

8  
00361 283



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

EVALUACION BRIOLOGICA DE LOS EFECTOS  
DE LA CONTAMINACION ATMOSFERICA EN 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

*Biol. Angel Durán Díaz*

Director de tesis: DR. CLAUDIO DELGADILLO MOYA

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

México, D. F.

1993



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 está 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.

## CONTENIDO

	página
RESUMEN .....	1
INTRODUCCION .....	3
MATERIAL Y METODO .....	7
RESULTADOS .....	11
DISCUSION .....	16
CONCLUSIONES .....	28
REFERENCIAS .....	30
APENDICE 1 .....	37
APENDICE 2 .....	43

## RESUMEN

Los efectos de la contaminación atmosférica sobre briofitas han sido estudiados ampliamente en varias ciudades de Europa y Canadá y evaluados en el campo y experimentalmente; dichos efectos se manifiestan por cambios en la estructura de las comunidades o por la disminución en las tasas de respiración, fotosíntesis y otras funciones de las plantas.

En la Ciudad de México, Durán y Rivera (1982) realizaron un estudio de campo en el que se utilizó el Índice de Pureza Atmosférica (IPA) calculado en base a la vegetación epífita de musgos. Los resultados indicaron que los sitios con niveles mayores a 0.039 ppm de  $SO_2$  se encontraban desprovistos de epifitas (IPA= 0). En este trabajo se revisan y comparan los resultados de Durán y Rivera (1982) con algunas observaciones recientes.

En la Ciudad de México se efectuaron cuatro muestreos de musgos, de noviembre de 1986 a octubre de 1988, en jardines y parques públicos, sobre árboles de *Casuarina sp.* o *Fraxinus sp.* El IPA fue calculado para cada sitio, periodo de muestreo y zona del IMECA (Índice Metropolitano de calidad del Aire). Asimismo, se obtuvieron datos referentes a contaminantes atmosféricos ( $SO_2$ , CO,  $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ , Pb), humedad relativa, temperatura y precipitación pluvial, proporcionados por la SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) y el Sistema Meteorológico Nacional (SMN).

Las especies observadas en el presente estudio son las mismas que las registradas por Durán y Rivera (1982). Sin embargo, su porcentaje de aparición disminuyó entre 40% y 50% y se encontró un decremento importante en el valor del IPA. Mientras en 1981 el promedio del IPA en la Ciudad de México fue de 2.37, para 1987 se redujo a 0.31. La misma tendencia se observó en las 5 zonas del IMECA. La reducción parece estar relacionada con el incremento en los niveles de contaminación. Los resultados del análisis de correlación por zonas de contaminación, revelaron una relación inversa entre el IPA y  $SO_2$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ , Pb y la temperatura con coeficientes de -0.26, -0.38, -0.44, -0.55 y -0.56, respectivamente; aquellas zonas con niveles considerables de estos contaminantes y con temperatura alta, presentaron valores bajos del IPA. También se encontró una asociación directa entre el IPA y humedad relativa ( $r= 0.36$ ).

El mapeo por medio del IPA puede ser un método útil, a largo plazo, para detectar en forma aproximada los niveles tóxicos de contaminación atmosférica y para determinar la distribución espacial de los contaminantes. La relación inversa entre el IPA y algunos contaminantes atmosféricos, así como la relación directa entre el IPA y algunos parámetros meteorológicos, puede ser establecida indirectamente por evidencias de campo, aunque otros factores como los del microhábitat pueden determinar el valor del IPA.

## INTRODUCCION

Los musgos como indicadores de contaminación atmosférica han sido usados desde la década de los sesentas debido a que poseen características estructurales que les confieren mayor sensibilidad que a otros grupos de plantas. Dichas características son: 1) hojas constituidas por una sola capa celular y un gametofito sin estomas y cutícula; 2) muchas especies son poiquilohídricas; 3) tejidos de conducción interna poco desarrollados; 4) dependen de la deposición atmosférica para la entrada de nutrientes (Raeymackers & Glime 1986). Basándose en lo anterior se ha tratado de evaluar el efecto de la contaminación sobre los musgos, utilizando 3 métodos:

1) El mapeo de área contaminada empleando el Índice de Pureza Atmosférica (IPA) que está basado en datos fitosociológicos de musgos como cobertura, frecuencia y número de especies (Gilbert 1968, 1970a; LeBlanc et al. 1972a, 1972b; Haksforth & Rose 1970; LeBlanc & Rao 1974; Johnsen & Sochting 1976). En estudios de este tipo se registra la ausencia de epífitas hacia el centro de las ciudades (IPA= 0) con niveles mayores a 0.050 ppm de SO<sub>2</sub> y sólo en la periferia de éstas, aparecen con vitalidad reducida. Fuera de las zonas urbanas donde la contaminación es menor, las epífitas son abundantes y se desarrollan bien; los valores del IPA son mayores a 55. A través de estas investigaciones se hacen notar otros efectos de la contaminación sobre las epífitas, por ejemplo, la disminución de la fertilidad detectada por LeBlanc & Rao (1970), y la reducción en el porcentaje de musgos en áreas cercanas a fuentes de contaminación (Kennedy et al. 1985).

En la Ciudad de México, Durán y Rivera (1982) notaron que los sitios con concentraciones mayores de 0.039 ppm de  $\text{SO}_2$  estaban desprovistos de epífitas (IPA= 0), mientras que lugares con niveles menores a 0.015 ppm de  $\text{SO}_2$  tenían más epífitas y el IPA= 3.7.

2) Transplante de musgos epífitos de zonas sin contaminación a sitios cercanos a zonas industrializadas. Los resultados indican que hay cambios morfológicos, decoloración, ausencia de estructuras de reproducción, plasmólisis celular y modificaciones en los picos de absorción de la clorofila a niveles mayores de 0.030 ppm de  $\text{SO}_2$  (LeBlanc & Rao 1966, 1970; Rao 1982).

3) Comparación morfológica de musgos epífitos en condiciones ambientales naturales y de contaminación simulada (Rao & LeBlanc 1966; Coker 1967). Se ha observado plasmólisis, destrucción celular, disminución de la tasa de fijación de carbono, de la cantidad de clorofila y de las tasas de respiración y fotosíntesis (Inglis & Hill 1974; Malhorta & Hocking 1976; Eversman 1978; Winner & Bewley 1983).

En los musgos también se han detectado efectos tóxicos por ozono (Stanosz et al. 1990), metales pesados (Cameron & Nickless 1977; Rhuling & Tyler 1970; Goodman & Roberts 1971; Francis & Petersen 1989; Ferguson et al. 1984; Rinne & Estrup-Barclay 1980; Pakarinen & Rinne 1979; Pilegaard 1978; Groet 1976; Haseloff & Winkler 1980; Shaw et al. 1987; Shaw & Albright 1990) y fluoruros (LeBlanc et al. 1971; Roberts et al. 1979). Las investigaciones citadas, han proporcionado evidencia de que al deteriorarse el ambiente de muchas ciudades, no se establecen ni crecen briofitas epífitas y los árboles muestran signos de decadencia.

En la Ciudad de México, debido a su situación geográfica y a su gran densidad demográfica e industrial, en años recientes se han presentado niveles muy altos y peligrosos de contaminación. Este problema sigue agudizándose, particularmente por las condiciones topográficas de la ciudad que impiden su adecuada ventilación. Además, como ésta se encuentra dentro de la porción del territorio nacional que presenta largas temporadas de sequía y alto grado de erosión, a la contaminación atmosférica se agrega el efecto del fenómeno cólico conocido como "tolvaneras". Por estas condiciones, desde la década de los sesenta se ha considerado internacionalmente a la Ciudad de México como la urbe más contaminada del planeta.

En 1978, la llamada entonces Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente, dependiente de la Secretaría de Salubridad y Asistencia, propuso el Índice Mexicano de Calidad del Aire (IMEXCA; SMA 02-1978) que mostraba el nivel de contaminación atmosférica presente en una localidad dada. Actualmente la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL, antes SEDUE) sigue utilizando dicho índice. Sin embargo, aunque el IMEXCA, hoy conocido como IMECA (Índice Metropolitano de Calidad del Aire) informa acerca del contaminante con el nivel más elevado, también oculta los valores de otros que son potencialmente dañinos para la salud humana o que, por el contrario, se encuentran dentro de límites aceptables (Excurra 1991). Por lo anterior, la contaminación atmosférica no sólo debe ser evaluada por sistemas de monitoreo automático o manual, sino que paralelamente se deberfan utilizar sistemas biológicos que permitan conocer sus efectos. Al mismo tiempo, los resultados podrfan utilizarse como criterios para definir las concentraciones máximas permisibles que coformarfan la Norma de calidad del aire en la Ciudad de México.



Por las razones expuestas, el objetivo general del presente estudio es el de evaluar el efecto de la contaminación atmosférica sobre la vegetación epífita de musgos establecida en la Ciudad de México, utilizando el IPA. Así mismo, se desea:

- 1) Comparar el cambio en el porcentaje de aparición de las especies y el del IPA con relación a lo reportado por Durán y Rivera (1982).
- 2) Comparar el IPA entre las zonas del IMECA.
- 3) Establecer la relación entre el IPA, los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos.

## MATERIAL Y METODO

### ii) Programa de muestreo.

En el presente estudio se realizaron cuatro muestreos de musgos epífitos en la Ciudad de México durante la época de lluvias (mayo-octubre) y en la época seca (noviembre-abril) con el siguiente calendario:

periodo	clave
Periodo II (noviembre de 1986-abril de 1987)	1186-0487
Periodo III (mayo de 1987-octubre de 1987)	0587-1087
Periodo IV (noviembre de 1987-abril de 1988)	1187-0488
Periodo V (mayo de 1988-octubre de 1988)	0588-1088

Los datos de Durán y Rivera (1982) fueron utilizados con propósitos de comparación y se les designó como periodo I (mayo de 1981-octubre de 1981) con la clave 0581-1081.

Los muestreos se efectuaron en jardines y parques públicos con árboles de *Casuarina sp.* o *Fraxinus sp.* tratando de que todas las Delegaciones políticas quedaran representadas. Sin embargo, algunas de las ubicadas en el suroeste y sureste no quedaron incluidas porque los árboles de interés no se encontraron o estaban poco desarrollados para permitir el establecimiento

de musgos. Cabe aclarar que los jardines y parques muestreados en los periodos recientes corresponden a los estudiados por Durán y Rivera (1982; ver Fig. 1 y Apéndice 1) y que los árboles de estos géneros poseen una corteza rugosa que permite el crecimiento de los musgos y son árboles de amplia distribución en la Ciudad de México.

En cada uno de los lugares de muestreo fueron seleccionados 5 árboles de *Casuarina sp.* o *Fraxinus sp.* siguiendo el diseño de muestreo aleatorio irrestricto (Scheaffer et al. 1987). Los árboles tuvieron características similares de cobertura y edad. La cobertura de la copa se determinó a simple vista y la edad con el diámetro (0.5-1.0 m). Se descartaron los árboles muertos o con signos visibles de daño físico.

