

5



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
"ZARAGOZA"

RELACIÓN DEL DAÑO EN COPA Y EL  
DEPÓSITO ATMOSFÉRICO, COMO UNA CAUSA  
DEL DECLINE FORESTAL EN EL BOSQUE DE  
*Abies religiosa* DE DOS PARQUES NACIONALES

T É S I S  
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE :  
B I Ó L O G A  
P R E S E N T A :  
GRISELDA CHÁVEZ AGUILAR

DIRECTOR: M. en C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ

MÉXICO, D. F.

JUNIO 2002.

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.

# PAGINACION DISCONTINUA

Expreso mi más infinito agradecimiento:

Al M. en C. Germán Calva Vásquez por toda su dedicación, paciencia y esfuerzo en mi formación académica y sobre todo, por saber ser amigo y estar siempre presente.

A la Biól. María de los Ángeles Villanueva Galván por su apoyo incondicional, por su amistad desmedida y sus palabras de aliento... gracias.

Al M. en C. Eliseo Cantellano de Rosas por el valioso aporte en la revisión del presente trabajo.

Al M. en C. Efraín Ángeles Cervantes por su aportación en la realización del presente.

A la Biól. Maricela Arteaga Mejía por su contribución en la revisión de éste trabajo.

Al proyecto de Investigación e Innovación Tecnológica IN220998 por el financiamiento otorgado en el desarrollo del presente.

A cada uno de los compañeros y profesores que estuvieron presentes a lo largo de mi formación académica, por su gran optimismo y su cariño desmedido.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Llegar a la realización de éste trabajo es consecuencia del gran esfuerzo no solamente mío, sino de las personas que siempre han estado a mi lado, por ello lo dedico:

A mi papá el Sr. Francisco Chávez Galván por ser el mejor ejemplo y el mayor respaldo en mi vida, por infundirme el verdadero valor de enfrentarme a la vida, por todo lo que eres y representas para mí... *MIL GRACIAS PAPÁ...*

A mi mamá la Sra. Abigail Aguilar Aguilar por el apoyo infalible, por representar la confianza y fortaleza en aquellos momentos difíciles, por todas tus preocupaciones y cariño... *TE QUIERO MUCHO...*

A mis hermanos Luis, Millo, Nayo, Alfredo Y Pancho porque siempre estuvieron presentes, por su cuidado y preocupación... *GRACIAS...*

A mis hermanas Marbe, Tere, Mary, Cata, Zefe y Rossy porque con sus palabras siempre de aliento y motivación, contribuyeron en todo momento a mi formación, no sólo profesional sino personal... *LAS ADORO...*

... y gracias por la *GRAN FAMILIA* que me dieron...

A mis niños ALE Y ALAN por enseñarme a disfrutar de su presencia con cada detalle, con cada sonrisa, con cada ocurrencia. Para que éste esfuerzo sirva como un ejemplo al logro de sus metas y sueños, para que siempre triunfen en todo lo que hagan y sepan que siempre estaré a su lado... *LOS AMO...*

A Mony y a Susy por demostrarme que no importa el tiempo ni espacio cuando se trata de estar siempre con una amiga.

A Marlín mi gran AMIGA, no cabe duda que la verdadera amistad se sabe reconocer, que realmente nuestra amistad sí a "aguantado todas las sacudidas" que hemos superado con éxito y que mi mayor éxito es tenerte como AMIGA...  
*T. Q. M...*

... a *DIOS* por inspirarme y formar siempre parte de mi vivir...

