge 1963):



Asimismo, bajo condiciones atmosféricas normales, el trióxido de nitrógeno (NO_3)⁻¹, es descompuesto por la luz (fotólisis) para producir diferentes óxidos de nitrógeno (Crutzen 1974).



Por esas razones sólo los óxidos de nitrógeno (NO_x) pueden ser identificados en la atmósfera. En ésta, los ácidos sulfúrico y nítrico son muy volátiles y pueden estar en su fase gaseosa aún a concentraciones insignificantes. En cambio, el ácido sulfúrico tiene una baja presión de vapor en condiciones ambientales y existen en la fase de partículas finas de tamaño menores a $2.0 \mu\text{m}$ (Whitby 1978, Roedel 1979). Estas partículas son responsables de reducir la visibilidad y participan en la condensación de nuclear de las nubes (Husar *et al.* 1978). Ambos ácidos pueden combinarse con bases presentes en la atmósfera para originar sales, el ácido sulfúrico puede reaccionar con el ácido nítrico atmosférico para formar sulfato ácido de amonio (NH_4HSO_4), sulfato de amonio [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$]. Dado que las características de equilibrio entre ácido nítrico (HNO_3), amoniaco (NH_3)⁺¹ y nitrato de amonio (NH_4NO_3), fácilmente pueden revolatizarse después de originar las sales de amonio (Finlayson-Pitts y Pitts 1986). A su vez estas sales de amonio, del ácido sulfúrico y del ácido nítrico, pueden formar sales con otros cationes como el calcio (Ca)⁺² y el magnesio (Mg)⁺².

III. DEPOSITACION SECA DE COMPUESTOS DE NITROGENO

Según Garland (1978), los procesos de depositación limitan el tiempo de vida de los compuestos de azufre, nitrógeno y otros contaminantes en la atmósfera. La depositación seca comienza cuando se originan turbulencias que transportan y/o sedimentan en capa cerca de la superficie por los fenómenos de convección, difusión o procesos inerciales y finalizan con la captura física o química de los contaminantes por la superficie del suelo (Voldner y Shannon 1983). La frecuencia de contaminantes transferidos por depositación seca es controlada por muchos factores, físicos, químicos y biológicos, que cambian según su importancia relativa dependiendo de la naturaleza y estado de la superficie, las características del contaminante y el estado de la atmósfera (US National Research Council 1983).

La relevancia de los procesos de la depositación en la transferencia de los óxidos de azufre y de nitrógeno de la atmósfera a la superficie es claramente demostrada por los desplazamientos regionales del azufre y del nitrógeno en los Estados Unidos de América (Galloway y Whelpdale 1980, Logan 1983, Voldner y Shannon 1983). Cada movimiento regional muestra que la mitad de la depositación de los contaminantes es a través de removimientos.

IV. RESPUESTAS AMBIENTALES DE LA DEPOSITACION DE LOS COMPUESTOS DE AZUFRE Y NITROGENO EN LA VEGETACION

4.1. CULTIVOS AGRICOLAS

No se han demostrado los efectos directos de la lluvia ácida "*per se*" en cultivos bajo condiciones de campo. Numerosos investigadores, han estudiado la acción de la "lluvia ácida" simulada "artificialmente" en cultivos a nivel del laboratorio (Irving 1983, US NAPAP 1987).

Bajo condiciones ambientales, la respuesta de los cultivos agrícolas al "stress" de la contaminación ambiental del aire puede ser vista como un producto de las depositaciones seca y húmeda. La primera consiste en la transferencia de gases, vapores y partículas en la superficie, el O_3 , SO_2 , PAN (peroxi acetil nitrato) y HF (fluoruro de hidrógeno), que son considerados como fitotóxicos. No hay trabajos sobre otros constituyentes químicos de la atmósfera que tengan o no efecto aditivo en los cultivos. Tal acción depende del tipo en cuestión, secuencia de exposición y concentración de los contaminantes individuales, así como de su estado de desarrollo fisiológico y variables ambientales (Torn *et al.* 1987). De todos, el ozono (O_3), es considerado el más importante gas fitotóxico en EUA (Krupa y Manning 1988). En general, la acidez atmosférica o de la superficie incrementa el tiempo de vida del ozono, así como su concentración y su acción en determinadas áreas, siendo más efectiva cuando las plantas están expuestas a altas concentraciones de dos contaminantes, el ozono y el sulfato (en simulación de lluvia ácida en aerosol). Esto es más consistente con los procesos atmosféricos, donde los aerosoles finos se acumulan durante las primeras horas diurnas alcanzando su pico de ozono después del medio día (US National Academy of Science 1977, Guderian 1985, Kruppa y Legge, 1986, USEPA 1986, Kruppa y Manning 1988).

Con respecto al SO_2 el daño a los cultivos depende de las características de su origen, de aspectos meteorológicos y del patrón de dispersión de las emisiones industriales (Ormrod *et al.* 1971 Guderian 1977, Whyby 1978, International Electric Research Exchange 1981,). Al igual que para el caso del NO_2 se ha descrito que sus efectos son menos fitotóxicos que el ozono (Winner *et al.* 1985). Una cierta cantidad de estudios llevados a cabo en 6 diferentes laboratorios sobre los efectos de la lluvia ácida simulada en plantas de invernadero, como por ejemplo, en cultivos de rábanos expuestos a un ciclo completo de crecimiento con 6 a 8 tratamientos a un rango de pH de 5.6 a 2.6 obtienen respuestas similares con una merma significativa en su desarrollo en el rango de pH de 3 a 3.4 (Irving 1985).

4.2. ARBOLES Y BOSQUES

Los bosques son ecosistemas dinámicos que sufren transformaciones a través del tiempo a consecuencia de la interacción de los factores abióticos y bióticos, la diversidad y la edad de las especies pueden ser mantenidas por la sucesión ecológica donde los árboles son reemplazados por otros de acuerdo con la edad hasta llegar al equilibrio o climax (Daubenmire 1968). La influencia destructora de los contaminantes atmosféricos en la comunidad climax implica importantes daños ecológicos así como pérdidas económicas (Miller y Mc Bride 1975). Mucha de la información sobre los efectos de los contaminantes atmosféricos datan de los años cincuenta (Hepting 1968). En trabajos hechos sobre la influencia del bióxido de azufre en los árboles del bosque se han demostrado severos daños (Shugart y Mc Laughlin 1985). Uno de los estudios mejor conocidos a escala regional del impacto de la contaminación del aire sobre el bosque es acerca de los efectos fitoquímicos

oxidantes del ecosistema Ponderosa-Jeffrey en el Sur de California (Miller y Mc Bride 1975), sobre el cual numerosas hipótesis se han formulado para explicar la causa de la muerte lenta del bosque, incluyendo la contaminación del aire, la lluvia ácida, el ozono, la contaminación orgánica, depositación de metales pesados, toxicidad por aluminio en el suelo, deficiencias minerales, microorganismos patógenos y cambios climatológicos (Prinz 1987).

4.3. SUELOS

Tabatabai (1985), Reuss y Jhonson (1986) y Turcheneck *et al.* (1987) han revisado la información sobre la depositación ácida en los suelos y concluyen que la acidificación de los mismos es uno de los aspectos más importante de la lluvia ácida en los ecosistemas terrestres, los estudios llevados a cabo en Europa, Estados Unidos de América y Canadá han demostrado efectos negativos en la productividad de bosques, ríos, lagos y suelos agrícolas.

Tanto el impacto en la naturaleza como la repercusión de la depositación ácida (por lluvia) en los suelos son controvertidos, se ha argumentado que la acidificación de los suelos y lagos en el Este de los Estados Unidos de América no ha sido a consecuencia de la depositación ácida de la atmósfera, sino que es debida al cambio del uso del suelo en las pasadas décadas (Krug y Frink 1983). En Alberta (Canadá) los datos concernientes a la proporción de depositación ácida son insuficientes para entender la interacción de estas diferentes formas químicas con el suelo (Hunt *et al.* 1982).

Los principales precursores de los contaminantes ácidos atmosféricos (SO_x y NO_x) en Alberta son de origen antropogénico (Hunt *et al.* 1982). Existen varios mecanismos a través de los cuales establecen contacto las plantas y la superficie del suelo (Fowler 1980). En recientes revisiones de los mecanismos de depositación y de la interacción de gases y partículas con relación a la planta y al suelo se incluyen aquellas de Fowler (1980), Chamberlain (1986) y Weidasaul y MacClenahen (1986) donde muestran que la depositación seca es quizás el proceso más importante de remoción atmosférica para el SO₂⁻¹ siendo mas difícil cuantificarla con respecto a la depositación húmeda (Sandhu *et al.* 1980). Distintas sustancias tienen diferente resistencia a los factores de depositación (Fowler 1980), sin embargo para los suelos no se han podido determinar debido a su gran heterogeneidad, por ejemplo para los suelos calcáreos su resistencia al flujo de sustancias gaseosas aerotransportadas se incrementa cuando el pH decrece. La mayoría de los gases son absorbidos en suelos con alto contenido de humedad, esto es por la resistencia del agua que es insignificante para el SO₂⁻¹, NO₂⁻¹ y NO₃⁻¹. Otros gases que pueden ser absorbidos son N₂O, H₂S, CH₃SH, CH₃S y CH₄, encontrándose que la relación de acumulación seca-húmeda para el sulfato es de 4.8 y de 5.6 para el nitrato en el área de Edmonton (Caizza *et al.* 1978). Lindberg *et al.* (1986) describen que el proceso más importante de depositación es para SO₄⁻² y NH₄⁺¹ y poca para NO₃⁻¹ y a la vez que partículas comunes como K⁺¹ y Ca⁺² no son importantes.

Chaudry *et al.* (1982) revisan algunos aspectos de las reacciones involucradas en la depositación atmosférica del azufre con los suelos. Existe una gran cantidad de literatura que señala que los suelos tienen mucha capacidad de absorción para los sulfatos. El contenido de la mezcla junto con otros factores tiene una gran influencia en la cantidad y en la tasa de absorción del azufre. Hsu y Hodson (1977) y Nyborg *et al.* (1977, 1980) demuestran en varios experimentos que los suelos de Alberta tienen adecuada capacidad para absorber el azufre del aire y que el pH de los mismos es despreciable en los resultados. El incremento total del azufre por hectárea fue de 12-53 kg para aquellos sitios de emisión de SO₂⁻¹ hasta distancias de 2 a 37 km (Nyborg *et al.* 1977).

En los estudios de Ghiorse y Alexander (1976) y Chamberlain (1986) sobre la absorción de SO_2^{-1} se muestran evidencias experimentales de que los productos iniciales son el sulfito, el bisulfito y los iones de hidrógeno, especies químicas que son rápidamente convertidas de SO_2^{-1} a SO_4^{-2} en los suelos húmedos. Estos investigadores especulan acerca de que el azufre orgánico puede formarse debido a los sitios de absorción en la materia orgánica o por la presencia de grupos carbonilos, sugiriendo que el papel de la microflora es pasivo en donde se produce el SO_2^{-1}

En contraste con los estudios de absorción del NO_2^{-1} se describe que la microflora tiene un papel muy activo (Ghiorse y Alexander 1976), por ejemplo en los suelos estériles la nitrificación es incompleta pero en los fértiles se lleva a cabo por los microorganismos que convierten todo el NO_2^{-1} en NO_3^{-1}

V. SISTEMAS DE PRUEBA VEGETALES PARA EVALUACION DE CONTAMINANTES AMBIENTALES

Las plantas superiores proporcionan un valioso sistema de prueba para evaluar el daño genético provocado por contaminantes. Actualmente son reconocidas como excelentes indicadoras del efecto citogenético y mutagénico de agentes químicos siendo útiles para la determinación de mutágenos ambientales tanto en condiciones de laboratorio como en cuerpos de agua *in situ* (Grant *et al.* 1992). Su empleo ha sido recomendado por la Royal Swedish Academy of Science (1973), por el comité de Mutágenos Ambientales (Comite 1975) y posteriormente por la Organización Mundial de la Salud (OMS 1979).

El ensayo de genotoxicidad en plantas es una prueba muy sensible que aporta datos seguros y confiables sobre mutagénesis. El uso de sistemas genéticos de plantas ha jugado un papel trascendental en la identificación de nuevos mutágenos y se les ha involucrado en el desarrollo de nuevas técnicas que posteriormente se han aplicado a otros organismos (Grant 1994).

Dependiendo del estado ontogénico del desarrollo de la planta, un mutágeno ambiental puede causar mutaciones que conducen a la transformación de células somáticas o provocar cambios en las células germinales o bien producir efectos teratogénicos. Con estos organismos es posible abarcar una amplia gama de aspectos genéticos entre los que están las mutaciones puntuales y las aberraciones cromosómicas en células individuales y en órganos tales como raíces, hojas, polen y endospermo (Grant 1994).

Las especies de plantas superiores más utilizadas (Grant 1994) son *Allium cepa* ($2n = 16$), *Arabidopsis thaliana* ($2n = 10$), *Crepis capillaris* ($2n = 6$), *Glycine max* ($2n = 40$), *Hordeum vulgare* ($2n=14$) *Lycopersicum esculentum* ($2n = 16$), *Nicotiana tabacum* ($2n =48$), *Pisum sativum* ($2n = 14$), *Tradescantia* ($2n = 12$), *Vicia faba* ($2n = 12$) y *Zea mays* ($2n = 20$).