#### ii) Inventario Briológico y porcentaje de aparición de las especies.

Durante los periodos de estudio fue tomada una muestra de musgos para su identificación específica en el laboratorio. Asimismo, fue calculado el porcentaje de aparición (número de localidades donde se presentó la especie entre el número total de ellas).

#### iii) Cálculo del Índice de Pureza Atmosférica (IPA).

El valor del IPA se basó en datos de los musgos epífitos recolectados sobre los árboles seleccionados y fue calculado por lugar de muestreo, según la ecuación de LeBlanc y De Sloover (1970):  $\Sigma (Q \times F) / 10$ .

donde:  $n$  es el número de especies por lugar,  $F$  es la frecuencia - cobertura por especie en cada sitio y  $Q$  es el número promedio de epífitas asociadas con una especie dada.

El parámetro  $F$  se estimó utilizando la siguiente escala:

- 1= Especies muy raras y con bajo grado de cobertura.
- 2= Especies infrecuentes y con bajo grado de cobertura.
- 3= Especies infrecuentes y grado medio de cobertura.
- 4= Especies frecuentes con muy alto grado de cobertura en algunos árboles.
- 5= Especies frecuentes y con un grado de cobertura muy alto en la mayoría de los árboles.

El parámetro  $Q$  se estimó dividiendo el número total de especies asociadas con una especie de musgo entre el número total de localidades en que la especie apareció. Con el fin de evaluar los cambios en el IPA a lo largo de los muestreos, se marcaron los árboles en cada sitio.

Los valores del IPA en los diferentes periodos de muestreo se ubicaron en un mapa de la Ciudad de México, el cual fue dividido en las 5 zonas del IMECA (Índice Metropolitano de Calidad del Aire, Fig. 1). Las zonas fueron: Centro (CE), Noroeste (NO), Noreste (NE), Suroeste (SO) y Sureste (SE). Para cada zona y periodo de muestreo se obtuvieron datos referentes a contaminantes atmosféricos ( $SO_2$ ,  $CO$ ,  $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $Pb$ ), humedad relativa, temperatura y precipitación pluvial proporcionados por la SEDESOL y el Sistema Meteorológico Nacional (SMN, ver Apéndice 2).

**iv) Análisis estadístico.**

Las técnicas utilizadas en el análisis de los datos fueron no-paramétricas (Zar 1984) debido a que la distribución del IPA no fue Normal, aun cuando la media, la mediana y la moda resultaron similares. El valor de cada medida fue: 0.33, 0.32 y 0.31, respectivamente y la Normalidad del IPA se investigó con la prueba de Kolmogorov-Smirnov para bondad de ajuste. Para determinar si las diferencias en el IPA por periodos y zonas eran significativas, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. La relación entre el IPA, los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos se estudió elaborando diagramas de dispersión y calculando los coeficientes de correlación por rangos de Spearman.

## RESULTADOS

### i) Inventario Briológico.

En los muestreos realizados en la Ciudad de México se encontraron 6 especies de musgos: *Tortula pagorum* (Mild.) De Not., *Bryum argenteum* Hedw., *Fabronia wrightii* Sull., *Leskea angustata* Tayl., *Leptodontium flexifolium* (Dicks ex With.) Hampe, *Orthotrichum diaphanum* Brid. y algunas plantas pertenecientes al género *Brachymerium* y a las familias Dicranaceae y Bryaceae que no fueron identificadas hasta especie por crecer en pequeña cantidad. En la Fig. 2 se muestra la distribución de *T. pagorum*, *B. argenteum* y *F. wrightii* en la Ciudad de México. Se observó que las dos primeras estuvieron repartidas ampliamente en toda la ciudad en las 5 zonas de contaminación reconocidas por la SEDESOL. *F. wrightii* también estaba distribuida extensamente, sin embargo, no ocurrió en ninguna de las 10 estaciones estudiadas en la zona NE.

Por lo que respecta a *L. angustata* y *L. flexifolium* (Fig. 3), estas especies fueron las de menor distribución y aunque aparecieron en las zonas SO y SE, no estuvieron representadas en la zona CE y escasamente en el norte de la ciudad.

### ii) Análisis del porcentaje de aparición de especies por periodo de muestreo.

En la Tabla I y Fig. 4 se indica el porcentaje de las especies de musgos epífitos en la Ciudad de México en el periodo I y para los de noviembre de 1986 a octubre de 1988; éste tiende a disminuir del periodo I al periodo II. A partir de éste último y hasta el V, no hubo fluctuaciones significativas. En particular, de los 100 sitios de muestreo estudiados en el periodo I, *T. pagorum* apareció en 77%; en el periodo II, sólo en 43 de los 81 sitios, lo que representó un 53% de ocurrencia. En II y III no se apreciaron cambios importantes en el porcentaje de aparición de *T. pagorum*, como lo demuestran los valores de 49.4% y 50.6%, respectivamente; en el periodo V se incrementó hasta 58%. *F. wrightii* tuvo un valor del 66% en el periodo I el cual disminuyó hasta el 34.6% en el II; en III y IV se incrementó al 45.7% y 43.2%, respectivamente, para decrecer en el último periodo hasta el 39.5%. *B. argenteum* se presentó en los periodos I y II con 74% y 37%, respectivamente; del III al V se mantuvo en 39.5%. El 20% que registró *L. angustata* en el periodo I, se redujo al 9.9% para el II; del III al V no se observaron fluctuaciones importantes de modo que se mantuvo alrededor del 7.4%. Finalmente, *L. flexifolium* registró un 10% en el periodo I y disminuyó al 6.2% para el II, manteniéndose así hasta el final.

### iii) Análisis del IPA por periodo de muestreo.

En la Fig. 5 se evidencian los promedios del IPA por periodo de muestreo en la Ciudad de México. En el I el IPA fue de 2.37, y bajó a 0.31 en II, es decir, tuvo una reducción del 86.8%. A partir del II y hasta el último periodos de estudio, el IPA no mostró variaciones significativas.

La prueba estadística de Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) en el valor del IPA de los últimos cuatro períodos con respecto al I, aunque no entre ellos. La misma tendencia se observó para las 5 zonas de contaminación (Fig. 6).

#### iv) Análisis del IPA por zona de contaminación.

En la Fig. 7 se muestran los promedios del IPA por zona de contaminación. Se evidenció que la zona SO fue la que tuvo el IPA más alto, seguida por la SE. La zona con el IPA más bajo fue la NE; la CE y NO ocuparon una posición intermedia. La prueba de Kruskal-Wallis indicó diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) entre las zonas y sólo la CE y NO resultaron similares.

Los resultados del análisis de correlación entre el IPA y  $SO_2$  no fueron significativos ( $p > 0.05$ ) con un coeficiente  $r = -0.25$  (los datos utilizados para este análisis se encuentran en el Apéndice 2). Cabe señalar que, al calcular nuevamente el valor de  $r$ , sin considerar los puntos de la zona NE que se desviaban considerablemente del resto, la correlación entre las variables fue  $r = -0.66$  y resultó significativa ( $p < 0.005$ ). En la Fig. 8a se aprecia que la zona SO fue la que tuvo el IPA más alto y el nivel de  $SO_2$  más bajo, siguiéndole la zona SE. En contraste, las zonas NO y CE fueron las más contaminadas por el  $SO_2$ , aunque el IPA no fue el más bajo. El IPA menor correspondió al NE con una concentración de  $SO_2$  similar al SE.

El IPA y  $NO_2$  resultaron inversamente relacionados con un coeficiente  $r = -0.38$  ( $p < 0.05$ ) (Fig. 8b). El SO resultó el menos contaminado por  $NO_2$  y con el IPA más alto. Por el contrario, el CE



fue el más contaminado, con el IPA más bajo. El NO y SE presentaron valores intermedios del IPA y  $\text{NO}_2$  con respecto a las zonas anteriores. La asociación del IPA con el  $\text{NO}_x$  y Pb también resultaron inversas con coeficientes  $r = -0.44$  y  $r = -0.55$  ( $p < 0.05$ ), respectivamente (Fig. 8c, 8d) y al igual que en las relaciones anteriores, el SO y SE fueron los menos contaminados y con el IPA más alto. El CE y NO fueron los más contaminados por  $\text{NO}_x$  y con el IPA más bajo; para el plomo fueron el CE y NE. Como en la Fig. 8d se observó un posible valor extremo, se calculó  $r$  eliminando este punto, dando como resultado  $r = -0.42$  ( $p > 0.05$ ).

Respecto a la correlación del IPA con el  $\text{O}_3$ , el coeficiente fue  $r = 0.33$  no significativo ( $p > 0.05$ , Fig. 8e). Sin embargo, es importante señalar que el SO, con el nivel de ozono más alto, mostró el IPA más alto; por el contrario, las zonas NE y NO, con menor grado de contaminación, presentaron el IPA más bajo. Finalmente, el coeficiente  $r = -0.01$  entre el IPA y CO, resultó no significativo ( $p > 0.05$ , Fig. 8f).

En lo que se refiere a la relación entre el IPA con los parámetros meteorológicos, los resultados se describen a continuación. El IPA y la precipitación pluvial no estuvieron asociados, obteniéndose un coeficiente  $r = 0.17$  ( $p > 0.05$ ). En la Fig. 9a no se aprecia una tendencia clara entre las variables debido a la existencia de un grupo de puntos con precipitación pluvial baja y con el IPA alto (mayor a 0.30).

La asociación entre el IPA y la humedad relativa (Fig. 9b) fue directa con  $r = 0.36$  ( $p < 0.05$ ) y las zonas SO, SE y NO, resultaron con el IPA más alto.

Entre el IPA y la temperatura se notó una correlación inversa, indicada por un coeficiente  $r = -0.56$  ( $p < 0.01$ ). En la Fig. 9c se observa que las zonas SO y SE que presentaron la temperatura más baja, tuvieron el IPA más alto. Las zonas NO, CE y NE, manifestaron la temperatura más alta y el IPA más bajo.