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	iii
<b>ÍNDICE DE CUADROS</b>	v
<b>ÍNDICE DE ANEXOS</b>	vi
<b>RESÚMEN</b>	vii
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>II. PROBLEMÁTICA</b> .....	4
<b>III. OBJETIVOS</b> .....	6
1. Objetivo General	
2. Objetivos Particulares	
<b>IV. HIPÓTESIS</b> .....	7
<b>V. MARCO TEÓRICO</b> .....	8
1. Decline forestal.	
2. Principales causantes del decline forestal.	
3. Síntomas generales del decline forestal en la vegetación arbórea.	
<b>VI. ANTECEDENTES</b> .....	16
<b>VII. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO</b> .....	22
1. Parque Nacional Desierto de los Leones (DDLL).	
2. Parque Nacional El Chico.	
<b>VIII. METODOLOGÍA</b> .....	25
1. Fase de Campo.	
2. Fase de laboratorio.	
3. Fase de Gabinete.	
<b>IX. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b> .....	28
IX. 1. Frecuencia de los Porcentajes de Retención de Copa (%RC) del bosque de <i>Abies religiosa</i> .	

IX. 2. Comportamiento del depósito ácido en el bosque de <i>Abies religiosa</i> .	30
2. 1. Comportamiento del pH.	
2. 2. Comportamiento de la Conductividad Eléctrica (C.E.).	
2. 3. Análisis del comportamiento de los aniones registrados en el lavado atmosférico de hojas de abeto.	
2. 4. Comportamiento de los cationes registrados en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> .	
IX. 3. Análisis de diferencias de medias del depósito ácido en los bosque de <i>Abies religiosa</i> .	38
3. 1. Análisis de las diferencias significativas del pH y C.E.	
3. 2. Diferencias de medias en el depósito de aniones entre el parque Nacional DDLL y El Chico.	
3. 3. Diferencias de medias en el depósito de cationes entre el parque nacional DDLL y El Chico.	
X. CONCLUSIONES.....	45
XI. RECOMENDACIONES.....	47
XII. BIBLIOGRAFÍA.....	48
XIII. ANEXOS.....	a-g

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Vías comunes de formación, dispersión y depositación ácida.	10
2	Mecanismos probables del deterioro de las poblaciones forestales.	11
3	Daños más visibles en la vegetación, causados por la depositación atmosférica.	12
4	Interacciones de los principales compuestos de nitrógeno y azufre con la superficie de la hoja.	14
5	Localización de la zona de estudio Desierto de los Leones y de referencia El Chico, en la Cuenca de México	24
6	Representación del área muestreada en ambas zonas de estudio.	26
7	Comparación de las frecuencias de los %RC del bosque de <i>Abies religiosa</i> en los Parques Nacionales DDLL y El Chico.	28
8	Comportamiento del pH del lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional DDLL	30
9	Comportamiento del pH en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	31
10	Comportamiento de la C.E. del lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional DDLL.	31
11	Comportamiento de la C.E. registrada en el depósito ácido de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	32
12	Comportamiento de $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ y $\text{NO}_3^-$ cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional DDLL.	33
13	Comportamiento de $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ y $\text{NO}_3^-$ cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	34
14	Comportamiento de Na, K, $\text{NH}_4^+$ , Mg y Ca, registrados en el depósito atmosférico de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional	36



	DDLL.	
15	Comportamiento de Na, K, $\text{NH}_4^+$ , Mg y Ca, registrados en el depósito ácido de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	37
16	Diferencias de medias (95%) del pH en hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico	38
17	Diferencias de medias (95%) de la C.E. en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	38
18	Diferencias de medias (95%) de la concentración de $\text{Cl}^-$ en hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	39
19	Diferencias de medias (95%) de $\text{SO}_4^{2-}$ en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> entre zonas.	40
20	Diferencias de medias (95%) de la concentración de $\text{NO}_3^-$ en el lavado ácido de hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	40
21	Diferencias de medias (95%) del depósito de Mg en hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	41
22	Diferencias de medias (95%) del depósito de K en hojas <i>Abies religiosa</i> entre zonas.	41
23	Diferencias de medias (95%) del depósito de Na en hojas <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	42
24	Diferencias de medias (95%) del depósito de Ca en hojas de <i>Abies religiosa</i> entre DDLL y El Chico.	42
25	Diferencias de medias (95%) del depósito de $\text{NH}_4^+$ en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> entre zonas.	43

