

27
Zej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

ESTUDIO DE LA DEPOSITACION ACIDA
EN LA CIUDAD DE MEXICO MEDIANTE
BIOINDICADORES (CORTEZA ARBOREA)

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

U N A M
FES
ZARAGOZA



LO HANMO EJE
DE NUESTRA REFLEXION

DIRECTOR DE TESIS: BIOLOGO GERMAN CALVA VASQUEZ
LABORATORIO DE CONTAMINACION ATMOSFERICA
FES ZARAGOZA

México, D.F.

Julio 1996

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



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.

Jurado asignado :

Presidente	Biol. Germán Calva Vásquez
Vocal	Biol. Maria de los Ángeles Galván Villanueva
Secretaria	Biol. Maricela Arteaga Mejía
Suplente	Biol. Ana Laura Maldonado Tena
Suplente	Biol. Marco Antonio Hernández Muñoz

*A mis padres y mi hermana
con amor*



A Oscar

Quiero agradecer a las siguientes personas e instituciones las atenciones que tuvieron conmigo y que me permitieron concluir este trabajo tan importante para mi :

A la Gerencia de Ciencias del Ambiente del Instituto Mexicano del Petróleo por las facilidades brindadas para elaborar este documento.

A todos mis amigos que siempre me animaron a seguir adelante

Al Biólogo Germán Calva Vásquez por la dirección de este trabajo y por el gran apoyo académico que me ha dado.

A mis compañeros de generación

A mis maestros

Índice

RESUMEN	<i>i</i>
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Aspectos generales de la contaminación atmosférica	1
1.2 El fenómeno de la deposición ácida en el mundo	3
1.2.1 Breve historia	3
1.2.2 Efectos de las deposiciones ácidas	5
1.3 Presencia de la deposición ácida en la Cd. de México.	8
CAPÍTULO 2. OBJETIVOS	13
CAPÍTULO 3. MARCO TEÓRICO	14
3.1 Mecanismos químicos de generación de ácidos en la troposfera	14
3.2 Algunas consideraciones meteorológicas sobre el fenómeno de la deposición ácida	19
3.3 El biomonitoreo de ácidos mediante corteza	20

CAPÍTULO 4. ANTECEDENTES	24
CAPÍTULO 5. ÁREA DE ESTUDIO	30
5.1 Clima	30
5.2 Vegetación	32
5.3 Ubicación de los bosques de estudio	34
CAPÍTULO 6. MÉTODOS	36
6.1 Colecta	36
6.2 Análisis de laboratorio	38
6.3 Análisis estadístico	40
CAPÍTULO 7. RESULTADOS Y ANALISIS	42
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES	64
CAPÍTULO 9. RECOMENDACIONES	67
CAPÍTULO 10. REFERENCIAS	68
ANEXO I	74

Resumen

La presente investigación tuvo por objetivo principal estudiar la contaminación atmosférica por ácidos en la ciudad de México empleando para tal fin la corteza arbórea, que es un material biológico reportado en la literatura como un monitor excelente para este tipo de contaminación.

Las zonas de estudio fueron los bosques de Tlalpan (zona suroeste de la ciudad), Chapultepec (este-noroeste) y Aragón (noreste) y como referencia el bosque de Villa del Carbón en el Estado de México.

El procedimiento de elección de muestras y tratamiento en laboratorio se realizó de acuerdo con el procedimiento establecido por Grodzinska (1977).

Los resultados mostraron que los bosques de mayor acidez fueron Chapultepec y Tlalpan (valor promedio de pH 4.23 y 4.29 respectivamente) y de menor acidez en Aragón (promedio de pH 4.52). Estos resultados tienen correspondencia con las mediciones de pH en lluvia que realiza el Programa de Precipitaciones Ácidas del DDF en donde han encontrado que la zona noreste de la ciudad es la de menor afectación por lluvias ácidas.

Al analizar la relación del pH registrado por corteza con los precursores de la acidez se halló que los contaminantes de mayor asociación fueron el dióxido de azufre y las partículas suspendidas ($r = 0.80$, $p < 0.05$). Con base en estos resultados se considera que el monitoreo de contaminantes ácidos a través de corteza es un método confiable y complementario de los métodos físicos y químicos.

La determinación de la capacidad de amortiguamiento para cada especie arbórea permite recomendar el uso del cedro (*Cupressus lindleyi*) en primer término y del olmo (*Ulmus* sp) como las especies más resistentes a ambientes contaminados por ácidos.

Capítulo 1

Introducción

1.1 Aspectos generales de la contaminación atmosférica.

La atmósfera de nuestro planeta ha actuado a lo largo del tiempo como una enorme autopurificadora integrando las emisiones gaseosas naturales a los ciclos biogeoquímicos, manteniendo el equilibrio entre los ecosistemas. Sin embargo, el acelerado crecimiento poblacional que significa una mayor demanda de bienes y servicios ha tenido como consecuencia negativa la producción de grandes cantidades de compuestos químicos que son vertidos al ambiente en periodos de tiempo muy cortos, por lo que la naturaleza no puede asimilarlos para evitar su acumulación y el impacto que puedan ocasionar. Es de esta manera que se genera la contaminación del ambiente (Albert, 1988).

La gran variedad de compuestos emitidos a la atmósfera hace difícil su clasificación, sin embargo se reconocen dos grupos principales: los *contaminantes primarios* que proceden directamente de su fuente de emisión; y los *contaminantes secundarios* que son originados por la interacción química entre los contaminantes primarios y los componentes normales de la atmósfera. Los contaminantes en estado gaseoso merecen una clasificación especial la cual se muestra en la tabla 1, en conjunto con la fuente de emisión principal.

Tabla I. Clasificación de los contaminantes atmosféricos gaseosos.

Tipo	Contaminantes primarios	Contaminantes secundarios	Fuente de emisión artificial
Compuestos del azufre	SO ₂ y H ₂ S	SO ₃ ; H ₂ SO ₄ ; MSO ₄	Combustión de carburantes con azufre
Compuestos de nitrógeno	NO y NH ₃	NO ₂ ; MNO ₃	Combustión de N ₂ y O ₂ durante combustión a altas temperaturas
Compuestos de carbono	Compuestos C ₁ -C ₁	Aldehídos; cetonas; ácidos	Combustión de carburantes, refinado del petróleo; uso de disolventes
Óxidos de Carbono	CO; CO ₂	Ninguno	Combustión
Compuestos de los Halógenos	HF; HCl	Ninguno	Industrias Metalúrgicas

MSO₄ y MNO₃ indican la fórmula general de los sulfatos y nitratos respectivamente. Tomado de Seinfeld (1982).

Además de los compuestos gaseosos, las partículas en el aire son importantes contaminantes de la atmósfera. Al igual que los gases, las partículas se clasifican en primarias y secundarias dependiendo de su origen. Las de origen primario son emitidas directamente a la atmósfera, principalmente por la erosión de los suelos desprovistos de cubierta vegetal. Las partículas secundarias son de tamaño menor en comparación con las primarias y provienen de procesos industriales, quema de combustibles (transporte y servicios) y de residuos industriales. Este tipo de partículas normalmente se constituyen por nitratos y sulfatos y en menor proporción por carbono orgánico y algunos metales (Seinfeld, 1982).

Ocurre con frecuencia que los contaminantes atmosféricos más irritantes y perjudiciales tanto para el ambiente como para el hombre son los del tipo secundario. Es el caso de los oxidantes como el ozono, los peroxiacetilnitratos y los compuestos ácidos, como el ácido sulfúrico y nítrico. Estos últimos imparten una acidez que de ninguna manera es comparable con la acidez natural que aporta el monóxido de carbono atmosférico en equilibrio con el agua de lluvia, generando pH 5.6, por lo que valores de pH inferiores indican la presencia de contaminación por ácidos (Albert, 1988). Estos compuestos son sintetizados en el espacio urbano mediante dos procesos fundamentales: seco o fotoquímico y húmedo o catalítico que ocurren de acuerdo a las condiciones climáticas de la región. En síntesis, la

deposición seca se establece mediante reacciones fotoquímicas en las que intervienen los óxidos de azufre y nitrógeno (gaseosos o particulados) formando los ácidos correspondientes. La deposición húmeda tiene lugar en las gotitas de agua que proveen un medio ideal de reacciones que tienen lugar por la absorción del material gaseoso y particulado (Calvert, et al. 1985). Ambos tipos de deposición pueden tener efectos negativos severos sobre ecosistemas acuáticos y terrestres, así como en ecosistemas urbanos al atacar la vegetación, los materiales de construcción y la salud (Albert, 1988).

1.2 El fenómeno de la deposición ácida en el mundo.

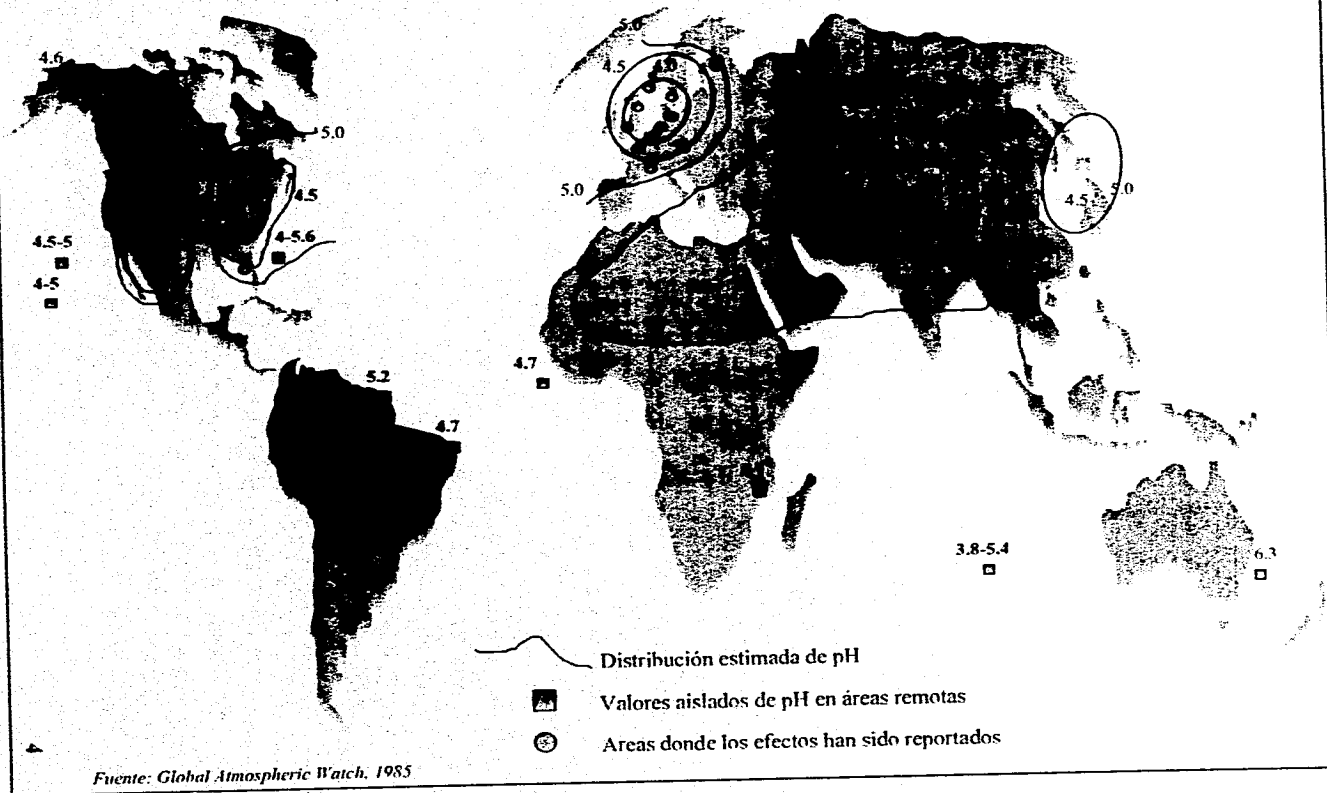
1.2.1 Breve historia.

El acarreo de partículas y gases hacia la superficie de la tierra es un aspecto que ha llamado el interés de los científicos desde hace 200 años. Uno de los primeros fenómenos que se advirtió en laboratorios europeos fue el de la lluvia ácida, descrita por primera vez en 1870 como "el agua de lluvia que proviene de aires cargados de ácidos sulfúrico y nítrico" (Bowersox, et al. 1990).

Los monitoreos sistemáticos comenzaron en Suecia en la década de los 40's cuando se instaló la primera red de monitoreo para estudiar la química de la precipitación. Diez años después esta red se extendió al oeste del continente europeo. La información obtenida permitió localizar las áreas afectadas por precipitaciones ácidas, incluso aquellas zonas alejadas de fuentes de contaminación, situación que se explicó por los procesos de transporte y mezcla de contaminantes (Bowersox, et al. 1990).

En la década de los 70's, cuando se advirtieron por primera vez los efectos de la lluvia ácida en los ecosistemas acuáticos sensibles, el monitoreo se intensificó en Europa, Estados Unidos y otras partes del mundo, esta información es recolectada y analizada por la Global Atmospheric Watch (GAW) cuyo objetivo es vigilar el comportamiento de la lluvia ácida a través del tiempo (figura 1). Otro organismo que actualmente cuenta con un programa permanente de monitoreo de precipitaciones ácidas es la Environmental Protection Agency de Estados Unidos a través del Acid Rain Program (EPA, 1991).

Figura 1. Isolneas de potencial de Hidrógeno en agua de lluvia a nivel mundial. (GAW, 1985)



1.2.2 Efectos de las depositaciones ácidas.

- Sobre los Bosques.

El alcance del problema inducido por las depositaciones ácidas sobre los sistemas biológicos y su posible recuperación permanece aún sin conocerse completamente. La evidencia clara se ha manifestado en los lagos afectados por tales depositaciones, donde la vida animal y vegetal disminuyó dramáticamente (Galloway, 1984). Es difícil, sin embargo, precisar en que medida la depositación ácida ha contribuido al daño observado en los bosques de Estados Unidos, Alemania y recientemente en muchas otras partes del mundo. Las hipótesis actuales señalan una gran cantidad de factores que actúan simultáneamente sobre los bosques como los oxidantes y la toxicidad por metales que resultan en una mayor susceptibilidad al ataque de insectos y patógenos y en una menor resistencia a heladas y sequías (Haines, 1990).

Las depositaciones ácidas pueden afectar potencialmente a la vegetación de manera directa o indirecta. Los efectos directos son el daño en los tejidos aéreos de los árboles, el lixiviamiento foliar y/o la captación de iones y cambios en los procesos metabólicos. Los efectos indirectos se refieren a la alteración del desarrollo y la nutrición debidos a cambios en la química del suelo como el pH y la disponibilidad de nutrimentos (Haines, 1990).

La manifestación de daño típico es el amarillamiento de las hojas maduras. Esta decoloración comienza en el ápice de la hoja y continúa hacia la parte media, mientras que la base puede permanecer verde. Usualmente las hojas amarillas se tornan café y entonces caen, provocando un adelgazamiento de la copa, que en casos extremos lleva a la muerte del árbol, como ocurrió en los bosques de la Selva Negra Alemana y otros bosques de Estados Unidos (Tomlinson, 1983).

Los efectos de las depositaciones ácidas sobre los bosques localizados en áreas receptoras pueden observarse en los árboles de áreas verdes urbanas, que además están sujetos a otros contaminantes atmosféricos y a otras presiones, como poca disponibilidad de recursos (hídricos, nutricionales, de espacio) y manejo equivocado. Es necesario resaltar la importancia de las áreas verdes urbanas, la cual puede ligarse a tres funciones diferentes (López-Moreno, 1991):

1. Reguladoras de microclima. Los árboles contribuyen a reducir las variaciones diarias de temperatura, pueden reducir la velocidad del viento de 2-5 veces e incrementan la humedad del aire.
2. Equilibrio y control de problemas ambientales. Además de proporcionar un ambiente fresco, la vegetación arbórea contribuye a disminuir el ruido, la contaminación atmosférica (por oxigenación, dilución del aire contaminado y absorción de contaminantes) y los reflejos luminosos. A la vez protege los mantos freáticos y cuencas hidrológicas superficiales.
3. Arquitectura del paisaje y beneficios estéticos. Las áreas verdes urbanas son lugares de descanso, de contacto con la naturaleza y de salud física. Brindan efecto terapéutico en términos de reducir la ansiedad y tensión de la población urbana. Tienen además amplio uso arquitectónico y estético, elevando el valor estimado de una propiedad en 12-27% según estudios hechos en ciudades de Estados Unidos.

- Sobre diferentes materiales.

La manifestación del daño sobre materiales causada por ácidos es pérdida de masa, cambios en la porosidad y debilitamiento, sobre todo en los materiales calcáreos y ferrosos. La lista de contaminantes que pueden directa o indirectamente afectar los materiales y las construcciones es larga, siendo los de mayor interés el dióxido de azufre y sulfatos, los óxidos de nitrógeno y nitratos, los cloruros y en algunos casos el ozono y el dióxido de carbono como se muestra en la tabla 2. Un dato interesante es que en Estados Unidos durante 1986 se calculó que el costo total de la corrosión de metales y de la fractura de materiales atribuida a contaminantes atmosféricos fue de un 4% del producto nacional bruto (Butlin, 1991).

Tabla 2. Principales contaminantes y tipo de daño sobre diferentes materiales (Butlin, 1991).

Tipo de material	Tipo de daño	Contaminante principal
Roca de construcción	Erosión superficial, formación de costras y ensuciamiento.	SOx y otros gases ácidos
Metales	Corrosión, deslustre y picaduras	SOx, H ₂ S, aerosoles alcalinos y oxidantes
Cerámica y vidrio	Erosión superficial, formación de costras	Gases ácidos, en especial los que contienen fluor
Caucho	Ruptura	Ozono

• Sobre la salud.