## DISCUSION

La composición florística de los musgos epífitos coincide con la encontrada por Durán y Rivera (1982), pero dado que existen pocos trabajos sobre la cantidad de especies de musgos en el área urbana de la Ciudad de México, es difícil evaluar los cambios que han ocurrido a través del tiempo. Algunos ejemplares de herbario y citas en publicaciones previas (Cardot 1909, Reiche 1914) indican que en el Distrito Federal existían especies como *Thuidium robustum*, *Tortula fragilis*, *Tortula amphidiacea*, *Brachythecium plumosum*, *B. integrifolium*, *Leptodontium viticulosoides* var. *sulphureum*, *Zygodon oligodontus*, *Orthotrichum lozanoi* (*Orthotrichum pycnophyllum*), pero la mayoría ya no se encontraron en los muestreos realizados para este estudio. Si bien la lista de especies es la misma a la descrita en 1981, el porcentaje de aparición de las especies disminuyó entre 40% y 50%. La reducción aproximada de *T. pagorum* fue de 30%. Los factores causales de este abatimiento pueden ser debidos a cambios ambientales o microambientales en temperatura, humedad relativa o precipitación pluvial; sin embargo, las modificaciones en las propiedades físicas y químicas de la corteza de los árboles donde se establecen los musgos son también de importancia (Johnsen & Sochting 1976). Al mismo tiempo, los niveles de contaminación son posiblemente responsables de las alteraciones en número de especies y del estado general de los musgos epífitos en esta zona. A este respecto el incremento en el nivel del  $SO_2$  en la Ciudad de México tal vez está entre los factores que indujeron el cambio. Mientras en 1981 los niveles se encontraban entre 0.020-0.049 ppm, en el periodo II

(1186-0487, ver Tabla 2), los niveles reportados fueron de 0.028-0.055 ppm. Este incremento puede estar asociado con la reducción en la aparición de las especies de musgos y del IPA.

Diversos estudios han mencionado que entre los contaminantes gaseosos que tienen un efecto tóxico sobre los musgos está el  $\text{SO}_2$  (LeBlanc & Rao 1966, 1970, 1973a; Coker 1967; Gilbert 1970a; Haksworth & Rose 1970; Bell 1973; Nash & Nash 1974; Malhotra & Hocking 1976; Ferguson & Lee 1978; Winner & Bewley 1978a, 1978b, 1983; Kennedy et al. 1985). El hecho de que el porcentaje de ocurrencia y el IPA, no mostraran variaciones importantes del periodo II al último, se explica porque la mayoría de los musgos son perennes y los dos años de muestreo fueron insuficientes para que los contaminantes manifestaran su acción. Esto sugiere que los cambios en el porcentaje de aparición e IPA como consecuencia de los contaminantes y parámetros meteorológicos son a mediano o largo plazos. Desafortunadamente, para el resto de los contaminantes no se dispone de datos en 1981 lo que dificulta conocer su comportamiento.

Con respecto a la distribución geográfica de las especies, en este estudio se observó que *T. pagorum* y *B. argenteum* eran las más ampliamente distribuidas, posiblemente porque son tolerantes o resistentes a la contaminación. También se puede decir que poseen características que les confieren ventajas para soportar un amplio espectro de condiciones ambientales. Por ejemplo, Robitaille et al. (1977) observaron que *T. pagorum* resiste a la lluvia ácida ya que puede completar su ciclo asexual a pH entre 3.5 y 4.5. Otras especies de briofitas también toleran medios de cultivo ácidos en las etapas iniciales del desarrollo del gametofito. La germinación de esporas ocurre a pH de 3 en 20 especies (Ikemberry 1936; Fornan 1964) y la regeneración de

hojas sucede a pH de 4-5 en 27 especies; las yemas de *Tetraphelis pellucida* y de *Funaria hygrometrica* se desarrollan a pH de 3 y 4.3, respectivamente (Meyer & Ford 1943). A pH mayores *T. pagorum* muestra un rápido crecimiento en cultivo líquido (Moyle et al. 1984). Por estas razones, se considera que *T. pagorum* está bien adaptada para desarrollarse sobre la corteza de los árboles que presenten variaciones importantes del pH y que este factor no es limitante para su crecimiento. *F. hygrometrica* se establece sobre sustratos básicos y tiene un rápido crecimiento a pH de 8 (Armentano & Caponetti 1972; Dietert 1979). El desarrollo del gametofito juvenil en un amplio espectro de pH (2-3 hasta 9) ha sido reportado para muchas otras briofitas; el crecimiento acelerado entre pH de 5 y 7 se debe a que los iones minerales están más disponibles para las plantas.

La tolerancia de *T. pagorum* a las altas concentraciones de sales al parecer no es muy común, pero ayudaría a explicar su abundancia sobre la corteza de los árboles en hábitats urbanos y rurales donde el polvo y los núcleos de condensación incrementan los niveles de macroelementos (especialmente nitrógeno) y microelementos (Barkman 1958). Se ha observado un comportamiento similar en *B. argenteum* (Hoffman 1966; Southorn 1976) el cual puede resistir daño por polvo de cemento y suelo alcalino depositado sobre su superficie. Es más, se notó un ligero incremento de la clorofila en las plantas que crecen en suelos con pH de 9 con respecto a las que crecen en suelos con pH de 4.7 (Adawson & Seppelt 1990). La tolerancia *T. pagorum* a presiones osmóticas altas, indicadas por el crecimiento a niveles elevados de sacarosa y manitol, indica que ésta es una estrategia adaptativa para una especie que se desarrolla sobre sustratos en donde se deposita el polvo urbano (Moyle et al. 1984). La tolerancia del gametofito

de *T. pagorum* al aire seco explica su habilidad para establecerse en hábitats expuestos y abiertos la cual ha sido correlacionada con sus características xeromórficas como papilas, movimientos higroscópicos de las hojas, pelos foliares, yemas reducidas en las ramas y una forma de crecimiento de tallos cortos capaz de retener el agua (Patterson 1964; Lee & Stewart 1971; Watson 1914). Las explicaciones a nivel bioquímico de la tolerancia a la desecación en *T. pagorum*, como en otras especies, son: presión osmótica alta y rápida utilización de las proteínas que se sintetizan en los ribosomas, permitiendo una rápida reparación del daño citológico (Willis 1964; Bewley 1973).

Por lo que respecta a *B. argenteum*, al parecer también posee características que le permiten adaptarse a diversas condiciones ambientales, incluyendo la contaminación atmosférica. Al respecto, Longton (1981) comparó plantas de *B. argenteum* procedentes de distintos ambientes (antártico, tropical, templado y subártico) con el fin de determinar la temperatura óptima para el crecimiento del gametofito y su tolerancia al calor y al frío. Sus resultados indicaron que las plantas de regiones extremadamente diferentes no parecen variar genéticamente con relación a los parámetros anteriores. Por su parte Shaw et al. (1989) mostraron que los datos sobre la resistencia de poblaciones de *B. argenteum* a metales pesados eran consistentes con los obtenidos por Longton (1981) y que *B. argenteum* es una especie con capacidad adaptativa amplia. Generalmente se considera que existen diferentes alternativas para adaptarse a la heterogeneidad ambiental. Esto es, los individuos presentan tolerancias ecológicas amplias o, alternativamente, las especies tienen razas genéticamente diferenciadas, adaptadas específicamente a un ambiente. Es bien conocido que muchas especies de angiospermas incluyen numerosas razas genéticamente

diferenciadas que exhiben características específicas para ciertos ambientes. Los estudios realizados por Bradshaw (1952, 1959) con *Agrostis tenuis*, ilustran lo anterior ya que la resistencia de esta especie a metales pesados casi siempre involucra la diferenciación ecotípica entre poblaciones. Esto contrasta con los resultados de Shaw y Albright (1990) y Shaw et al. (1989), en los que *B. argenteum* se reconoce como una especie con alto grado de plasticidad y con capacidad para soportar metales pesados, sorprendentemente, con poca variación genética entre poblaciones (e.g. ausencia de ecotipos). Sin embargo, existen briofitas como *Solenostomum crenulatum*, *Marchantia polymorpha* y *Ceratodon purpureus*, en las que se han reportado ecotipos que resisten los efectos de los metales pesados (Shaw 1987, 1988; Shaw et al. 1987).

Longton (1981) no encuentra evidencia de una adaptación climática diferencial entre poblaciones de *B. argenteum* procedentes de regiones tan diversas como la tropical, la templada y la ártica. Respecto al papel de la precipitación pluvial, es posible haya sido un factor que promovió la reducción en el porcentaje de aparición de los musgos ya que en el periodo I fue de 703.6 mm, mientras que en el último periodo de estudio disminuyó a 545.4 mm. Esto pudo deberse a que a partir del periodo III, la cantidad de estaciones meteorológicas en el sur de la ciudad descendió considerablemente.

Por otra parte, aun cuando se observaron cambios en la precipitación en la época de secas y lluvias, no hubo cambios en el porcentaje de ocurrencia de las especies ya que éste se mantuvo sin fluctuaciones importantes. La misma afirmación se puede hacer para la temperatura y la humedad relativa. Los resultados del análisis de correlación mostraron, al igual que en otros trabajos (Gilbert 1968; 1970a, 1970b; Inglis & Hill 1974; LeBlanc 1961, 1966; LeBlanc & Rao

1966, 1970, 1973a; LeBlanc & DeSloover 1970; LeBlanc et al. 1972a, 1974), que la distribución del IPA está inversamente relacionada con los niveles de  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y Pb. Para una ciudad o localidad dada, el IPA es muy bajo, llegando a tener un valor de cero en zonas con concentraciones altas de dichos contaminantes. En general, esta tendencia se observó en las zonas CE, NO, NE de la Ciudad de México que tuvieron los niveles de  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y Pb más elevados y el IPA más bajo. En contraste, las zonas SO y SE presentaron los valores más bajos de estos contaminantes y por consiguiente, el IPA más alto.

Los resultados en las zonas CE, NO y NE pudieron deberse, en parte, a que estas zonas presentaron la precipitación más baja y los efectos de limpieza de la atmósfera fueron mínimos. Por otra parte, es necesario considerar que en el norte se localiza gran parte de la zona industrial y que hacia el noreste existen fuentes de contaminación naturales provenientes del ex-vaso de Texcoco, de zonas áridas erosionadas, de zonas urbanas no pavimentadas, de tiraderos de basura y las causadas por minerales no-metálicos. El polvo y otras partículas de estas fuentes, al depositarse sobre las epífitas, pudieron reducir la tasa de crecimiento y su cobertura y modificar los valores del IPA. El suelo depositado sobre los musgos pudo contribuir a la degradación prematura de las plantas. La concentración de valores bajos del IPA en el CE de la ciudad también pudiera explicarse por la inadecuada ventilación; aquí se encuentran las construcciones más elevadas y es donde las fuentes de emisión móviles permanecen más tiempo en estado estacionario (congestionamientos de tránsito), aumentando así la concentración de contaminantes.