Para estudios de aberraciones en células somáticas durante la división mitótica la más frecuentemente empleada es *Vicia faba* (Ma 1982, deKergommeux *et al.* 1983, Kihlman y Andersson 1984, Gómez-Arroyo y Villalobos-Petrini 1983, Gómez-Arroyo y Castillo Ruiz 1985, Gómez-Arroyo *et al.* 1986), así como de micronúcleos después de la división mitótica (Degrassi y Rizzoni 1982, De Marco *et al.* 1990). *Allium* y *Hordeum* son las siguientes dos especies más comúnmente usadas para aberraciones (Grant 1982, Fiskejög 1985) y *Crepis capillaris* que ha sido investigada por varios autores rusos (Ruposhev 1976, Ruposhev y Garina 1976). *Hordeum vulgare*, *Lycopersicum esculentum*, *Pisum sativum* y *Zea mays* son también utilizadas para estudios tanto de mutaciones génicas como de aberraciones cromosómicas (Nicoloff y Kappas 1987), mientras que *Glicine max* es empleada para

En los estudios de Ghiorse y Alexander (1976) y Chamberlain (1986) sobre la absorción de SO_2^{-1} se muestran evidencias experimentales de que los productos iniciales son el sulfito, el bisulfito y los iones de hidrógeno, especies químicas que son rápidamente convertidas de SO_2^{-1} a SO_4^{-2} en los suelos húmedos. Estos investigadores especulan acerca de que el azufre orgánico puede formarse debido a los sitios de absorción en la materia orgánica o por la presencia de grupos carbonilos, sugiriendo que el papel de la microflora es pasivo en donde se produce el SO_2^{-1}

En contraste con los estudios de absorción del NO_2^{-1} se describe que la microflora tiene un papel muy activo (Ghiorse y Alexander 1976), por ejemplo en los suelos estériles la nitrificación es incompleta pero en los fértiles se lleva a cabo por los microorganismos que convierten todo el NO_2^{-1} en NO_3^{-1}

V. SISTEMAS DE PRUEBA VEGETALES PARA EVALUACION DE CONTAMINANTES AMBIENTALES

Las plantas superiores proporcionan un valioso sistema de prueba para evaluar el daño genético provocado por contaminantes. Actualmente son reconocidas como excelentes indicadoras del efecto citogenético y mutagénico de agentes químicos siendo útiles para la determinación de mutágenos ambientales tanto en condiciones de laboratorio como en cuerpos de agua *in situ* (Grant *et al.* 1992). Su empleo ha sido recomendado por la Royal Swedish Academy of Science (1973), por el comité de Mutágenos Ambientales (Comite 1975) y posteriormente por la Organización Mundial de la Salud (OMS 1979).

El ensayo de genotoxicidad en plantas es una prueba muy sensible que aporta datos seguros y confiables sobre mutagénesis. El uso de sistemas genéticos de plantas ha jugado un papel trascendental en la identificación de nuevos mutágenos y se les ha involucrado en el desarrollo de nuevas técnicas que posteriormente se han aplicado a otros organismos (Grant 1994).

Dependiendo del estado ontogénico del desarrollo de la planta, un mutágeno ambiental puede causar mutaciones que conducen a la transformación de células somáticas o provocar cambios en las células germinales o bien producir efectos teratogénicos. Con estos organismos es posible abarcar una amplia gama de aspectos genéticos entre los que están las mutaciones puntuales y las aberraciones cromosómicas en células individuales y en órganos tales como raíces, hojas, polen y endospermo (Grant 1994).

Las especies de plantas superiores más utilizadas (Grant 1994) son *Allium cepa* ($2n = 16$), *Arabidopsis thaliana* ($2n = 10$), *Crepis capillaris* ($2n = 6$), *Glycine max* ($2n = 40$), *Hordeum vulgare* ($2n=14$) *Lycopersicum esculentum* ($2n = 16$), *Nicotiana tabacum* ($2n = 48$), *Pisum sativum* ($2n = 14$), *Tradescantia* ($2n = 12$), *Vicia faba* ($2n = 12$) y *Zea mays* ($2n = 20$).

Para estudios de aberraciones en células somáticas durante la división mitótica la más frecuentemente empleada es *Vicia faba* (Ma 1982, deKergommeux *et al.* 1983, Kihlman y Andersson 1984, Gómez-Arroyo y Villalobos-Petrini 1983, Gómez-Arroyo y Castillo Ruiz 1985, Gómez-Arroyo *et al.* 1986), así como de micronúcleos después de la división mitótica (Degrassi y Rizzoni 1982, De Marco *et al.* 1990). *Allium* y *Hordeum* son las siguientes dos especies más comúnmente usadas para aberraciones (Grant 1982, Fiskejö 1985) y *Crepis capillaris* que ha sido investigada por varios autores rusos (Ruposhev 1976, Ruposhev y Garina 1976). *Hordeum vulgare*, *Lycopersicum esculentum*, *Pisum sativum* y *Zea mays* son también utilizadas para estudios tanto de mutaciones génicas como de aberraciones cromosómicas (Nicoloff y Kappas 1987), mientras que *Glicine max* es empleada para

evaluar la recombinación somática que ocurre en las hojas (Vig 1982). *Arabidopsis thaliana* posee un genoma pequeño y su ciclo de vida es de semilla a semilla de 5 a 6 semanas por lo que es ideal para efectuar estudios de mutagénesis (Rédei *et al.* 1984).

La prueba de genotoxicidad en plantas ha sido usada para evidenciar un amplio rango de agentes químicos tales como pesticidas (Grant 1982, Gómez-Arroyo *et al.* 1988a), disolventes orgánicos (Gómez-Arroyo *et al.* 1986), aguas residuales (Hopke *et al.* 1982, Ruiz *et al.* 1992, Villalobos-Petrini *et al.* 1994), aguas para beber (Ma *et al.* 1985, Gómez-Arroyo *et al.* 1988b), efluentes acuáticos (Grant *et al.* 1992), contaminantes de lugares próximos a la refinerías de petróleo (Lower *et al.* 1983).

Vicia faba como se menciona anteriormente, es un sistema muy empleado principalmente para estudios acerca del efecto citogenético de los contaminantes ambientales, ya que ocupa cerca de un tercio del total de los trabajos publicados sobre el análisis de aberraciones cromosómicas en plantas (Shelby 1976). También esta especie ha sido propuesta como una prueba citogenética para la evaluación de mutágenos ambientales por el programa de genotoxicidad ambiental de los Estados Unidos de America (Ma 1982).

El haba ha sido muy popular y usada extensamente en estudios citológicos, fisiológicos y radiobiológicos, haciendo que las características de *Vicia faba* como monitor estén basadas en su sensibilidad a tratamientos cortos (Grant 1982, Grant *et al.* 1992, Gómez-Arroyo y Villalobos-Petrini 1995) y el hecho que las metodologías estén estandarizadas, permite hacer comparaciones de los resultados entre los diferentes laboratorios del mundo.

Este sistema tampoco es caro, es de fácil manejo y no requiere de equipo sofisticado (Gómez-Arroyo y Villalobos-Petrini 1995). Los meristemos de las raíces contienen alta proporción de células en las distintas etapas de la mitosis. El poseer pocos cromosomas ($2n = 12$) y muy grandes lo hace un excelente material para este tipo de investigaciones.

El cariotipo de *Vicia faba* está constituido por 5 pares de cromosomas subacrocentricos con centrómeros subterminales y un par de cromosomas con centrómeros a la mitad (cromosomas metacéntricos), con una constricción secundaria que separa el satélite del resto del cromosoma. La relación longitudinal del subacrocentrico con respecto al metacéntrico es de 2.3: 1, de tal forma que la producción de aberraciones cromosómicas y de intercambio de cromátidas hermanas (ICH) en los cromosomas subacrocentricos es de 2 a 3 veces mayor que en los cromosomas metacéntricos, sin embargo para ciertos agentes químicos las aberraciones se producen preferentemente en ciertas regiones dentro del cromosoma (Revell 1953, Kilhman *et al.* 1966, 1971, 1977).

Su ciclo celular es corto ya que dura 19.3 h a 19 °C, en donde el periodo presintético (G1) es de 4.9 h, el sintético (S) 7.5, el postsintético (G2) 4.9 y la mitosis 2 h (Evans y Scott 1964).

Es importante mencionar que *Vicia faba* posee la fracción metabólica S-10 que es capaz de transformar promutágenos en mutágenos (Takehisa y Kanaya 1983, Takehisa *et al.* 1988, Gómez-Arroyo *et al.* 1995), este aspecto es importante ya que muchos agentes químicos no son mutagénicos por si mismos si no que requieren del metabolismo animal o vegetal para activarse y provocar daño al ADN. Otra gran ventaja de *Vicia faba* es su uso como bioensayo en estudios realizados en el laboratorio así como *in situ* como monitor de aguas contaminadas (Grant *et al.* 1992, Gómez-Arroyo y Villalobos-Pietrini 1995).

Por otro lado, una prueba citogenética adecuada para determinar el daño provocado por los agentes químicos, es el análisis del intercambio de cromátidas hermanas (ICH), ya que permite detectar el efecto de concentraciones hasta 10 veces menores que las requeridas para inducir aberraciones cromosómicas (Latt 1974, Kato 1974a, Perry y Evans 1975, Solomon y Bobrow 1975). La producción de ICH es estimada como indicador de lesiones en el ADN, por ello este ensayo ha sido empleado para demostrar mutagénesis tanto *in vitro* como *in vivo* (Perry y Evans 1975).

En una serie de trabajos realizados en *Vicia faba* se ha evidenciado que la mayoría de los agentes que provocan aberraciones cromosómicas aumentan también la cantidad de ICH (Kihlman y Kronborg 1975, Kihlman y Sturelied 1978).

A partir de las primeras observaciones de ICH con estudios autorradiográficos de cromosomas vegetales marcados con timidina tritiada (Taylor *et al.* 1957). Se han desarrollado diferentes procedimientos para distinguir las cromátidas hermanas sin utilizar isótopos radiactivos. Los métodos para plantas son el de fluorescencia mas Giemsa (Kihlman y Kronborg 1975) y el de fucsina leucobásica (Tempelaar *et al.* 1982). Ambas técnicas consisten en la exposición de las células meristemáticas de la raíz al compuesto 5-Bromo-2-desoxiuridina (BrdU), el cual es un análogo de la timina, después del segundo ciclo de replicación celular tienen una cromátida sustituida unifilarmente, mientras que la cromátida hermana está bifilarmente sustituida. Las cromátidas hermanas sustituidas tienen diferencialmente con una combinación del fluorocromo Hoechst 33258 más Giemsa (Perry y Wolff 1974) o con el reactivo de Schiff (tinción de Fulgen) (Tempelaar *et al.* 1982).

A pesar de que el fenómeno de ICH, como se menciona anteriormente, es observado por primera vez hace casi 40 años, su mecanismo de inducción aún no se define con claridad. Se ha aceptado que el ICH ocurre en o cerca de las horquillas de replicación del ADN. Actualmente por diversas evidencias experimentales, ha sido posible desechar algunos modelos, sin embargo en otros casos esto no ha sucedido por la insuficiencia de datos (Stetka 1982).

Uno de los modelos más aceptado hasta ahora es el de Painter (1980) el cual propone que existe una reducción en la velocidad de desplazamiento de la horquilla de replicación del ADN, el cual genera cuatro extremos libres (dos nacientes y dos progenitores de un racimo de replicones completamente duplicados y opuestos a los extremos libres progenitores) del replicón adyacente que se encuentra parcialmente duplicado. Esto conduce a la conexión entre los grupos de replicones en los cuales un segmento duplicado se encuentra al lado de un segmento no duplicado (como es normal durante el periodo S en las uniones de la eucromatina y la heterocromatina), lo que sugiere que los rompimientos de la molécula de ADN de doble banda en éstas conexiones son formados y reunidos de manera espontánea y el sellado es catalizado por una topoisomerasa II, que ha sido localizada en diferentes eucariontes.

Ocasionalmente, en lugar de que ocurra una reunión normal, el rompimiento se sella por unión de las hebras hijas de una molécula de ADN replicada a la molécula no replicada.

Una vez que esto ocurre, el ICH es iniciado cuando las hebras hijas nacientes de un grupo se combinan con las hebras progenitoras de un grupo parcialmente replicado y solo cuando éstas terminan de duplicarse se genera totalmente el ICH. Este intercambio requiere de un solo evento, el rompimiento es de doble hebra el cual es consistente con los datos que muestran que el ICH es producido en función lineal a la dosis de un agente.

Este modelo es apoyado posteriormente por los resultados obtenidos por Dillehay *et al.* (1987), al aplicar novobicina, ya que se inhibe la actividad de la topoisomerasa II y se disminuye la formación de ICH, mientras muestra que al agregar al clastógeno 4'-(9-acridinilamina)metanosulfonato-m-anisidida (mMSA), el cual incrementa la concentración de la enzima, se obtiene un importante aumento de ICH. Esto sugiere que la acción de la topoisomerasa durante la replicación está relacionada con la inducción de los ICH. Otros experimentos que apoyan al modelo, se basan en la acción de agentes que inhiben la síntesis de ADN y bloquean la elongación de la cadena tales como la mitomicina c, la luz ultravioleta y el benzo(a)pireno y predice, que éstos agentes que dañan el ADN en esta forma, son potentes inductores de ICH (Stetka 1985).

VI. OBJETIVOS

Considerando la importancia que tiene la lluvia ácida por la gran cantidad de contaminantes presentes en la atmósfera y dado que no se han realizado estudios sobre el posible efecto a nivel citogenético, en este trabajo se pretende:

- A) Evaluar su acción sobre los cromosomas de *Vicia faba* empleando como criterio de daño el intercambio de cromátidas hermanas
- B) Detectar la presencia de mutágenos mediante el análisis por cromatografía de gases capilar para verificar la existencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos en las muestras de agua de lluvia colectada en diferentes sitios de la Ciudad de México.

VII. MATERIALES Y METODOS

7.1 TOMA DE LAS MUESTRAS

Siguiendo el método de colecta de precipitación húmeda y seca se tomaron las muestras de agua de lluvia del Sur (Huipulco y la Ciudad Universitaria), del Oriente (Zaragoza) y del Norte (Tlalnepantla) de la Ciudad de México durante la temporada correspondiente a 1993. En este procedimiento se incluye la lluvia o granizo, además de aeropartículas levantadas del suelo por el viento y de cualquier otra clase que se depositan sobre el embudo que siempre permanece abierto, llueva o no. Los compuestos más abundantes en la depositación seca contienen el potasio (K)⁺¹, el sodio (Na)⁺¹, el calcio (Ca)⁺² y el magnesio (Mg)⁺², que por su tamaño son fáciles de impactar por la lluvia, mientras que los compuestos que incluyen sales de amonio y sulfatos son menos abundantes en la depositación seca y por su tamaño no son fáciles de impactar por la lluvia, pero si la lluvia se colecta cada semana, estos se concentran en la pared del tubo colector (Gallowey y Linkens 1976). El muestreo del agua de la lluvia se hizo diariamente recogiendo a la mañana siguiente e inmediatamente se le toma el pH con el potenciómetro.

Una de las precauciones que se deben tener en la colecta de agua de lluvia para evitar contaminación es manejar todo con guantes al vaciar las colectas principales a la botella donde se llevaron las muestras al laboratorio no se deben usar embudos, sino hacerlo directamente y con precaución. Antes de la inserción de una botella de colecta, lavar el embudo con agua destilada.