El daño que provocan los ácidos (gases o aerosoles) en el hombre ha sido estudiado recientemente. No cabe duda de que la población de las grandes urbes está expuesta a contaminantes atmosféricos ácidos, sin embargo solo existen evidencias circunstanciales del daño que causan (Spengler, 1990). Los primeros estudios de epidemiología ocupacional fueron realizados en Inglaterra, Japón, Canadá y Estados Unidos, su principal utilidad fue indicar la asociación entre la inhalación de aerosoles ácidos y problemas respiratorios como bronquitis asmática, enfisema pulmonar y dolor de garganta. En estudios posteriores realizados en Canadá (Bates y Sizzo, 1983 en Romieu, 1995), se encontró una correlación significativa entre el número de admisiones a hospitales debido a enfermedades respiratorias agudas y los niveles de contaminación atmosférica, siendo la variable más importante la concentración de sulfatos en la atmósfera en un periodo de 24-48 horas previo al ingreso al hospital.

Recientes estudios en Estados Unidos incluyeron el tamaño de la partícula y su composición. Los resultados del análisis estadístico sugirieron que la asociación enfermedad-contaminante se volvía más fuerte conforme el tamaño de partícula era más pequeño, se observó también que cuando el análisis se efectuó tomando la concentración de iones hidrógeno H^+ como variable predictora, la relación era más fuerte (Spengler, 1990).

Spengler (1990) menciona que dentro de los estudios en humanos a exposiciones controladas destacan los de Koenig y de Utell, en los que, debido a la diferencia en exposición y dosis utilizados por cada autor, llegaron a diferentes resultados en cuanto a la concentración de ácido que provoca daño a la salud. Para Koenig el valor fue de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que para Utell fue de $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Debido a estas diferencias, se hizo necesario calcular la cantidad total de depositación de H^+ en tráquea y bronquios. Esta es 1200 ± 100 nmoles. Dicho valor fue comparado con las concentraciones alcanzadas durante eventos de exposición ambientales, encontrando que en algunos eventos multihorarios de aerosoles ácidos se excedió los 1200 nmoles de H^+ . Esto indica que la población está expuesta a concentraciones que en experimentos controlados han generado daño a la salud.

2.3 Presencia de la depositación ácida en la Ciudad de México.

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) con 18 millones de habitantes; más de 30 mil pequeñas, medianas y grandes industrias; y aproximadamente 3 millones de vehículos de combustión interna (Quadri, 1992), generó, únicamente en 1989, una emisión estimada de 4,356,391 tons. de los contaminantes más importantes: dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos, monóxido de carbono y partículas suspendidas (tabla 3). La magnitud de estas emisiones, en especial por el dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, hace factible la presencia de depositaciones ácidas. Es por esto que desde 1984 en el Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM se llevan a cabo estudios sobre la química de la precipitación, con los cuales se ha confirmado que la precipitación ácida esta perfectamente establecida en la cuenca de México (Báez, 1989).

Tabla 3. Inventario de emisiones por sector en 1989 (Tons/año)

Sector	Fuentes	SO ₂	NO _x	HC	CO	PST	Total
Energía	Pemex	14 781	3 233	31 730	52 645	1 154	103 543
	Termo-elec.	58 247	6 613	113	560	3 545	69 078
Industria y servicio	Ind. Elec.	65 732	28 883	39 981	15 816	10 242	160 654
	Mercantiles	22 060	3 988	121	466	2 469	29 104
Transporte	Privados	3 577	41 796	141 059	1 328 133	4 398	1 519 123
	Taxis	806	9 518	319 864	301 162	997	344 469
	Combis y minibuses	856	10 059	2 748	404 741	1 062	459 196
	R-100	5 224	8 058	2 439	6 260	240	22 221
	Autobuses edo. Méx.	13 062	18 262	5 298	12 612	601	49 835
	A gasolina	955	16 994	67 864	779 585	1 186	866 584
	A diesel	20 063	26 126	7 293	16 515	923	70 920
	Otros: aviones, tren, etc	251	2 698	1 693	5 040	142	9 820
Degradación ecológica	Erosión	0	0	0	0	419 439	419 439
	Incendios y otros proce.	131	931	199 776	27 362	4 201	232 401
Totales		205 725	177 339	572 101	2 950 627	450 599	4 356 391

Tomado de Quadri, 1992.

Durante la segunda mitad de la década de los ochentas se realizaron trabajos puntuales en los que se determinó el pH en las precipitaciones de la ZMCM. Esta información mostró rangos amplios de valores, desde los extremadamente ácidos encontrados en Contreras hasta los alcalinos reportados en el Centro (tabla 4).

Tabla 4. Valores de pH en agua de lluvia en la Cd. de México.

Autor	Lugar	Intervalo de pH
Báez y Belmont (1985)	Ajusco D.D.L.L.	4.15-4.17 3.70-3.78
Padilla (1985)	Lomas de Chapultepec C.U.	4.39-5.79 4.45-5.16
Páramo et al. (1987)	Chapultepec Tlalpan	3.81-7.63 3.56-7.79
	Centro	4.15-8.42
	Contreras	2.66-7.11
	Xochimilco	3.84-7.54

D.D.L.L. = *Desierto de los Leones*, *C.U.* = *Ciudad Universitaria*.

Las determinaciones sistemáticas de lluvia ácida se realizan actualmente por la Dirección de Ecología del Departamento del Distrito Federal (DDF) bajo el Programa de Precipitaciones Ácidas en la ZMCM. En sus estudios destacan que presencia de la lluvia ácida es mayor en el suroeste de la ciudad por dos razones fundamentales: 1) los vientos dominantes que desplazan los contaminantes del noreste al suroeste, y 2) la mayor precipitación en la porción sur del Valle (Figura 2). Asimismo observaron que la frecuencia de la presencia de lluvia ácida ha disminuido de 1985 a 1993 (Figura 3), lo cual se atribuye a la sustitución de combustóleo por gasóleo, a la desulfuración del Diesel y el uso cada vez mayor de gas natural en la industria (CMPCCAVM, 1994).

Figura 2. Zonificación de la precipitación ácida en la Ciudad de México en 1991.

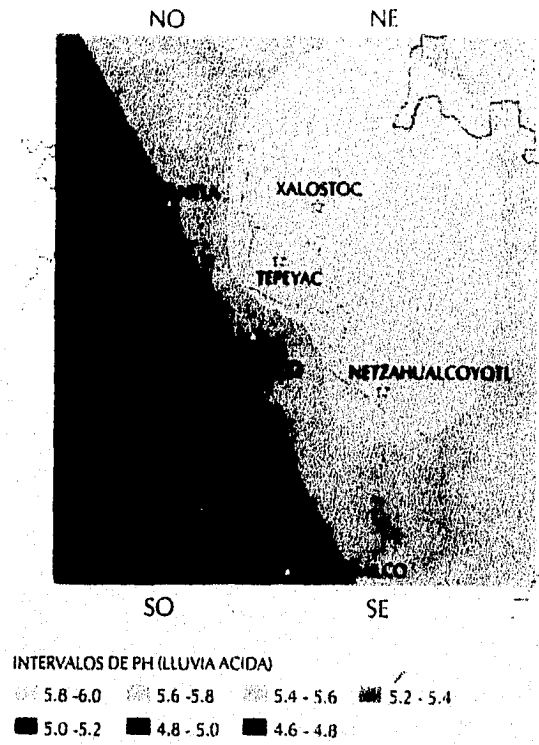
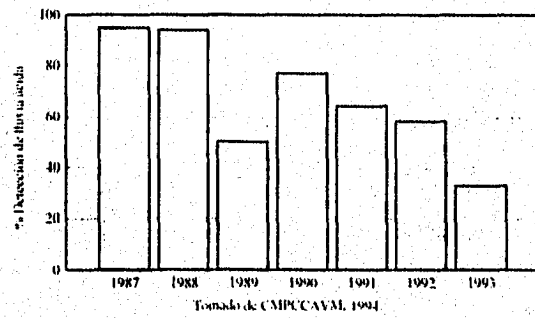
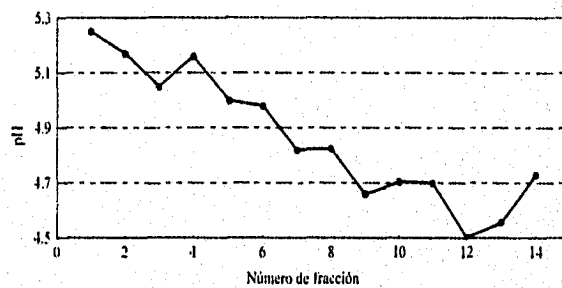


Figura 3. Porcentaje de detección de lluvia ácida en la cuenca de México (1987 a 1993).



Afortunadamente los efectos de las depositaciones ácidas en la cuenca de México no se han manifestado tan severos como en otras partes del mundo. Esto se debe principalmente a que los suelos son fuertemente alcalinos y a que existen importantes fábricas de cemento, cal, yeso y cerámica que emiten compuestos con carácter básico. Ambos factores contribuyen a neutralizar la acidez, sin embargo es importante señalar que en el estudio llevado a cabo por Báez en 1989, que consistió en medir el pH a muestras secuenciales de agua de lluvia, observó que las fracciones colectadas al inicio fueron menos ácidas que la últimas, por lo que se piensa que esta neutralización es únicamente temporal (figura 4).

Figura 4. Variación del pH con respecto a la fracción de lluvia colectada en un evento en la Cd. de México (Báez, 1989).



Los trabajos antes mencionados se han enfocado en la determinación de la acidez durante la época de lluvias (mayo a septiembre) en la ciudad de México empleando para ello técnicas tradicionales de determinación, como los potenciométricos, colorimétricos y la espectrometría de absorción atómica. Sin embargo existen otros tipos de métodos, los biológicos, en los cuales se aprovechan las características de ciertas especies vegetales para emplearlas como monitores de contaminantes atmosféricos. Estos biomonitores poseen reacciones ecofisiológicas específicas relacionadas con factores ambientales, lo cual constituye la base de las propiedades indicadoras de los vegetales (Grodzinska, 1978). Empleando el material biológico adecuado para un determinado contaminante y mediante técnicas relativamente sencillas y a un menor costo que los métodos tradicionales, se logra obtener información precisa del grado de contaminación en una área y tiempo específicos.

En particular la corteza arbórea ha demostrado su eficiencia en el monitoreo de acidez ambiental, tanto de la que se deposita en forma líquida como particulada, y es además un material disponible en cualquier época del año, lo cual resulta especialmente ventajoso sobre otros materiales biológicos. Es por esta razón que el monitoreo de ácidos mediante corteza se ha llevado a cabo con éxito en países europeos (Staxång, 1969 ; Grodzinska, 1977, 78, 82, 83 ; Hartel, 1982 ; Loischert, 1979 ; Johnsen, 1983 ; Swieboda, 1979 ; Westman, 1974) y Canadá (Robitaille & Leblanc, 1977).

Otro aspecto sumamente importante que el presente trabajo aborda es la identificación de especies arbóreas con mayor capacidad de resistir la presión que ejerce la contaminación atmosférica por ácidos, y utilizar esta información en el establecimiento y manejo de las áreas verdes de la Cd. de México, fundamentales para regular el clima y mejorar la calidad de vida de sus habitantes.

Capítulo 2

Objetivos

General.

Determinar la relación de los precursores ácidos (dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno) presentes en la Cuenca de México con los niveles de acidez en la corteza arbórea de especies acumuladoras, asimismo establecer si existe diferencia significativa entre los grupos biológicos de especies caducifolias y perenifolias.

Particulares.

1. Establecer bibliográficamente las especies útiles como indicadores de acidez ambiental en la cuenca de México.
2. Cuantificar los niveles de acidez, conductividad eléctrica y capacidad amortiguadora en la corteza arbórea de las especies seleccionadas para las zonas de estudio durante la época de secas (octubre-abril) y la época de lluvias (mayo-septiembre) de 1991.
3. Determinar la variación temporal de la acidez ambiental en la cuenca de México.
4. Establecer la relación entre los niveles de acidez en la corteza arbórea con los niveles de los precursores de la depositación ácida.
5. Ofrecer un listado de las especies arbóreas que por su resistencia a la acidez ambiental sean adecuadas para la reforestación de áreas verdes urbanas.

Capítulo 3

Marco Teórico

3.1 Mecanismos químicos de generación de ácidos en la troposfera.

Los estudios referentes a la química atmosférica desarrollados para comprender la manera en que los compuestos ácidos son generados en la troposfera señalan lo complejo de las rutas químicas que convierten los óxidos de nitrógeno, azufre y compuestos orgánicos en ácidos. Aún con modelos de simulación de transporte y transformación es extremadamente complejo tratar con precisión la gran cantidad de procesos que involucran la depositación ácida: 1) cantidad y localización de las emisiones de sulfatos, nitratos y compuestos orgánicos; 2) grado de transformación química de los óxidos de azufre y de nitrógeno e hidrocarburos a sus ácidos; 3) transporte y dispersión de los ácidos y sus precursores, incluso a cientos de km de las fuentes de emisión; y 4) grado de depositación seca o húmeda de los compuestos generados (Calvert et al., 1985).

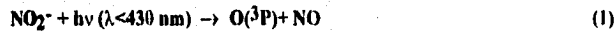
Procesos de la fase gaseosa.

Las reacciones en la fase gaseosa no solo generan ácido sulfúrico y nítrico a partir de la oxidación del dióxido de azufre (SO_2) y de los óxidos de nitrógeno (NO_x), también generan diversos oxidantes que son importantes reactivos en los procesos de la fase líquida.

El SO_2 , NO_2 y los hidrocarburos (HC) son transformados a ácidos por diversos agentes oxidantes. Las especies reactivas importantes incluyen ozono, peróxido de hidrógeno, ácido peroxiacético y algunos radicales libres como el OH^\cdot , NO_3^\cdot y HO_2^\cdot .

A su vez, la formación de éstos involucra al monóxido de nitrógeno, dióxido de nitrógeno, hidrocarburos, aldehídos y la luz solar como fuente energética.

La concentración de ozono se establece mediante la fotólisis del NO_2 , reacción 1 seguida por la reacción 2 :



se elimina en parte por la reacción con NO para formar nuevamente NO_2 :



El ciclo de reacciones 1 a 3 ocurre durante el día, permitiendo una concentración de ozono que usualmente crece con la intensidad de luz solar, y la relación $[\text{NO}_2]/[\text{NO}]$ asciende al mismo tiempo que el NO es convertido a NO_2 mediante las reacciones 5-9 que involucran al OH^- , HO_2^- y al radical peroxi (RO_2^-) formado a partir de hidrocarburos y productos de oxidación, como los aldehídos y el monóxido de carbono.



$\text{R}'\text{COR}''$ representa un aldehído o una cetona; R' y R'' son átomos de hidrógeno o radicales orgánicos como el CH_3 y C_2H_5 .

El radical hidroxilo (OH^-) que inicia esta secuencia de reacciones es formado principalmente a través de la fotodescomposición de ozono:



La concentración del radical OH^- es una función compleja de la concentración y naturaleza de los hidrocarburos presentes, de la concentración de NO y NO_2 , de la humedad y la intensidad de la luz solar a longitudes de onda menores a 306 nm, que controla el grado de disociación del ozono. La producción del radical OH^- es importante porque sus reacciones con SO_2 y NO_2 están identificadas como las fuentes principales de ácido sulfúrico y nítrico en la fase gaseosa:



El radical HOSO_2^- permite finalmente la formación de ácido sulfúrico. El SO_3^- producido en la reacción 15 reacciona rápidamente para generar ácido sulfúrico según la reacción 16:



Existe otro mecanismo teórico para la oxidación del SO_2^- en la reacción 17 y 19, esta última con intermediarios como el CH_2OO , que se forma por la reacción ozono-alquenos representada en la reacción 18:



Teóricamente la oxidación del SO_2 en la reacción 17 es importante solo en las chimeneas con emisiones ricas en NO_2 y SO_2 , mientras que la reacción 19 es significativa en atmósferas urbanas altamente contaminadas. La dominancia de la reacción del OH^- con SO_2 se ha encontrado mediante modelos, calculando que el 98% del ácido sulfúrico es producido mediante esta reacción.

La oxidación del NO_2 durante el día se lleva a cabo con mayor rapidez que la oxidación del SO_2 (aproximadamente 10 veces más rápido), principalmente por la reacción 14. En la noche existe una secuencia de reacciones que también permite la formación de HNO_3 , esta se inicia por las reacción del ozono con el dióxido de nitrógeno:



El radical producido, NO_3^- , es una fuente de menor importancia de HONO_2 durante el día, ya que es destruido rápidamente por fotólisis y por reacción con el NO :



Varias reacciones formadoras de ácidos a partir del NO_3^- pueden ser importantes durante la noche. Por ejemplo, el NO_3^- reacciona con el NO_2 para formar N_2O_5 en la reacción 24 que a su vez puede reaccionar con agua y formar el ácido ó directamente tomando un átomo de H proveniente de aldehídos y otros compuestos reactivos:





Procesos de la fase líquida.

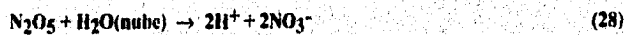
- Generación de ácido sulfúrico.

La mayoría de los agentes oxidantes fuertes formados en la fase gaseosa como el ozono, peróxido de hidrógeno, peroxiacetilnitrato, metilhidroperóxido y ácido peroxiacético no reaccionan con el SO_2 gaseoso en concentraciones significativas. Sin embargo, cuando estas especies son disueltas en agua, rápidamente oxidan el SO_2 disuelto (principalmente en la forma del ión HSO_3^-).

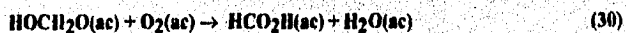
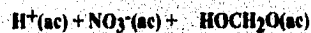
El mayor grado de oxidación del HSO_3^- se ha encontrado con ozono en soluciones con $\text{pH} > 5$. En el caso de pH menores, usualmente encontrados en nubes y agua de lluvia, el radical H_2O_2^- es el principal oxidante del S(IV) . Los radicales OH^- y HO_2^- formados en la fase gaseosa pero que han sido transportados a las gotitas de agua podrían contribuir a la oxidación del HSO_3^- . Tales reacciones dependen de la cantidad de colisiones que ocurran entre las especies químicas gaseosas y la superficie de las gotitas de agua.