Por otro lado, el SO<sub>2</sub> con la concentración más alta de ozono, registró el IPA más alto. Esto al parecer contradice los resultados de Stanosz et al. (1990) quienes encontraron que la cobertura y altura de 3 especies de musgos estaban inversamente relacionadas con la concentración de ozono (0.32 y 0.24 ppm). Por su parte, Comeau y LeBlanc (1971) observaron que exposiciones largas (6 y 8 h) a concentraciones bajas de ozono (0.25 - 0.50 ppm) inhibían la regeneración de hojas de *Funaria hygrometrica*. Sin embargo, a 2.0 ppm por 4 h, aparentemente estimulaban la regeneración. Las concentraciones utilizadas en estas investigaciones son mayores a las observadas en el presente estudio y que los periodos de exposición son de horas. Además, en estos experimentos únicamente se evaluó el efecto del ozono el cual tal vez no sea el mismo cuando están presentes otros contaminantes en la atmósfera. De los otros contaminantes estudiados, el CO fue el único no correlacionado con el IPA, ya que para un valor dado de CO, se encontraron datos del IPA altos y bajos. Desafortunadamente, no existen trabajos sobre los efectos del CO que permitan explicar la falta de relación.

Si bien el IPA puede verse afectado por los contaminantes, es probable que dicho comportamiento también sea consecuencia de factores que no están asociados con la emisión de gases o partículas a la atmósfera. Estos factores podrían ser precipitación pluvial, temperatura, humedad relativa, o bien, del microhábitat. La humedad relativa resultó directamente relacionada con el IPA; las zonas con mayor humedad relativa presentaron, en promedio, un valor alto de IPA. La asociación entre el IPA y este factor era de esperarse ya que los musgos se desarrollan principalmente en hábitats en los que la presencia del agua es esencial para su reproducción. Considerando el fenómeno de la lluvia ácida en la Ciudad de México, podría suceder que ésta

tuviera un efecto negativo sobre los musgos. La lluvia ácida puede causar daño a las plantas y cambiar la estructura de las comunidades, aunque bajo ciertas condiciones, puede actuar como estimulante. Los experimentos de Rochefort y Dale (1988) para evaluar los efectos de la lluvia ácida con pH de 3.5 sobre el crecimiento y producción de clorofila en *Tomenthypnum nitens* y *Scorpidium scorpioides*, indicaron que la primera especie mostró un claro incremento en ambas variables, mientras que la segunda manifestó un ligero decremento no significativo. Sin embargo, a pH de 3.0 y 2.5 se observó una disminución en el desarrollo en ambas especies, aunque *T. nitens* fue menos sensible. Lo anterior es explicable porque esta última crece regularmente en condiciones oligotróficas; por ello, cuando se agregaron nutrimentos a través de la lluvia ácida en forma de  $\text{NO}_3$  y  $\text{SO}_4$ , se notó un aumento en el crecimiento y el contenido de clorofila de los musgos. Por el contrario, *S. scorpioides* crece regularmente bajo la influencia de iones. Por su parte, Hutchinson et al. (1986), Raeymaekers y Glime (1986) describen una reducción en la cobertura de *Pleurozium schreberi* con tratamiento de ácido por aspersión a pH menores de 4; los ensayos a pH de 3 y 2.5 resultaron dañinos con disminución en las tasas de crecimiento y fotosíntesis. Efectos similares de la lluvia ácida fueron observados en *Tortula ruralis* (Sheridan & Rosentreter 1973) y diferentes especies de *Sphagnum* (Ferguson & Lee 1979, 1980, 1983; Ferguson et al. 1988). Las especies no tolerantes al enriquecimiento de nitrógeno por niveles altos de  $\text{NO}_3$  pueden ser sustituidas por individuos capaces de soportar altas concentraciones de  $\text{NH}_4$  y  $\text{NO}_3$  (Press & Lee 1982; Woudin et al. 1985). Ferguson y Lee (1983) en un trabajo realizado en el sur de Gran Bretaña, indicaron que en 1913 había 18 especies de *Sphagnum*, pero para 1964 sólo se encontraron 5. Los experimentos de laboratorio han mostrado que el metabolismo del nitrógeno y el desarrollo de *Sphagnum* son afectados por la deposición atmosférica del nitrógeno.

La actividad de la nitrato-reductasa puede ser inducida por concentraciones altas de  $\text{NO}_3$  e inhibida por cantidades del mismo tipo de  $\text{NH}_4$  (Press & Lee 1982; Press et al. 1986; Woodin & Lee 1987). Press et al. (1986) también determinaron que las plantas de *Sphagnum cuspidatum*, colectadas en dos localidades geográficas diferentes (una sujeta a niveles altos de nitrógeno y la otra a bajos) responden de manera distinta en crecimiento y acumulación de nitrógeno en el tejido cuando son colocadas en ambientes con niveles altos. Austin y Kelman (1987) obtuvieron datos similares. De lo anterior se desprende que una especie particular de musgo puede exhibir una variedad de comportamientos al nuevo ambiente químico al que es expuesto dependiendo del medio del cual provienen las plantas.

Ferguson & Lee (1978) observaron respuestas específicas de 6 especies de *Sphagnum* cuando crecen en soluciones de 1 mM de  $\text{SO}_2$ ; sólo 2 de las 6 especies presentaron un crecimiento reducido, aunque la fijación de  $\text{CO}_2$  en las 6 no fue afectada significativamente. A concentración de 5 mM de  $\text{SO}_4$  la fijación de  $\text{CO}_2$  de las 6 especies fue suprimida, no así el contenido de clorofila. Ferguson y Lee (1979) mostraron que los compuestos de azufre atmosférico asociados con la contaminación como el  $\text{SO}_2$  y  $\text{H}_2\text{SO}_4$  son mucho más dañinos para el crecimiento que el  $\text{SO}_4$ . Por su parte, Austin y Kelman (1987) encontraron, a concentraciones de  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$  típicas de la precipitación ácida, tanto estimulación como inhibición del crecimiento de *Sphagnum*. Winner y Bewley (1983), en experimentos realizados con 3 especies de musgos (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* y *Pleurozium cristu-castrensis*) notaron una reducción en su capacidad para absorber  $\text{SO}_2$  a medida que se desecan. La pérdida de agua puede ser una estrategia de ciertos musgos para tolerar contaminantes gaseosos; el descenso en la

captación de  $\text{SO}_2$  con la disminución en el contenido de agua de la planta ha sido demostrado en otras especies, incluyendo a ciertos líquenes. Winner y Bewley (1983) también describieron que al comparar los musgos con limitaciones de agua con aquellos completamente hidratados, los primeros absorbían 80% menos  $\text{SO}_2$  pero tenían reducciones similares en la fotosíntesis; en los musgos desecados el volumen de su contenido celular decrece y los organelos componentes del citoplasma se concentran en un volumen más reducido del citoplasma. Por consiguiente, aun cuando los musgos con limitaciones de agua incorporan menos  $\text{SO}_2$  que los hidratados, la cantidad que penetra puede estar en contacto directo y más cercano a las membranas y los organelos vulnerables al  $\text{SO}_2$ . Kennedy et al. (1985) establecieron que los cambios en el porcentaje de musgos parecen estar relacionados con el patrón de deposición de  $\text{SO}_4$  y iones hidrógeno en el liter del suelo; los dos factores resultaron inversamente correlacionados.

Aunque las investigaciones anteriores indican que la lluvia ácida tiene un efecto nocivo, en la Ciudad de México es probable que su pH no llegue a valores como los utilizados en estos experimentos y por tanto el deterioro en las zonas con una precipitación pluvial elevada no está muy marcado. No hay estudios sobre lluvia ácida para los periodos en que se realizó el presente estudio, pero en 1983 se presentaron valores de pH menores de 4.5 (Báez et al. 1986).

Aun cuando la acidez de la lluvia pudo haberse acentuado durante el periodo de estudio, es probable que ésta se haya neutralizado por efecto de las partículas depositadas sobre la corteza de los árboles (que en su mayoría tienen características alcalinas) y por la misma corteza; de esta forma el efecto de la lluvia ácida pudiera ser atenuado. Por otra parte, existen especies de musgos

como *T. pagorum*, que soportan pH entre 3 y 5 (Ikemerry 1936; Meyer & Ford 1943; Forman 1964; Robitaille et al. 1977). Las respuestas a la lluvia ácida bajo condiciones de laboratorio a corto plazo, no necesariamente corresponden a las que se muestran en las poblaciones a largo plazo. En este tipo de estudios se evalúan los efectos de concentraciones individuales de cada contaminante y es posible que las mezclas de ellos tengan un efecto diferente.

Por lo que respecta a la temperatura, se encontró una relación inversa con el IPA, es decir, que las zonas SO y SE con temperaturas más bajas presentaron los valores del IPA más altos. Aun cuando el coeficiente de correlación indicó una asociación inversa entre las dos variables, es difícil afirmar que una diferencia de 6.7 C entre la temperatura más alta (19.7 C en el NE) y la más baja (13.0 C en el SO), puedan provocar cambios importantes en el IPA. Al respecto Barkman (1958) cita trabajos en los que se alude a especies de musgos epífitos que soportan altas temperaturas (35 C y hasta 60 C) sin cambio aparente.

Existe otro fenómeno meteorológico llamado isla de calor, propio de las áreas urbanizadas que explica por qué el centro y el norte de la ciudad tuvieron valores bajos del IPA. Este fenómeno es el resultado de un mayor calentamiento del aire superficial en sitios densamente poblados, con actividad industrial y tránsito vehicular intenso. Este fenómeno puede provocar la disminución en la humedad relativa del aire y dar lugar al empobrecimiento de epífitas por la sequía ambiental. Así, el calor excesivo podría contribuir a disminuir el valor del IPA (LeBlanc & Rao 1973b).

Si bien la frecuencia de aparición de las especies y el valor del IPA pueden ser afectados por la contaminación como ha sido demostrado por otros autores, se puede sugerir que dicho comportamiento es consecuencia de factores que no están directamente relacionados con la emisión de gases o partículas a la atmósfera. Sin embargo, el efecto nocivo de los contaminantes (manchas, plasmólisis, clorosis, etc.) difícilmente es provocado de otra manera. Las manchas de color café sobre las células de *T. pagorum* son análogas a las descritas en otros estudios (LeBlanc & Rao 1966, 1970, 1973a; Coker 1967; LeBlanc et al. 1971; Malhotra & Hocking 1976). En ambientes contaminados se ha encontrado gran permeabilidad de la membrana al  $SO_2$  causando tanto destrucción como necrosis celular (Gilbert 1970a); la pérdida del color característico de algunas especies puede ser debida a la degradación clorofiliana (Gilbert 1970; Inglis & Hill 1974). El medio celular es favorable para este tipo de reacciones y en algunos casos el blanqueamiento puede ser tan sutil que la explicación sólo puede proponerse a nivel enzimático.

## CONCLUSIONES

El mapeo de una ciudad por medio del IPA puede ser un método útil a largo plazo para detectar en forma aproximada los niveles de contaminación atmosférica y determinar su distribución espacial así como también para reunir información sobre su toxicidad en plantas. La relación inversa entre el IPA y algunos contaminantes atmosféricos y la asociación directa entre el IPA y ciertos parámetros meteorológicos, puede ser establecida indirectamente por evidencias de campo. Esto, sin embargo, no es fácil ya que otros factores (microhábitat y microclimáticos) posiblemente están involucrados.