Este modelo es apoyado posteriormente por los resultados obtenidos por Dillehay *et al.* (1987), al aplicar novobicina, ya que se inhibe la actividad de la topoisomerasa II y se disminuye la formación de ICH, mientras muestra que al agregar al clastógeno 4'-(9-acridinilamina)metanosulfonato-m-anisidida (mMSA), el cual incrementa la concentración de la enzima, se obtiene un importante aumento de ICH. Esto sugiere que la acción de la topoisomerasa durante la replicación está relacionada con la inducción de los ICH. Otros experimentos que apoyan al modelo, se basan en la acción de agentes que inhiben la síntesis de ADN y bloquean la elongación de la cadena tales como la mitomicina c, la luz ultravioleta y el benzo(a)pireno y predice, que éstos agentes que dañan el ADN en esta forma, son potentes inductores de ICH (Stetka 1985).

VI. OBJETIVOS

Considerando la importancia que tiene la lluvia ácida por la gran cantidad de contaminantes presentes en la atmósfera y dado que no se han realizado estudios sobre el posible efecto a nivel citogenético, en este trabajo se pretende:

- A) Evaluar su acción sobre los cromosomas de *Vicia faba* empleando como criterio de daño el intercambio de cromátidas hermanas
- B) Detectar la presencia de mutágenos mediante el análisis por cromatografía de gases capilar para verificar la existencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos en las muestras de agua de lluvia colectada en diferentes sitios de la Ciudad de México.

VII. MATERIALES Y METODOS

7.1 TOMA DE LAS MUESTRAS

Siguiendo el método de colecta de precipitación húmeda y seca se tomaron las muestras de agua de lluvia del Sur (Huipulco y la Ciudad Universitaria), del Oriente (Zaragoza) y del Norte (Tlalnepantla) de la Ciudad de México durante la temporada correspondiente a 1993. En este procedimiento se incluye la lluvia o granizo, además de aeropartículas levantadas del suelo por el viento y de cualquier otra clase que se depositan sobre el embudo que siempre permanece abierto, llueva o no. Los compuestos más abundantes en la depositación seca contienen el potasio (K)⁺¹, el sodio (Na)⁺¹, el calcio (Ca)⁺² y el magnesio (Mg)⁺², que por su tamaño son fáciles de impactar por la lluvia, mientras que los compuestos que incluyen sales de amonio y sulfatos son menos abundantes en la depositación seca y por su tamaño no son fáciles de impactar por la lluvia, pero si la lluvia se colecta cada semana, estos se concentran en la pared del tubo colector (Gallowey y Linkens 1976). El muestreo del agua de la lluvia se hizo diariamente recogiendo a la mañana siguiente e inmediatamente se le toma el pH con el potenciómetro.

Una de las precauciones que se deben tener en la colecta de agua de lluvia para evitar contaminación es manejar todo con guantes al vaciar las colectas principales a la botella donde se llevaron las muestras al laboratorio no se deben usar embudos, sino hacerlo directamente y con precaución. Antes de la inserción de una botella de colecta, lavar el embudo con agua destilada.

Este modelo es apoyado posteriormente por los resultados obtenidos por Dillehay *et al.* (1987), al aplicar novobicina, ya que se inhibe la actividad de la topoisomerasa II y se disminuye la formación de ICH, mientras muestra que al agregar al clastógeno 4'-(9-acridinilamina)metanosulfonato-m-anisidida (mMSA), el cual incrementa la concentración de la enzima, se obtiene un importante aumento de ICH. Esto sugiere que la acción de la topoisomerasa durante la replicación está relacionada con la inducción de los ICH. Otros experimentos que apoyan al modelo, se basan en la acción de agentes que inhiben la síntesis de ADN y bloquean la elongación de la cadena tales como la mitomicina c, la luz ultravioleta y el benzo(a)pireno y predice, que éstos agentes que dañan el ADN en esta forma, son potentes inductores de ICH (Stetka 1985).

VI. OBJETIVOS

Considerando la importancia que tiene la lluvia ácida por la gran cantidad de contaminantes presentes en la atmósfera y dado que no se han realizado estudios sobre el posible efecto a nivel citogenético, en este trabajo se pretende:

- A) Evaluar su acción sobre los cromosomas de *Vicia faba* empleando como criterio de daño el intercambio de cromátidas hermanas
- B) Detectar la presencia de mutágenos mediante el análisis por cromatografía de gases capilar para verificar la existencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos en las muestras de agua de lluvia colectada en diferentes sitios de la Ciudad de México.

VII. MATERIALES Y METODOS

7.1 TOMA DE LAS MUESTRAS

Siguiendo el método de colecta de precipitación húmeda y seca se tomaron las muestras de agua de lluvia del Sur (Huipulco y la Ciudad Universitaria), del Oriente (Zaragoza) y del Norte (Tlalnepantla) de la Ciudad de México durante la temporada correspondiente a 1993. En este procedimiento se incluye la lluvia o granizo, además de aeropartículas levantadas del suelo por el viento y de cualquier otra clase que se depositan sobre el embudo que siempre permanece abierto, llueva o no. Los compuestos más abundantes en la depositación seca contienen el potasio (K^{+1}), el sodio (Na^{+1}), el calcio (Ca^{+2}) y el magnesio (Mg^{+2}), que por su tamaño son fáciles de impactar por la lluvia, mientras que los compuestos que incluyen sales de amonio y sulfatos son menos abundantes en la depositación seca y por su tamaño no son fáciles de impactar por la lluvia, pero si la lluvia se colecta cada semana, estos se concentran en la pared del tubo colector (Gallowey y Linkens 1976). El muestreo del agua de la lluvia se hizo diariamente recogiendo a la mañana siguiente e inmediatamente se le toma el pH con el potenciómetro.

Una de las precauciones que se deben tener en la colecta de agua de lluvia para evitar contaminación es manejar todo con guantes al vaciar las colectas principales a la botella donde se llevaron las muestras al laboratorio no se deben usar embudos, sino hacerlo directamente y con precaución. Antes de la inserción de una botella de colecta, lavar el embudo con agua destilada.

7.2 ANALISIS CROMOSOMICO

Se utilizaron semillas de haba (*Vicia faba*) de la variedad minor, se lavaron frotándose entre si en el chorro de agua, poniéndose a remojar por 24 horas a temperatura constante de 21°C. A continuación germinaron entre dos capas de algodón humedecido y se mantuvieron en obscuridad a 21°C. Cuando aparecieron las radículas se les removió la testa y al medir de 2 a 3 cm se les desprendió la cofia y se les introdujo en una solución que contenía 100 µM de 5-Bromodesoxiuridina (BrdU), 0.1 µM de 5-Fluorodesoxiuridina (FdU) y 5 µM Uridina (Urd) 20 horas durante el primer ciclo de replicación celular a 19 °C teniendo la precaución de no exponerlas a la luz. Transcurrido el tiempo, las raicillas se trataron por 3 horas con el agua de la lluvia, a los testigos se les sometió a agua destilada y a agua acidulada (pH 4.7) también en la obscuridad. Después se les volvió a poner, por un segundo ciclo de replicación celular, con BrdU, FdU, Urd por 20 horas a 19°C. Al cabo de ese tiempo se hicieron cortes de 2 mm de las raíces y se sumergieron por 3 horas a una concentración de 0.05 % de colchicina en la obscuridad. La fijación se llevó a cabo con ácido acético al 100 % por una hora a 21 °C. Se transfirieron las raíces a etanol-ácido acético (3:1) durante 2 días a -20 °C. Transcurrido este lapso, se colocaron en una solución de etanol al 70 % por 15 minutos y posteriormente se hidrolizaron en HCl 5N por 80 minutos a 28°C. Los meristemas se enjuagaron al menos 3 veces en agua destilada y se tiñeron con el reactivo de Schiff, durante 12 minutos en la obscuridad. Después se les sometió a pectinasa al 2 % disuelta en amortiguador de citratos 0.01M a pH 4.7 durante 15 minutos a 28 °C en baño maría. En seguida se trataron con ácido acético al 45 % por 10 minutos transfiriéndose a etanol al 70 % frío por 30 minutos. Se efectuó el aplastamiento en monocapa empleando ácido acético al 45 %. Las preparaciones se hicieron permanentes con la técnica de hielo seco (Conger y Fairchild 1953) deshidratándose con dos cambios de butanol absoluto y finalmente se montaron en bálsamo de Canadá.

Se registraron 25 metafases por tratamiento (300 cromosomas). Para el análisis estadístico se aplicó la prueba de "t" de Student para determinar si había diferencias significativas entre los testigos y los tratados a $P < 0.001$.

7.3 ANALISIS QUIMICO

La identificación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos disueltos en el agua de lluvia se realizó según el método citado por US/PA (1984) y que a continuación se describe.

1. Tomar 1 litro de agua de la muestra y colocar en un embudo de separación.
2. Agregar 60 ml de diclorometano (Merck) al matraz de separación.
3. Agitar durante 3 minutos con movimiento vertical, se recomienda que después de agitar 5 veces abra la válvula del embudo de separación para purgar.
4. Agitar por otros 3 minutos y purgar cada minuto.
5. Separar la fracción en un matraz
6. Adicionar 60 ml de diclorometano (Merck) y repetir el procedimiento.
7. Volver a colocar 60 ml de diclorometano (Merck) y nuevamente efectuar el procedimiento.
8. Deshidratar la muestra poniéndole un algodón al embudo y además sulfato de sodio anhidro (Merck)
9. Filtrar
10. Separar la muestra.
11. Montar el sistema Kuderna-Danish.

7.4 CONCENTRADO DE LAS MUESTRAS

1. Montar el Kuderna-Danish en baño maría a 60 °C
2. Cuando se tenga un volumen de 5 ml, dejar de calentar y agregar 2 ml de ciclohexano, volver a conectar y llevarlo hasta 60 °C
3. Concentrar hasta 2 ml
4. Trasvasar a la ampolleta, sellarlo y almacenarla en el refrigerador debajo de 0°C hasta su análisis cromatográfico

7.5 LIMPIEZA DEL MATERIAL

1. Lavar con jabón y agua
2. Enjuagar con agua corriente
3. Lavar con Dextrán por 24 horas
4. Lavar con agua corriente
5. Ejuagar con agua destilada
6. Guardar el material en la estufa a 200 °C

7.6 SELLADO DE LA AMPOLLETA DE VIDRIO

1. Colocar la ampolleta en nitrógeno líquido 10 minutos
2. Encender el mechero de Bunsen
3. Regular la llave de salida del oxígeno
4. No acercar la ampolleta a la flama por la boca, sino por el cuello
5. Colocarse el guante en la mano izquierda y sujetar la ampolleta con la mano derecha, asir con pinzas la ampolleta y jalar estirando el cuello y sellar.

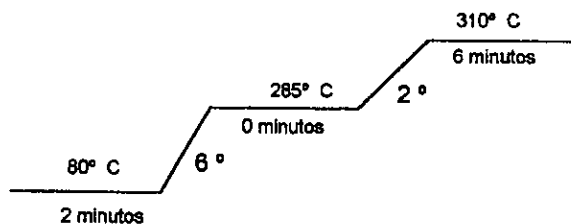
7.7 METODO ANALITICO

Se analizaron los hidrocarburos aromáticos policíclicos Naftaleno (Naf), Acenaftaleno (Actil), Acenaf-teno (Acno), Fluoreno (Fno), Fenantreno (Fen), Antraceno (Ant), Fluoranteno (Ftl), Pireno (Pir), Benzo(a)antraceno (B(a)A), Trifenileno (Trf), Criseno (Cris), Benzo(b)fluoranteno (B(b)F), Benzo(k)fluoranteno (B(k)F), Benzo(a)pireno, (B(a)P), Indeno(1.2.3-cd)pireno (IndPyr), Dibenzo(a,h)antraceno (B(ah)A, Benzo(ghi)perileno (B(ghi)P. Estos 16 son contaminantes prioritarios para la EPA más el coroneno (Cor).

Antes de realizar el análisis cromatográfico, la muestra se agitó 2 minutos en un vórtex (Termolyne) y después se inyectó al cromatógrafo de gases.

Para calificar y cuantificar los HAPs presentes en las muestras, se utilizó un cromatógrafo de gases Perkin-Elmer Sigma 2000, llevándose a cabo el análisis bajo las siguientes condiciones de operación (Amador-Muñoz 1996):

1. Columna PTE-5, poli (5% difenil/95% dimetilsiloxano), 29 m, 0.25 mm DI y 0.25 μm de película (SUPELCO)
2. Temperatura del puerto de inyección 250 °C
3. Temperatura del detector de ionización de flama 310 °C
4. Gas acarreador Helio
5. Presión de entrada 15 Psi
6. Presión de H₂ y aire 20 Psi
7. Tiempo de corrida 54.7 minutos
8. Programa de temperatura



Para identificar a los HAPs se agregaron a todas las muestras dos estándares internos: el 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8-octahidroantraceno y el tetrafeniletileno, a 100 $\mu\text{g/ml}$ de concentración de cada uno, aplicando tres criterios diferentes por tiempos de retención:

1. absolutos
2. relativos al 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8-octahidroantraceno
3. relativos al tetrafeniletileno

Si algún compuesto en la muestra coincidía con los valores de los tres criterios anteriores, entonces se le asignaba el HAP correspondiente.

Para la cuantificación, se hizo una curva de calibración de siete diluciones con estos HAPs (29.41, 14.7, 7.35, 3.67, 1.83, 0.919 y 0.459 ppm) construyéndola con valores promedios de las inyecciones hechas por cuadruplicado de cada dilución, utilizadas como estándar externo e integrando en forma lineal ($y = mx + b$), con un coeficiente de correlación promedio de 0.998.

Se trabajó con una columna del tipo WCOT de 29 m de longitud por 0.25 mm de diámetro interno y 0.25 μm de grosor de película que se forma por un polímero del 5% polidifenil y el 95% de polidimetilsiloxano, es decir una fase estacionaria no polar aunque con cierta polaridad inducida por los grupos fenilos, esta característica hace a la fase muy específica para la separación no sólo de los 16 HAPs estudiados, sino en general para todos los HAPs y sus derivados, la separación se evidencia en términos de la resolución (R) obtenida entre los tres pares de isómeros (Fen, Ant, B(b)F, B(k)F, B(a)A, Cris) y los dos HAPs (I (1, 2, 3 - cd)P. B(a,h)A) que se traslapan al usar fases estacionarias diferentes (Carugno y Rossi 1967, Lee *et al.* 1976, 1979), al tomar como referencia que $R = 1$ da una separación del 98% entre dos picos de áreas similares. La secuencia de elución de la columna de los 17 HAPs con este tipo de fases estacionarias es igual a la obtenida por diversos autores (Björseth *et al.* 1979, Sptizer y Danmecker 1983, Alsberg *et al.* 1985). La manera en que eluyen los HAPs se debe en primer lugar a la afinidad de cada hidrocarburo con la fase estacionaria y en segundo lugar al peso

molecular y por ende a su punto de ebullición. El blanco de los tres disolventes demuestra la ausencia de contaminación por el manejo de la muestra.