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Síntomas y posibles causas del decline de los bosques haciendo una comparación entre los bosques Europeos y Norteamericanos.	15
2	Resumen de los estudios más relevantes sobre el decline Forestal con relación al depósito ácido atmosférico.	21
3	Mínimos, máximos y medias del depósito ácido en el Parque Nacional DDLL y El Chico.	33
4	Medidas de tendencia central de los parámetros cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional DDDLL.	34
5	Medidas de tendencia central para los parámetros cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	35
6	Factores de mayor correlación lineal entre los factores registrados en el lavado de hojas de oyamel en DDLL	35
7	Factores de mayor correlación lineal entre los factores registrados en el lavado de hojas de oyamel en El Chico.	36
8	Coefficientes de correlación canónica entre aniones y cationes cuantificados en el lavado atmosféricos de hojas de oyamel en el Parque Nacional DDLL.	44
10	Coefficientes de correlación canónica entre aniones y cationes cuantificados en el lavado atmosféricos de hojas de oyamel en el Parque Nacional El Chico.	44

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo		Página
1	Patrones de retención de copa realizados por la SAGAR (1984).	a
2	Determinación de Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	b
3	Determinación de Cloruros ( $\text{Cl}^-$ )	c
4	Determinación de Amonio ( $\text{NH}_4^+$ )	d
5	Determinación de Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )	e
6	Determinación de Na, K, Mg y Ca.	f
7 <sup>a</sup>	Correlación simple de los parámetros cuantificados en el lavado de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional DDL.	g
7b	Correlación simple de los parámetros cuantificados en el lavado de hojas de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional El Chico.	g

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## RESUMEN

Uno de los problemas ambientales asociado a la contaminación atmosférica es la presencia del depósito ácido atmosférico, que se acentúa en áreas específicas de la Ciudad de México (PAZMCM, 1998) y se dispersa a concesión de los vientos, para situarse en Parques Nacionales como el Desierto de los Leones (DDL) y El Chico en el Edo. de Hidalgo. La principal manifestación de lo anterior se manifiesta en la pérdida y amarillamiento de la copa de los árboles.

Se registraron los porcentajes del patrón de daño en copa (%RC) del bosque de *Abies religiosa* para ambas zonas de estudio, debido a que dicha especie reporta gran sensibilidad a los contaminantes atmosféricos y por ello podría estar amenazada (Alvarado et al. 1993). Se procedió al registro del pH y la Conductividad Eléctrica (C.E.); la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , mediante la Técnica Nefelométrica;  $\text{NO}_3^-$  por Ión Selectivo y Na, K, Mg y Ca por la Técnica Absorción Atómica, esto a través del lavado atmosférico de las hojas.

De acuerdo a la escala de los %RC se identificó al bosque DDL como de daño moderado y para El Chico, de daño ligero. Éste último presentó la mayor frecuencia en el nivel del 100%.

Respecto al pH y la C. E. No presentaron diferencias significativas entre las zonas de estudio. Por su parte el depósito iónico, para  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Na y Ca no presentaron diferencias significativas entre las zonas de estudio, mientras que para  $\text{SO}_4^{2-}$ , Mg y K se sugiere una determinación de co-variables debido a que no se determinó si existieron diferencias significativas. Para el ión  $\text{NH}_4^+$  sí se determinaron diferencias significativas entre las zonas de estudio, con 400 ppm y 40 ppm para DDL y El Chico, respectivamente.

Los iones que presentaron mayor correlación en DDL fueron  $\text{Cl}^-/\text{Ca}$  y  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Mg}$  con una  $r=0.50$  y  $0.49$ , respectivamente. La correlación canónica arrojó que el elemento de mayor grado de asociación en los aniones fue el  $\text{SO}_4^{2-}$  y para los cationes el  $\text{NH}_4^+$  (0.90097) y el Ca (0.89953), para DDL y El Chico, respectivamente.

Se llegó a la conclusión que si bien, el depósito atmosférico no es el único factor responsable del decline forestal en el bosque de *Abies religiosa* del Parque Nacional DDL y El Chico, sí participa activamente en el daño y amarillamiento de la copa de los árboles. Pese a no encontrar diferencias significativas en la distribución de los iones registrados y de acuerdo al Informe de Precipitaciones Ácidas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (PAZMCM, 1998), donde las concentraciones registradas son menores a las que se cuantificaron en el presente.