En una ciudad como la de México, donde existen fuentes de emisión numerosas y diversas, no es fácil identificar el contaminante responsable del decremento de la vegetación epífita. Es razonable suponer que la exposición a una mezcla de contaminantes deba tener efectos sinérgicos. Por esta razón, las líneas futuras de investigación deberán incluir estudios experimentales en los que, en cámaras especiales, se cultiven musgos a los que se apliquen concentraciones conocidas de contaminantes. También se modificarían la temperatura y la humedad de la cámara con el fin de analizar si la acción de contaminantes cambia por la variación en estos factores. En estos experimentos se registrarían los efectos sobre la respiración y fotosíntesis. En otro tipo de ensayos, se haría un seguimiento *in situ* de *T. pagorum* y *B. argenteum*, dada su amplia distribución en la Ciudad de México. Serían seleccionados únicamente aquellos sitios donde estas especies estuvieran presentes y además localizados cerca de las estaciones de monitoreo para

contaminantes. Así, por ejemplo, se trataría de establecer la relación entre la cantidad de propágulos formados por *T. pagorum*, el número de esporofitos de *B. argenteum*, o bien, alguna característica citológica o estructural con los niveles de contaminantes y variables meteorológicas. Sólo así se contaría con información precisa sobre la respuesta de los musgos a los contaminantes. Al mismo tiempo, dichas investigaciones pueden apoyar las políticas de control de emisiones que se requieran para mejorar la calidad del aire en la Ciudad de México.



## REFERENCIAS

- Adawson, E. & Seppelt, R. D. 1990. A comparison of airborne alkaline pollution damage in selected lichens and mosses at Casey station, WilkesLand, Antarctica. In Kerry, K.R. & Hempel, G. (Eds.), Antarctic ecosystems, ecological change and conservation. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 347-353.
- Armetano, T. V. & Caponetti, J. D. 1972. The effect of pH on the growth of protonemata of *Tetraplodon mioioides*. Bryologist 75: 147-153.
- Austin, K. A. & Kelman, W. 1987. Effects of elevated H<sup>+</sup>, SO<sub>2</sub> and NH<sub>3</sub> in simulated acid precipitation on the growth of moss species. Jour. Bryol. 7: 444-450.
- Báez, A. P., Padilla, H. G. & Guzmán, O. G. 1986. Acid rain over Mexico City, Valley and surrounding rural areas. Geof. Int. 25: 315-346.
- Barkman, J. J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen, Holanda.
- Bell, J. N. B. 1973. The effect of prolonged low concentration of sulphur on the growth moss species. Jour. Bryol. 7: 444-450.
- Bewley, J. D. 1973. Desiccation and protein synthesis in the moss *Tortula ruralis*. Canad. Jour. Bot. 51: 203-206.
- Bradshaw, A. A. 1952. Population of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. Nature 169: 1089-1100.
- Bradshaw, A. A. 1959. Population differentiation in *Agrostis tenuis*. I. Morphological differentiation. New Phytol. 58: 208-227.
- Cameron, A. J. & Nickless G. 1977. Use of mosses as collectors of airborne heavy metals near a smelting complex. Water, Air, Soil Poll. 7: 117-125.
- Cardot, J. 1909. Diagnoses préliminaires de mousses mexicaines. Revue Bryol. 36: 67-77, 81-88, 105-115.
- Coker, P. D. 1967. The effects of sulphur dioxide pollution on bark epiphytes. Trans. Brit. Bryol. Soc. 5: 341-347.
- Comeau, G. & LeBlanc, F. 1971. Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la régénération des feuilles de *Funaria hygrometrica* Hedw. Natur. Can. 98: 347-358.

- Dietert, M. F. 1979. Studies on the gametophyte nutrition of the cosmopolitan species *Funaria hygrometrica* and *Wessia controversa*. Bryologist 82: 417-431.
- Durán, D. A. & Rivera, V. M. 1982. Los musgos epífitos y la contaminación atmosférica en la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales, Iztacala UNAM, Tlalnepantla, México.
- Eversman, S. 1978. Effects of low levels sulphur dioxide on *Usnea hirta* and *Parmelia chlorochoua*. Bryologist 81: 368-377.
- Excurra, E. 1991. Que mide el IMECA. Ciencias 22: 41-43.
- Ferguson, P. & Lee, J. A. 1978. Effects of sulphur pollution on the growth of *Sphagnum* species. Environ. Poll. 16: 151-162.
- Ferguson, P. & Lee, J. A. 1979. The effects of bisulphite and sulphate upon photosynthesis in *Sphagnum*. New Phytol. 82: 703-712.
- Ferguson, P. & Lee, J. A. 1980. Some effects of bisulphite and sulphate on the growth of *Sphagnum* in the field. Environ. Poll. 21: 58-71.
- Ferguson, P. & Lee, J. A. 1983. The growth of *Sphagnum* species in the Southern Pennines. Jour. Bryol. 12: 579-586.
- Ferguson, P., Robinson, R. N., Press, M. C., Lee, J. A. 1984. Elements concentrations in five *Sphagnum* species in relation to atmospheric pollution. Jour. Bryol. 13: 107-114.
- Forman, R. T. T. 1964. Growth under controlled conditions to explain the hierarchical distributions of a moss, *Tetraphis pellucida*. Ecol. Monogr. 34: 1-25.
- Francis, P. C. & Petersen R. L. 1989. Assessment of toxicity of heavy metal ion combinations on spore germination and protonemal growth of *Polytrichum commune*. Bryologist 92: 60-67.
- Gilbert, O. L. 1968. Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley. New Phytol. 67: 15-30.
- Gilbert, O. L. 1970a. Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. New Phytol. 69: 605-627.
- Gilbert, O. L. 1970b. A biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution. New Phytol. 69: 629-634.

- Goodman, G. T. & Roberts T. M. 1971. Plants and soils as indicators of metals in the air. *Nature* 231: 287-292.
- Groet, S. S. 1976. Regional and local variations in heavy metal concentrations of Bryophytes in the Northeastern United States. *Oikos* 27: 445-456.
- Haksworth, D. L. & Rose, F. 1970. Quantitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: 145-148.
- Haseloff, H. P. & Winkler, S. 1980. Influence metal ions gas exchange of mosses. *Criptogamic, Bryol. Lichénol.* 1: 53-65.
- Hoffman, G. R. 1966. Observations of the mineral nutrition of *Funaria hygrometrica* Hedw. *Bryologist* 69: 182-192.
- Hutchinson, T. C., Dixon, M. & Scott, M. 1986. The effect of simulated acid rain on feather mosses y lichens of then boreal forest. *Water, Air, Soil Poll.* 31: 409-416.
- Ikemberry, G. J. 1936. The relations of hydrogen-ion concentration to the growth and distribution of mosses. *Amer. Jour. Bot.* 23: 271-279.
- Inglis, F. & Hill, J. 1974. The effect of sulphite and fluoride on carbon dioxide uptake by mosses in the light. *New Phytol.* 73: 1207-1213.
- Johnsen, I. & Sochting, U. 1976. Distribution of cryptogamic epiphytes in Dawish City in relation to air pollution and bark properties. *Bryologist* 79: 86-92.
- Kennedy, K. A., Addison, P. A. & Maynard, D. G. 1985. Effect of particulate elemental sulphur on mosses. *Environ. Poll.* 39: 71-77.
- LeBlanc, F. 1961. Influence de atmosphère polluée des grandes agglomeration urbaines sur les epiphytes corticales. *Rev. Canad. Biol.* 20: 823-827.
- LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1966. Reaction de lichens et mousses epiphytes Au anhydride sulfureux dans la region den Sudbury, Ontario. *Bryologist* 69: 338-346.
- LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1970. Effects of sulphur dioxide on lichens and mosses transplants. *Ecology* 54: 612-617.
- LeBlanc, F. & De Sloover, J. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canad. Jour. Bot.* 48: 1485-1496.
- LeBlanc, F., Gilbert, C. & Rao, D. N. 1971. Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. *Canad. Jour. Bot.* 49: 1691-1698.

- LeBlanc, F., Rao, D. N. & Gilbert, C. 1972a. The epiphytic vegetation of *Populus balsamifera* and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario. *Canad. Jour. Bot.* 50: 519-528.
- LeBlanc, F., Rao, D. N. & Gilbert, C. 1972b. Indexes of atmospheric purity and fluoride pollution pattern in Arvida, Quebec. *Canad. Jour. Bot.* 50: 991-998.
- LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1973a. Effects of sulphur dioxide on lichens and mosses transplants. *Ecology* 54: 612-617.
- LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1973b. Evaluation of the pollution and drought hypotheses in relation to lichens and bryophytes in urban environments. *Bryologist* 76: 1-19.
- LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1974. A review of the literature on bryophytes with respect to air pollution. *Bull. Soc. Bot. France* 2: 237-255.
- LeBlanc, F., Gives, R. & Rao, D. N. 1974. Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Mordo Ville Cooper mine area, Quebec. *Jour. Hattori Bot. Lab.* 38: 405-433.
- Lee, J. A. & Stewart, G. R. 1971. Desiccation injury in mosses. I. Intraspecific differences in the effects of moisture stress on photosynthesis. *New Phytol.* 70: 1061-1068.
- Longton, R. E. 1981. Inter-population variation in morphology and physiology in the cosmopolitan moss *Bryum argenteum*. *Jour. Bryol.* 11: 501-520.
- Malhorta, S. S. & Hocking, D. H. 1976. Biochemical and cytological effects of sulphur dioxide on plants metabolism. *New Phytol.* 76: 227-237.
- Meyer, S. L. & Ford, C. H. 1943. Influence of the hydrogen-ion concentration of the substrate on the development of leafy moss. *Plant Physiol.* 18: 530-553.
- Moyle, S. S., Caponetti, J. D. & Sharp, A. J. 1984. Morphology of the urban moss, *Tortula pagorum* in sterile culture. *Jour. Hattori Bot. Lab.* 56: 351-368.
- Nash, T. H. & Nash, E. H. 1974. Sensitivity of mosses to sulphur dioxide. *Oecologia* 17: 257-263.
- Pakarinen, P. & Rinne, R. J. K. 1979. Growth rates and heavy metal concentration of five moss species in paludified spruce forest. *Lindbergia* 5: 77-83.
- Patterson, P. M. 1964. Problems presented by bryophytic xerophytism. *Bryologist* 67: 390-396.