VIII. RESULTADOS

Se hicieron dos series de tratamientos, en la primera se tomaron muestras de lluvia durante julio de 1993 cuyos datos se presentan en la tabla III donde se evidencia que entre los testigos con agua destilada y la acidulada no hay diferencias significativas de las frecuencias de ICH así como tampoco de las muestras colectadas en las diversas zonas de la Ciudad de México y de Tlalnepantla, únicamente en el caso de Huipulco del 13 de julio de 1993 se observan resultados significativos, el pH del agua de lluvia estuvo en un rango de 4.7 a 5.8.

En la tabla IV de la segunda serie de experimentos de la lluvia obtenida durante agosto y septiembre de 1993, notándose que en este experimento solamente en las dos muestras de Huipulco las frecuencias de ICH son significativas con relación al testigo a $P < 0.001$, el pH se presenta en niveles de 5.1 a 5.5, en este caso con el agua acidulada tampoco se elevaron las frecuencias de ICH.

Los análisis cromatográficos realizados a los concentrados de las muestras de agua de lluvia de Huipulco para la identificación de los HAPs reflejaron la presencia de 13 de los 16 HAPs reportados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA) más el coroneno (Tabla V). Los HAPs fueron identificados por su tiempo de retención. A continuación se describen con detalle los compuestos encontrados en cada muestra de agua de lluvia colectada en Huipulco en diferentes fechas

Para la distinción de los HAPs se utilizaron 7 muestras colectadas en Huipulco a distintas fechas. Muestra 1 (del 15-20 de junio de 1993) se detectaron 6 hidrocarburos aromáticos policíclicos:

1. Acenaftileno
2. Fluoreno
3. Fenantreno
4. Pireno
5. Dibenzo(ah)antraceno
6. Benzo(ghi)perileno

El de menor concentración es pireno y el de mayor el benzo(ghi)perileno, también se detectaron benzo(a)antraceno y criseno dentro del nivel no cuantificable.

Muestra 2 (del 29 de julio de 1993) se encuentran tres compuestos:

1. Fluoreno
2. Pireno
3. Criseno

El compuesto de menor concentración es criseno y el de mayor es pireno.

Muestra 3 (del 23 de agosto de 1993) se detectan nueve HAPs:

1. Acenafteno
2. Fluoreno
3. Fenantreno
4. Fluoranteno
5. Pireno
6. Benzo(a)antraceno
7. Criseno

8. Dibenzo(ah)antraceno

9. Benzo(ghi)perileno

Siendo acenafteno el de más baja concentración y criseno el de más alta. Como no cuantificable el benzo(k)fluoranteno.

Muestra 4 (del 23 de agosto de 1993) se detectan dos compuestos:

1. Fluoreno

2. Benzo(ghi)perileno

Solo se encuentra fenantreno y no cuantificable el antraceno.

Muestra 5 (del 26 de agosto de 1993) se tienen dos sustancias aunque no cuantificables:

1. Antraceno

2. criseno

Muestra 6 (del 27 de agosto de 1993) se detectan dos hidrocarburos aromáticos policíclicos:

1. El acenafteno

2. El fluoreno

El de menor concentración es el fluoreno y el de mayor concentración el acenafteno y por debajo del límite de detección criseno y benzo(k)fluoranteno.

Muestra 7 (del 15-19 de junio de 1993) se detectan ocho HAPs:

1. Fluoreno

2. Fenentreno

3. Pireno

4. Benzo(a)antraceno

5. Criseno

6. Benzo(b)fluoranteno

7. Benzo(k)fluoranteno

8. Benzo(ghi)perileno

Siendo el benzo(k)fluoranteno el de más baja concentración y el benzo(ghi)perileno el de más alta.

Además de las siete muestras anteriores con hidrocarburos aromáticos policíclicos al blanco no se le detectan HAPs

La concentración media por compuesto de todas las muestras se puede apreciar a continuación, la menor es de benzo(k)fluoranteno con un valor medio de 0.0001 $\mu\text{g/l}$ y de de mayor es el benzo(ghi)perileno con un valor de 0.7971 $\mu\text{g/l}$, aunque no está presente en las muestras del 27/08/93, 26/08/93 y 29/07/93

Los compuestos que aparecen de mayor a menor frecuencias en las ocho muestras analizadas son:

Fluoreno 6 veces

Benzo(ghi)perileno 4 veces

Pireno 4 veces

Criseno 3 veces

Fenantreno 3 veces

Benzo(a)antraceno 2 veces

Dibenzo(ah)antraceno 2 veces

Benzo(k)fluoranteno 1 vez

Benzo(b)fluoranteno 1 vez

Acenaftileno 1 vez.

Fluoranteno 1 vez. No cuantificable por estar debajo del límite de detección.

IX. DISCUSION Y CONCLUSIONES

El intercambio de cromátidas hermanas (ICH) ha constituido un ensayo importante en la evaluación del daño cromosómico, este fenómeno es inducido tanto por mutágenos como por carcinógenos (Latt 1974, Perry y Evans 1975). Taylor *et al.* (1957) y Taylor (1958) fueron los primeros en observar el ICH en cromosomas de *Vicia faba* marcados con timidina tritiada sin embargo, la autorradiografía tiene poca resolución. Con el desarrollo de nuevas técnicas, el ICH ha aportado una prueba rápida y sencilla en la evaluación el daño genético. Para llevar a cabo la observación del ICH es necesario la tinción diferencial de las cromátidas hermanas, lo cual se logra mediante la incorporación en el ADN de la 5-bromodesoxiuridina, que es un análogo de la timina, durante dos ciclos de replicación, después de los cuales se obtiene una cromátida bifilarmente sustituida con el análogo (BB) y la otra está unifilarmente sustituida (TB) (Kihlman y Kronborg 1975, Kihlman y Andersson 1982).

Inicialmente la técnica de ICH fue descrita para cromosomas humanos empleando colorantes fluorescentes (Latt *et al.* 1973, Latt 1974), en donde la cromátida sustituida bifilarmente la fluorescencia se reduce con respecto a la unifilarmente sustituida, lo que da como resultado la tinción diferencial sin embargo, estas preparaciones no son permanentes. Al mismo tiempo Perry y Wolff (1974) describieron la técnica de fluorescencia más Giemsa (FPG) en la que se usa el fluorocromo Hoechst 33258 y después se tiñe con Giemsa y se observa que la cromátida menos sustituida por BrdU tiñe con mayor intensidad. Kihlman y Kronborg (1975) fueron los primeros en aplicar a *Vicia faba* la técnica de FPG descrita por Perry y Wolff (1974) para células de mamíferos en cultivo. Sin embargo, existen algunas desventajas como son: las plantas tienen poca capacidad para incorporar la BrdU, la presencia de la pared celular que opone resistencia al aplastamiento en monocapa y el alto contenido de RNA en el citoplasma que provoca que tiña excesivamente (Kihlman y Kronborg 1975, Kihlman y Andersson 1982). No obstante estas dificultades fueron resueltas ya que la escasa incorporación de BrdU se incrementa al agregar 5-fluorodesoxiuridina (FdU) a la solución de BrdU, ya que FdU suprime la incorporación de timina en el ADN por la inhibición de su síntesis por la interacción con la enzima timidilato sintetasa, que cataliza la síntesis endógena de ácido timidílico permitiendo que la incorporación por BrdU sea mayor debido a que FdU es un análogo de la uridina por lo cual para evitar efectos adversos en la síntesis de ARN se añade uridina (Urd) a la solución (Kihlman y Kronborg 1975, Kihlman y Andersson 1982). La resistencia de la pared celular al "squash" se ha resuelto adicionando enzimas como pectinasa y ácidos que suavicen el tejido y también se ha agregado ARNasa para reducir la tinción del citoplasma.

Otro procedimiento para la observación del ICH es la técnica de Feulgen descrita por Tempelaar *et al.* (1982) en la cual la diferenciación de las cromátidas hermanas se logra después de la incorporación de BrdU durante dos ciclos de replicación, en este caso no se requiere de fluorocromo y debido a que el reactivo de Feulgen es específico para ADN el citoplasma no se tiñe.

Tempelaar *et al.* (1982) consideran que la hidrólisis del ADN con HCl es un paso crucial para obtener la tinción diferencial. La reacción Feulgen-Schiff está basada en la conversión ácido-catalizada del ADN por hidrólisis a ácido polialdehído apurínico (APA), seguida por la tinción de estos aldehídos con el reactivo de Schiff. La despolimerización del ADN es iniciada después del primer ataque de depurinización, los cromosomas de las raíces tratadas con BrdU resisten más dicha despolimerización lo que permite un contraste distinto entre las cromátidas hermanas que están bifilarmente sustituidas en obscuro.

La técnica de Feulgen es menos complicada y se realiza en tiempos más cortos que la de FPG, asimismo se ha demostrado que la resolución es buena y los resultados reproducibles (Gómez-Arroyo *et al.* 1988a,b, Gerster y Grant 1989).

Como se muestra en las tablas III y IV, el valor promedio de ICH/metafase en las raíces de los testigos de este trabajo en cromosomas de constitución TB-BB (que estuvieron durante dos ciclos de replicación en presencia de BrdU) es de 27 y 25, respectivamente, estos promedios están de acuerdo con los valores de 29 ICH/metafase obtenidos por Kihlman y Andersson (1984).

Por otro lado, se ha descrito que en ocasiones se pueden obtener resultados positivos falso con relación a la disminución del pH ó a la presencia de concentraciones elevadas de sales durante los periodos de tratamiento (Brusick 1986).

En células de criceto Chino, expuestas a pH bajo, causado por la adición de ácidos acético y clorhídrico en el medio, se ha mostrado incremento de rompimientos cromosómicos tanto con activación metabólica S9 de mamífero como sin ella, siendo la mayor frecuencia con ácido acético a pH 5.25 (Brusick 1986).

En células de linfoma de ratón L5178Y Cifone *et al.* (1984) reportan la inducción de mutaciones deficientes en timidina quinasa por disminución del pH a 6.5 en tratamientos por 4 horas. Asimismo Morita *et al.* (1989, 1990, 1992) y Morita (1995) han descrito acción clastogénica en tratamientos con pH bajos en células de ovario de criceto chino y una producción ligera pero significativa de ICH y de alteraciones en el ciclo de replicación celular (Morita 1995).

Se han ofrecido algunas explicaciones sobre los mecanismos de mutación y los clastogénicos debido al pH, sugiriéndose que la fidelidad de la replicación del ADN y las enzimas de la reparación pueden ser reducidos por el pH y esto consecuentemente provoca daño mutagénico. También se ha especulado que el pH bajo produce agentes de vida corta que son mutagénicos (Brusick 1986). Los datos de mutagenicidad para el ensayo de linfoma de ratón al disminuir el pH parece ser considerablemente aumentados en presencia de la mezcla S-9, lo que implica que el pH bajo estimula la conversión de componentes de esta fracción en agentes genotóxicos (Brusick 1986).

Debido a lo anterior, en este trabajo se decidió evaluar el efecto que sobre la inducción del ICH, pudiera tener el pH bajo, por lo que se efectuaron tratamientos con aguas aciduladas a pH 4.7, notándose que las frecuencias no son significativamente diferentes al testigo con agua destilada cuyo pH es de 6 (Tablas III y IV).

Con relación al efecto provocado por las diferentes muestras de agua de lluvia de distintos lugares de la Ciudad de México se evidencia que en todos los casos el pH es ácido (Tablas III y IV) observándose que solo en la colecta de Huipulco del 13 de julio de 1993, donde el pH es de 4.7, la frecuencia de ICH es significativa con respecto al testigo (Tabla III).

En el caso de las aguas colectadas en septiembre del mismo año únicamente se aprecia otra vez inducción de ICH en Huipulco y tienen pH de 5.3 y 5.5 (Tabla II).

A éste respecto, Villalobos-Pietrini *et al.* (1995) han descrito que en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México existe actividad mutagénica en extractos de aeropartículas probados en *Salmonella typhimurium*, que se debe en gran parte a la presencia de hidrocarburos

aromáticos policíclicos (HAP), por ello el hecho de haber encontrado en las muestras de Huipulco 13 hidrocarburos aromáticos policíclicos de los 16 reportados por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos de América aporta una fuerte evidencia de que la producción de ICH por agua de lluvia en *Vicia faba* muy probablemente se deba al efecto de éstos compuestos, cuyas propiedades y fórmulas estructurales se observan en las figura 1. No obstante es importante señalar que posiblemente puedan estar presentes otros agentes polares que no fueron determinados en las muestras y que pudieron influir en la reducción de ICH.

Los no detectados fueron: naftaleno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3 cd)pireno, y el coroneno (Tabla VII). Los HAPs en el ambiente se distribuyen de acuerdo con su presión de vapor, de esta manera el 100% del naftaleno está en la fase gaseosa (Lee y Shuetzle 1983) y fácilmente se volatiliza lo cual puede explicar su ausencia. También es un hecho conocido que las presiones de vapor pueden ser considerablemente alteradas por su adsorción sobre diversos tipos de sustratos y por la temperatura del medio (Lao y Thomas 1980) o sencillamente por no encontrarse en la atmósfera.

Los HAPs emitidos a la atmósfera se condensan sobre la superficie de las partículas coexistentes cuando se enfrían (Natush 1976), este evento afecta tanto la reactividad química de la atmósfera del material particulado como a los seres vivos cuando los inhalan o ingieren (Crisp y Fisher 1980, de Raat 1983, Gil 1993), así mismo en períodos largos de muestreo se pierden HAPs por arrastre y formación de derivados por la interacción con contaminantes gaseosos como O₃, NO_x y SO_x (Pitts *et al.* 1978, Koning *et al.* 1980, Countant *et al.* 1988, Kamens *et al.* 1990). Estos resultados también son consistentes con los reportados por Levenberger *et al.* (1988), en los cuales coinciden 7 de los encontrados en agua de lluvia (Tabla VI) y con los detectados por Villalobos-Petrini *et al.* (1995) en las muestras de aeropartículas.

En muestras de lluvia, nieve y neblina colectados en sitios urbanos en Suiza, Levenberger *et al.* (1988) encuentran una mezcla compleja de 14 HAPs originados principalmente por la combustión y la pirólisis de la materia orgánica (Tabla IV). Estos fueron identificados igual que en este trabajo por su tiempo de retención y espectro de masa, sus fórmulas estructurales aparecen en la tabla V. Sin embargo, benzo(b)fluorenteno, benzo(j)fluoranteno y benzo (k)fluoranteno no fueron detectados por cromatografía de gases.