- Generación de ácido nítrico.

Las reacciones más probables de formación de ácido nítrico involucran al N_2O_5 y NO_3^- atrapados en la nube:



Los radicales NO_3^- al ser capturados por el agua también pueden reaccionar con materia orgánica soluble, como el formaldehído hidratado (HOCH_2OH) y generar HNO_3 y otros productos de oxidación de especies orgánicas:

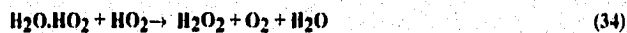


Los estudios teóricos sugieren que la formación de HONO_2 en la fase líquida mediante la cadena de reacciones 28 y 29 son las principales generadoras del ácido. En la ciudad de Los Angeles se ha encontrado una importante generación nocturna de HONO_2 y de NH_4NO_3 aerosol que aunado al consumo de NO_3^- permite un almacenamiento de N_2O_5 . En teoría la reacción del N_2O_5 con el agua de nube es altamente importante en atmósferas de alta humedad y temperaturas bajas ya que el ácido nítrico puede formarse tan pronto el N_2O_5 haga contacto con nubes, niebla o aerosol húmedo.

Las reacciones 20, 27 y 28 análogas para el SO_2^- no pueden llevar a la formación del H_2SO_4 por la noche debido a que la oxidación del SO_2^- por el O_3 en la fase gaseosa es muy lenta.

Generación de ácidos acoplada: fases líquido-gas.

Los oxidantes más importantes del ión HSO_3^- en el agua son el peróxido de hidrógeno y el ozono, ambos generados en la fase gaseosa. Se sabe que la concentración de ozono depende de una compleja serie de reacciones en la fase gaseosa. El H_2O_2 en la fase gaseosa se produce de la interacción del hidropéroxido (HO_2) con el hidropéroxido hidratado ($\text{H}_2\text{O} \cdot \text{HO}_2$):



La formación de H_2O_2 depende de la concentración de vapor de agua. Otro mecanismo importante en la generación de este oxidante es el HO_2 producido en la fase gaseosa y que puede ser transportado a la fase líquida.

Un aspecto interesante que se ha observado en estudios realizados en Estados Unidos es el acoplamiento general entre la distribución anual de la depositación de sulfatos y los registros máximos del ozono, mostrando un comportamiento estacional con máximos en verano y mínimos en invierno (Calvert et al., 1985). Este hecho hace pensar que la generación del ácido sulfúrico proveniente de ambas fases esta fuertemente influenciada por la actividad fotoquímica. En el caso del ácido nítrico no se ha observado esta dependencia.

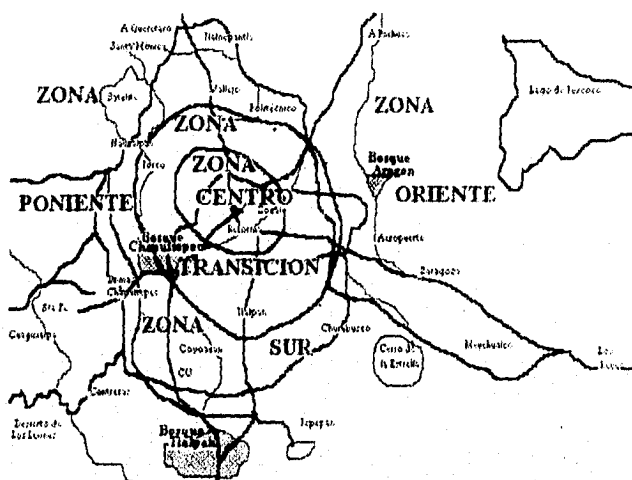
3.2 Algunas consideraciones meteorológicas sobre el fenómeno de la deposición ácida.

En el punto anterior se describió que el mecanismo principal por medio del cual se forman los compuestos ácidos depende de las condiciones meteorológicas prevalentes. Es interesante mencionar que la ZMCM presenta marcadas diferencias termopluviométricas que permiten delimitar 5 zonas mesoclimáticas (Jáuregui, 1975): centro: transición, oriente: poniente y sur. Este hecho puede significar que, de acuerdo a la zona, los procesos de formación de ácidos en la cuenca de México sean particulares, es decir que en la zona sur con menor temperatura, mayor humedad y precipitaciones se formen ácidos mediante mecanismos predominantemente de la fase líquida, en contraste con la zonas oriente, centro y transición en donde las condiciones meteorológicas favorecerían procesos de formación involucrando gases y partículas. En este sentido, la corteza arbórea es capaz de monitorear ambos tipos de deposición. Las características de cada una de estas áreas, así como su ubicación se muestran en la tabla 5 y en la figura 5 respectivamente.

Tabla 5. Principales características de las zonas climáticas de la ciudad de México. (Jáuregui, 1975).

	Zona				
	Centro	Transición	Oriente	Sur	Poniente
Nivel de contaminación	Alto	Moderado	Moderado	Bajo	Moderado
Grado de ventilación	Pobre	Moderada	Buena	Alta	Buena
Oscilación térmica diurna	Menor	Regular	Alta	Moderada	Moderada
Humedad ambiente	Baja	Menos seco	Seco	Alta	Moderada
Frecuencia de lluvias	Alta	Alta	Baja	Alta	Alta
Frecuencia de tolvancras	Moderada	Moderada	Alta	Baja	Baja
Frecuencia de heladas	Nula	Baja	Alta	Moderada	Moderada
Frecuencia de nublados	Moderada	Moderada	Baja	Alta	Alta
Frecuencia de tormentas eléctricas	Moderada	Moderada	Alta	Alta	Alta

Figura 5. Las zonas climáticas de la Ciudad de México (Jáuregui, 1975).



3.3 El biomonitoreo de ácidos mediante corteza arbórea

Como se mencionó anteriormente, el fenómeno de la depositación ácida se advirtió por primera vez en Europa a finales del siglo XIX. A partir de entonces y con un especial auge en la década de los setentas, surgió un interés de la comunidad científica por contar con un monitoreo cualitativo y cuantitativo los compuestos químicos depositados en la superficie terrestre, situación que llevó al desarrollo de métodos novedosos que permitieran conocer la concentración y distribución de los contaminantes atmosféricos principales. El biomonitoreo es un método basado en las relaciones ecofisiológicas de las plantas con su ambiente, que permiten conocer el nivel de contaminación circundante, el cual puede ser determinado de acuerdo a los cambios en la distribución geográfica de los diferentes grupos de organismos

indicadores, o por sus cambios citológicos, fisiológicos, bioquímicos y/o químicos. Asimismo, las mediciones cuantitativas de las variables bajo estudio pueden hacerse por métodos físicos o químicos. Como aportación importante, los métodos biológicos tienen la capacidad de registrar acumulativamente el efecto tóxico de la contaminación (Grodzinska, 1978).

Existe una gran cantidad de material biológico que se usa como indicador: líquenes, hongos, algas, musgos, plantas superiores, y como parte de éstas, la corteza arbórea. El empleo de la corteza como bioacumulador está basado en el hecho de que los niveles de contaminantes presentes en ella son el reflejo de los niveles de contaminación en la atmósfera, teniendo además la cualidad de registrar con precisión los cambios que ocurren en su entorno, debido al largo tiempo que permanece la corteza (Staxäng, 1969; Grodzinska, 1977,78,82; Hartel 1982; Swiehoda, 1979; Johnsen, 1973).

El primer monitoreo de acidez ambiental mediante corteza se realizó en el sur de Suecia por B. Staxäng en 1969. Ella colectó muestras de diferentes especies como *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa*, *Betula verrucosa*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Ulmus glabra* y *Tilia cordata*. Tanto en sus trabajos como en los de otros autores (Barkman, 1958; Grodzinska, 1977) se advirtió la dependencia del valor del pH de la corteza con respecto a la especie arbórea, edad del árbol, estado de salud, estructura de la corteza, duración del periodo de almacenamiento, técnica de muestreo y procedimiento analítico. El pH de la corteza se incrementa con la edad del árbol, con la duración del periodo de almacenamiento, con el nivel de infestación por insectos y con la profundidad de la muestra colectada. Por otra parte, el pH desciende con el grado de pulverización de la muestra.

Dado lo anterior, los científicos establecieron los puntos a considerar en el empleo de la corteza arbórea como bioacumulador, con el objeto de evitar errores, estos son:

- Árboles sanos, no infestados, con 40-50 cm de diámetro y corteza rugosa.
- La colecta debe hacerse limpiando con un cepillo para remover hongos, líquenes, musgos, polvo y partículas de la superficie; capas delgadas de corteza

(2 a 3 mm de profundidad) extraídas a 1.0-1.5 m sobre el nivel del suelo y siempre en la misma cara del árbol.

- Las muestras deben secarse al horno a 95°C durante 24 horas. la corteza pulverizada se hidrata con 8-10 ml de agua destilada y se refrigera durante 48 horas.
- La determinación del potencial de hidrógeno no debe exceder 30 días después de la colecta.

Asimismo, la experiencia ha demostrado que los problemas y restricciones en el empleo de corteza como bioacumulador son debidos principalmente a la falta de estandarización de la técnica, al conocimiento insuficiente de la fisiología del árbol y a factores bióticos y abióticos externos que pueden estar fuera del alcance del investigador (Walkenhorst, 1991). Sin embargo, muchos de estos problemas pueden evitarse mediante la estandarización de la técnica y una selección cuidadosa del material (tabla 6), obteniendo a cambio información valiosa sobre el tipo y grado de contaminación, fuentes de emisión y descarga de contaminantes sobre un área determinada en un periodo de tiempo específico. A continuación se enlistan las ventajas particulares del método:

- Posibilidad de monitoreo por periodo de tiempo largo.
- La investigación sobre contaminación puede realizarse en áreas extensas.
- No hay limitación en el monitoreo debido a la estación del año, ya que la corteza esta disponible en cualquier época.
- La identificación de la especie arborea normalmente es fácil (a excepción de los ecosistemas de selva) en comparación con otros grupos de organismos, como por ejemplo los líquenes que requieren la consulta de especialistas en taxonomía.
- La colecta de la muestra es fácil.
- La técnica de muestreo no afecta la vitalidad del árbol, solo se remueve tejido muerto.
- Existe la posibilidad de repetir el muestreo en el mismo individuo.
- Los costos de material, personal y tiempo son comparativamente bajos con respecto a los métodos tradicionales.

Tabla 6. Medidas prácticas contra algunas causas de error en el biomonitordeo utilizando corteza arbórea.

Influencia	Medida
Distribución radial de la concentración de elementos en la corteza.	Estandarización de la técnica de muestreo.
Características de las diferentes especies arbóreas y tipos de corteza.	Estandarización del tipo de árbol y de edad.
Influencia de flujos de agua de lluvia típicos.	Evitar las áreas de corteza afectadas.
Distribución no equitativa de los elementos en la superficie de la corteza.	Muestreo en diferentes partes del tronco para obtener un valor promedio.
Cobertura por líquenes, musgos, algas.	Selección cuidadosa de las partes de la corteza.
Daño por animales.	Selección cuidadosa de los individuos.
Condiciones climáticas.	Estandarización de la profundidad del muestreo, orientación con respecto a la dirección dominante del viento.
Variabilidad de los datos de diferentes árboles en el mismo sitio.	Análisis de un número considerable de individuos para obtener valores promedio.
Los datos no muestran correlación con las emisiones	Inspección de la zona para identificar fuentes de emisión, filtros de vegetación, corrientes específicas de aire, etc.

Capítulo 4 Antecedentes

La gran mayoría de las investigaciones en las que se ha empleado corteza como bioacumuladora de compuestos ácidos han sido llevados a cabo en países europeos y en Canadá. Los primeros estudios sobre bioacumulación fueron dirigidos por B. Staxäng del Institute of Ecological Botany, Upsala University de Suecia en 1969, en los cuales se detectaron y solucionaron las fuentes de error al emplear corteza como bioacumuladora. Otro punto relevante es que esta investigadora analizó la corteza de distintas especies de árboles ubicadas en sitios con diferente grado de contaminación, sus resultados indicaron la relación directa que guarda el grado de acidez de la corteza con la distancia a la fuente de emisión, lo cual sugirió la eficiencia de la técnica.

Otro paso en el desarrollo del método fueron las investigaciones en las que se introdujo la estimación de la conductividad eléctrica de la corteza como una medida general de la contaminación atmosférica. También emplearon técnicas fotométricas para cuantificar los niveles de azufre en la corteza y estimar la contaminación por dióxido de azufre atmosférico (Walkerhorst, 1991).

En estudios posteriores Hartel (1982) analizó otras propiedades de la corteza que fueron aprovechadas para el monitoreo de contaminantes atmosféricos. Sus trabajos se enfocaron en la interdependencia del contenido de aniones y cationes en la solución de corteza como resultado de su exposición a contaminantes. Los experimentos consistieron en fumigar la corteza con dióxido de azufre en cantidades diferentes. En sus conclusiones puntualizó que el biomonitoreo por corteza permite un registro retrospectivo de la contaminación y que existen relaciones estadísticamente significativas entre la conductividad eléctrica de la solución de la corteza y las descargas de sulfatos a la atmósfera. Con respecto al pH, encontró una relación inversa con el valor de la conductividad eléctrica.

Capítulo 4 Antecedentes

La gran mayoría de las investigaciones en las que se ha empleado corteza como bioacumuladora de compuestos ácidos han sido llevados a cabo en países europeos y en Canadá. Los primeros estudios sobre bioacumulación fueron dirigidos por B. Staxäng del Institute of Ecological Botany, Uppsala University de Suecia en 1969, en los cuales se detectaron y solucionaron las fuentes de error al emplear corteza como bioacumuladora. Otro punto relevante es que esta investigadora analizó la corteza de distintas especies de árboles ubicadas en sitios con diferente grado de contaminación, sus resultados indicaron la relación directa que guarda el grado de acidez de la corteza con la distancia a la fuente de emisión, lo cual sugirió la eficiencia de la técnica.

Otro paso en el desarrollo del método fueron las investigaciones en las que se introdujo la estimación de la conductividad eléctrica de la corteza como una medida general de la contaminación atmosférica. También emplearon técnicas fotométricas para cuantificar los niveles de azufre en la corteza y estimar la contaminación por dióxido de azufre atmosférico (Walkerhorst, 1991).

En estudios posteriores Hartel (1982) analizó otras propiedades de la corteza que fueron aprovechadas para el monitoreo de contaminantes atmosféricos. Sus trabajos se enfocaron en la interdependencia del contenido de aniones y cationes en la solución de corteza como resultado de su exposición a contaminantes. Los experimentos consistieron en fumigar la corteza con dióxido de azufre en cantidades diferentes. En sus conclusiones puntualizó que el biomonitoreo por corteza permite un registro retrospectivo de la contaminación y que existen relaciones estadísticamente significativas entre la conductividad eléctrica de la solución de la corteza y las descargas de sulfatos a la atmósfera. Con respecto al pH, encontró una relación inversa con el valor de la conductividad eléctrica.

También realizó comparaciones entre la corteza de árboles caducifolios y perennifolios y concluyó que éstos últimos poseen relaciones más definidas con las variables antes mencionadas.

Además del cambio en el valor del pH y de la conductividad eléctrica en corteza de árboles expuestos a ambientes contaminados, la capacidad amortiguadora es otro parámetro estrechamente relacionado con la presencia de ácidos. Johnsen (1973) encontró que la resistencia a cambios en el valor del pH de la corteza, es decir la capacidad amortiguadora, decrece en las áreas cercanas a fuentes de emisión y en las áreas receptoras (que pueden estar separadas por cientos de km), asimismo encontró que existe relación inversa significativa entre el pH y la concentración de SO_2 atmosférico. Los trabajos de Johnsen permitieron establecer un método cuantitativo para determinar la capacidad amortiguadora de la corteza (β), basado en la diferencial del valor del pH antes y después del tratamiento con hidróxido de sodio y en la concentración total de base en la corteza.

En ese mismo año se realizaron otras investigaciones por M. Swiebada en Polonia quien determinó el contenido de F, S, Mg, Na, P, K y Ca en corteza, así como el valor del pH empleando especies perennes y caducifolias. De sus resultados concluyó que la corteza de *Pinus sylvestris* tiene la facultad de absorber compuestos químicos activos, por lo que es recomendable como indicador de contaminantes gaseosos y de polvos que son depositados mecánicamente. Otro punto importante es que el valor del pH de la corteza del pino desarrollado en zonas altamente industrializadas depende de la composición química del aire contaminado. Cuando las emisiones poseen un carácter complejo, la influencia acidificante del SO_2 puede ser neutralizada, por lo que no solo se debe determinar el pH en corteza, sino también los elementos químicos factibles de encontrarse en el ambiente. Al respecto, S. Odén (1976) indicó que la neutralización del ácido sulfúrico por el NH_3 o por otras bases es cierta únicamente desde el punto de vista químico, ya que si bien el pH se incrementa, el efecto acidificante del $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ neutro o ácido es tan fuerte como el del ácido puro. Esto se debe a que la parte de la sal compuesta por nitrógeno es reabsorbida por las plantas en intercambio por H^+ .

En la tabla 7 se resumen algunos trabajos realizados en diferentes partes del mundo en los que se empleó la corteza arbórea como bioacumuladora de contaminantes, en especial de elementos ácidos, así como los resultados obtenidos.

Tabla 7. Trabajos sobre monitoreo de contaminantes atmosféricos utilizando corteza arborea.