- Pilegaard, K. 1978. Heavy metals in bulk precipitation and transplant of *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of Danish Steelworks. Water, Air, Soil Poll. 11: 77-91
- Press, M. C. & Lee, J. A. 1982. Nitrate reductase activity of *Sphagnum* species in the South Pennines. New Phytol. 92: 487-492.
- Press, M. C., Woodin, S. J. & Lee, J. A. 1986. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombro-trophic *Sphagnum* species. New Phytol. 103:n 45-55.
- Raeymaekers, G. & Glime, J. M. 1986. Effects of simulated acid rain and lead interaction on the phenology and chlorophyll content of *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. Jour. Hattori Bot. Lab. 61: 425-443.
- Rao, D. N. & LeBlanc, F. 1966. Effects of SO<sub>2</sub> on the lichen alga, with special reference to chlorophyll. Bryologist 69: 69-75.
- Rao, D. N. 1982. Responses of Bryophytes to air pollution. In Smith, A. J. E. (Eds.), Bryophyte Ecology. Chapman & Hall, Londres. Pp. 445- 471.
- Reiche, A. 1914. La vegetación de los alrededores de la capital de México. Con una lista de 108 briofitas. Tipográfica Económica de México. México.
- Rhuling, A. & Tyler, G. 1970. Absortion and retention of heavy metals in the Woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21: 92-97.
- Rinne, R. J. K. & Estrup-Barclay, P. 1980. Heavy metals in a feather moss, *Pleurozium schreberi*, and in soils in NW Ontario, Canada. Oikos 34: 59-67.
- Roberts, B. A., Thompson, L. K. & Sidhu, S. S. 1979. Terrestrial bryophytes as indicators of fluoride emission a phosphorus plant Long Harbour, New foundland, Canada. Canad. Jour. Bot. 57: 1583-1590.
- Robitaille, G., LeBlanc, F. & Rao, D. N. 1977. Acid rain: a factor contributing to the paucity of epiphytic cryptogams in the vicinity of copper smelter. Rev. Bryol. Lichénol. 43: 53-66.
- Rochefort, L. & Dale, H. V. 1988. Effects of simulated acid rain on *Tomenthypnum nitens* and *Scorpidium scorpioides* in a rich fen. Bryologist 91: 121-129.
- Scheaffer, L. R., Mendenhall, N. & Ott, L. 1987. Elementos de muestreo. Grupo Editorial Iberoamérica, México.

- Shaw, J. 1987. Evolution of heavy metal tolerance in bryophytes. II. An ecological and experimental investigation of the "copper moss" *Scopelophila cutaractae* (Pottiaceae). *Amer. Jour. Bot.* 74: 813-821.
- Shaw, J., Antonovics, J. & Anderson, L. E. 1987. Inter and intra-specific variation of mosses in tolerance to copper and zinc. *Evolution* 41: 1312-1325.
- Shaw, J. 1988. Genetic variation for tolerance to copper and zinc and among populations of the moss *Funaria hygrometrica*. *New Phytol.* 109: 211-222.
- Shaw, A. J., Beer, C. & Lutz, J. 1989. Potential for the evolution of heavy metal tolerance in *Bryum argenteum*, a moss. I. Variation within and among populations. *Bryologist* 92: 73-80.
- Shaw, A. J. & Albright, D. L. 1990. Potential for the evolution of heavy metal tolerance in *Bryum argenteum*, a moss. II. Generalized tolerances among diverse populations. *Bryologist* 93: 187-192.
- Sheridan, R. P. & Rosentreter, R. 1973. The effect of hydrogen ion concentration in simulated rain on the moss *Tortula ruralis* (Hedw.) Sm. *Bryologist* 76: 168-173.
- SMA (Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente). 1978. Dirección General de Saneamiento Atmosférico. El índice Mexicano de la calidad del aire (IMEXCA). Informe técnico/02.
- Southorn, A. L. D. 1976. Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica*. I. Factors affecting the pattern of recolonization. *Jour. Bryol.* 9: 63-66.
- Stanosz, G. R., Smith, V. L. & Bruck, R. I. 1990. Effect of ozone on growth of mosses on disturbed forest soil. *Environ. Poll.* 63: 319-327.
- Watson, W. 1914. Xerophytic adaptations of bryophytes in relation to habitat. *New Phytol.* 13: 181-189.
- Willis, A. J. 1964. Investigation on the physiological ecology of *Tortula ruraliformis*. *Trans. Brit. Bryol. Soc.* 4: 668-683.
- Winner, W. E. & Bewley, J. D. 1978a. Contrasts between bryophyte and vascular plant synecological responses in an SO<sub>2</sub> stressed white spruce association in central Alberta, Canada. *Oecologia* 33: 311-325.
- Winner, W. E. & Bewley, J. D. 1978b. Terrestrial mosses as bioindicators of SO<sub>2</sub> pollution stress: synecological analysis and the index of atmospheric purity. *Oecologia* 35: 221-230.

- Winner, W. E. & Bewley, J. D. 1983. Photosynthesis and respiration of feather mosses fumigated at different hydration levels with  $\text{SO}_2$ . *Canad. Jour. Bot.* 61: 1456-1461.
- Woodin, S. J., Press, M. C. & Lee, J. A. 1985. Nitrate reductase activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. *New Phytol.* 99: 381-388.
- Woodin, S. J. & Lee, J. A. 1987. The effects of nitrate ammonium and temperature on nitrate reductase activity in *Sphagnum* species. *New Phytol.* 105: 103-105.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Nueva Jersey.

## APENDICE I.

ESTACION	CALLES	COLONIA Y DELEGACION
1	Camino a Sta. Teresa e Insurgentes Sur	M. Hidalgo, Tlalpan
2	Camino de las Fuentes Brotantes	La Fama, Tlalpan
3	Av. Tlalpan y San Fernando	Chimalcoyotl Tlalpan
4	La Virgen y Viaducto Tlalpan	Xotepingo Coyoacán
5	M. A. de Quevedo y Div. del Norte	Concepción Coyoacán
6	M. A. de Quevedo y Ayuntamiento	Coyoacán Coyoacán
7	Progreso y Av. Universidad	Axotla A. Obregón
8	Goya y Av. Patriotismo	Mixcoac B. Juárez
9	Parque Viveros de Sta. Cruz-Av. Ermita Iztapalapa.	Sta. Cruz Meyehualco Iztapalapa
10	Quintana Roo y Reforma Ecatepec	I. Zaragoza Iztapalapa
11	Reforma e Ing. Jesus Galindo	Jardín Balbuena V. Carranza
12	Av. Congreso de la Unión Prol. Lucas Alamán	Jardín Balbuena V. Carranza



13	Albañiles y Penitenciaría	Jardín Balbuena V. Carranza
14	Cobre y Aluminio	Rastro V. Carranza
15	Río Churubusco y Priv. Juárez (Parque Xicotencatl)	Churubusco Coyoacán
16	Priv. San José Aculco	San José Aculco Iztapalapa
17	Oriente 110-112	Ramos Millán Iztacalco
18	Calz. de la Viga y Río Churubusco	El Sifón Iztapalapa
19	I. Fabela (Frente al Zoológico de San Juan de Aragón)	San Juan de Aragón G. A. Madero
20	Parque los Galeana	Ampliación Providencia G. A. Madero
21	Gran Canal y San Juan de Aragón	Héroes de Chapultepec G. A. Madero
22	Av. Insurgentes Nte. (Metro Indios Verdes)	Sta. Isabel Tola G. A. Madero
23	Av. de los 100 Mts. y Otavalo	Montevideo G. A. Madero
24	Miguel Ángel y Juana de Arco	Moderna B. Juárez
25	Esc. Médico Militar y San. Pablo	Centro Cuauhtémoc
26	Balderas (Plaza de la Ciudadela)	Juárez Cuauhtémoc

27	Dolores y Av. Juárez	Juárez Cuauhtémoc
28	Reforma y Flores (Parque Santiago)	Unidad Tlalteloleo Cuauhtémoc
29	Noe, Elsa y Samuel	Guadalupe Tepeyac G. A. Madero
30	Av. Insurgentes Nte. y Ricarte	Insurgentes Tepeyac G. A. Madero
31	Líbano y Paseo de las Palmas	Lomas de Chapultepec M. Hidalgo
32	Sierra Mijes y Reforma	Lomas de Chapultepec M. Hidalgo
33	Montes Urales y Reforma	Lomas de Chapultepec M. Hidalgo
34	Museo de Antropología (Reforma)	Anzures M. Hidalgo
35	Reforma y Florencia (frente al Angel)	Juárez Cuauhtémoc
36	Glorieta Colón y Reforma	Juárez Cuauhtémoc
37	Ejército Nacional y Buffón	Anzures M. Hidalgo
38	M. Cervantes S. y Lago Fiel	Huasteca M. Hidalgo
39	México-Tacuba (Colegio Militar)	Popotla M. Hidalgo
40	Av. P. Elías Calles y Eje 8 Sur	Miravalle B. Juárez
41	Municipio Libre y Div. del Norte	Sta. Cruz Atoyac B. Juárez

42	Adolfo Prieto y Félix Cuevas	Del Valle B. Juárez
43	Magnolia e Insurgentes Sur	Del Valle B. Juárez
44	Iero de Mayo y P. Eñías Calles	Nativitas B. Juárez
45	Cumbres de Maltrata y Dr. Vértiz	Narvarte B. Juárez
46	Tintoreto y Botticelli	San Pedro de los Pinos B. Juárez
47	Tepic y Tlacotalpan	Roma Cuauhtémoc
48	Tamaulipas y Alfonso Reyes	Hipódromo Condesa Cuauhtémoc
49	Tonalá y Alvaro Obregón	Roma Cuauhtémoc
50	Morelia, Colima y Alvaro Obregón	Roma Cuauhtémoc
51	Huatabampo y Eje Uno Poniente	Roma Sur Cuauhtémoc
52	Arcos de Belém y San Juan	Salto del Agua Cuauhtémoc
53	Costa Rica y Iera de Florida (Plaza del Estudiante)	Morelos Cuauhtémoc
54	Ciprés y Carpio (Parque Sta. María la Rivera)	Sta. María la Rivera Cuauhtémoc
55	San Isidro y Tezozomoc	Petrolera Atzacapotzalco

56	Invierno y Atzacapotzalco	Angel Simbron Atzacapotzalco
57	Xalpa y San Pablo (Deportivo Reynosa)	El Rosario Atzacapotzalco
58	Cuitláhuac y Clavería	Ampliación Clavería Atzacapotzalco
59	Av. Constituyentes (3a. Secc. de Chupul tepec)	Las Palomas M. Hidalgo
60	Miguel Ocaranza y Claudio Arciniegas (Parque Victoria)	Merced Gómez A. Obregón
61	Insurgentes Sur y Chimalistac (Monumento a A. Obregón)	Chimalistac A. Obregón
62	Pasadena, los Angeles e Insurgentes sur	Del Valle B. Juárez
63	San Jerónimo y B. Juárez	San Jerónimo Lídice M. Contreras
64	Cuahtémoc y Av. Contreras (Parque Casa Popular)	San Jerónimo M. Contreras
65	Canal Nacional	Lomas Estrella Coyoacán
66	Ingenio la Joya y Calz. del Hueso	Tenorio Coapa Tlalpan
67	Acoxpa y Club Atlas	Villa Lázaro Cardenas Tlalpan
68	Navarro e Insurgentes Nte. (Centro Médico la raza)	San Simón Tolnáhuac Cuahtémoc

69	Insurgentes Nte. e Ing. Castro (Metro Pottero)	Guadalupe G. A. Madero
70	Talismán y F.C. Hidalgo	Aragón Inguarán G. A. Madero
71	Av. Rfo Consulado y Av. Oceanía	San Juan de Aragón G. A. Madero
72	Norte 25 y Oriente 175	Progresistas V. Carranza
73	Asia y Matruecos	Romero Rubio V. Carranza
74	Av. 503 y 506	San Juan de Aragón G. A. Madero
75	Salvatierra, Juan Escutia y José Vasconcelos	Miguel Chapultepec M. Hidalgo
76	Presidente Masarik y Galileo	Chapultepec Polanco M. Hidalgo
77	Héroes de 1810	Tacubaya M. Hidalgo
78	Lanz. Duret y Fernando Celada	Periodista M. Hidalgo
79	Av. Toltecas y Lerdo	Iztapalapa Iztapalapa
80	Av. Insurgentes Sur	Ciudad Universitaria Coyoacán
81	Calz. San Bartolo Naucalpan (Panteón Español)	San Luis Tlaltenango M. Hidalgo

APENDICE 2. VALORES PROMEDIO DEL IFA, DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFERICOS  
Y DE LOS PARAMETROS METEOROLOGICOS POR ZONA DE CONTAMINACION.