Asimismo McVeety y Hites (1988), en la región de los Grandes Lagos han encontrado concentraciones considerables de HAPs. En general, se ha mencionado que la atmósfera contiene gran cantidad de contaminantes, que están relacionados con la combustión incompleta de productos derivados del petróleo y carbón en calentadores domésticos, plantas industriales y automóviles, tales como hidrocarburos alifáticos de cadena larga e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Amador-Muñoz 1996). En ambiente de aerosoles, estos compuestos pueden distribuirse entre la fase de gas y el aerosol, especialmente aquellos que contienen HAPs y sus derivados oxigenados y nitrados que han demostrado ser carcinógenos en animales y mutagénicos en ensayos *in vitro* (Seinfeld 1986). La distribución de algunos alcanos y de HAPs en las fases particulada y gaseosa ha sido evaluada por varios autores (Yamasaki *et al.* 1982, Van Vaecck *et al.* 1984).

La remoción de estos agentes químicos de la atmósfera tiene lugar a través de transformaciones químicas, así como depositación húmeda y seca (Duce *et al.* 1983, Prospero *et al.* 1983).

Los principios físicos de la depositación húmeda han sido extensamente estudiados por Slinn *et al.* (1978) y Scott (1981). Estos modelos se basan en las características que existen entre el gas y la partícula que es removida de compuestos químicos por precipitación.

Slinn *et al.* (1978) demostraron que la eficiencia de colisión de una gota de lluvia o de un copo de nieve con una partícula es una función muy sensible que depende del radio de la partícula entre 0.1 y 10 mm. Asimismo, Levenberger *et al.* (1988) detectaron la presencia de HAP, distribuidos y disueltos en lluvia, niebla y neblina según la estación del año, identificando 14 de ellos, mientras que Mc Veety y Hites (1988) determinaron 11, entre los que destacan algunos que se han definido como muy mutagénicos (Viras *et al.* 1990, Houk *et al.* 1992, Villalobos-Pietrini *et al.* 1995).

De igual manera, este hecho se corrobora en los resultados negativos que se obtuvieron en la inducción de ICH en casi todas las muestras de agua de lluvia excepto en las de Huipulco (Tablas III y IV) en donde se pone de manifiesto que el efecto es posiblemente provocado en su mayoría por hidrocarburos aromáticos policíclicos y no por la acidez del agua.

Por otro lado, Villalobos-Pietrini *et al.* (1995) detectaron que el mayor efecto mutagénico causado por los extractos de aeropartículas colectadas en distintos sitios de la Ciudad de México en *Salmonella typhimurium* se expresa cuando es agregada la fracción microsómica S-9 de hígado de mamífero, es decir que la acción más importante de éstos compuestos estuvo aportada por mutágenos indirectos o promutágenos que requieren ser activados a través del metabolismo para provocar el efecto.

A este respecto se ha descrito que las plantas poseen sistemas microsómicos capaces de transformar promutágenos a mutágenos (Plewa y Gentile 1982, Plewa *et al.* 1993) incluyendo hidrocarburos aromáticos policíclicos como el benzo(a)pireno, que transformado por la fracción microsómica S-9 de la alcachofa de Jerusalem y de bulbos de tulipán principalmente en B(a)P-quinonas y B(a)P-fenoles (Higashi 1988); las quinonas de Benzo(a)pireno son producidas, como mutágenos a través del ciclo redox (Berlin y Haseltine 1981, Chesis *et al.* 1984, Cavalieri y Rogan 1985, Sandermann 1988). La mutagenicidad de las quinonas se ha atribuido a la generación de radicales libres (Higashi 1988) y a la producción de especies oxigenadas activas (Nikolaou *et al.* 1984).

En este sentido es importante resaltar que otra ventaja de *Vicia faba* como sistema de prueba, es el hecho de que tenga la fracción microsómica S-10 que facilita la conversión de promutágenos a mutágenos (Takehisa y Kanaya 1983, Takehisa *et al.* 1988, Gómez-Arroyo *et al.* 1995) por ello, en este trabajo posiblemente los HAPs, que provocan ICH en ésta planta, son transformados y sus metabolitos han sido capaces de causar el efecto sobre el ADN, ya que en los únicos casos donde se produce efecto son las muestras en los que fueron determinados.

X. REFERENCIAS

- 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.
- Amador-Muñoz O. (1996). Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en la fracción orgánica asociada a las aeropartículas de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Tlaxcala.
- Bach W. (1970). An urban circulation model. *Arch. Met. Geoph. Biokl. Ser. B.* **18**: 155 -168.
- Berlin V. y Halseltine W.A. (1981). Reduction of adriamycin to a semiquinone-free radical by NADPH cytochrome p-450 reductase produces DNA cleavage in a reaction mediated by molecular oxygen. *J. Biol. Chem.* **10**: 4747-4756.
- Brusick D. (1986). Genotoxic effects in cultured mammalian cells produced by low pH treatment condition and increased ion concentrations. *Environ. Mutagen.* **8**: 879-886.
- Bjørseth A., Lunde G. y Lindskeog A. (1979). Longe-range transport of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmos. Environ.* **13**: 45-53
- Budavari S. (1990). The Merck Index. Merck, Radhway, Nueva Jersey.
- Caiazza R., Hage K.D. y Gallup D. (1978). Wet and dry deposition of nutrients in Central Alberta. *Water, Air, Soil Pollut.* **9**: 309-314.
- CGRUPE (Coordinación General de Reordenación Urbana y Protección Ecológica)(1991). Balance Ambiental de la Industria en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.1a parte (Julio). Dirección de Planeación Ecológica. DDF, México, 191 p.
- Carugo N. y Rossi S. (1967). Evaluation of polynuclear hydrocarbons in cigarette by glass capillary columns. *J. Gas Chromat.* **6**: 103-106.
- Castillo-Cervantes S., Morán-Pineda M., Flores-Ramos G., Sánchez-Rubio M. y González-Cruz L. (1995). Convertidor catalítico dual-IMP a base de metales no nobles. *Rev. Int.Contam. Ambient.* **11**: 39-46.
- Cavalieri E. y Rogan E. (1985). Roles of radical cations in aromatic hydrocarbon carcinogenesis. *Environ. Health Perspect.* **64**: 69-84.
- Chamberlain A.C. (1986). Deposition of gas particles on vegetation and soils. En: *Air Pollutants and their Effects on the Terrestrial Ecosystem*. Legge A.H. y Krupa S.V. (Eds.). Wiley, Nueva York, pp. 189-209.
- Chaudry M., Nyborg M., Molina-Ayala M. y Parker R.W. (1982). The reaction of SO₂ emission with soils. *Acid Forming Emission in Alberta and their Ecological Effects Symposium Workshop Proceedings*, Alberta Environmental, Canadian Petroleum Association, and the Oils Sand Environmental Study Group. 182. marzo 9-12: Edmonton Alberta, pp. 415-433.
- Chesis P.L., Levin D.E., Smith M.T., Ernster L. y Ames B.N. (1984). Mutagenicity of quinones: pathways of metabolic activation and detoxication. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* **81**: 1696-1700

- Chow C.K., Dillard C.J. y Tappel A.L. (1974). Glutathione peroxidase system and lysosome in rats exposed to ozone on nitrogen oxide. *Environ. Res.* 7: 311-319.
- Cifone M.A., Fischer J. y Myhr B. (1984). Evidence for pH effects in the L5178Y TK+1-mouse lymphoma forward mutation assay. *Environ. Mutagen.* 6: 423.
- Committee 17 (1975). Environmental mutagenic hazards Council of the Environmental Mutagen Society. *Science* 187: 503-514.
- Conger A.D. y Fairchild L.M. (1953). A quick-freeze method for making smear slides permanent. *Stain Technol.* 28: 281-283.
- Coutant R.W., Brown L., Chuang J.G., Riggin R.M. y Lewis R.G. (1988). Phase distribution and artifact formation in ambient air sampling for PAH. *Atmos. Environ.* 22: 403-409.
- Crisp C.J. y Fisher G.L. (1980). Mutagenicity of airborne particles. *Mutat. Res.* 76: 143-164
- Crutzen P.J. (1974). Photochemical reactions by an influencing ozone in the troposphere. *Tellus* 26: 47-57.
- Cullis C.F. y Hirschler M.M. (1980). Atmospheric sulphur: natural and man-made sources. *Atmos. Environ.* 14: 1263-1278.
- Czuczwa J., Leuenberg C. y Giger W. (1988). Seasonal and temporal changes of organic compounds in rain and snow. *Atmos. Environ.* 22: 234-338
- Dana M.T., Hales J.M. y Wolf M.A. (1975). Rain scavenging of SO₂ and sulphate from power plant plumes. *Geophys. Res.* 80: 4119-4129.
- Daubenmire R. (1968). *Plant Communities*. Harper, Nueva York, 300 p.
- de Raat W.K. (1983). Genotoxicity of aerosol extracts. Some methodological aspects and the contribution of urban and industrial locations. *Mutat. Res.* 116: 47-63.
- Degrassi F. y Rizzone M. (1982). Micronucleus test in *Vicia faba* root tips to detect mutagen damage in fresh-water pollution. *Mutat. Res.* 97: 19-33.
- De Marco A., Boccardi P., De Simone C., Piccolo A., Raglione M., Testa A. y Trinca S. (1990). Induction of micronuclei in *Vicia faba* root tips treated in different soil with the herbicide alachlor. *Mutat. Res.* 241: 1-6.
- deKergommeaux D.J., Grant W.F. y Sandhu S.S. (1983). Clastogenic and physiology response of chromosomes to nine pesticides in the *Vicia faba in vitro* root tips assays system. *Mutat. Res.* 124: 69-84.
- DeMarini D.M., Shelton M.L. y Bell D.A. (1996). Mutation spectra of chemical fraction of a complex mixture: role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions. *Mutat. Res.* 349: 1-20.
- Dillehay E.L., Denstman S.C. y Williams J.R. (1987). Cell cycle dependence of sister chromatid exchange induction by DNA topoisomerase II in Chinese hamster V79 cells. *Cancer Res.* 47: 206-209.

- Duce A.R., Mohnen V.A., Zimmerman P.R., Grosjean D., Cautreels W., Chatfield R., Jaenicke R. Ogree J.A., Pellizzari E.D. y Wallace G.T. (1983). Organic material in the global troposphere. *Rev. Geophys. Space Phys.* 21: 921-952.
- Eatough D.J., Arthur R.J., Eatough N.L., Hill M.W., Mangelson N.F., Richter B.E., Hansen L.O. y Cooper J.A. (1984). Rapid conversion of SO₂ to sulfate in a fog bank. *Environ. Sci. Technol.* 18: 855-859.
- Evans H.J. y Scott D. (1964). Influences of ADN synthesis on the production of chromatid aberrations by x-rays and maleic hydrazide in *Vicia faba*. *Genetics* 49: 17-33.
- Fieser L. y Fieser M. (1956). **Organic Chemistry**. 3a Ed. Reinhold, Nueva York.
- Finlayson-Pitts B.J. y Pitts J.N. (1986). **Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques**. Wiley, Nueva York, 1098 p.
- Fiskejö G. (1985). The *allium* test a standard in environmental monitoring. *Hereditas* 102: 99-112.
- Flowler D. (1980). Wet and dry deposition of sulphur and nitrogen compounds from the atmosphere. En: **Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystem**. NATO Conference Series. Vol. 4, Hutchinson T.C. y Havas M. (Eds.). Plenum Press, Nueva York, pp. 9-27.
- Forrest J., Garber R.W. y Newman L. (1981). Conversion rates in power plant plumes based on filter pack data: the coal-fired Cumberland plume. *Atmos. Environ.* 15: 2273-2282.
- Fuentes G.V. (1991). La contaminación por partículas suspendidas en la atmósfera del Valle de México. *Revista Ciencias* 22: 45-49.
- Galindo I. (1989). Transformaciones energéticas en la atmósfera urbana originadas por la contaminación atmosférica. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 8: 7-18.
- Galloway J.N., Linkes G.E. y Edgerton E.S. (1976). Acid precipitation in north-eastern United States: pH and acidity. *Science* 194: 722-724.
- Galloway J.N. y Whelpdale D.M. (1980). An atmospheric sulfur budget for eastern north American. *Atmos. Environ.* 14: 409-417.
- Galloway J.N. y Likns G.E. (1981). Acid precipitation: the importance of nitric acid. *Atmos. Environ.* 15: 1081-1085.
- García E. (1973). **Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen**. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F.
- Garland J.A. (1978). Dry and wet removal of sulfur from the atmosphere. *Atmos. Environ.* 12: 349-362.
- Gatz D.F. y Dingle A.D. (1971). Trace substances in rain water; concentration variations during convective rain and their interpretation. *Tellus* 1: 14-27.
- Gerster J.L. y Grant W.F. (1989). A cytogenetic study of factors affecting sister chromatid differentiation in *Vicia faba* and *Hordeum vulgare*. *Cytologia* 54: 523-537.

- Ghiorse W.C. y Alexander M. (1976). Effects of microorganism on the serption and fate of sulphur dioxide and nitrogen in solis. *Environ. Qual.* **50**: 227-230.
- Gillani N.V. (1978). Proyect MISTT: Meso scale plume modelling of dispersion, transportation; and ground removal of SO₂. *Atmos. Environ.* **12**: 569-588.
- Gómez-Arroyo S. y Villalobos-Pietrini R. (1983). Chromosomal alterations induced by some chromium salts. *Cytologia* **48**: 185-193.
- Gómez-Arroyo S. y Castillo-Ruiz P. (1985). Sister chromatid exchanges induced by thinner in *Vicia faba*. *Contam. Ambient.* **1**: 17-23.
- Gómez-Arroyo S., Castillo-Ruiz P. y Villalobos-Pietrini R. (1986). Chromosomal alterations induced in *Vicia faba* by different industrial solvents: thinner, toluene, benzene, n-hexane, n-heptane and ethyl acetate. *Cytologia* **51**: 133-142.
- Gómez-Arroyo S., Hernández-García A. y Villalobos-Pietrini R. (1988a). Induction of sister chromatid exchanges in *Vicia faba* by arsenic-contaminated drinking water. *Mutat. Res.* **208**: 219-224.
- Gómez-Arroyo S., Castillo-Ruiz P., Cortés-Eslava J. y Villalobos-Pietrini R. (1988b). *Vicia faba*-sister chromatid exchanges of organophosphorus insecticides methyl parathion, dimethoate, oxydemeton-methyl, azinphos methyl and phoxin. *Cytologia* **53**: 627-634.
- Gómez-Arroyo S. y Villalobos-Pietrini R. (1995). Chromosomal aberrations and sister chromatid exchanges in *Vicia faba* as genetics monitor of environmental pollutants. En: **Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change**. Butterworth F.M., Corkum L.D. y Guzmán-Rincón J. (Eds.). Plenum Press, Nueva York, pp. 95-113.
- Gómez-Arroyo S., Calderón-Segura M.E. y Villalobos-Pietrini R. (1995). Sister chromatid exchanges in human lymphocyte cultures induced by propoxur following plant activation by *Vicia faba*. *Environ. Mol. Mutagen.* **26**: 324-330.
- Grant W.F. (1982). Plant mutagen assays based upon chromosome mutations. En: **Environmental Mutagenesis, Carcinogenesis and Plant Biology**. Klekowsky C.J. (Ed.). Praeger, Nueva York, Vol. 1, pp. 1-24.
- Grant W. F., Lee H.G., Logan D.M. y Salomone M.F. (1992). The use of *Tradescantia* and *Vicia faba* bioassays for the *in situ* detection of mutagens in an aquatic environment. *Mutat. Res.* **270**: 53-64.
- Grant F.W. (1994). The present status of higher plant bioassays for the detection of environmental mutagens. *Mutat. Res.* **310**: 175-185
- Grimer G., Naujack K.W. y Schneider D. (1981). Comparison of the profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in different areas of a city by glass-chromatography in the unanogram-range. *Interim. J. Environ. Anal. Chem.* **10**: 265-276.
- Guderian R. (1977). **Air Pollution-Phytotoxicity of Acidic Gases and its Significance in Air Pollution Control**. Springer-Verlag Nueva, York, 127 pp.
- Guderian R. (1985). **Air Pollution by Photochemicals Oxidants**. Springer Verlag, Nueva York, 346 p.