Autor/año	País	Especies estudiadas	Valores de pH	Variables/ Tratamiento de datos	Observaciones
Barkman 1958		Géneros caducifolios y perennifolios.			Consideró que la corteza de árboles caducifolios, de naturaleza menos ácida que la perteneciente a especies perennes, es mejor bioacumuladora de contaminantes atmosféricos.
Staxäng 1969	Suecia	<i>Acer platanoides</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Alnus glutinosa</i> <i>Betula verrucosa</i> <i>Populus tremula</i> <i>Quercus robur</i> <i>Ulmus glabra</i>	Maple 4.9-6.8; Fresno 4.1-6.8, Alamo 3.1-4.9, <i>Betula</i> 3.0-4.5, Olmo 3.7-7.3. Encino 3.2-5.1	Correlaciones lineales entre la distancia a la fuente de emisión y valores de pH y capacidad de amortiguamiento. Determinó cualitativamente la capacidad de amortiguamiento para cada especie.	Identificó y solucionó las fuentes de error en el empleo de corteza como biomonitor de contaminantes atmosféricos. Encontró que la acidez de las muestras era menor en las áreas poco contaminadas, mostrando tendencia a acidificarse al acercarse a las zonas contaminadas.
Darrall 1988		<i>Aesculus hippocanastus</i> <i>Picea abies</i> <i>Pinus silvestris</i>	<i>Aesculus</i> con valores de pH 3.0-3.4; <i>Picea</i> a. 2.5-3.5 y Pino. 4.0	Coefficiente de correlación alto entre los valores de pH y la concentración de sulfatos en corteza.	Observó que el valor de la conductividad eléctrica guarda una relación inversa con el pH de la corteza.

Tabla 7 continuación

Autor/año	Lugar	Especies estudiadas	Valores de pH	Variabes/Tratamiento de datos	Observaciones
Johnsen 1973	Dinamarca	<i>Acer platamus</i> , <i>Acer pseudoplatamus</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Ulmus sp.</i> , <i>Tilia sp.</i> , <i>Populus sp.</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> .	Para zonas urbanas los valores se encontraron entre 2.8-3.0 unidades.	Coefficientes de correlación.	Estableció el método cuantitativo para determinar la capacidad de amortiguamiento (β). Encontró relaciones inversas entre pH y la concentración de SO_2 atmosférico. Las mayores β correspondieron a las zonas con fuentes de emisión de polvos. Encontró relación directa entre el contenido de S en corteza y SO_2 atmosférico.
Swichoda 1979	Cracow. Polonia	<i>Pinus silvestris</i>	Rango entre 2.9-4.1	Obtención de coeficientes de correlación entre variables.	Observó que el contenido de S en corteza aumenta con la concentración de SO_2 en la atmósfera. Clasifica al pino como una especie recomendable para la bioacumulación de gases y partículas contaminantes. Determinó F, S, Mg, Na, P, K y Ca en la solución de corteza.
Grether 1977	Minnesota Estados Unidos.	<i>Quercus robur</i> , <i>Pinus silvestris</i> , <i>Quercus alba</i> , <i>Quercus betulina</i> , <i>Quercus macrocarpa</i>	Encino 3.2-2.6 Pino 3.1-3.4	Correlaciones lineales simples	No encontró relación entre el dióxido de azufre atmosférico y el pH de corteza.

Tabla 7 continuación

Autor	Lugar	Especies estudiadas	Valores de pH	Tratamiento de datos	Observaciones
Westman 1974	Suecia	<i>Pinus sp.</i>	Pino <2.5 en zonas contaminadas; 3.4-3.8 en la zona referencia.	Regresión múltiple entre las variables pH, distancia a la fuente de emisión, exposición y edad del árbol.	Halló que la acidificación de la corteza mostraba una clara tendencia a disminuir conforme se alejaba de la planta de azufre.
Robitaille y Leblanc 1977	Canadá	<i>Abies balsamea</i>	<i>Abies</i> 3.66-4.03	Capacidad amortiguadora; correlación entre pH de la corteza y cambios en las concentraciones de SO ₂ en atmósfera	Concluyó que a mayor concentración de dióxido de azufre atm. existe una mayor acidificación de la corteza y un decremento en la β.
Hutchinson 1977	Ontario Canadá	<i>Quercus rubra</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Pinus baltiana</i> <i>Acer rubrus</i> <i>Betula papyrifera</i>		Regresión lineal de valores de metales contra suelo; lluvia y distancia	Concluyó que <i>Betula p.</i> y <i>Acer r.</i> son especies sensibles.
Grodzinska 1977	Polonia Cracow (región industrial) y Bialowiesca. (referencia)	<i>Tilia cordata mill.</i> <i>Fraxinus excelsior l.</i> <i>Quercus robur</i> <i>Carpinus betula l.</i> <i>Alnus incana l.</i> <i>Coryllus avellana l.</i> <i>Pinus silvestris</i>	El pino mostró los valores más bajos; en general las especies perennes obtuvieron los valores más ácidos.	Relación de la acidificación de la corteza con la concentración de SO ₂ .	Encontró correlación entre el grado de acidificación de la corteza y la contaminación atmosférica por SO ₂ . Observó fluctuaciones estacionales en el pH y β de la corteza.

Tabla 7 continuación

Autor	Lugar	Especies estudiadas	Valores de pff	Tratamiento de datos	Observaciones
Lotschert 1979	Alemania	<i>Fraxinus excelsior</i>			Encontró que los niveles de contaminantes en corteza están altamente relacionados con las fuentes de emisión.
Grodzinska 1978	Niepolomice Polonia	<i>Tilia cordata</i> <i>Pinus silvestris</i> <i>Quercus robur</i>	El rango de valores entre 2.2-4.7 unidades	Regresión lineal entre los valores de pH de corteza y la distancia a fuente de emisión.	Correlación directa entre nivel de acidez de corteza y concentraciones de SO ₂ .
Alvarado y García 1987	México	<i>Quercus rugosa</i> , <i>Pinus</i> sp., <i>Alnus</i> sp	Especies perennes más ácidas que especies caducifolias	Diferencias significativas entre especies.	Implementaron la técnica de muestreo de corteza siguiendo lo establecido por Grodzinska (1978). Determinaron el número representativo de individuos por especie a muestrear para lograr 95% de confianza
Alarcón y García 1987	México	<i>Quercus rugosa</i> , <i>Pinus</i> sp., <i>Alnus</i> sp	Especies perennes más ácidas que especies caducifolias	Regresión lineal simple entre los valores de pH y de conductividad encontrados en corteza.	Implementaron la técnica de muestreo de corteza siguiendo lo establecido por Grodzinska (1978). Determinaron el número representativo de individuos por especie a muestrear para lograr 95% de confianza
Hartel 1982		Árboles perennes y caducifolios		Correlaciones lineales simples entre pH, conductividad eléctrica y concentración de dióxido de azufre en atmósfera.	Encontró relación inversa entre pH y conductividad eléctrica y entre conductividad eléctrica y niveles de SO ₂ en la atmósfera.

Capítulo 5

Área de Estudio

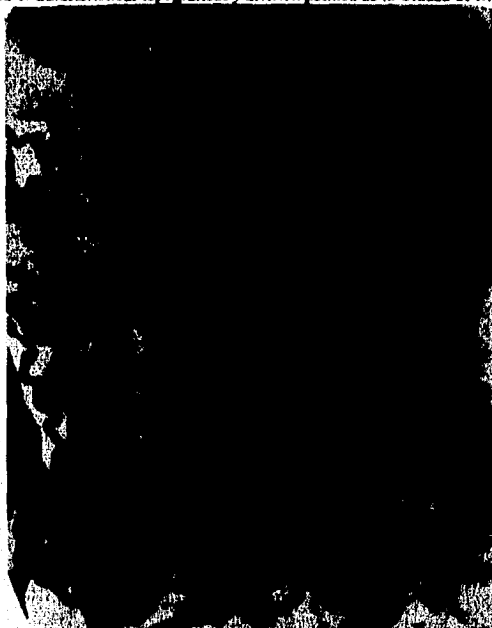
El comúnmente llamado Valle de México es en realidad una cuenca hidrológica cerrada, aunque drenada en forma artificial. Tiene una extensión estimada de 3,230 kilómetros cuadrados de los cuales el 39% (1,273 km²) corresponden a la mancha urbana. Se localiza a 2240 msnm (un poco más elevada en su parte sur), y sus coordenadas geográficas extremas son 19°02'-19°12' latitud norte y 99°28'-99°32' longitud oeste. Se encuentra resguardada al norte por la Sierra de Guadalupe (3,000 msnm), al este por las Sierras de Rio Frio (5,400 msnm), al sur por las Sierras de Chichinautzin y del Ajusco (4,000 msnm) y al oeste por las Sierras de Las Cruces (3,850 msnm). Como puede observarse en la figura 6 estos factores orográficos limitan enormemente la dispersión de los contaminantes fuera de la cuenca y en conjunto con los factores meteorológicos agudizan el fenómeno de la contaminación atmosférica.

5.1 Clima.

El macroclima de la ciudad de México, está clasificado por su altitud como tropical, aunque el calor típico de los trópicos está atemperado por la elevada altura de la ciudad. Sin embargo, como se mencionó con anterioridad, nuestra ciudad presenta marcados contrastes termoplumiométricos que permiten identificar unidades mesoclimáticas (Jáuregui, 1975) que se describen a continuación.

- Región del centro de la ciudad. Caracterizada por ligeras variaciones diurnas de temperatura, escasa ventilación de las calles debido a la alta densidad de edificios y aire comparativamente seco como resultado de la isla de calor.

Figura 6. Características topográficas y división política de la Ciudad de México.



- Zona oriente. Corresponde al sector NE, ubicado en gran parte sobre los suelos del antiguo lago de Texcoco. Esta es una región de alta densidad industrial, en especial el norte y centro. Su extremo oriente comprende la zona de Netzahualcóyotl.

- Zona sur. Comprende el área sur y suroeste de la ciudad y es una región bien ventilada, mas húmeda y con mayor frecuencia de nublados en la estación lluviosa. La precipitación es más abundante, así como las tormentas eléctricas. La amplitud de oscilación térmica diaria es la más grande en comparación con el resto de las zonas, aunque esta atemperada por la mayor humedad del aire.
- Zona poniente. Esta zona tiene en su parte norte terrenos planos donde se han acentado principalmente fábricas, mientras que la porción sur esta ocupada predominantemente por áreas verdes, como el Bosque de Chapultepec.
- Zona de Transición. Es un cinturón ubicado entre los climas del centro y de los suburbios (oriente sur y poniente) con características de la región del centro, pero menos acentuadas, ya que existe una mejor ventilación en esta región y el efecto de la isla de calor sobre la amplitud térmica y humedad relativa es menos marcado.

5.2 Vegetación.

La vegetación original dentro de la cuenca de México es diversa y con diferentes densidades. Se compone principalmente de abetos, pinos, encinos, pastizales y zacatones acompañados por matorral xerófito y halófito. Se reconocen diez tipos principales de vegetación en la cuenca de México (Escurre, 1990):

- Bosque de oyamel. (*Abies religiosa*)
- Bosque mesófilo de montaña. Formado por tlecuáhuitl (*Clethra mexicana*), encino (*Quercus laurina*) y limoncillo (*Ilex toluicana*).
- Bosque de pinos. Son comunidades formadas por *Pinus leiophylla*, *P. montezumae*, *P. rudis* y *P. hartwegii*.

- Bosque de encinos. Formado por *Quercus obtusata*, *Q. laeta*, *Q. rugosa*, *Q. mexicana*, *Q. laurina*, *Q. microphylla* y *Q. greggi*.
- Bosque de enebros. Asociaciones de *Juniperus deppeana*.
- Matorral de encinos chaparros. Comunidad formada por *Quercus microphylla*
- Pastizales. La formación más importante es de *Hilaria cenchroides*, *Aristida adscencionis*, *Bouteloua simplex*.
- Matorrales xerófilos. Representada por *Opuntia streptacantha*, *Mimosa buineifera*, *Yucca filifera* y *Zaluzania angusta*.
- Vegetación halófila. *Distichlis spicata* y *Eragrostis obtusiflora*.
- Vegetación acuática. Son los tulares dominados por *Typha latifolia* y *Scirpus validus*.

Sin embargo, el acelerado crecimiento de la población que requiere de un mayor número de servicios, aunado a una falta de interés y de continuidad en las tareas de reforestación urbana y rural ha provocado que la cobertura arbórea sea apenas del 34% de la original, por lo que la ciudad padece un déficit de áreas verdes (González, 1991). De acuerdo a las normas internacionales, se estima que las ciudades deben estar dotadas con un mínimo de 8 a 12.5 m² de área verde por habitante, en tal sentido, solo las delegaciones de Tlalpan y Miguel Hidalgo tienen tasas cercanas a las requeridas (8.5 y 12.5 m²/hab.). El promedio de área verde por habitante en la ciudad de México es de 2.3 m² (González, 1991).

Los árboles necesarios para las plantaciones tanto urbanas como forestales provienen principalmente del vivero Nezahualcóyotl del que se obtienen especies forestales y frutales. Las especies forestales que se propagan en mayor número son los pinos (*Pinus cembroides*, *P. patula*, *P. ayacahuite*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. engelmanni*, *P. brutia*, *P. eldarica*, *P. halapensis*, *P. radiata*), cedros (*Cupressus* spp.), eucaliptos (*Eucalyptus resinifera*, *E. camaldulensis*, *E. globulus*), ailes (*Alnus acuminata*), casuarinas (*Casuarina equisetifolia*), pirús (*Schinus molle*), fresnos (*Fraxinus uhdei*), encinos (*Quercus* spp.) y truenos (*Ligustrum ilicidum*).

5.3 Ubicación de los bosques de estudio.

La localización de los Bosques de Chapultepec, Tlalpan y Aragón (zonas problema) así como el Bosque de Villa del Carbón (zona de referencia) se presenta en la figura 7.

El Bosque de Chapultepec es considerado como el Jardín Botánico Natural de la Ciudad de México y alberga a una gran variedad de especies nativas e inducidas. Chapultepec posee además importancia social debido a que es uno de los centros recreativos y culturales más importantes del país y uno de los espacios públicos de mayor tamaño. El Bosque de Tlalpan es de gran importancia tanto por su extensión como por ser un área de recargo de los mantos acuíferos de los que se abastece la ciudad de México. El bosque de Aragón está considerado como un bosque inducido. El bosque de Villa del Carbón se localiza en el municipio del mismo nombre, en el Estado de México, al noroeste del D.F. Su altitud es de 2600 msnm. La vegetación se compone principalmente de comunidades de pino asociadas con encinos.

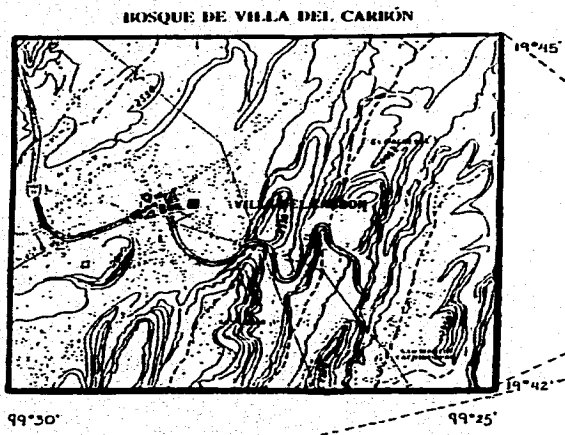
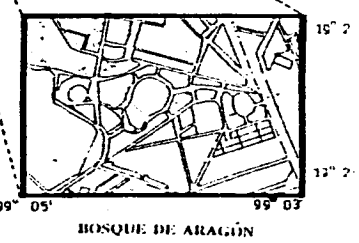
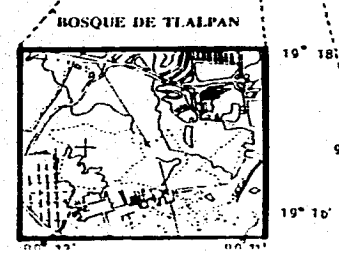
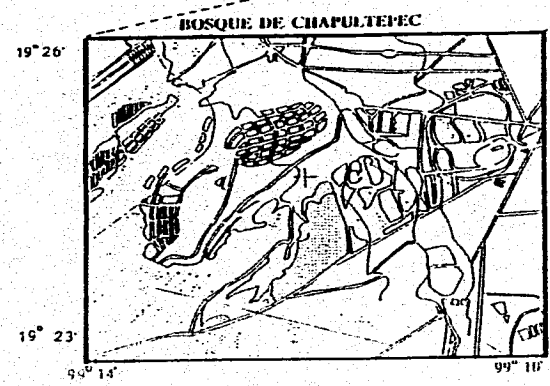
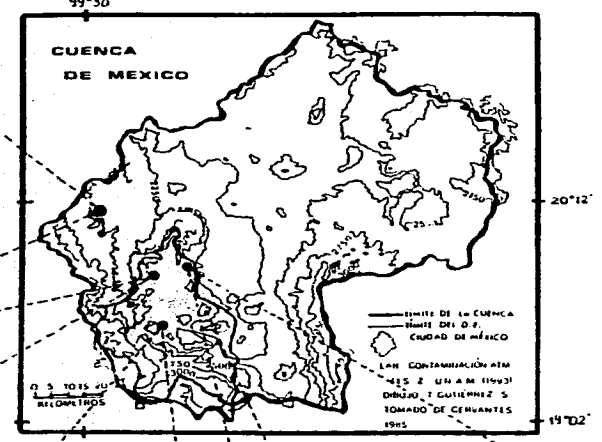


FIG. 7. LOCALIZACIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO



Capítulo 6

Métodos

6.1 Colecta.

Los sitios de estudio se eligieron tomando en cuenta aspectos que permitieran investigar la acidez en diferentes puntos de la cuenca de México, de preferencia cercanos a puntos de monitoreo de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) para contar con información sobre concentraciones de contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos y que fueran importantes desde el punto de vista ecológico, socioeconómico y cultural. Los bosques seleccionados y su ubicación en paréntesis fueron Tlalpau (zona suroeste), Chapultepec (oeste-noroeste) y Aragón (noreste).