43

ZONA CENTRO	I	II	III	IV	V
	0581-1001	1186-0487	0587-1087	1187-0488	0588-1088
IPA	2.580	0.290	0.270	0.290	0.250
SO2 (ppm)	0.049	0.040	0.050	0.042	0.059
CO (ppm)	-	7.400	4.400	6.900	5.500
O3 (ppm)	-	0.102	0.123	0.147	0.133
NO2 (ppm)	-	0.140	0.089	0.110	0.084
NOx (ppm)	-	0.220	0.130	0.150	0.123
Pb ( $\mu\text{m}^3$ )	-	-	1.333	1.312	1.234
PP (mm)	564.100	40.500	645.400	65.000	204.000
TEMP. (°C)	10.500	13.900	10.300	15.700	19.000
HUM.REL. (%)	-	33.300	49.700	32.500	40.100

ZONA NOROESTE	I	II	III	IV	V
IPA	2.430	0.310	0.310	0.330	0.330
SO2	0.026	0.055	0.052	0.060	0.055
CO	-	9.000	5.100	8.700	5.100
O3	-	0.093	0.081	0.113	0.104
NO2	-	0.130	0.052	0.120	0.062
NOx	-	0.210	0.145	0.221	0.086
Pb	-	-	-	-	-
PP	674.300	94.700	654.400	64.600	987.000
TEMP.	10.000	16.900	17.600	16.100	19.100
HUM.REL.	-	34.30	40.200	36.600	50.800

ZONA NORESTE	I	II	III	IV	V
IPA	1.120	0.100	0.160	0.130	0.190
SO2	0.027	0.044	0.037	0.040	0.037
CO	-	5.400	3.700	6.200	4.900
O3	-	0.101	0.083	0.103	0.080
NO2	-	-	-	-	-
NOx	-	-	-	-	-
Pb	-	-	1.313	-	2.214
PP	533.100	31.600	622.700	76.900	340.400
TEMP.	10.100	16.200	10.600	10.000	19.700
HUM.REL.	-	34.400	44.000	33.600	49.700

ZONA SUROESTE	I	II	III	IV	V
IPA	3.660	0.430	0.520	0.560	0.400
SO2	0.020	0.028	0.041	0.030	0.031
CO	-	5.200	3.900	6.200	3.900
O3	-	0.112	0.155	0.162	0.164
NO2	-	0.046	-	0.030	0.056
NOx	-	0.132	0.070	0.139	0.090
Pb	-	0.928	1.264	1.200	0.976
PP	1050.500	126.300	951.900	56.900	608.000
TEMP.	13.000	13.040	15.400	13.300	17.000
HUM.REL.	-	37.000	57.700	40.300	62.600

ZONA SURESTE	I	II	III	IV	V
IPA	2.040	0.420	0.400	0.430	0.320
SO2	0.022	0.041	0.035	0.045	0.042
CO	-	6.700	4.900	7.000	6.600
O3	-	0.100	0.104	0.097	0.107
NO2	-	0.140	0.007	-	-
NOx	-	0.147	0.091	-	-
Pb	-	-	-	-	0.735
PP	600.000	93.000	551.000	50.100	507.000
TEMP.	16.000	15.200	17.200	15.500	18.500
HUM.REL.	-	42.500	50.500	47.900	64.900

**TABLA 1. PORCENTAJE DE APARICION DE LAS ESPECIES DE MUSGOS EFIFITOS POR PERIODO EN LA CIUDAD DE MEXICO.**

ESPECIES	I (0581-1081)		II (1186-0487)		III (0587-1087)		IV (1107-0488)		V (0588-1088)	
	NUM.	EST %	NUM.	EST %	NUM.	EST %	NUM.	EST %	NUM.	EST %
<i>T. pagorum</i>	77	77.0	43	53.1	40	49.4	41	50.6	47	58.0
<i>B. argenteum</i>	74	74.0	38	37.0	32	39.5	32	39.5	32	39.5
<i>F. wrightii</i>	66	66.0	28	34.6	37	45.7	35	43.2	32	39.5
<i>L. angustata</i>	20	20.0	8	9.9	6	7.4	6	7.4	7	8.6
<i>L. flexifolium</i>	10	10.0	5	6.2	6	7.4	5	6.2	5	6.2
<i>O. diaphanum</i>	2	2.0								
No. ident.	2	2.0	1	1.2	3	3.7	2	2.5	3	3.7

\* LOS PORCENTAJES PARA EL PERIODO I SE CALCULARON EN BASE A 100 SITIOS Y PARA LOS PERIODOS RESTANTES CON RESPECTO A 81

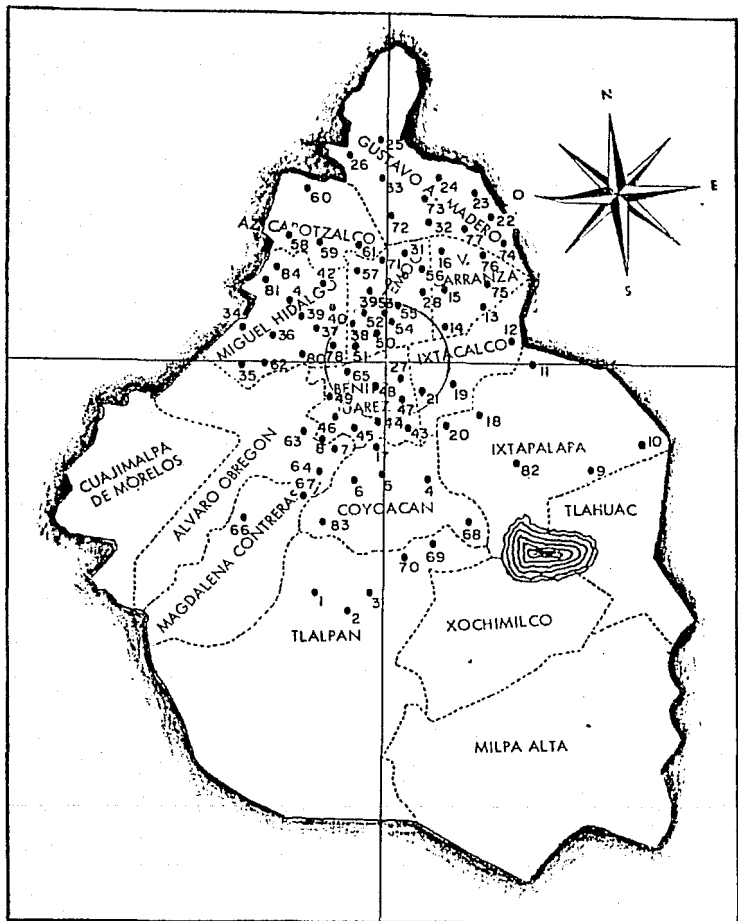


Fig. 1. Distribución de las estaciones de muestreo en la Ciudad de México



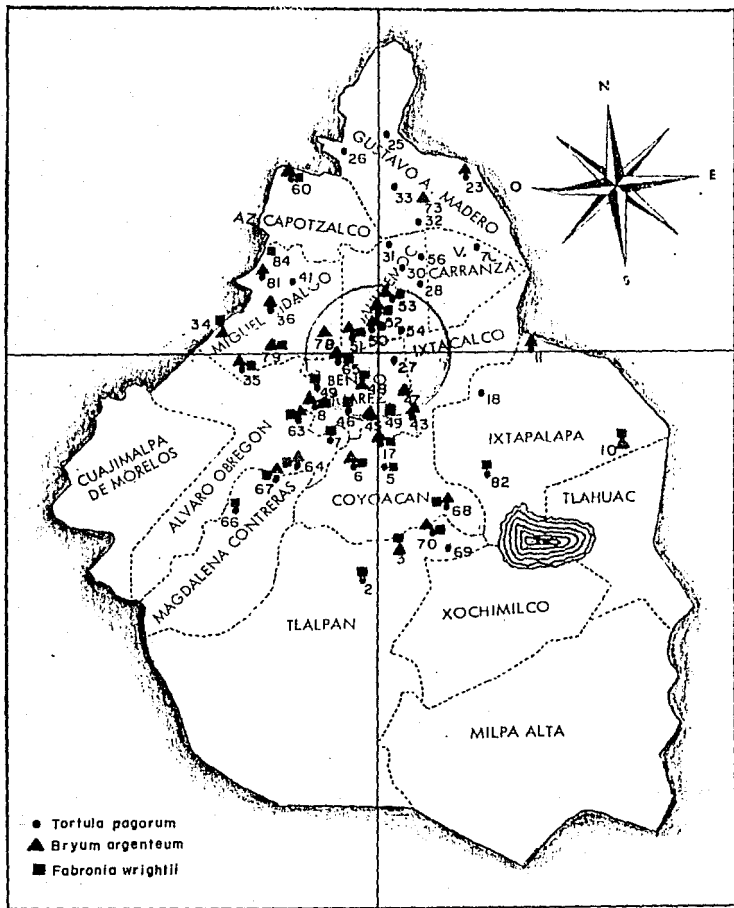


Fig. 2. Distribución de las especies de musgos epífitos en la Ciudad de México.