Harte J., Lockett G.P., Schneider R.A., Michaels H. y Blanchard C. (1985). Acid precipitation and surface-water vulnerability on the Western slope of the high Colorado Rockies. *Water, Air, Soil Pollut.* **25**: 313-320.

Hepting G.H. (1968). Diseases of forest and tree crops caused by air pollutants. *Phytopatology* **38**: 1098-1101.

Higashi K. (1988). Metabolic activation of environmental chemicals by microsomal enzymes of higher plants. *Mutat. Res.* **197**: 273 - 288.

Hill J. (1969). **The temperature variability and synoptic cold fronts, in the winter climate of México.** *Climat. Res. Series. Num.4.* McGill Universidad de Montreal.

Hopke P.K., Plewa M.J., Johnston J.B., Weaver D., Wood S.D., Larson R.A. y Hinesly T. (1982). Multitechnique screening of Chicago municipal sewage sludge for mutagenic activity. *Environ. Sci. Technol.* **16**: 140-147.

Houk V.S., Gotos., Endo O., Claxton L.D., Lewtas J. y Matsushita H. (1992). Detection of direct acting mutagen in ambient air: a comparison of two highly sensitive mutagenicity assay. *Environ. Mol. Mutagen.* **20**: 19-28.

Hsu H. y Hodgson G.W. (1977). Organic compounds of sulphur: initial data for soils and streams in Alberta. Proceeding of Alberta Sulphur Gas Research Workshop III. Sandhu H.S. y Nyborg M. (Eds.). Secretariat Alberta Environment, Edmonton, Alberta, pp. 246-263.

Huff F.A. y Stout G.E. (1964). Distribution of radioactive rainout in convective rainfall. *J. Appl. Met.* **3**: 707-717.

Hunt J.R., Wright R.G. y Desjardins R.L. (1982). A measurement system for SO₂ dry depositions rates. Proceedings. Acid Forming Emissions in Alberta and Their Ecological Effects. Sandhu H.S., Clements J.R. y Magill B.L. (Eds.). Edmonton, Alberta, pp. 121-152.

Husar R.B., Lodge J.P. y Moore D.J. (1978). **Sulphur in the Atmosphere.** Pergamon Press, Nueva York, 816 p.

International Electric Research Exchange. (1981). **Effects of SO₂ and its Derivatives on Health and Ecology.** Volumen 2-Natural ecosystems, Agriculture and Fisheries, 291 p.

Iturbide-García J.L. y Jiménez-Becerril J. (1995). Determinación de Br y Cl en hidrocarburos (gasolinas) mediante el análisis por activación neutrónica y de Pb por absorción atómica. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **11**: 117-120.

Irving P.M. (1983). Acidic precipitation effects on crops: a review and analysis of research. *Environ. Qual.* **12**: 422-453.

Irving P.M. (1985). Modeling the response of greenhouse-grown radish plants to acidic rain. *Environ. Exp. Bot.* **25**: 327-328.

Jáuregui E. (1971). **Mesoclima de la Ciudad de México.** Imprenta Universitaria. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 5-16.

Jáuregui E. (1973). The urban climate of México City. *Erkunde* **27**: 298-306.

- Jáuregui E. (1974). La isla de lluvia de la Ciudad de México. *Rev. Rec. Hidr.* 3:138-151.
- Jáuregui E. (1985). The urban climate of México City. Proc. WMO Technikal Conf. Urban Climatol. Applic. Special Regard Tropical. Areas, World Meteorological Organization, pp. 63-86.
- Jáuregui E. (1988a). Efecto del clima urbano sobre los niveles de contaminantes en la Ciudad de México. *Geografía y Desarrollo* 1: 37-44
- Jáuregui E. (1988b). Local wind and air pollution interactions in the México basin. *Atmósfera* 1:131-140.
- Jones F. (1990). El clima en los últimos mil años. *La Recherche* 10: 542-550.
- Junge C.E. (1963). **Air Chemistry and Radioactivity**. Academic Press, Nueva York, 382 p.
- Junge C.E. (1977). Basic considerations about trace constituents in the atmosphere as related to the fate of global pollutants. En: **The Air and Water Environment**. Suflet I.H. (Ed.). Part 1, . Wiley-Interscience, Nueva York, pp. 7-25.
- Kamens R.M., Guo J., Z. y Stephen R.M. (1990). PAH. degradation by heterogeneous reactions with N₂O₅ on atmospheric particles. *Atmos. Environ. Sci. Technol.* 12: 909-915.
- Kato H. (1974a). Induction of sister chromatid exchanges by chemical mutagen and its possible relevance to DNA repair. *Exp. Cell Res.* 85: 239-247.
- Kihlman B.A. (1966). **Actions of Chemicals on Dividing Cells**. Prentice Hall, Nueva Jersey, pp. 143-157.
- Kihlman B.A. (1971). Root tips for studying the effects of chemicals on the chromosomes. En: **Chemicals Mutagens: Principles and Methods for their Detection**. Hollaender A. (Ed.). Vol. 2, Plenum, Nueva York, pp. 489-514.
- Kihlman B.A., Sturelid S., Hartley B. y Nilsson K. (1974). The enhancement by caffeine of the frequencies of chromosomal aberrations induced in plant and animal cells by chemical and physical agents. *Mutat. Res.* 105-122.
- Kihlman B.A. y Kronborg D. (1975). Sister chromatid exchanges in *Vicia faba*. I. Demonstration by a modified fluorescent plus Giemsa (FPG) technique. *Chromosoma* 51: 1-10.
- Kihlman B.A. (1977) **Caffeine and Chromosomes**. Elsevier, Amsterdam, 504 p.
- Kihlman B.A., Natarajan A.T. y Andersson H.C. (1978). Use of the 5-bromodeoxyuridine-labeling technique for exploring mechanisms involved in the formation of chromosomal aberrations. *Mutat. Res.* 52: 181-198.
- Kihlman B.A. y Andersson H.C. (1982). Sister chromatid exchanges in plants. En: **Sister Chromatid Exchanges**. Wolff, S. (Ed.) Wiley, Nueva York, pp.243-265.
- Kihlman B.A. y Andersson H.C. (1984). Root tips of *Vicia faba* for the study of the induction of chromosomal aberrations and sister chromatid exchanges. En: **Handbook of Mutagenicity Test Procedures**. Kilbey B.J., Legator M., Nichols W. y Ramel C. (Eds.). Elsevier, Amsterdam, pp. 531-554.

- Krug E.C. y Frink C.R. (1983). Acid rain on acid soil: a new perspective. *Science* **221**: 520-525.
- Krupa S.V. y Legge. A.H. (1986). Single on joint effects of coarse and fine particle sulfur aerosols and ozone on vegetation. *Aerosols: Research Risk Assesment and U.S. Dutch International Symposium*, Williamsburg, Virginia, USA Lee S.D., Scheider T., Grant L.D. y Verkerk. P.J. (Eds.) 1985. Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1221 p.
- Krupa S.V. y Manning W.J. (1988). Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation. *Environ. Pollut.* **50** : 101-137.
- Koning J. (1980). Testing a high volume air samples for quantitative collection of PAH. *Atmos. Environ.* **14**: 609-613.
- Lao R.C. y Thomas R.S. (1980). The volatility of PAH and possible losses in ambient sampling, En: *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons* Battelle Press, Columbus, pp. 829-839
- Latt S.A. (1973). Microfluorometric detection of deoxyribonucleic acid replication in human metaphase chromosomes. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* **70**: 3395-3399.
- Latt S.A. (1974). Sister chromatid exchanges indices of human chromosomes damage and repair: detection by fluorescence and induction by mitomycin C. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* **71**:3162-3166
- Lazrus L.A., Hacenson P.L., Kok G.L., Hubert B.J., Kraitzberg C.W., Likens C.E., Mohnen V.A., Wilson W.E. y Winchester J.W. (1983). Acidity in air and water in a case of warm frontal precipitation. *Atmos. Environ.* **17**: 581-591.
- Lee S.F. y Schuetzle D. (1983) Sampling, extraction, and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons from internal combustion engines. En: *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons* Dekker, Nueva York, Vol.1, pp. 27-94.
- Lee M.L., Novotny M. y Bartle K.D. (1976). Gas chromatographic/mass spectrometric and nuclear magnetic resonance spectrometric studies on carcinogenic polynuclear aromatic hydrocarbons in tobacco and marijuana smoke condensate. *Anal. Chem.* **48**: 405-416.
- Lee M.L., Vassilaros D.L., White C.M. y Novotny M. (1979). Retention indices for programmed-temperature capillary-column gas chromatography of polycyclic aromatic hidrocarbons. *Anal. Chem.* **51**: 768-776.
- Legorreta J. (1991). Contaminación atmosférica en la Ciudad de México. *Revista Ciencia* **22**: 53-62.
- Levenberger C., Czuczwa J., Heyerdahl E. y Giger W. (1988). Aliphatic and polycyclic hydrocarbons in urban rain, snow and fog. *Atmos. Environ.* **22**: 695-705.
- Levine S.Z. y Schwartz S.E. (1982). In cloud and below-cloud scavenging of nitric acid vapor. *Atmos. Environ.* **16**: 1725-1734.
- Lim B., Jickells D.T. y Davies D.T. (1991). Sequential sampling of particles major ions and total trace metals in wet deposition. *Atmos. Environ.* **25A**: 745-62.

- Lindberg S.E., Lovett G.M., Richter D.D. y Johnson D.W. (1986). Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science* 231: 141-145.
- Logan J.A. (1983). Nitrogen oxides in the troposphere: global and regional budgets. *Geophys. Res.* 90: 463-482.
- Lower W.R., Thompson W.A., Drobney V.K. y Yandes A.F. (1983). Mutagenicity in the vicinity of a lead smelter. *Teratogen. Carcinogen. Mutagen.* 3: 231-253.
- Lowry W.P. (1967). The climate of cities. *Sci. American.* 17: 217-223.
- Lowry W.P. (1972). The climate of the city. En: **Weather and Life. Introduction to Biometeorology.** Academic Press, Nueva York pp. 188-110.
- Ma T.-H. 1982. *Vicia* cytogenetic test for environmental mutagens. A report of the US. Environmental Protection Agency Gene-Tox Program. *Mutat. Res.* 99: 257-271.
- Ma T.-H., Anderson V.A., Harris M.N., Neans R.S. y Lee T.-S. (1985). Mutagenicity of drinking water detected by the *Tradescantia* micronucleus test. *Can. J. Genet. Cytol.* 27: 143-150.
- Mehlman A.M. y Boreck C. (1987). Toxicity and biochemical mechanisms of ozone. *Environ. Res.* 41: 36-53.
- Mc Veety B.C. y Hites R.A. (1988). Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces: a mass balance approach. *Atmos. Environ.* 22: 511-536.
- Mészáros E. (1981). **Atmospheric Chemistry. Fundamental Aspects.** Elsevier, Amsterdam, 201 p.
- Miller P.R. y Mc Bride J.R. (1975). **Effects of Air Pollution.** Mudd J.B. y Kozlowki T.T. (Eds.). Academic Press, Nueva York, pp. 195-235.
- Morita T., Watanabe Y., Taketa K. y Okumura K. (1989). Effects of pH in the *in vitro* chromosomal aberration test. *Mutat. Res.* 225: 55-60
- Morita T., Takeda K. y Okumura K. (1990). Evaluation of clastogenicity of formic acid, acetic acid and lactic acid on cultured mammalian cells. *Mutat. Res.* 268: 297 - 305.
- Morita T., Takeda K., Fukuda I. y Okumura K. (1992). Evaluation of clastogenicity of low pH to various cultured mammalian cells. *Mutat. Res.* 268: 297-305
- Morita T. (1995). Low pH leads to sister-chromatid exchanges and chromosomal aberrations, and its clastogenicity is S-dependent. *Mutat. Res.* 334: 301-308.
- Natush D.F.S. (1976). Characterization of atmospheric pollutants from power plants. En: **Proceeding of the second federal conference on the Great Lakes: Great Lakes Basin Commission.** Ann Arbor, 114 p.
- Nicoloff H. y Kappas A. (1987). Binomial induced mitotic disturbances in *Hordeum vulgare*. *Mutat. Res.* 189: 271-275.
- Nyborgh M., Crepin J., Hocking D. y Backer J. (1977). Effects of sulphur dioxide on precipitation and on the sulphur content and acidity of soils in Alberta, Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 7: 439-448.