Además de estos factores, las zonas de muestreo debían contar con la presencia de especies arbóreas con propiedades acumuladoras de ácidos. Estas son:

Del reconocimiento de sitios y la información referente a las especies presentes en cada bosque se encontró la siguiente distribución:

Bosque de Tlalpan	Bosque de Chapultepec	Bosque de Aragón	Bosque de Villa del Carbón
<i>Cupressus lindleyi.</i>	<i>Populus canadensis.</i> <i>Ulmus sp.</i>	<i>Ulmus sp.</i> <i>Cupressus lindleyi</i>	<i>Populus canadensis</i> <i>Cupressus lindleyi.</i>
<i>Pinus sp.</i>	<i>Cupressus lindleyi</i>		<i>Pinus sp.</i>
<i>Quercus sp</i>	<i>Pinus sp.</i> <i>Fraxinus uhdei</i>		<i>Quercus sp.</i> <i>Fraxinus sp.</i>

La última columna corresponde a la zona de referencia, elegida por ser un bosque sin fuentes cercanas de contaminación.

La calendarización de fechas de muestreo se planeó de tal forma que cubriera 2 muestreos en época seca (octubre-abril) y 2 en época lluviosa (mayo-septiembre) para obtener información del ciclo anual en 1991:

ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC

 Colecta

La tabulación de las fechas de muestreo y de lectura de variables se encuentran en el Anexo I.

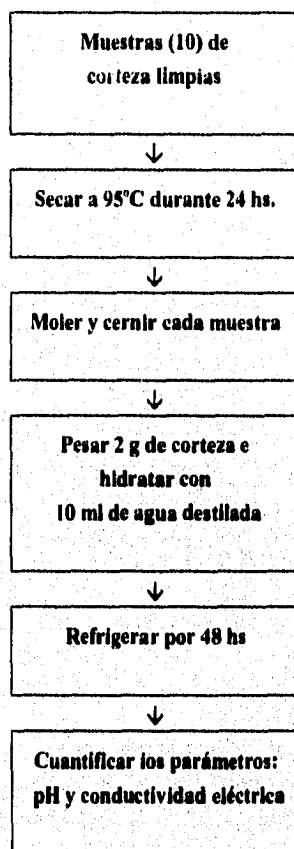
El número colectado de individuos por especie fue diez. Este tamaño de muestra se obtuvo en trabajos anteriores (Alarcón y García, 1987; Alvarado y García, 1987) en los que se estableció un mínimo de 10 árboles para lograr representatividad con 95% de confianza.

Los criterios para seleccionar los individuos de cada especie se apegaron a lo descrito por Grodzinska (1977, 1978) y Staxång (1969), que se refieren a la elección de árboles saludables (sin parásitos ni daño físico) y con diámetro no menor a 50 cm. Con estos criterios se minimiza la variabilidad de edades y el estado de sanidad entre los individuos.

La colecta de corteza se realizó a 1.5 m sobre el nivel del suelo, en la cara noreste del árbol, limpiando con un cepillo el polvo, musgo, líquen y otras impurezas adheridas a la superficie de la corteza. La profundidad de la muestra fue de 3 mm buscando obtener un peso seco cercano a 5g.

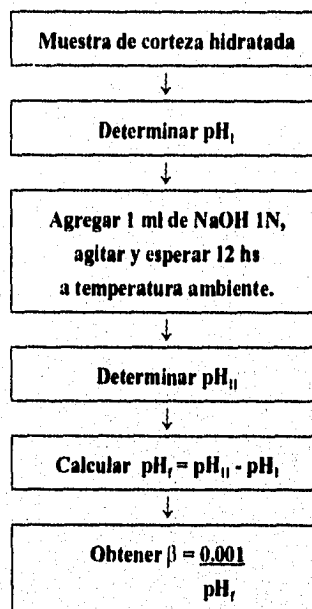
6.2 Análisis de laboratorio.

El tratamiento de las muestras en laboratorio para obtener los valores de pH y conductividad eléctrica se llevó a cabo siguiendo la técnica establecida por Staxång (1969) y Grodzinska (1978). El proceso se presenta a continuación:



El potencial de hidrógeno se determinó con un potenciómetro Conductronic pH-20 (resolución 0.01 y precisión 1%). La conductividad eléctrica con un conductímetro pH-18 (resolución 0.01 micromhos/cm y precisión 1%).

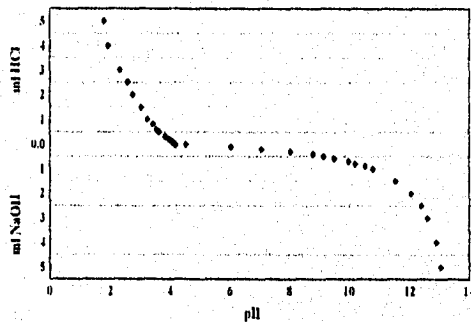
La capacidad amortiguadora (β) se determinó siguiendo la técnica establecida por Johnsen en 1973, la cual se describe a continuación:



El valor de β es proporcional a la capacidad de amortiguamiento de la corteza. Este es el criterio de mayor importancia para determinar la conveniencia de cada especie en la reforestación de espacios verdes urbanos contaminados por ácidos.

La técnica se basa en la adición de hidróxido de sodio que provoca un desplazamiento de los iones hidronio retenidos en la corteza. El valor de la constante (0.001) fue obtenido a partir de investigaciones experimentales para determinar el punto de inflexión de la curva de titulación de las muestras de corteza con NaOH (Gráfica 1). Los resultados de β se interpretan de la siguiente forma: cuando una especie muestra un incremento grande en el valor de pH al adicionar hidróxido de sodio, significa que los iones hidroxilo (OH^-) agregados no lograron desplazar los H^+ retenidos en la corteza, es decir que los OH^- quedaron libres en la solución de corteza, incrementando fuertemente el valor final de pH. Cuando esto ocurre, las especies obtienen β bajas ya que son especies sensibles porque retienen fuertemente los H^+ , y son el caso contrario de aquellas que muestran un incremento menor de pH, lo que indica una buena capacidad de amortiguamiento.

Gráfica 1. Curva típica de neutralización de corteza arborea.



6.3 Análisis estadístico.

Las concentraciones atmosféricas de los óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, partículas suspendidas totales, humedad relativa y temperatura fueron proporcionadas por el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), los datos de pH en agua de lluvia por la Dirección General de Ecología del DDF y comprenden de diciembre 1990 a diciembre 1991.

La tabulación, graficación y análisis estadístico de los datos se efectuó con el paquete Statistica para Windows 5.1. En la tabulación se colocaron las variables concentración de iones H^+ , conductividad eléctrica y capacidad amortiguadora medidos en la corteza de cada especie/época/zona, así como las concentraciones atmosféricas de SO_2 , NO_x , PST y el porcentaje de lluvias en la ciudad de México.

Se calcularon los percentiles 25, 50 y 75 para construir las gráficas descriptivas de cada variable. Los análisis estadísticos explorados fueron en principio relaciones lineales simples (r de Pearson, α 0.05) entre pH y conductividad eléctrica. Se aplicó la técnica de Análisis de Cúmulos con el fin de detectar patrones de similitud en los valores de pH y conductividad medidos para cada especie/zona. Se aplicaron análisis de varianza para determinar diferencias significativas en los valores de acuerdo a la época y de acuerdo a la zona. Para estudiar las relaciones entre pH, conductividad y las variables ambientales se empleó un análisis de correlación de Spearman (Hair, 1992 ; Mendelhall et al. 1986 ; Walpole, 1992).

Capítulo 7

Resultados y Análisis

7.1 Especies potencialmente útiles como indicadores de acidez en la cuenca de México.

La siguiente tabla contiene las especies arbóreas que han sido empleadas en otros países aprovechando la propiedad acumuladora de ácidos y de otros contaminantes de tipo secundario. Aunque la mayoría de ellas se encuentra en la cuenca de México, son pocos los estudios en los que se han aprovechado las características acumuladoras de éstos árboles, ya que las mediciones de contaminantes atmosféricos se han realizado principalmente con métodos tradicionales.

Tabla 8. Lista de especies arbóreas utilizadas como acumuladoras de acidez ambiental y de otros contaminantes secundarios.

Organismo reportado a nivel mundial	Tipo de contaminantes	Presente en México
<i>Abies concolor</i>	HF	<i>Abies religiosa</i>
<i>Acer glabrum</i>	SO ₂	<i>Acer campestre</i>
<i>A. negundo interius</i>	SO ₂	<i>A. negundo</i>
<i>Alnus incana</i>	H ₂ SO ₄	<i>Alnus incana</i>
<i>A. tenuifolia</i>	SO ₂	<i>A. arguta</i>
<i>Fraxinus</i> sp	H ₂ SO ₄	<i>Fraxinus uhdei</i> *
<i>Pinus</i> sp	SO ₂ , O ₃ , H ₂ SO ₄ , HF	<i>Pinus</i> sp *
<i>Populus</i> sp	O ₃ , SO ₂ , HF	<i>Populus canadensis</i> *
<i>Quercus</i> sp	H ₂ SO ₄ , O ₃ , PAN	<i>Quercus</i> sp *
		<i>Cupressus lindleyi</i> *
		<i>Ulmus</i> sp *

Tomado de Calva y Corona, 1985

* especie utilizada en la presente investigación

7.2.1 Potencial de Hidrógeno.

La tabla 9 contiene los resultados del pH encontrado en corteza de los árboles en cada zona de estudio. Una primera observación fue la mayor acidez del cedro (*Cupressus lindleyi*) y del pino, en especial este último, en comparación con el resto de las especies. Este resultado es consistente con lo reportado en estudios donde se han empleado tanto árboles perennes como caducifolios, quedando manifiesto la naturaleza ácida de las especies siempre-verdes en comparación con las de hoja caediza (Grodzinska, 1976).

En la tabla 10 se muestran los valores medios de pH de las especies analizadas en contraste con los valores naturales. Puede advertirse que en general, las especies en la cuenca de México presentaron valores ácidos en menor o mayor grado, como un resultado de la exposición a contaminantes atmosféricos. Los valores menores del encino y pino en Villa del Carbón fueron resultados no esperados que pueden deberse al transporte de contaminantes producidos en la zona industrial del noreste de la ciudad, Tlalnepantla, Atizapán y Naucalpan; a la presencia de líquenes microscópicos que contribuyeron con ácidos orgánicos o a la influencia del suelo en Villa del Carbón. Sin embargo es necesaria más información que permita encontrar una respuesta clara a estos resultados.

Tabla 10. Valores medios de potencial de hidrógeno en corteza arbórea.

	Caducifolias				Perenifolias	
	Olmo	Fresno	Encino	Alamo	Pino	Cedro
Tlalpan			5.26		3.12	4.33
Chapultepec	4.64	4.08		4.46	3.30	3.99
Aragón	6.06					4.64
V. Carbón		5.20	5.06	4.97	2.82	4.84
Rango Natural ¹		6 a 7			4 a 5	

¹ Jourguen, 1981. Comunicación personal.

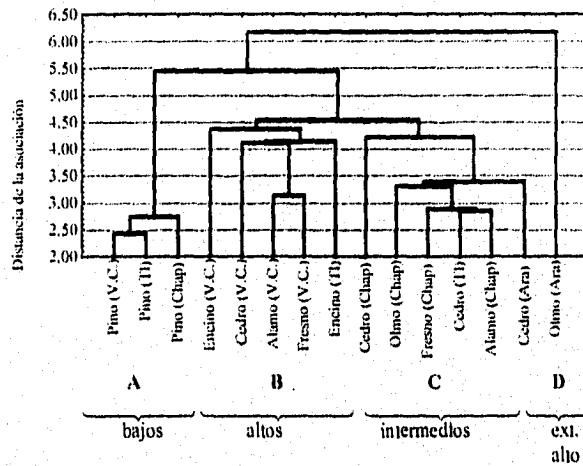
Tabla 9. Resumen estadístico del potencial de hidrógeno encontrado en corteza.

	Tlalpan				Aragón				Chapultepec				V. Carbón			
	Min	Max	Md	Var	Min	Max	Md	Var	Min	Max	Md	Var	Min	Max	Md	Var
E1																
Pi	2.96	3.29	3.07	0.01					2.81	3.69	3.07	0.10	2.76	3.06	2.91	0.01
Ce	3.67	5.29	4.42	0.26	3.81	4.97	4.33	0.11	2.81	5.44	4.23	0.42	4.10	5.49	4.89	0.24
Ol					5.23	6.13	5.56	0.13	4.21	5.46	4.62	0.14				
Al									4.25	4.80	4.51	0.05	4.87	5.67	5.35	0.07
En	4.49	6.71	5.19	0.35									4.70	6.13	5.26	0.31
Fr									3.58	4.69	4.00	0.12	4.61	6.18	5.07	0.27
L1																
Pi	3.02	3.34	3.19	0.01					2.78	3.90	3.55	0.22	2.56	2.99	2.83	0.02
Ce	3.60	4.44	4.07	0.09	4.08	5.02	4.48	0.09	2.31	4.12	3.51	0.19	4.23	5.14	4.67	0.12
Ol					5.49	6.37	5.87	0.06	3.94	5.65	4.85	0.29				
Al									4.11	4.67	4.34	0.04	4.10	5.06	4.37	0.10
En	4.61	5.43	5.05	0.1									4.00	6.00	5.02	0.46
Fr									3.53	4.49	4.18	0.10	4.32	6.05	5.01	0.26
L2																
Pi	3.16	3.39	3.29	0.01					2.97	3.95	3.21	0.13	2.54	2.81	2.68	0.01
Ce	3.85	5.06	4.51	0.15	4.02	5.68	4.76	0.25	3.35	5.44	4.39	0.43	4.03	5.00	4.55	0.11
Ol					5.83	6.90	6.41	0.12	4.44	5.37	4.75	0.09				
Al									4.55	5.23	4.78	0.04	4.54	5.86	4.83	0.22
En	5.08	6.29	5.30	0.14									4.34	5.52	4.89	0.17
Fr									4.12	4.47	4.29	0.02	4.77	5.70	5.23	0.10
E2																
Pi	2.78	3.02	2.94	0.01					3.12	3.80	3.40	0.08	2.72	2.99	2.89	0.08
Ce	-----	-----	-----	-----	4.07	5.83	4.60	0.43	3.56	4.80	4.50	0.16	4.04	6.23	5.27	0.46
Ol					5.97	6.89	6.09	0.11	3.95	4.85	4.35	0.08				
Al									3.80	4.87	4.22	0.17	4.99	5.85	5.34	0.07
En	4.60	6.50	5.31	0.30									4.48	5.69	5.09	0.13
Fr									3.78	4.50	3.85	0.07	4.86	6.25	5.50	0.18

E1 = Estiaje 1; L1 = Lluvia 1; L2 = Lluvia 2; E2 = Estiaje 2.
 Pi = Pino; Ce = Cedro; Ol = Olmo; Al = Alamo; En = Encino; Fr = Fresno.
 ----- no hay dato

La aplicación de la técnica de Análisis de Cúmulos a la base de datos permitió identificar 4 grupos: un primer grupo (A) en el que quedaron agrupados los pinos de los tres bosques, siendo la especie de mayor acidez sin distinguir la zona a la que pertenece; un grupo (B) compuesto predominantemente por las especies de Villa del Carbón (encino, cedro, álamo, fresno) y el encino de Tlalpan, con valores altos; el grupo (C) formado principalmente por las especies de Chapultepec (cedro, fresno, olmo, álamo) con valores intermedios y por último una disgregación completa del olmo de Aragón, que mostró los valores más altos de todo el estudio (gráfica 2).

Gráfica 2. Dendrograma para los valores de pH. (Método de ligadura simple y distancias euclidianas).



Otro aspecto que mostraron los datos fue la diferencia de valores de acuerdo a la zona de estudio. Los valores menos ácidos fueron registrados en Aragón y con mayor acidez en los bosques restantes. Al aplicar un análisis de varianza a los datos se confirmó esta observación, indicando con ello que existe un factor espacial que influye sobre el valor de pH determinado a través de corteza (tabla 11).

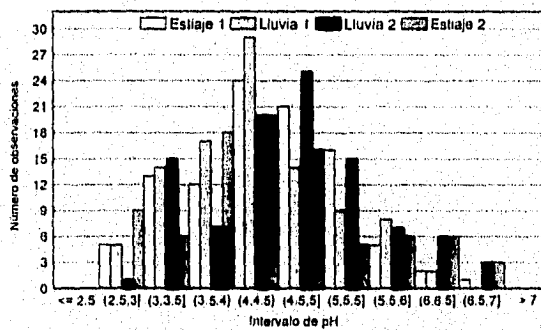
Tabla 11. Análisis de varianza * para el potencial de Hidrógeno en corteza.

Variable	Promedio	DS	N	Dif	DSD	t	GL
Aragón	5.34*	0.84*					
Chapultepec	4.35*	0.53*	80	0.99	1.06	8.32	79
Aragón	5.34*	0.84*					
Tlalpan	3.83*	0.85*	80	1.51	1.08	12.45	79
Chapultepec	4.35*	0.53*					
Aragón	5.34*	0.84*	80	0.99	1.06	-8.32	79
Chapultepec	4.45*	0.52*					
Tlalpan	4.23*	1.00*	110	0.22	1.08	2.20	109
Tlalpan	3.83*	0.85*					
Aragón	5.34*	0.84*	80	-1.51	1.08	-12.45	79
Tlalpan	4.23*	1.00*					
Chapultepec	4.45*	0.52*	110	-0.22	1.08	-2.20	109

*Análisis de varianza con medias muestrales y distribución t-Student. Nivel de significancia = 0.05

Como se mencionó en capítulos anteriores, tanto la generación de ácidos en la atmósfera, como la manera en que serán depositados sobre las superficies receptoras están ligados estrechamente a las condiciones meteorológicas presentes. También se mencionó que por su localización geográfica y altitud, la ciudad de México posee una temporada de estiaje de octubre a abril y una temporada lluviosa que va de mayo a septiembre (Jáuregui, 1975). No obstante esta situación, al analizar los datos a través de un análisis de varianza (medias muestrales y distribución t-Student, nivel de significancia = 0.05) no se encontraron diferencias significativas entre cada época del año. De las cuatro fechas de muestreo, la segunda del periodo de lluvias resultó diferente al resto ya que sus valores fueron generalmente más altos (gráfica 3). De acuerdo a esta información, el factor temporal parece no tener una importancia significativa dentro de la variación del pH en corteza a lo largo del año.