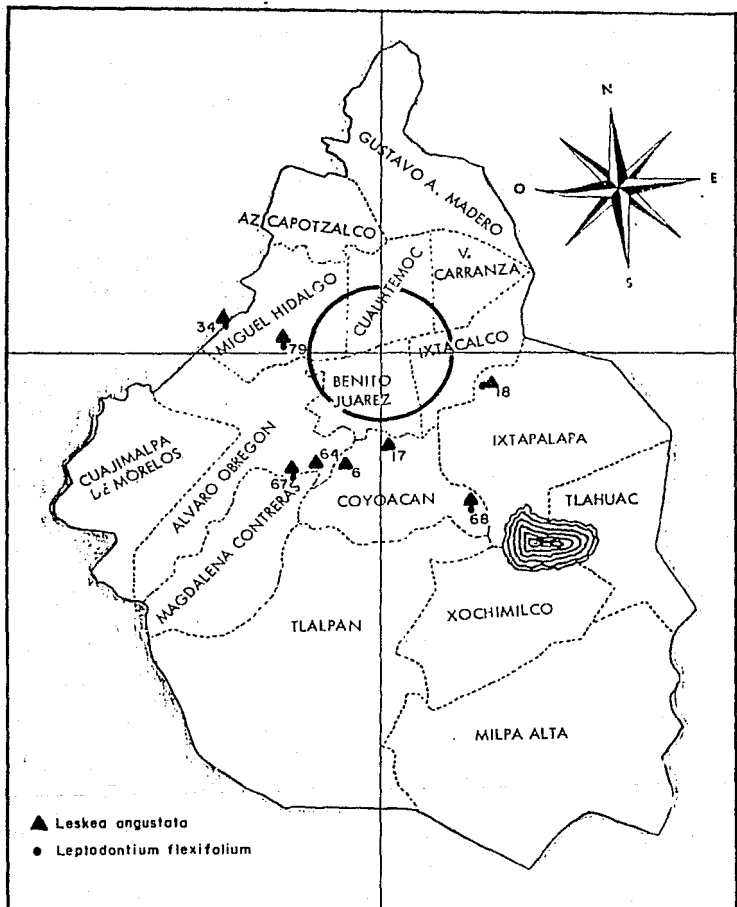


Fig. 3. Distribución de las especies de musgos epífitos en la Ciudad de México.

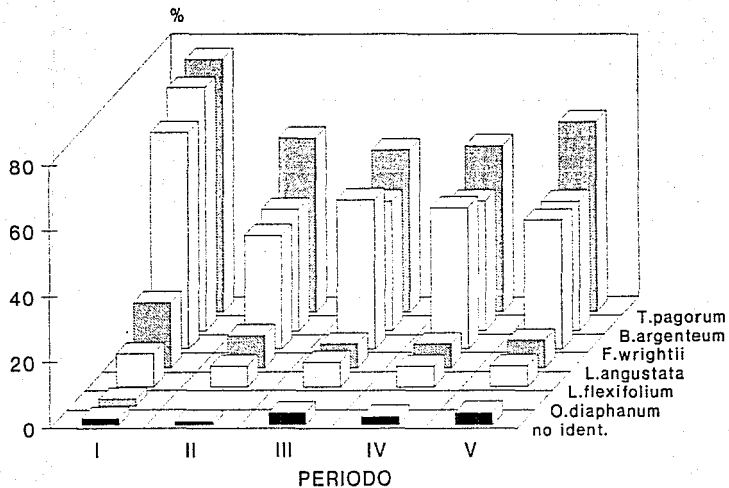


Fig. 4 Porcentaje de aparición de las especies de musgos epífitos por periodo en la Ciudad de México

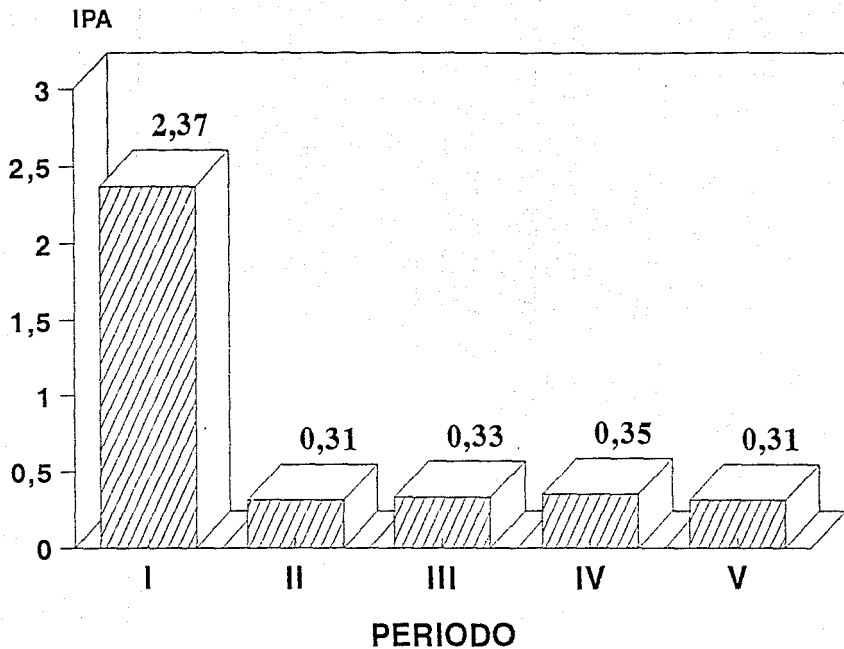


Fig. 5 Índice de Pureza Atmosférica por período en la Ciudad de México

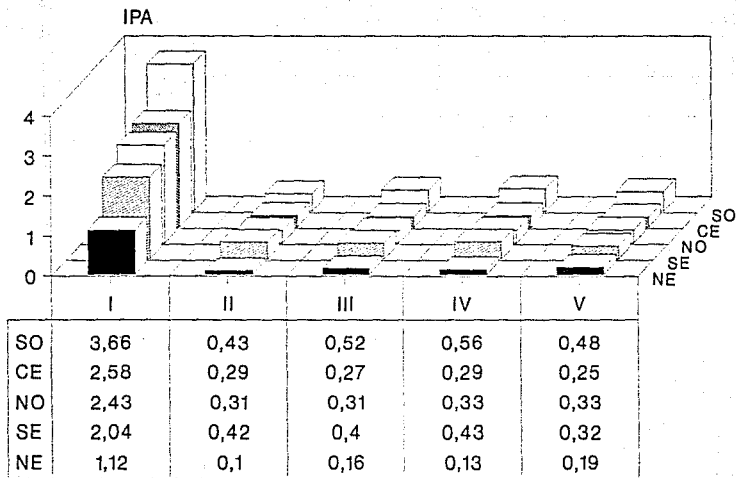


Fig. 6 Índice de Pureza Atmosférica por periodos y zonas de contaminación en la Ciudad de México

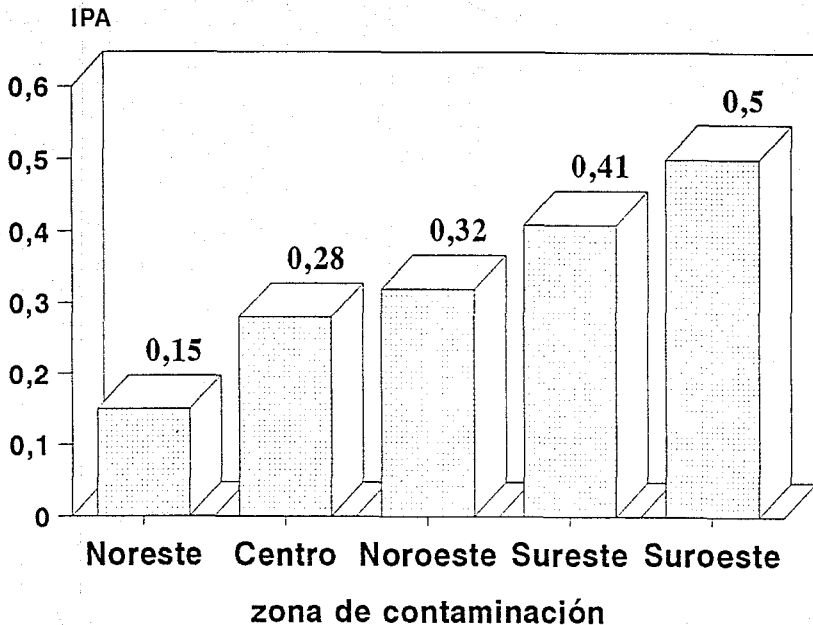


Fig. 7 Índice de Pureza Atmosférica por zona de contaminación en la Ciudad de México

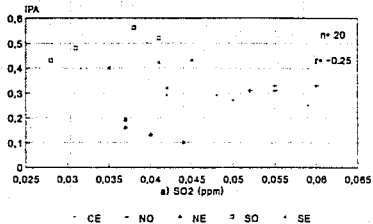
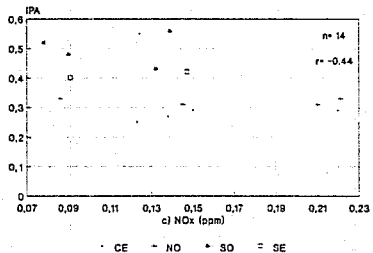
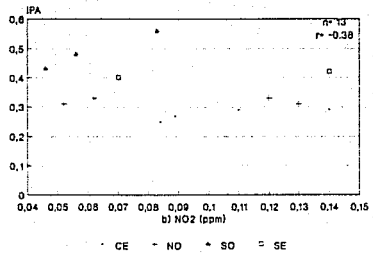
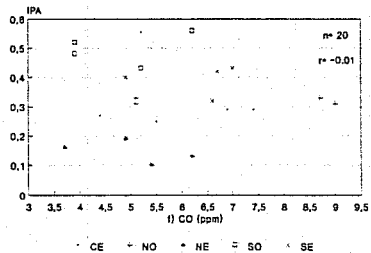
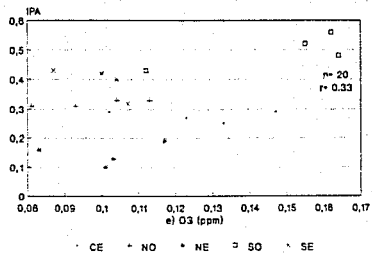
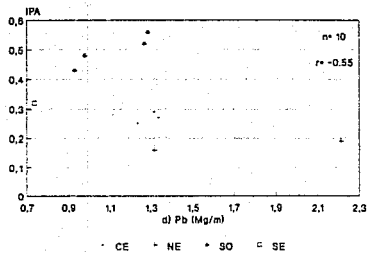


Fig. 8 Relación entre el IPA y contaminantes atmosféricos







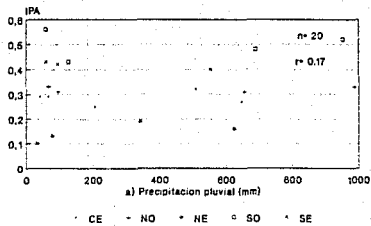


Fig. 9 Relación entre el IPA y parámetros meteorológicos