- Nikolaou K., Masclet P. y Mouvier G. (1984). Sources and chemical reactivity of polynuclear aromatic hydrocarbons in the atmosphere-A critical review. *Sci. Total Environ.* **32**: 103-132
- Oke T.R. (1973). City size and urban heat island. *Atmos. Environ.* **7**: 769-779.
- OMS. (1979). Sulfur oxides and suspended particulated matter. *Environ. Health Criteria*. Num. **8**: Ginebra, 107 p.
- Ormrod D.P., Adedipe N.O. y Hofstra G. (1971). Responses of cucumber, onion, and potato cultivars to ozone. *Can. J. Plant Sci.* **51**: 283-288.
- Painter R.B. (1980). A replication model for sister-chromatid exchange. *Mutat. Res.* **70**: 337-342.
- PEMEX (1991). **Programa integral contra la contaminación atmosférica. Un compromiso común.** México, 75 p.
- Peñuelas J. (1990). El aumento de bióxido de carbono en la atmósfera. *La Recherche* **10**: 958-963.
- Petrenchuk C.P. y Selezneva E.S. (1970). Chemical composition of cloud water. *Tellus* **28**: 280-286.
- Perry P. y Wolff S. (1974). New Giemsa method for the differential staining of sister chromatid. *Nature (London)* **251**: 156-158.
- Perry P. y Evans H.J. (1975). Cytological detection of mutagen carcinogen exposure by sister chromatid exchange. *Nature (London)* **258**: 121-125.
- 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 aromatic hydrocarbons: facile formation of mutagenic nitroderivatives. *Science* **202**: 512-519.
- Plewa M.J. y Gentile J.M. (1982). The activation of chemicals into mutagens by green plants. En: **Chemicals Mutagens, Principles and Methods for their Detection.** de Serres F.J. y Hollaender A. (Eds.). Vol. 7, Plenum, Nueva York, pp. 401-420.
- Plewa M.J., Weaver L.C. Blair L.C. y Gentile J.M. (1993). Application of 2-aminofluorene by cultured plant cells. *Science* **219**: 1427-1428
- Prinz P. (1987). Causes of forest damage in Europe. *Environment* **29** :10-15, 32-37.
- Pryor W.C. (1976). Free radical reactions in biology: initiation of lipid autoxidation by ozone and nitrogen dioxide. *Environ. Health Perspect.* **16**: 180-181
- Prospero J.L., Charlson R.J., Mohnen V., Jaenicke R., Delany A.C., Moyers J., Zoller W. y Rahn K. (1983). The atmospheric aerosol system: an overview. *Rev. Geophys. Phys.* **21**: 1607-1629.
- Pruppacher H.R. y Klett J.D. (1978). **Microphysics of Clouds and Precipitation.** Reidell, Londres, 395 p.
- Pruppacher H.R., Semonin R.G. y Slinn W.G (1983). **Precipitation Scavenging, Dry Deposition and Resuspension.** Elsevier, Nueva York, Vol.1, 729 p. Vol.2, 1462 p.

- Rahn K.A. y Lowenthal L. (1985). Pollution aerosols in the Northeast: Northeastern-midwestern contributions. *Science* 228: 275-284.
- Rédei G.P., Acedo G.P. y Sandhu S.S. (1984). Mutation induction and detection in *Arabidopsis*. En: **Mutation, Cancer and Malformations**. Chu E.H.Y. y Generoso W.H. (Eds.). Plenum, Nueva York, pp. 285-313.
- Restrepo I. y Phillips D. (1985). **La basura: consumo y desperdicio en el DF**. Centro de Desarrollo. México.
- Reuss J.O. y Johnson D.W. (1986). Acid deposition and the acidification of soils and waters. Springer-Verlag, Nueva York, 119 p.
- Revell S.H. (1953). Chromosome breakage by X-rays and radiomimetic substances in *Vicia*. *Heredity* 6 (Suppl.): 107-124.
- Reyes L.S. (1990). Salud y contaminación atmosférica. *Neumol. Cir. Torax.* 49: 22-38.
- Richards L.W., Anderson J.A., Blumenthal D.L., Brandt A.A., McDonald J.A., Watus N., Macias E.S. y Bhardwaja P.S. (1981). The chemistry aerosols physics, and plant plume. *Atmos. Environ.* 15: 2122-2134.
- Roedel W. (1979). Measurement of sulphuric acid saturation vapor pressure: implication for aerosols formations by heteromolecular nucleation. *Aerosols Sci.* 10: 375-386.
- Royal Swedish Academy of Sciences (1973). **Evaluation of genetics risks of environmental chemicals**, *Ambio Special Report*. No 3.
- Ruiz E.F., Rábago V.M.E., Lecona S.U., Pérez A.B. y Ma T. -H. (1992). *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) bioassay on clastogenicity of wastewater and *in situ* air monitoring. *Mutat. Res.* 270: 45-51.
- Ruposhev A. R. (1976). Cytogenetic effect of heavy metal ions on *Crepis capillaris* L. seeds. *Genetika* 12: 37-43.
- Ruposhev A.R. y Garina K. (1976). Mutagenic effect of cadmium salts. *Tsitol. Genet.* 10: 437-439.
- Sandermann H. (1988). Mutagenic activation of xenobiotics by plant enzymes. *Mutat. Res.* 197: 183- 194.
- Scott B.C. (1981). Modeling wet deposition. En: **Atmospheric Pollutants in Natural Waters** Eisenreich S.J. (Ed.), Ann Arbor Science, Ann Arbor, pp. 3-21.
- SEDUE. (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). (1986). **Informe sobre el estado del medio ambiente de México**. México, 83 p.
- Seinfeld J.H. (1986). **Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution**. Wiley, Nueva York, 137 p.
- Shandu H.S., Sims H.P., Hursey R.A., McDonald W.R. y Hammond B.R. (1980). Environmental sulphur research in Alberta: A review. Research Secretariat. Edmonton, Alberta, Department of Environment, 90 p.

- Shelby M.D. (1976). Chemical mutagenesis in plant and mutagenicity of plant related compounds. Environmental Mutagen Information Center Staff. DNRL/EMIC-7, Oak Ridge. Tenn., Dark Ridge National Laboratory.
- Shugart H.H. y McLaughlin S.B. (1985). Modeling SO₂ effects on forest growth and community dynamics. En: *Sulphur Dioxide and Vegetation*. Winner W.E., Mooney H.A. y Goldstein R.A. (Eds.). California Stanford University Press, pp. 478-491.
- Slinn W.G.N., Hasse, L., Hicks B.B., Hogan A. W., Lal D., Liss P.S., Munnich K.O., Sehmel G.A., y Vittori D. (1978). Some aspects of the transfer of atmospheric trace constituents past the air-sea interface. *Atmos. Environ.* **12**: 2055-2087.
- Solomon E. y Bobrow M. (1975). Sister chromatid exchanges. A sensitive assay of agents damaging human chromosomes. *Mutat. Res.* **30**: 273-278.
- Spitzer T. y Dannecker W. (1983). Membrane filters as adsorbents for PAH during high volume sampling of air particulate matter. *Anal. Chem.* **55**: 2226-2228.
- Stern C.A. (1977). *The effects of air pollution*. Academic Press, Orlando, 3a ed. Vol II pp. 458-610.
- Stetka D.G. (1982). Operative and non-operative mechanisms of sister chromatid exchange. En: *Sister Chromatid Exchanges*. Wolff S. (Ed.), Alan R. Liss, Nueva York, pp. 99-114.
- Sturman A. (1987). The thermal influences of airflow in mountainous terrain. *Progress Phys. Geogr.* **11**: 183-206.
- Suárez B.G. (1991). Análisis de la calidad atmosférica en la Ciudad de México. *Información Científica y Tecnológica* **13**: 36-40.
- Tabatabai M.A. (1985). Effect of acid rain on soils. Critical Reviews. *Environ. Control* **15**: 65-110.
- Takehisa S. y Kanaya N. (1983). A comparison of *Vicia faba*-root S10 and rat-liver S9 activation of ethanol maleic hydrazide and cyclophosphamide as measured by sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells. *Mutat. Res.* **124**: 145-151.
- Takehisa S., Kanaya N. y Rieger R. (1988). Promutagen activation by *Vicia faba*: an assay based on the induction of sister-chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells. *Mutat. Res.* **197**: 195-205.
- Tanaka S., Darzi W. y Winchester J.W. (1980). Short term effect of rainfall on elemental composition and size distribution of aerosols in North Florida. *Atmos. Environ.* **14**: 1421-1426.
- Taylor J.H., Woods P.S. y Huges W.L. (1957). The organization and duplication of chromosomes as revealed by autoradiographic studies using tritium-labelling thymidine. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* **43**: 122-128.
- Taylor J.H. (1958). Sister chromatid exchanges in tritium-labelling thymidine chromosomes. *Genetics* **43**: 515-529.
- Tempelaar M.J., de Both M.T.J. y Vesteech J.E.G. (1982). Measurement of SCE frequencies in plant: a simple Feulgen staining procedure for *Vicia faba*. *Mutat. Res.* **103**: 321-326.

Torn M.S., Degrange J.E. y Shinn J.H. (1987). The effects of acidic deposition on Alberta agriculture: A review Prep for the Alberta Government-Industry Acid deposition Reserch Program by the Environmental Science Division. Lawrence Livermore National Laboratory, California. ADRP-B-08-87, 160 p.

Turchenek L.W., Abboud S.A., Tomas C.J., Fessendey R.J. y Holowaychuk N. (1987). Effects of acid deposition on soils in Alberta Government-Industry Acid Deposition Researck Program by the Alberta Research Council, Edmonton. ADRP.-B-05-87, 202 p.

Tslev D.L. (1984). **Atomic Absorption Spectrometry in Occupational and Environmental Health Practice.** Determination of Individual Elements. CRC Press. Vol. III. Boca Ratón, Florida.

US EPA. Environmental Protection Agency (1984). Receptor Model Source Composition Library, US EPA. Research Triangle Park, North Carolina.

US Environmental Protection Agency (1984). Air Quality Criteria for Ozone and Other Photochemical Oxidants. Vol. II. Research Triangle Park, NC Environmental Protection Agency, Environmental Criteria and Assessment Office, EPA Report No. EPA-600/8-84-028 .

US Environmental Protection Agency (1986). Proceedings: Methods for Acides Deposition Measurement. 1985. April 30-may 3, Raleigh, North Carolina. EPA Report No. 600/9-86/014.

US NAPAP. The National Acid Precipitation Assessment Program (1987). Interim Assessment Report, Refer to Volumens 1 trough 4. Washington, D.C.

US National Academy of Science (1977). Ozone and other photochemical oxidants. Committe on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants. Washington D.C. 719 p.

US National Reserch Council (1983). Acidic deposition atmospheric processes in Eastern North American. National Academy Press, Washington D.C. 375 p. En: **Air Pollutans and their Effects on the Terrestrial Ecosistem.** Legge A.H. y Krupa S.V. (Eds.). Wiley, Nueva York, pp.189-209.

Valerio F., Brescianini C., Lazzarotto A. y Balducci D. (1986). Metals in airborne particulate as polynuclear aromatic hidrocarbons (PAH) source indicators: preliminary results. *Toxicol. Environ. Chem.* **13:** 113-120.

Van Vaeck L., Broddin G. y Van Cauwenberghe K. (1979). Differences in particle size distributions of major organic pollutants in ambient aerosols in urban, rural and seashore areas. *Environ. Sci. Technol.* **13:** 1494-1502

Van Vaeck l., Van Cauwenberge K. y Janssen J. (1984). The gas particle distribution of organic aerosol constituents: measurement of the volatilisation artefact in Hi Vol cascade impactor sampling. *Atmos. Environ.* **18:** 417-430.

Van Vaeck L. y Van Cauwenberghe K.A. (1985). Characteristic parameters of particles size distributions of primary organic constituents of ambient aerosols. *Environ. Sci. Technol.* **19:** 707-716.

Vig B.K. (1982). Soybean (*Glicine max* [L] Merrill) as a short-term assay for study of environmental mutagens. A report of the US Environmental Protection Agency Gene -Tox Program. *Mutat. Res.* **99:** 339-347.

- Viras L.G., Athanasion K. y Siskos P. (1990). Determination of mutagenic activity of airborne particulate and of the benzo(a)pirene concentrations in Athenas atmosphere. *Atmos. Environ.* **24**: 267-274.
- Villalobos-Pietrini R., Flores-Márquez A.R. y Gómez-Arroyo S. (1994). Cytogenetic effects in *Vicia faba* of the polluted water from rivers of the Tlaxcala hydrological system, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **10**: 83-88.
- Villalobos-Pietrini R., Blanco S. y Gómez-Arroyo S. (1995). Mutagenicity assessment of airborne particles in México City. *Atmos. Environ.* **29**: 517-524.
- Voldner E.C. y Shannon J.D. (1983). Evaluation of predicted wet deposition fields of sulfur in eastern Canada. Transaction: The Meteorology of Acid Deposition, an APCA Specialty Conference, pp. 387-399.
- Weidensaul T.C. y McClenahan J.R. (1986). Soil-air pollutant interactions. En: **Air Pollutants and their Effects on the Terrestrial Ecosystem**. Legge A.H. y Krupa S.V. (Eds.). Wiley, Nueva York, pp. 397-419.
- Whitby K.T. (1978). The physical characteristics of sulfur aerosols. *Atmos. Environ.* **12**: 135-159.
- Winner W.E., Mooney H.A. y Goldstein R.A. (Eds.). (1985). **Sulphur Dioxide and Vegetations: Physiology, Ecology, and Policy Issues**, California: Stanford University Press, 593 p.
- Yamasaky H., Kuwata K. y Miyamoto H. (1982).

XI. TABLAS Y FIGURAS

TABLA I
VALORES REPRESENTATIVOS DE CONTRASTES URBANO - RURAL PARA VARIABLES CLIMATOLOGICAS

VARIABLE	ZONA URBANA COMPARADA CON LA RURAL
TEMPERATURA MEDIA ANUAL	0.7% MAS
RADIACION SOLAR EN SUPERFICIES HORIZONTALES	15% MENOS
RADIACION ULTRAVIOLETA	30% MENOS EN INVIERNO
HUMEDAD MEDIA RELATIVA ANUAL	6% MENOS
HUMEDAD RELATIVA ESTACIONAL	3% MENOS
VELOCIDAD MEDIA ANUAL DEL VIENTO	25% MENOS
FRECUENCIAS DE CALMAS	15% MAS
FRECUENCIAS DE NUBOCIDAD	10% MAS
FRECUENCIAS DE NIEBLA	100% MAS
PRECIPITACION TOTAL ANUAL	10%
DIAS CON MENOS DE 5 mm DE PRECIPITACION	10% MAS

Fuente: Lowry (1972)

TABLA II
INVENTARIO DE EMISIONES DURANTE 1989 EN LA CIUDAD DE MEXICO
(TONELADAS /AÑO)

SECTOR	FUENTES	SO ₂	NO _x	HC	CO	PST	TOTAL
INDUSTRIA Y TRANSPORTE	PEMEX	14781	3233	31730	52645	1154	103543
	TERMO ELECTRICAS	58247	6613	113	560	3545	69078
	AUTOMOVIL	3557	41976	141059	1328133	4398	1519123
	TAXIS	806	41976	1328133	301162	997	344469
	COMBIS Y MICROS	856	9518	42748	404471	1062	459196
	R - 100	5224	8058	2439	6260	240	22221
	AUTOBUSES DEL EDO. DE MEXICO	13062	18262	5298	12612	601	49835
	CARGA DE GASOLINA	995	16994	67864	779585	1186	866584
	CARGA DE DIESEL	20063	26126	7293	16515	923	70920
	OTROS. TRENES, AVIONES ETC.	251	2698	1693	5040	142	9824
DEGRADACION ECOLOGICA	AREAS CON EROSION	0	0	0	0	49439	419939
	INCENDIOS	131	931	199776	27362	4201	232401
	TOTALES	205725	177339	572101	2950627	450599	14356391

Fuente: DDF (1991).