Gráfica 3. Histograma para el pH en corteza de acuerdo a la época del año 1991.

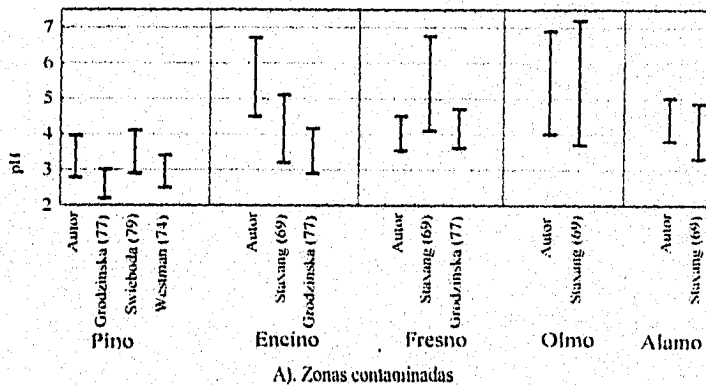


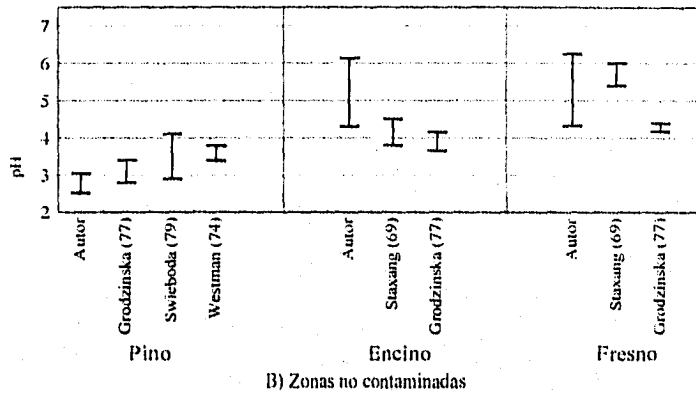
A continuación se presenta un contraste con los resultados obtenidos en otros estudios. No obstante que los trabajos fueron hechos hace más de 20 años, todavía son vigentes, y la comparación se basa en la igualdad de criterios para la selección de individuos, así como el empleo de la misma técnica de medición de pH en todos los análisis. Asimismo, los contaminantes de las áreas de estudio son comunes (óxidos de azufre y nitrógeno), aunque es necesario mencionar que la concentración de óxidos de azufre en los bosques polacos estudiados por Grodzinska y Staxang fue menor (0.020-0.038 ppm) que en la cuenca de México (0.043-0.168 ppm) en 1991.

Las gráficas 4a y 4b muestran los valores del potencial de hidrógeno en corteza obtenidos en el presente trabajo y los reportados en estas investigaciones. Los intervalos contienen los valores máximos y mínimos y están referidos a zonas contaminadas y zonas no contaminadas por precursores ácidos.

Los gráficos muestran la mayor acidez de la especie perenne en comparación con las caducifolias. Se observa también que en las zonas contaminadas se alcanzaron mínimos más bajos que en las zonas no contaminadas. Asimismo, la dispersión de los datos en éstas últimas es menor. Al respecto en la literatura se reporta que las emisiones de partículas en zonas contaminadas pueden incrementar notablemente el valor de pH en corteza.

Gráfica 4. Intervalos de pH reportados en diferentes trabajos





7.2.2 Conductividad Eléctrica

Los resultados de conductividad eléctrica (tabla 12) indicaron diferente intervalo de valores de acuerdo a la especie. El cedro se caracterizó por sus valores altos en todas las zonas de estudio, especialmente en Aragón, el caso contrario correspondió al pino. El dendrograma obtenido mostró agrupaciones distinguiendo la especie con los mayores niveles, el cedro; otro grupo incluyó a los pinos de las tres zonas que se caracterizaron por sus valores bajos y un tercer grupo formado por los árboles con valores intermedios, en su mayoría especies caducifolias de las cuatro zonas de estudio (gráfica 5).

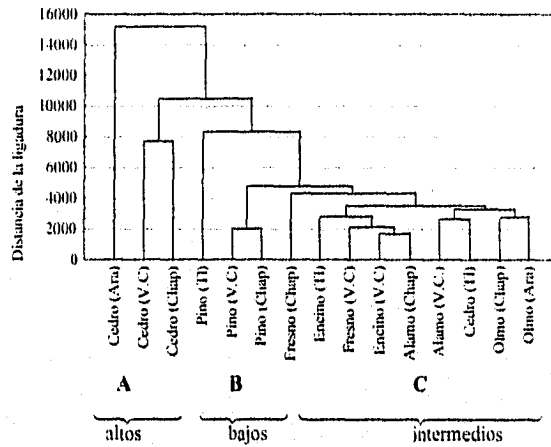
Tabla 12. Resumen estadístico de conductividad eléctrica encontrada en corteza (micromhos/cm).

	Tlalpan				Aragón				Chapultepec				V. Carbón			
	Min	Max	Md	Var(10) ³	Min	Max	Md	Var(10) ³	Min	Max	Md	Var(10) ³	Min	Max	Md	Var(10) ³
E1																
Pi	194	626	331.5	15.93					579	1811	864	150.6	377	1009	678	56.4
Ce	562	1450	1016	73.47	1150	3650	2980	775.2	620	3950	1227	1349	934	3660	2140	811.9
O1					1053	1703	1388	40.19	606	1873	901	187.5				
Al									583	804	725	4.9	666	1697	1120	69.2
En	650	1258	966.5	33.05									784	1178	1057	18.3
Fr									493	2210	678	254.9	731	1508	942.5	77.9
L1																
Pi	1860	3470	3140	322.5					254	593	500	17.1	339	780	530	25
Ce	525	1835	1174	177.2	1115	3130	2045	402.4	1138	3950	1502	2136	1290	3310	2004	422.9
O1					637	1984	1131	137.2	877	1239	1024	17.3				
Al									606	1150	861.5	24.5	855	1927	1058	105.8
En	1242	2090	1519	49.07									907	1240	1096	12.2
Fr									446	2280	725	316.5	725	1550	1095	87.1
L2																
Pi	258	536	345.5	5.53					240	574	370	13.5	318	783	441	29
Ce	692	2200	970.5	260.4	1654	4500	3505	951.7	956	3180	1248	641	1110	3215	1916	418.4
O1					1017	1573	1144	25.8	608	1575	1039	76				
Al									722	983	846.5	10.1	284	1221	899	62.7
En	642	1542	1176	71.62									666	1095	945	18.9
Fr									498	1499	998	123.3	553	975	656	20.6
E2																
Pi	324	578	415.5	5.88					238	823	363	34.7	314	655	447	13.5
Ce	-----	-----	-----	-----	815	4820	1645	2064	620	2620	987.5	451.5	430	1679	926	143.2
O1					780	1886	1014	115.1	893	1800	1048	93.9				
Al									635	795	702.5	1.7	644	1627	899	84.3
En	450	695	588	5.64									340	1086	607.5	59
Fr									700	2515	1107	289.2	490	949	571	23.2

E1 = Estiaje 1; L1 = Lluvia 1; L2 = Lluvia 2; E2 = Estiaje 2.
 Pi = Pino; Ce = Cedro; O1 = Olmo; Al = Alamo; En = Encino; Fr = Fresno.
 ----- no hay dato

of

Gráfica 5. Dendrograma para los valores de conductividad eléctrica (Método de ligadura completa y distancias euclidianas).



Mediante el análisis de varianza aplicado a la base de datos (tabla 13) se encontró que el bosque de Aragón (valor promedio 1908.2 micromhos/cm) es significativamente diferente a Tlalpan y Chapultepec (valor promedio 1050.6 y 927.7 respectivamente), y que estos últimos tienen valores similares. Este resultado indicaría que el factor espacial sobre la conductividad eléctrica de corteza distingue dos situaciones, una para Aragón y otra para Chapultepec y Tlalpan.

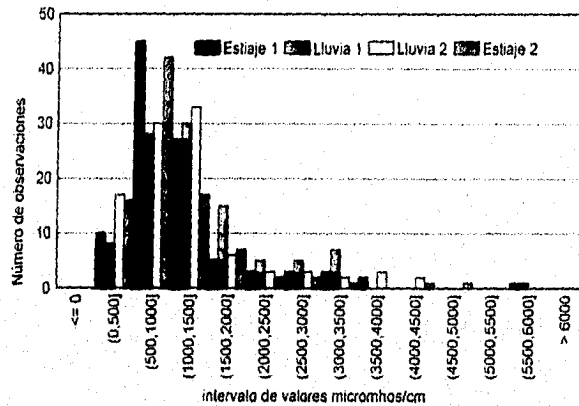
Tabla 13. Análisis de varianza para la conductividad eléctrica en corteza.

Variable	Promedio	DS	N	Dif	DSD	t	GL
Aragón	1908.22*	1064.42*					
Chapultepec	932.46*	271.08*	80	975.76	1007.93	8.65	79
Aragón	1908.22*	1064.42*					
Tlalpan	1038.58*	841.61*	80	869.63	1362.60	5.70	79
Chapultepec	932.46*	271.08*					
Aragón	1908.22*	1064.42*	80	-975.76	1007.93	-8.65	79
Chapultepec	927.73	335.27					
Tlalpan	1050.60	753.28	110	-122.87	821.68	-1.56	109
Tlalpan	1038.58*	841.61*					
Aragón	1908.22*	1064.42*	80	-869.63	1362.60	-5.70	79
Tlalpan	1050.60	753.28					
Chapultepec	927.73	335.27	110	122.87	821.68	1.56	109

*Análisis de varianza con medias muestrales y distribución t-Student. Nivel de significancia = 0.05

El análisis de la base de datos respecto a su variación en el tiempo indicó que el segundo muestreo de la época de estiaje (E-2), fue diferente al resto de los periodos, debido a que los valores en esta época normalmente no alcanzaron altos niveles (gráfica 6). Como en el caso del pH, el factor temporal no se define con claridad entre cada fecha de muestreo.

Gráfica 6. Histograma para los valores de conductividad eléctrica en corteza de nuevudo a la época del año.



- La relación Potencial de Hidrógeno y conductividad eléctrica.

La relación que guardan el valor de conductividad eléctrica y el valor de pH en la solución de corteza es un aspecto que ha sido observado en estudios previos (Hartel, 1982; Johnsen, 1973; Swieboda, 1979). Estas relaciones han motivado polémica porque en algunas investigaciones se ha encontrado que las especies caducifolias son las que presentan relaciones estadísticamente significativas entre

estas variables e incluso entre el contenido de azufre en corteza y los niveles de óxidos de azufre atmosférico. Sin embargo en otros estudios las relaciones estadísticamente significativas han correspondido a las especies perennes.

En este trabajo se realizó un análisis de correlación (Pearson, α 0.05) entre pH y conductividad para cada especie, zona y época del año. Los resultados (Tabla 14) revelaron que existen relaciones inversas para algunas especies y directas para otras, aunque se debe puntualizar que las relaciones estadísticamente significativas correspondieron casi en su totalidad a las especies siempre-verdes y que estas relaciones son inversas (Gráfica 7). Una posible explicación es que las partículas que se depositan en la superficie de la corteza (debido principalmente a la exposición a contaminantes atmosféricos y los procesos de lavado de copa) tienen un carácter predominantemente ácido que provoca al mismo tiempo un decremento en el pH y un incremento en la conductividad eléctrica. Un análisis cualitativo y cuantitativo del contenido de especies químicas presentes en la solución de corteza aportaría información valiosa para un mejor entendimiento de estos comportamientos.

Gráfica 7. Relación pH-conductividad eléctrica en corteza. A) Caducifolias (álamo); B) Perenifolias (pino).

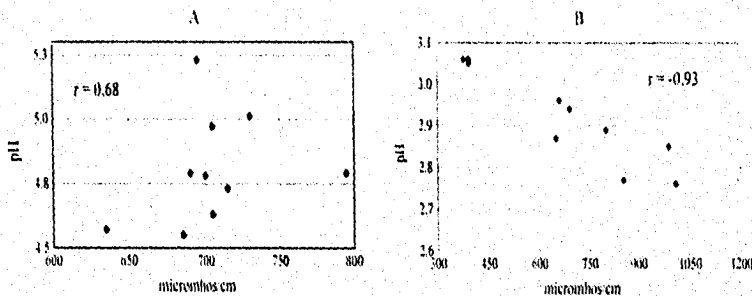


Tabla 14. Coeficiente de correlación entre pH y conductividad eléctrica en corteza arbórea (Método r de Pearson $\alpha = 0.05$).

Bosque/Época	Caducifolias			Perenifolias		
	Fresno	Encino	Alamo	Ojmo	Cedro	Pino
Chapultepec						
Estiaje 1	0.240		0.500	-0.430	-0.710*	-0.160
Lluvia 1	-0.560		0.460	0.350	-0.670*	-0.750*
Lluvia 2	0.580		0.680*	-0.280	-0.690*	-0.590
Estiaje 2	-0.090		0.490	0.060	-0.240	-0.740*
Tlalpan						
Estiaje 1		-0.360			-0.200	-0.830*
Lluvia 1		0.130			-0.280	0.050
Lluvia 2		-0.060			-0.170	-0.310
Estiaje 2		-0.420			-----	-0.500
Aragón						
Estiaje 1				0.420	-0.340	
Lluvia 1				0.220	-0.770*	
Lluvia 2				-0.340	-0.560	
Estiaje 2				-0.650*	-0.750*	
Villa Carbón						
Estiaje 1	0.500	0.490	0.080		-0.860*	-0.930*
Lluvia 1	0.170	0.660	0.700		-0.520	-0.220
Lluvia 2	-0.420	-0.290	0.320		-0.490	-0.890*
Estiaje 2	0.050	0.170	0.580		-0.670*	-0.930*

* Significativa

7.2.3 Capacidad amortiguadora

La capacidad amortiguadora (β) es el criterio que define la adecuación de una especie para su empleo en zonas contaminadas por ácidos, ya que indica la capacidad de resistencia a cambios en el valor de pH debido a agentes externos.

En la tabla 15 se presenta un resumen de los resultados obtenidos para cada especie en los tres bosques urbanos. Al realizar los análisis de varianza no se encontraron diferencias significativas entre sitios, solo se observó que las especies en el bosque de Aragón mostraron la mayor capacidad amortiguadora y en orden decreciente (aunque con diferencias pequeñas) las especies en los bosques de Tlalpan, Chapultepec y Villa del Carbón. Tampoco se encontraron variaciones importantes a lo largo del año, aunque los valores mayores se observaron generalmente en la época Lluvia-I. Con base en estos resultados, puede decirse que el amortiguamiento no es una característica que dependa de manera determinante de la zona o de la época del año, sino de una propiedad de cada especie arbórea.

Al comparar con los resultados para olmo y fresno reportados por Jonhsen (1973) cuyos valores fluctuaron entre 2.8-3.0 unidades, las especies en la cuenca de México presentaron capacidad amortiguadora menor.

Como puede observarse de los valores de la tabla 15, la especie con mayor capacidad amortiguadora fue el cedro. En el caso contrario se encontró el álamo, con pobre capacidad de amortiguamiento.

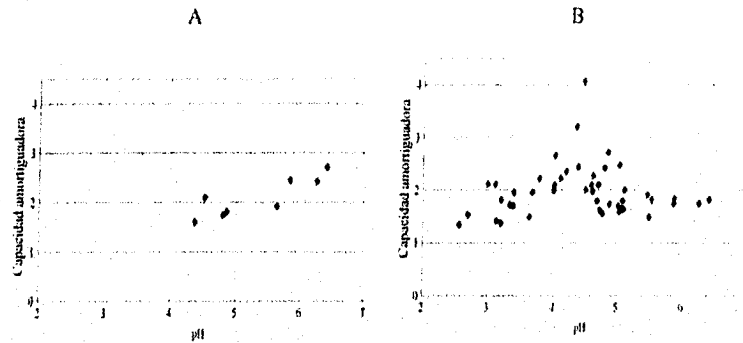
Tabla 15. Capacidad amortiguadora de las especies arbóreas (β).

Especie	Maximo	Minimo	Promedio
Cedro	4.06	1.60	2.25
Olmo	2.44	1.88	2.19
Encino	2.39	1.48	1.98
Fresno	2.65	1.46	1.83
Pino	2.12	1.34	1.67
Alamo	1.78	1.45	1.61

Al estudiar la relación que pudiera existir entre el valor de capacidad amortiguadora y el de pH no se encontraron comportamientos definidos, solo se observó, en el caso del cedro, un rango de pH entre 4 a 5 unidades en el cual se ubicaron los valores de capacidad más altos.

Con respecto a las especies caducifolias, como el olmo, no se apreció un rango similar, solo que los valores de capacidad mayores correspondieron a los pH máximos (Gráfica 8).

Gráfica 8. Capacidad amortiguadora y su relación con el potencial de hidrógeno. A) Olmo; B) Cedro.



Debido a que el cedro fue la especie que obtuvo una mejor definición de asociaciones entre los parámetros evaluados, se consideró conveniente emplearlo para analizar la variación temporal y distribución espacial de la acidez en la cuenca de México, siguientes puntos de estudio.

7.3.1 Variación temporal.

Dentro de los aspectos relevantes en la evaluación de la contaminación ambiental se encuentra la descripción de la temporalidad que puedan presentar los niveles de un contaminante determinado a lo largo de ciertos periodos. Es conocido que la intensidad de emisión de los precursores ácidos y las condiciones meteorológicas, determinan tanto el tipo y formación principal de ácidos como el estado físico en que serán depositados sobre los sitios receptores.

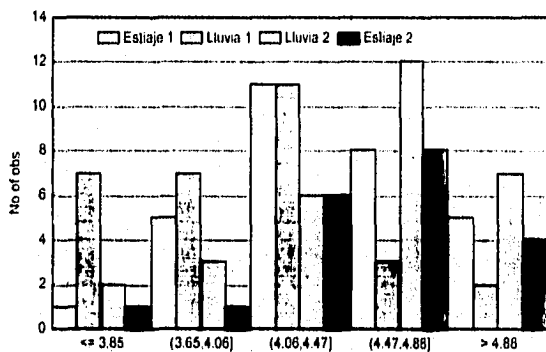
Como se mencionó anteriormente la acidez en corteza no mostró diferencias significativas a lo largo del año, por lo que no fue posible definir claramente entre una época y otra.

Al emplear los valores de la corteza de cedro (tabla 16) tampoco se encontraron diferencias significativas entre épocas, indicando nuevamente que el factor temporal no ejerce influencia determinante sobre la acidez ambiental cuantificada por medio de corteza. El comportamiento encontrado fue el siguiente: los valores de pH más ácidos correspondieron a las épocas de Estiaje-1 y especialmente a Lluvia-1 (esta última fue la única con diferencias significativas con el resto de las épocas). En el primer caso, los resultados pueden explicarse porque es época invernal en la ciudad de México que se caracteriza por una alta frecuencia de inversiones térmicas que concentran los contaminantes atmosféricos, por lo que la formación de ácidos por mecanismos vía seca es muy probable. Esto significa que durante la época de estiaje la acidez registrada por el material biológico puede deberse principalmente a la depositación de sulfatos y nitratos en forma particulada. El segundo caso, época inicial de lluvias con valores de pH más bajos, puede atribuirse al lavado de la atmósfera por las precipitaciones que logran acarrear los contaminantes -tanto gases como partículas- hacia la superficie terrestre, además del material que se ha depositado en el follaje antes de esta temporada que también es lavado por las precipitaciones. Antes y durante el proceso de lavado de la atmósfera es factible un ambiente propicio para generar ácidos vía húmeda, los cuales son registrados por la corteza. En los valores de Lluvia-2 se observó una ligera mejora, como una posible respuesta a la mayor dilución de contaminantes en atmósfera por efecto del incremento de las precipitaciones. La gráfica 9 contiene el histograma para los valores de pH encontrados.

Tabla 16. Resumen estadístico de los valores de pH en corteza de cedro.

	Mínimo	Percentil 25	Mediana	Percentil 75	Máximo
Estiaje 1	3.24	4.08	4.38	4.73	5.29
Lluvia 1	2.81	3.65	4.08	4.39	5.02
Lluvia 2	3.35	4.17	4.58	4.86	5.68
Estiaje 2	3.56	4.15	4.53	4.77	5.83

Gráfica 9. Histograma para el potencial de hidrógeno determinado en corteza de cedro durante 1991.



7.3.2 Distribución espacial.

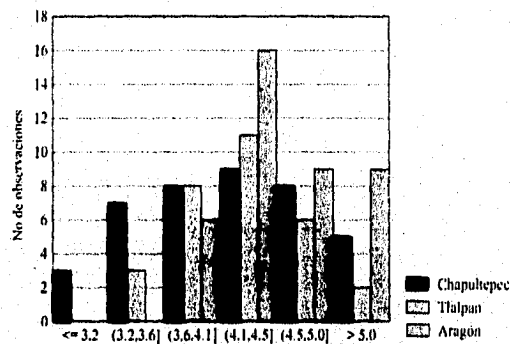
Los niveles de acidez encontrados en corteza de cedro fueron diferentes de acuerdo a la ubicación de la zona de estudio, siendo generalmente menos ácidos en el bosque de Aragón. Al aplicar un análisis de varianza a la base de datos se encontró que efectivamente el bosque de Aragón tiene diferencias significativas con Chapultepec y Tlalpan, los cuales obtuvieron valores similares (tabla 17). Los valores altos de pH pueden atribuirse al efecto de las partículas -de origen tanto natural como industrial- que frecuentemente se registran en altas concentraciones en el noreste de la ciudad. Se sabe que este tipo de contaminantes puede imprimir un carácter básico al valor de pH en corteza (Jonhsen, 1973). En el caso de la zona suroeste donde se ubica el bosque de Tlalpan, no existen fuentes importantes de partículas y esta clasificada como sitio receptor de contaminantes atmosféricos secundarios debido a la acción de los vientos dominantes. Con respecto a Chapultepec, los resultados indicaron que esta zona también presentó problemas importantes de acidez. Como se hablará en el siguiente punto, la diferencia de valores en la zona noreste puede estar asociada con los distintos niveles de

contaminación atmosférica característicos de cada zona de la ciudad. En la gráfica 10 se muestra el histograma construido con los valores de pH en cada zona.

Tabla 17. Estadísticos básicos de potencial de hidrógeno en corteza de cedro. Bosques de Aragón, Chapultepec y Tlalpan.

Bosque/ubicación	Estadísticos				
	Mínimo	P25	Mediana	P75	Máximo
Aragón (noreste)	3.81	4.29	4.52	4.98	5.83
Chapultepec (centro-oeste)	2.81	3.73	4.23	4.75	5.44
Tlalpan (suroeste)	2.96	3.44	4.07	4.48	5.29

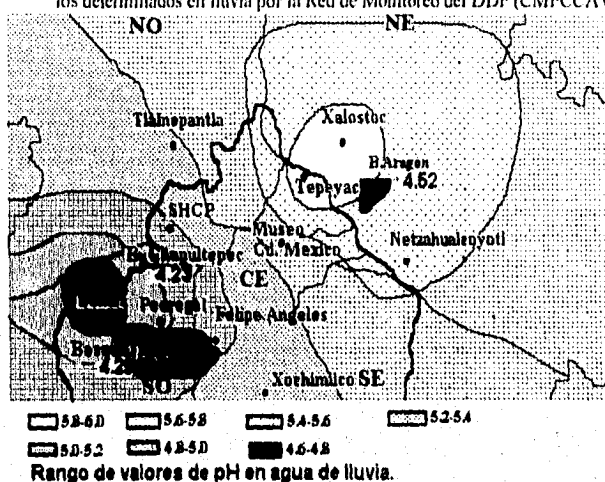
Gráfica 10. Histograma para los valores de potencial de hidrógeno en corteza de cedro en los bosques de Tlalpan, Chapultepec y Aragón.



Desafortunadamente el número de puntos de muestreo no permitió construir un mapa de isóneas de pH para la cuenca de México, sin embargo los resultados son consistentes con el mapa de distribución de acidez ambiental que reporta la Dirección de Ecología del DDF, que es obtenido a partir de la cuantificación del pH en agua de lluvia en varios puntos de la ciudad. En él se describe que los valores más ácidos ocurren en el suroeste, con un gradiente descendente hacia el noreste, atribuido principalmente a la dirección de los vientos dominantes y mayor precipitación en la zona sur de la cuenca.

En la figura 8 se presentan los bosques de estudio y el nivel promedio de potencial de hidrógeno encontrado en ellos durante los meses lluviosos, asimismo se muestra la distribución espacial de la acidez determinada por el DDF.

Figura 8. Distribución espacial de la acidez en la cuenca de México durante 1991. Valores obtenidos en corteza de cedro (bosques de Talpan, Aragón y Chapultepec) y los determinados en lluvia por la Red de Monitoreo del DDF (CMPCCAVM, 1994).



Es importante destacar que a través de la cuantificación de pH en corteza se registraron valores mínimos más bajos que en el agua de lluvia (tabla 18). El dispositivo empleado para coleccionar la muestra de lluvia por el DDF evita la depositación de material particulado en el contenedor (CMPCCAVM, 1994). En contraste, la corteza es un material en el que se depositan contaminantes en forma de gas, líquido o partícula, resultando en un pH que puede diferir del pH que se obtiene únicamente del agua de lluvia. Dentro del marco de los efectos al hombre y a su entorno es más importante cuantificar la depositación de ácidos por ambas vías, seca y húmeda, porque si bien el pH del agua de lluvia puede incrementarse por la presencia de material particulado, el efecto sobre los receptores puede ser el

mismo que el del ácido puro (Odén, 1976); Nuevamente resalta la importancia de la información que se obtenga a partir de análisis químicos para conocer las especies presentes en corteza y en atmósfera.

Tabla 18. Valores de potencial de hidrógeno determinado en corteza de cedro durante la época lluviosa y los obtenidos a partir del agua de lluvia por el DDF.

	pH corteza	pH agua de lluvia
Aragón	4.02-5.68	5.6-6.0
Tlalpan	3.60-5.06	4.8-5.2
Chapultepec	2.81-5.44	5.0-5.2

7.4 Interrelaciones

El análisis de las relaciones entre las variables biológicas y ambientales constituye un objetivo principal de este trabajo. Dado que los datos biológicos han mostrado la influencia de un factor espacial en su comportamiento, el estudio de dichas relaciones se efectuó para cada zona de estudio. Se empleó un método de correlación no paramétrico, el coeficiente de rangos de Spearman, que permitió identificar la relación entre el contenido de iones hidrógeno en corteza con las concentraciones de dióxido de azufre y de partículas como las más importantes. Como se observa en las tablas 19, 20 y 21 estas asociaciones fueron comunes para las tres zonas de estudio, lo cual permitiría generalizar que la acidez registrada en corteza esta relacionada principalmente con el dióxido de azufre y las partículas suspendidas en atmósfera.

Al analizar el patrón espacial que presentan los contaminantes atmosféricos, comparando las concentraciones en cada punto de monitoreo, se encontró que las zonas noroeste y suroeste tienen concentraciones de óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre estadísticamente similares, a diferencia de los niveles significativamente mayores en el noreste (gráficas 11 y 12). Esta información manifiesta la correspondencia entre las concentraciones de precursores ácidos atmosféricos y las concentraciones de iones hidrógeno en corteza. Bajo este marco, debería esperarse que los registros más ácidos se encontrarán en el noreste también, lo cual no se observó en los datos de corteza. La explicación posible se encuentra al observar los

niveles de partículas en la ciudad de México (gráfica 13), en los cuales resalta la magnitud que se alcanza en el noreste y que hace posible la neutralización que incrementa el pH. Para corroborar esta hipótesis sería sumamente útil contar con información referente a la especiación de las partículas suspendidas, para de esta manera saber que tipo de iones están presentes en ellas.

Tabla 19. Matriz de correlación (Spearman) entre variables biológicas y ambientales en el bosque de Aragón (zona noreste de la ciudad de México).

Variable	HR	PST	NO _X	SO ₂	(PST)(SO ₂)	Cond.	β	[H ⁺]
% lluvia	----	-0.80*	-1.00*	-0.80*	-0.80*	-0.80*	-0.20	-0.50*
PST		----	0.80*	0.60	0.60	-0.40	0.40	0.60
NO _X			----	0.80*	0.80*	-0.80*	-0.20	0.80*
SO ₂				----	1.00*	-0.40	-0.40	1.00*
(PST)(SO ₂)					----	-0.40	-0.40	0.80*
Cond.						----	-0.40	-0.40
β							----	-0.40
[H ⁺]								----

* significativa (p = 0.05)

[H⁺]: concentración de iones hidrógeno en corteza, β: capacidad amortiguadora. Cond.: Conductividad eléctrica, SO₂: atmosférico, NO_X: atmosférico, PST: Partículas Suspendidas Totales y HR: humedad relativa

Tabla 20. Matriz de correlación (Spearman) entre variables biológicas y ambientales en el bosque de Tlalpan (zona suroeste de la ciudad de México).

Variable	HR	PST	NO _X	SO ₂	(PST)(SO ₂)	Cond.	β	[H ⁺]
HR	-----	-0.20	0.20	-0.40	-0.20	-1.00*	-0.80*	-0.50
PST		-----	0.60	0.80*	1.00*	0.50	0.40	-0.20
NO _X			-----	0.00	0.60	-0.50	0.40	0.50
SO ₂				-----	0.80*	1.00*	0.20	0.50
(PST)(SO ₂)					-----	0.50	0.40	1.00*
Cond.						-----	0.50	1.00*
β							-----	1.00*
[H ⁺]								-----

significativa (p = 0.05)

[H⁺]: concentración de iones hidrógeno en corteza, β: capacidad amortiguadora. Cond.: Conductividad eléctrica, SO₂: atmosférico, NO_X: atmosférico, PST: Partículas Suspendidas Totales y HR: humedad relativa

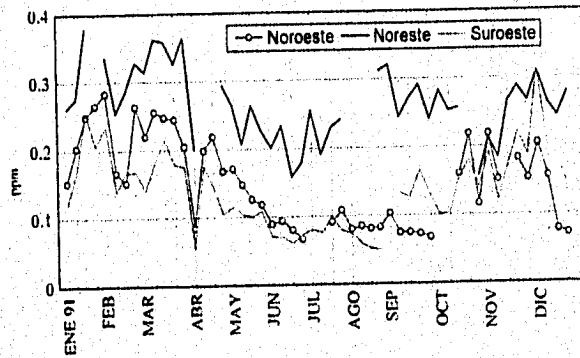
Tabla 21. Matriz de correlación (Spearman) entre variables biológicas y ambientales en el bosque de Chapultepec (zona noreste de la ciudad de México).

Variable	HR	PST	NO _x	SO ₂	(PST)(SO ₂)	Cond.	β	[H ⁺]
HR	-----	-0.40	-0.40	0.00	-0.40	-0.40	-0.80*	-0.20
PST		-----	0.60	0.80*	1.00*	1.00*	0.80*	0.40
NO _x			-----	0.80*	0.60	0.60	0.80*	0.00
SO ₂				-----	0.80*	0.80*	0.60	0.80*
(PST)(SO ₂)					-----	1.00*	0.80*	0.80*
Cond.						-----	0.80*	0.80*
β							-----	0.40
[H ⁺]								-----

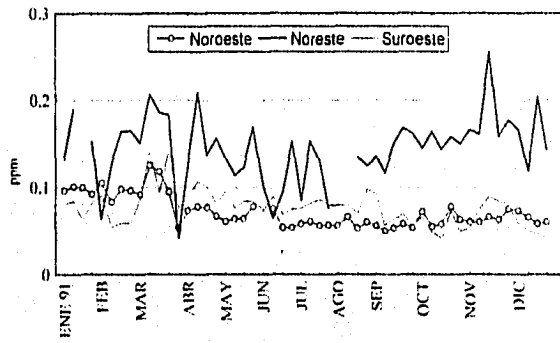
significativa (p = 0.05)

[H⁺]: concentración de iones hidrógeno en corteza. β: capacidad amortiguadora. Cond.: Conductividad eléctrica. SO₂: atmosférico. NO_x: atmosférico. PST: Partículas Suspendidas Totales y HR: humedad relativa

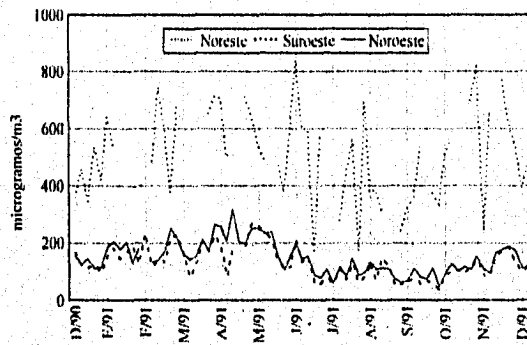
Gráfica 11. Promedio de máximos mensuales de óxidos de nitrógeno atmosférico en diferentes zonas de la ciudad de México durante 1991.



Gráfica 12. Promedio de máximos mensuales de dióxido de azufre atmosférico en diferentes zonas de la ciudad de México durante 1991.



Gráfica 13. Promedio de máximos mensuales de Partículas Suspensas Totales (PST) en diferentes zonas de la ciudad de México durante 1991.



Capítulo 8

Conclusiones

En la cuenca de México existen varias especies arbóreas reportadas en la bibliografía internacional como útiles en la indicación de contaminantes secundarios, sin embargo son pocos los trabajos en los que se ha aprovechado esta capacidad. En el presente trabajo se emplearon 4 especies caducifolias, fresno (*Fraxinus uhdei*), álamo (*Populus canadensis*), olmo (*Ulmus* sp) y encino (*Quercus* sp.) y dos perennifolias, pino (*Pinus* sp) y cedro (*Cupressus lindleyi*).

A excepción del cedro, el potencial de Hidrógeno medido en la corteza de los árboles antes mencionados se encontró por debajo el rango natural de pH en los bosques de Tlalpan, Chapultepec y Aragón durante todo el periodo de estudio. Este se considera el resultado de la depositación de ácidos existentes en la atmósfera de la ciudad de México.

El bosque de villa del carbón, zona de referencia, presento valores de pH más bajos en dos de sus especies, el pino y encino. Este resultado se puede atribuir al transporte de contaminantes desde la zona industrial del noreste de la ciudad, al tipo de suelo y/o la contribución de ácidos orgánicos por parte de líquenes microscópicos. Para comprobar estos supuestos es necesaria mayor información.

Las especies siempre verdes mostraron valores de pH inferiores en comparación con las especies caducifolias (intervalos de 2.82 a 4.84 y de 4.08 a 6.06 respectivamente).

La aplicación de un método de clasificación jerárquica (análisis de cúmulos) ordenó los valores de pH en corteza en 4 grupos: el grupo de valores bajos formado por pinos (pH de 2.68 a 3.55); el grupo con valores altos compuesto por las especies de la zona de referencia (pH de 4.37 a 5.50); un tercer grupo formado principalmente por las especies de Chapultepec y Tlalpan con valores intermedios (4.07 a 4.85) y una separación completa del olmo de Aragón debida a sus valores extremadamente altos (5.56 a 6.41).

En el caso de la conductividad eléctrica el análisis de cúmulos reveló tres grupos diferentes, el primero con la especie de valores más altos, el cedro (970 a 3,505 micromhos/cm), el segundo con la especie de valores mínimos, el pino (238 a 3140 micromhos/cm) y el tercero con las especies caducifolias, de valores intermedios (284 a 2,515 micromhos/cm).

Los niveles de pH y conductividad más altos se encontraron en el bosque de Aragón. Estos resultados se atribuyen a los altos niveles de partículas suspendidas en el noreste de la ciudad.