PST, PARTICULAS SUSPENDIDAS TOTALES

HC, HIDROCARBUROS

TABLA III

INTERCAMBIO DE CROMATIDAS HERMANAS (ICH) EN *Vicia faba* IDUCIDOS POR AGUA DE LLUVIA DE DIVERSOS SITIOS DE LA CIUDAD DE MEXICO EN JULIO DE 1993

MUESTRAS DE DIFERENTES LOCALIDADES	FECHA DE RECOLECCION	pH	ICH $\bar{X} \pm EE.$	VALOR DE "t"
TESTIGO DE AGUA DESTILADA		6.0	27.25 \pm 1.14	
TESTIGO DE AGUA ACIDULADA		4.7	29.64 \pm 0.88	1.18 NS
HUIPULCO	04-07-93	5.5	32.92 \pm 0.77	2.96 NS
HUIPULCO	13-07-93	4.7	37.92 \pm 1-20	4.55 *
CIUDAD UNIVERSITARIA	09-07-93	5.8	35.48 \pm 1.59	3.01 NS
ORIENTE	04-07-93	5.2	29.28 \pm 0.96	0.96 NS
ORIENTE	14-07-93	5.3	26.68 \pm 1.20	0.24 NS
TLALNEPANTLA	09-07-93	5.6	35.60 \pm 1.52	3.14 NS

*p<0.001

NS= NO SIGNIFICATIVA

TABLA IV

INTERCAMBIO DE CROMATIDAS HERMANAS (ICH) EN *Vicia faba* INDUCIDOS POR AGUA DE LLUVIA DE DIVERSOS SITIOS DE LA CIUDAD DE MEXICO EN AGOSTO Y SEPTIEMBRE DE 1993

MUESTRAS DE DIFERENTES LOCALIDADES	FECHA DE RECOLECCION	pH	ICH $\bar{X} \pm E E$	VALOR DE "t"
TESTIGO DE AGUA DESTILADA		6.0	25.06 \pm 1.08	
TESTIGO DE AGUA ACIDULADA		4.7	25.46 \pm 0.97	0.19 NS
HUIPULCO	23-08-93	5.5	36.16 \pm 1.40	4.47 *
HUIPULCO	01-09-93	5.3	43.52 \pm 1.75	6.52 *
CIUDAD UNIVERSITARIA	04-09-93	5.2	27.48 \pm 1.32	1.01 NS
CIUDAD UNIVERSITARIA	12-09-93	5.1	29.48 \pm 1.37	1.80 NS
ORIENTE	09-09-93	5.5	33.84 \pm 2.46	2.48 NS
TLANEPANTLA	09-09-93	5.5	23.56 \pm 1.89	0.51 NS

p<0.001 NS = NO SIGNIFICATIVA

TABLA V

HIPOCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (HAPs) IDENTIFICADOS EN LAS MUESTRAS DE LLUVIA COLECTADAS EN HUIPULCO

HAP	Abrev.	PM	15/6/93	29/8/93	23/8/93	26/8/93	26/8/93	27/8/93	1/9/93
			1	2	3	4	5	6	7
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
ACENAFTILENO	Actil	152.2	0.459						
ACENAFTENO	Acno	154.2			0.241			2.572	
FLUORENO	Fno	166.2	0.631	0.145	1.296		0.145	1.734	0.280
FENANTRENO	Fen	178.2	1.140		1.382	0.711			0.426
ANTRACENO	Ant	178.2				*			
FLUORANTENO	Flt	202.2							
PIRENO	Pir	202.2	0.403	0.283	0.481		0.283		0.206
BENZO(a)ANTRACENO	B(a)F	228.3	*		0.667				0.235
CRISENO	Cris	228.3	*	0.105	1.415		0.105	*	0.243
BENZO(b)FLUORANTENO	B(b)F	252.3							0.316
BENZO(k)FLUORANTENO	B(k)F	252.3			*			*	0.009
DIBENZO(e,h)ANTRACENO	B(ah)A	278.3	1.776		1.059				
BENZO(g,h,i)PERILENO	B(ghi)P	276.3	2.018		0.606	2.402			0.554


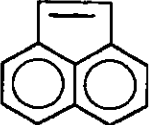
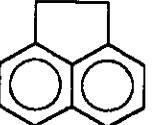
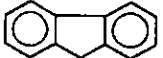
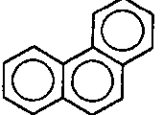

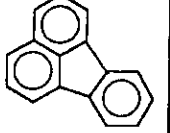
* NO CUANTIFICABLE POR ESTAR DEBAJO DEL LIMITE DE DETECCION

TABLA VI
RELACION DE HAPs ENCONTRADOS EN MEXICO EN LAS MUESTRAS DE LLUVIA DE
MEXICO EN ESTE TRABAJO Y EN SUIZA (Levenberger *et al.* 1988)

HAP (EPA)	ABREV	PM	ANILLOS	HUIPULCO	SUIZA
NAFTALENO		128.1	2	NO	NO
ACENAFTILENO	ACTIL	152.21	3	SI	NO
ACENAFTENO	ACNO	154.21	3	SI	NO
FLUORENO	FNO	166.23	3	SI	SI
FENANTRENO	FEN	178.24	3	SI	SI
ANTRACENO	ANT	178.24	3	SI	NO
FLUORANTENO	FLT	202.26	4	SI	SI
PIRENO	PIR	202.26	4	SI	SI
BENZO(a)ANTRACENO	B(a)A	228.30	4	SI	SI
TRIFENILENO		228.30	4	NO	NO
CRISENO	CRIS	228.30	4	SI	SI
BENZO(b)FLUORANTENO	B(b)F	252.32	4	SI	SI
BENZO(k)FLUORANTENO	B(k)F	252.32	5	SI	SI
BENZO(a)PIRENO	B(a)P	252.32	5	NO	SI
INDENO(1,2,3-CD)PIRENO	IndPyr	276.34	6	NO	SI
DIBENZO(a,h)ANTRACENO	B(a)A	278.36	5	SI	NO
BENZO(ghi)PERILENO	B(ghi)P	276.34	6	SI	SI
CORONENO	Cor	300.36	7	NO	NO

Otros compuestos detectados por Levenberger *et al.* (1988) y que no corresponden a los reportados por la EPA son: metilfenantreno, 4,5-metilfenantreno, benzo(a)fluoreno, benzo(e)pireno, benzo(j)fluoranteno

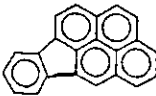
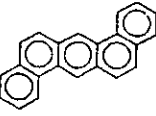
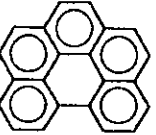
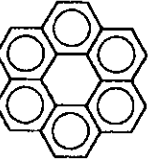
HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (USEPA 1984)

ESTRUCTURA	NOMBRE	PM	P.f.	P.cb.	PROPIEDADES
	NAFTALENO ALCANFOR DEL ALQUITRAN	128.1	81°C	218°C	CRISTALES BLANCOS, INSOLUBLES EN AGUA, (1:13) MeOH O EtOH, ALQUITRAN SECO. (1:3:5) BENCENO O TOL, (1:2) CHCl ₃ O CCl ₄ (1:1:2) CS ₂ , ETHER, HIDRONAFTALENOS. d(20.4)=1.162, d(100,4)=0.9628. IRRITANTE, CAUSA CANCER Y DERMATITIS
	ACENAFTILENO	152.2	93°C	270°C	CRISTALES AMARILLOS SOLUBLES EN TOLUENO Y CICLO HEXANO. IRRITANTE PARA OJOS, PIEL Y TRACTO RESPIRATORIO. QUEMA LA PIEL, RIESGO, DE CANCER.
	ACENAFTENO NAFTILENETILENO	154.2	96°C	271°C	CRISTALES BLANCOS INSOLUBLES EN AGUA, (1:31) ALCOHOL, (1:56) MeOH, (1:25), PROPANOL, (1:2.5) CHCl ₃ (1:5) TOLUENO, C ₆ H ₆ (3.2:100) ACIDO ACETICO GLACIAL d= 1.189. IRRITANTE A OJOS Y PIEL.
	FLUORENO 2-3 BENCIDENDENO DIFENILMETANO	166.2	117°C	294°C	CRISTALES BLANCOS SOLUBLES EN CH ₃ COOHCS ₂ , ETHER, BENCENO Y ALCOHOL CALIENTE. d=1.202, IRRITANTE A OJOS Y PIEL RIESGO DE CANCER.
	FENATRENO DIFENILMETILENO	178.2	101°C	338°C	CRISTALES BLANCOS INSOLUBLES EN AGUA, SOL. (1:60) EtOH FRIO, (1:2.4) Tol O CCl ₄ , (1:2) BENCENO, (1:1) CS ₂ (1:3.3) ETHER ANHIDRO, (1:10) EtOH HIRVIENDO, D(25,4)=1.179. IRRITANTE OJOS Y PIEL, RIESGO DE CANCER.
	ANTRACENO	178.2	216°C	340°C	CRISTALES BLANCOS. MENOS SOL. QUE SU ISOMERO INSOL. EN AGUA, 1:67 EtOH abs, 1:meOH, 1:62 BENCENO, BENCENO 1:125 TOL, 1:85 CHCl ₃ , IRRITANTE A OJOS Y PIEL, DECOLORA LA PIEL.
	FLUORANTENO. IDRIL-1,2- BENZACENAFTENO BENZ(JK) FLUORENO. BENZ(A) ACENAFTILENO.	202.2	156°C	383°C	CRISTALES BLANCOS TRANSLUCIDOS, SOLUBLE EN TOLUENO Y CICLOHEXANO, IRRITANTE A OJOS Y PIEL

HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (CONTINUACION).

ESTRUCTURA	NOMBRE	PM.	P.f.	P.eb.	PROPIEDADES
	PIRENO BENZO(DEL)FENANTRENO	202°C	111°C	383°C	CRISTALES AMARILLOS CLARO. INSOL. EN AGUA SOLUBLE EN DISOLVENTES ORGANICOS. EN SOL. LIGERA FLUORESCENCIA. $d = 23.4 = 1.271$. IRRITANTE A OJOS Y PIEL. RIESGO DE CANCER. DAÑA AL HIGADO, QUEMA LA PIEL.
	BENZO(A)ANTRACENO 1,2-BENZANTRACENO TETRAFENO 2,3-BENZOFENANTRENO	228.3	162°C	435°C	POLVO BLANCO. INSOLUBLE EN AGUA, SUBLIMA DIFICILMENTE SOL. EN $EtOH$ HIRVIENDO SOL. EN LA MAYORIA DE LOS DISOLVENTES ORGANICOS. IRRITANTE A OJOS Y PIEL, RIESGO DE CANCER
	TRIFENILENO 9,10-BENZOFENANTRENO ISOCRISENO	228.3	199°C	439°C	LAS SOLUCIONES DAN FLUORESCENCIA AZUL. $d = 1.302$
	CRISENO 1,2-BENZOFENANTRENO BENZO(A)FENANTRENO	228.3	256°C	441°C	POLVO BLANCO. LIG. EN ALCOHOL, ETHER CS_2 , CH_3COOH (1.1300) TOLUENO (5%). MODERADAMENTE SOL. (1:480) TOLUENO (5%) EN C_6H_6 HIRVIENDO. INSOL. EN AGUA. INSOL. EN CICLOHEXANO IRRITANTE A OJOS Y PIEL, CANCERIGENO
	BENZO(B)FLUORANTENO 2,3-BENZOFUORANTENO 3,4-BENZOFUORANTENO	252.3	168°C	481°C	AGUJAS BLANCAS, SOL. EN CICLOHEXANO Y TOLUENO. IRRITANTE A OJOS Y PIEL, RIESGO DE CANCER.
	BENZO(K)FLUORANTENO 8,9-BENZOFUORANTENO 11,12-BENZOFUORANTENO	252.3	217°C	496°C	AGUJAS AMARILLO OPALO SOLUBLE EN TOLUENO Y CICLOHEXANO. IRRITANTE A OJOS Y PIEL RIESGO DE CANCER
	BENZO(A)PIRENO 1,2-BENZOMPIRENO 3,4-BENZOMPIRENO BENZO(DEL)FRISENO	276.3	177°C	496°C	AGUJAS DE COLOR AMARILLAS, SOLUBLE EN BENCENO, TOLUENO, XILENO LIG. SOLUBLE EN METANOL, INSOL. EN AGUA. IRRITANTE A OJOS Y PIEL. RIESGO DE CANCER

HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (CONTINUACION)

ESTRUCTURA	NOMBRE	PM	P.f.	Peb	PROPIEDADES.
	INDENO(1,2,3-CD) PIRENO O-FENILPIRENO	276.3	161°C	536°C	POLVO AMARILLENTO, SOLUBLE EN EN TOLUENO, INSOLUBLE EN CICLOHEXANO. IRRITANTE A OJOS Y PIEL, RIESGO DE CANCER.
	DIBENZO(a,h) ANTRACENO 1,2,5,6- DIBENZOANTRACENO	278.3	270°C	524°C	SOLUBLE EN ETER DE PETROLEO, BENCENO, TOLUENO, XILENO, ACEITES Y OTROS COMPUESTOS ORGANICOS. LIG. SOL. EN etOH Y ETHER. INSOLUBLE EN AGUA Y CICLO HEXANO, CARCINOGENO
	BENZO(ghi)PERILENO 1,12-BENZOPERILENO	276.3	278°C	>500°C	AGUJAS AMARILLO PAJA. SOLUBLE EN TOLUENO. INSOL. CICLOHEXANO. IRRITANTE A OJOS Y PIEL, RIESGO DE CANCER
	CORONENO	300.3	439°C	525°C	POLVO AMARILLO CLARO, SOLUBLE EN TOLUENO, INSOL. CICLOHEXANO. RIESGO DE CANCER. IRRITANTE.