Las especies perennes mostraron relaciones inversas significativas entre pH y conductividad eléctrica a diferencia de las especies de hoja caediza que no mostraron relaciones definidas. Esta relación inversa puede deberse al carácter predominantemente ácido de las partículas, que logra disminuir el pH al mismo tiempo que incrementa la conductividad eléctrica.

Se encontraron diferentes valores de pH de acuerdo al sitio de estudio. Estas diferencias mostraron correspondencia directa con el patrón de distribución del dióxido de azufre y partículas que reporta la Red Automática de Monitoreo Atmosférico. Las relaciones entre el pH registrado por corteza y las concentraciones de contaminantes atmosféricos fueron analizadas mediante coeficientes de correlación de Spearman. Se encontró que la acidez registrada por

La corteza esta asociada directamente con los niveles atmosféricos de dióxido de azufre y partículas suspendidas.

Aunque no fue posible construir un mapa de distribución espacial de la acidez a partir de los datos de corteza, los resultados de pH mostraron consistencia con los resultados de pH en lluvia reportado por el DDF. Este hecho manifiesta el éxito del monitoreo de lluvia ácida por corteza y que los métodos tradicionales (físicos y químicos) y los biológicos son complementarios.

El intervalo de valores de pH en corteza mostró valores mínimos más bajos que el correspondiente al del agua de lluvia, manifestando la importancia de la depositación de ácidos por vía seca en la ciudad de México, con las implicaciones que tiene sobre el hombre y su entorno.

La variación de los registros de pH y conductividad eléctrica a lo largo de los cuatro periodos de muestreo no mostró grandes diferencias. La aplicación de un análisis de varianza reveló que en el segundo muestreo de lluvias se alcanzaron los valores más ácidos. Para la conductividad eléctrica la época con mayores niveles fue la segunda de estiaje.

La resistencia a ambientes ácidos de acuerdo a la capacidad de amortiguamiento de los árboles presentó el siguiente orden:

Álamo <Pino <Fresno <Encino <Olmo <Cedro.

esto significa que las especies más resistentes a ambientes ácidos son el cedro y el olmo. Con esta base, se les considera buenas opciones para emplearlas en reforestación urbana.

Capítulo 9

Recomendaciones

Las sugerencias que se mencionan en este capítulo pretenden ayudar a enriquecer y generar nuevos estudios en el campo del biomonitoreo de contaminantes atmosféricos.

La determinación cualitativa y cuantitativa del contenido de iones en corteza representaría información valiosa para entender la relación observada en este estudio entre el potencial de Hidrógeno y los niveles atmosféricos de dióxido de azufre y partículas suspendidas en la atmósfera. Al respecto el Laboratorio de Contaminación Atmosférica de la FES Zaragoza ha iniciado estas investigaciones. Por otra parte la determinación de los contaminantes en atmósfera a cargo del DDF cuenta con información reciente (a partir de 1994) sobre el contenido de compuestos iónicos en el material particulado y en el agua de lluvia.

Aumentar el número de sitios de muestreo para un estudio más detallado de las áreas afectadas por depositaciones ácidas. Como se ha observado en este trabajo, el transporte de contaminantes no se limita a la ciudad, por ello la importancia del estudio de la depositación ácida en los bosques periurbanos. Desde luego esos estudios deberán contemplar varios factores, desde la presencia del organismo acumulador hasta la correcta ubicación del sitio de acuerdo a fuentes de emisión y factores meteorológicos.

Capítulo 10 Referencias

- Alarcón, A, N.L. y García, Y. 1987. *Estudio de la corteza arbórea como indicador de contaminación por lluvia ácida en el parque cultural y recreativo Desierto de los Leones*. Trabajo de tesis de licenciatura en la carrera de biología. UAM Xochimilco.
- Albert, L.A. 1988. *Curso básico de toxicología ambiental*. Ed. Limusa, México 1988
- Alvarado, A.F. y García, G.L. 1987. *Estudio de la lluvia ácida en la corteza arbórea como indicador de contaminantes en la Sierra Neovolcánica Transversa, en el volcán "El Pelado" D.F.* Trabajo de tesis de licenciatura en la carrera de biología. UAM Xochimilco.
- Báez, A. y Padilla, H. 1986. *Acid rain over Mexico City and surrounding rural areas*. Geo. Int. Vol. 25-2 p. 315-346.
- Báez, A. y Belmont R. 1987. *Comparative study of the chemical composition of rain of three different zones in Mexico City*. Contaminación Ambiental, Vol. 3. p. 25-36.
- Báez, A. 1989. *Lluvia ácida, una realidad*. Ciencia y desarrollo, vol. XV, num. 87. Julio-agosto 1989.
- Barkman, J. J. 1958. *Phytosociology and Ecology of cryptogamic epiphytes*, Assen, The Netherlands: Van Gorcum.
- Barradas, L. 1988. *Los pulmones urbanos*. Ciencia y Desarrollo 1988, No. 78, año XIII.
- Bowersox, V.C., et al. 1990. *Acid rain, a world wide phenomenon: a perspective from the United States*. Gordon and Breach Science Publishers. Internal Journal Environment Studies. 1990. Vol. 36, pp 83-101.
- Brydges, T. G. and P. W. Summers. 1989. *The acidifying potential of atmospheric deposition in Canada*. Water, air and soil pollution. 43:249-263, 1989.

Referencias

- Butlin, R.N. 1991. *Effects of air pollutants on buildings and materials*. Proceedings of the Royal Society of Edinburg, 97B, 255-272, 1991.
- Byron, E.R. 1990. *Increased precipitation acidity in the central Sierra Nevada*. Atmospheric environment, vol. 25A num. 2 pp 271-275. 1991.
- Calva, V.G. y Corona, R. 1985. *Contaminación atmosférica en la Ciudad de México: causas, concentraciones y efectos*. Tópicos de Investigación y Posgrado, Vol. 1, No. 1, 1989. ENEP Zaragoza, UNAM. p. 10-21.
- Calvert, G.J. et al. 1985. *Chemical mechanisms of acid generation in the troposphere*. Reprinted from Nature, vol 37 num. 6032, pp 27-35. Sep. 5, 1985. McMillan Journals Lid. 1985.
- Chan, W.H. and David S.H. Chung, 1986. *Regional scale precipitation scavenging of SO₂, SO₄, NO₃ and HNO₃*. Atmospheric Environment, Vol. 20 No.7 pp 1397-1402, 1986.
- Comisión Metropolitana para la prevención y control de la contaminación ambiental en el valle de México (CMPCCAVM), 1994. *La contaminación en el valle de México, acciones para su control 1988-1994*.
- Darral, N. M. 1988. *The effect of air pollutants on physiological processes in plants*. Plant cell and Env. (1989) 12, 1-30.
- Elias, T. S. and Howard S. Irwin. *Urban Trees*. Journal of Arboriculture, p 111-118
- Environmental Protection Agency. 1991. *Acid Rain Program*. Vol. 56 No. 232 December 1991.
- Escurra, E. 1990. *De las chinampas a las megalópolis*. El medio ambiente en la cuenca de México, Fondo de Cultura Económica, México D.F. 1990.
- Foster, N.W. 1989. *Acid deposition: what is fact, what is speculation, what is needed?*. Water, air and soil pollution. 48:229-306, 1989.
- Gaffney, J.S. 1987. *Beyond acid rain*. Environm. Science and Technol., Vol. 21, No. 6, 1987.
- Galloway, J. 1978. *The effects of precipitation on aquatical and terrestrial ecosystems: a proposed precipitation chemistry network*. J. Air Pollution. 28 (3) USA.
- Galloway, J. and Likens, G.B. 1984. *Acid precipitation: natural vs. anthropogenic components*. Science 226:829-832.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

Referencias

- GAW (Global Atmospheric Watch) and precipitation chemistry measurement activities. World Meteorological Organization, No. 5, December 1989.
- González, L. 1991. *Las áreas verdes de la ciudad de México: una perspectiva histórica*. Ismael López-Moreno, Editor 1991.
- Grether, F. 1977. *The effects of a high-stack coal-burning power plant on the relative pH of the superficial bark of hardwood trees*. Water, air and soil pollution, 7
- Grodziska, K. 1977. *Acidity of tree as a biotindicator of forest pollution in southern Poland*. Water, air and soil pollution. Vol 8, 3-7.
- Grodzinska, K. 1978. *Tree bark sensitive biotesi for environment acidification*. Environment Int. Vol. 2 173-176.
- Grodziska, K. 1982. *Monitoring of air pollution by masses and tree bark*. In monitoring of air pollutants by plants, methods and problems.
- Grodzinska, K. 1983. *Contamination of roe deer forage in a polluted forest of southern Poland*. Environm. Pollution 30:257-276, 1983.
- Haines, B.L. and Clare L. Carlson. 1990. *Acidic deposition: biological and ecological effects*. Vol.2 p 1-42, Ed.
- Hair, J.F. 1992. *Multivariate data analysis*. 3rd. Edition. Macmillan Publishing Company, NY. 1992.
- Hartel, G. 1982. *Pollutants acumulation by bark*. In monitoring of air pollutants by plants, methods and problems.
- Hertel, G.D. et al. 1990. *The effects of acid deposition and ozone in forest tree species: result of the forest response program*. Air and waste management association. For presentation at the 83rd annual meeting and exhibition. Pittsburgh, Pennsylvania, 1990. June 24-29. Air and waste
- Hidy, G.M. and J.R. Brock. 1970. *The dynamics of aerocolloidal systems*. Pergamon Press. New York. United States 1970.
- Hutchinson, T. C. 1982. *The ecological consequences of acid discharges from industrial smelters*. Acid precipitation. Effects on ecological systems. Edited by F. M. D'itri. Ann Arbor Science Pub. Michigan USA.

Referencias

- Juregui, E. 1975. *Las zonas climáticas de la Ciudad de México*. Boletín No. 6. Instituto de Geografía. UNAM, México. p.46-61.
- Jensen, K.F. 1988. *Response of eastern hardwood species to ozone, sulfur dioxide and acid precipitation*. For presentation at the 81st annual meeting of APCA. Dallas, Texas. June 19-24, 1988.
- Johnsen, I. 1983. *Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area*. OIKOS 24:344-351. Copenhagen, 1973.
- Johnson, A.L. 1983. *Air Pollution and forest decline*. Environmental Science and Technology, Vol. 17 No. 7, 1983.
- Kennedy, B.O. and J.S. Titus. 1979. *Isolation and mobilization of storage proteins from apple shoot bark*. Plant Physiol. 45:419-424 (1979)
- Knabe, W. 1982. *Monitoreo de contaminantes atmosféricos por plantas silvestres y por exposición: indicadores adecuados para diferentes tipos de emisiones*.
- Krupa, S.V. 1982. *Effects of dry deposition components of acid precipitation on vegetation*. Acid precipitation. Effects on ecological systems. Edited by F. M. D'itri. Ann Arbor Science Pub. Michigan USA.
- Labastille and Leblanc. 1981. *Acid rain: how a great menace?*. Official Journal of the National Geographic Society. Washington, D.C. Vol.8 No. 5. p. 652-690.
- López-Moreno, I.R. 1991. *El arbolado urbano de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Colección UAM-A. Ciencia y Tecnología. Instituto de Ecología. A.C. Publicación No. 32, 1991.
- Lötschert, W. And H. J. Köhm, 1979. *Characteristics of tree bark as an indicator of high emission areas*. Oecology 27 : 47'64.
- Mendelhall, W. : Richard L. Scheaffer and Dennis D. Wackerly. 1986. *Mathematical Statistics with Applications*. Grupo Editorial Iberoamérica.
- Murphy, C.E. and T.C. Sigmon. 1991. *Dry deposition of sulfur and nitrogen oxide gases to forest vegetation*. Department of environmental science, University of Virginia, Charlottesville, USA.
- Newgenbauer, B. 1985. *Proyección de los fenómenos de contaminación ambiental en el caso de la R.F.A*. Ponencia en el Coloquio de Aspectos de la contaminación ambiental relacionados a los recursos naturales. Mayo 17, 1985.

Referencias

- Odén, S. 1976. *The acidity problem, an outline concepts*. Water, air and soil pollution, 6(1976) 137-166.
- Pearce, F. 1982. *The menace of acid rain*. New Scientist 12, August 1982.
- Prinz, B. 1985. *Effects of air pollution on forest*. Air pollution control association, September 1985, Vol. 35 No. 9, 903-915.
- Quadri, G. 1992. *La ciudad de México y la contaminación atmosférica*. Ed. Limusa, México 1992.
- Rehfuess, K.E. 1989. *Acidic deposition -extent and impact on forest soils, nutrition, growth and disease phenomena in central Europe: a review*. Water, air and soil pollution, Vol 48:1-20, 1989.
- Roberts, B.R.; L.S. Dochinger and A.M. Townsend. 1986. *Effects of atmospheric deposition on sulfur and nitrogen content for four urban tree species*. Journal of arboriculture, September 1986, Vol. 12, No. 9.
- Robitaille y Leblanc. 1977. *Acid rain: a factor contributing to the paucity of epiphytic cryptogams in the vicinity of a copper smelter*. Rev. Bryol, Lichenol. 43, 1:53-66. Canada
- Romieu, I. 1995. *Estudios epidemiológicos sobre los efectos en la salud por la contaminación atmosférica*, Editado por David T. Mage y Oliver Zali para el Centro Panamericano de Ecología y Salud Humana, 1995.
- Salgado, I.H. 1991. *El análisis exploratorio de datos biológicos, fundamentos y aplicaciones*. Marc Ediciones ENEP Zaragoza, UNAM. p 243.
- Seinfeld, J. 1982. *Air pollution*. Pergamon Press, 1982, cap. 18 p 695-727.
- Seinfeld, J. 1987. *Contaminación atmosférica: fundamentos físicos y químicos*. Ins. Admon. Local. Madrid, España.
- Schafer, D.A. and William A. Reiners, 1991. *Throughfall chemistry and canopy processing mechanisms*. Syracuse University, NY USA.
- Skye, H. 1981. *Air pollution and forest interactions between air contaminants and forest ecosystems*. Ed Springer, New York, USA.
- Smith, W. H. 1991. *Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in North America*. School of forestry and environment studies, Yale University, USA.
- Spengler, J.D. 1990. *Acid rain and health*. Environ. Sci. Technol. Vol. 24 No. 7 1990.

Referencias

- Staxäng, B. 1969. *Acidification of bark of some deciduous trees*. OIKOS, Vol. 20, p. 224-230.
- Steübing, L. and H. J. Jäger, 1982. *Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Institute of plant ecology. Giensses University FRG. Proceedings of the international workshop. 1982.*
- Summers, P.W. and Van C. Bowersox. 1986. *The geographical distribution and temporal variations of acidic deposition in eastern North America*. Water, air and soil pollution. 31(1986) 523-525.
- Swieboda, M. and Kalembe A. 1979. *The bark of Scotts Pine (Pinus sp.) as a biological indicator of atmospheric air pollution*. Acta Societatis Botanicorum Poloniae. Vol. 48, No. 4:539-549. 1979.
- Tomlinson, G.H. 1983. *Air pollution and forest decline*. Environmental science and technology, Vol. 17 No. 7, 1983.
- Ulrich, B. 1991. *Effects of acidic depositions on forest ecosystems in Europe*. Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Gottingen FRG.
- Walkenhorst, A. 1991. *Biomonitoring with tree bark*. Proceedings of the Royal Society of Edinburg. 1991.
- Walpole, R.; Raymond Myers. 1992. *Probability and Statistics for engineers and scientists*. McMillan Publishing Company.
- Westman, L. 1974. *Air pollution indicators and growth of spruce and pine near a sulfite plant*. Ambio, vol 3, num. 5, 1974. p 189-193.
- Wolfenden, J. and T.A. Mansfield. 1991. *Physiological disturbances in plants caused by air pollutants*. Proceedings of the Royal Society of Edinburg. 97B, 117-138, 1991.

Anexo I

I. FECHAS DE COLECTA DE MUESTRAS Y LECTURA DE VARIABLES.

VILLA DEL CARBON		Estiaje 1	Lluvias 1	Lluvias 2	Estiaje 2
	Muestreo	16/II/91	16/V/91	20/VII/91	26/XI/91
	Lectura				
Fresno		10/III/91	15/V/91	31/VII/91	12/XII/91
Encino		10/III/91	15/V/91	31/VII/91	13/XII/91
Álamo		12/III/91	10/V/91	13/VIII/91	16/XII/91
Cedro		10/III/91	13/V/91	01/VIII/91	12/XI/91
Pino		01/II/91	14/V/91	29/VII/91	14/XII/91

CHAPULTEPEC		Estiaje 1	Lluvias 1	Lluvias 2	Estiaje 2
	Muestreo	8/II/91	3/V/91	11/VII/91	11/XI/91
	Lectura				
Fresno		22/II/91	13/VII/91	29/VII/91	29/XI/91
Álamo		19/II/91	03/VI/91	29/VII/91	29/XI/91
Olmo		13/II/91	03/VI/91	29/VII/91	29/XI/91
Cedro		22/II/91	03/VI/91	29/VII/91	29/XI/91
Pino		13/II/91	03/VI/91	29/VII/91	12/XII/91

TLALPAN		Estaje 1	Lluvias 1	Lluvias 2	Estaje 2
	Muestreo	9/II/91	4/V/91	21/VII/91	25/XI/91
	Lectura				
Encino		16/II/91	25/V/91	01/VIII/91	20/XII/91
Cedro		17/II/91	25/V/91	01/VIII/91	20/XII/91
Pino		17/II/91	25/V/91	02/VIII/91	20/XII/91

ARAGON		Estaje 1	Lluvias 1	Lluvias 2	Estaje 2
	Muestreo	15/II/91	15/V/91	10/VII/91	10/XI/91
	Lectura				
Olmo		28/II/91	10/VI/91	03/VIII/91	11/XI/91
Cedro		28/II/91	10/VI/91	03/VIII/91	21/XI/91