## I. INTRODUCCIÓN

El decline forestal es uno de los problemas ambientales más importantes en los últimos veinte años, no sólo por la conservación de los ecosistemas forestales y la reducción del CO<sub>2</sub> atmosférico, sino también por el cambio climático global y el efecto de invernadero. Un claro decline fue observado en los bosques de Europa y Norteamérica (Bonneau y Landmann, 1989), provocando que varios investigadores propusieran mecanismos en donde, la contaminación atmosférica se convierte en la principal causa de daño y alteración a la vegetación.

El estudio de dicho fenómeno, comenzó en Europa en los años 50's y se denominó "Waldterben" que significa el deterioro gradual de la condición y vigor del árbol (estrés) llegando finalmente, a la muerte. Las primeras investigaciones, se realizaron con el abeto de las zonas afectadas y se reportó una pérdida foliar importante junto con el amarillamiento del follaje. Además, se observaron graves daños en poblaciones de coníferas que presentaban cambios visibles en la copa, como así lo reportaron Schütt & Cowling (1985), Blank *et al.* (1988) y Skelly & Innes (1994).

Evans *et al.* (1977) realizó una investigación más que verifica la hipótesis del decline forestal, evaluó los efectos ecológicos del depósito ácido sobre el área foliar encontrando importantes lesiones sobre la hoja (75% de las lesiones ubicadas en la punta de la hoja) y alta sensibilidad hacia los contaminantes acidificantes, trayendo como consecuencia la alteración metabólica de la planta.

El decline forestal es la consecuencia de: *i*) estrés general del árbol, *ii*) la toxicidad del suelo, *iii*) los efectos sinérgicos del ozono con los otros contaminantes atmosféricos, *iv*) deficiencia extrema del Mg<sup>2+</sup>, *v*) alteración del período de dormancia por efecto del exceso de nutrientes y de nitrógeno, *vi*) la alteración del crecimiento arbóreo por el efecto de sustancias químicas orgánicas y las malas prácticas forestales.

El patrón específico para la evaluación del daño en copa, que exprese la causa principal del decline forestal fue propuesto por Eamus (1993), Sherburne *et al.* (1993) y Burkhardt *et al.* (1995), vinculado con la emisión de contaminantes primarios (SO<sub>x</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>). Estos contaminantes pueden ser

arrastrados a grandes distancias, reaccionar con la humedad del ambiente y formar ácidos fuertes, como el ácido sulfúrico ( $H_2SO_3$ ) y nítrico ( $HNO_2$ ), también pueden ser depositados por vía seca y/o húmeda sobre los ecosistemas boscosos (William, 1989; Nellemann & Frogner, 1994). Por su parte, Adams & Edgar (1992) determinaron mediante la cuantificación del depósito ácido que éste es el responsable de la desaparición del más del 50% de individuos de un bosque de Abeto-Picea localizado al noroeste de Estados Unidos.

Sí bien, el fenómeno de la depositación atmosférica (ácida) ha sido estudiado en el ámbito mundial, México es una de las ciudades con las experiencias de contaminación más severas y poco documentadas, como coinciden en señalar Baéz y Belmont (1987) y Baéz *et al.* (1993). Sin embargo, el enfoque de los estudios ha sido meramente químico (lluvia, neblina, seca y húmeda total), quedando al margen los aspectos ecológicos y sus posibles cambios por el efecto de los elementos del clima (Páramo *et al.* 1994).

El hecho es que la Ciudad de México, es una de las más contaminadas del mundo, por la gran cantidad de sustancias emitidas a su atmósfera ( 25, 659. 05 ton/año de  $SO_x$  y 153, 266. 57 ton / año de  $NO_x$ ) entre otras no menos importantes, causando graves daños sobre la vegetación arborea, como así lo documentaron Kozlowski & Constantinidou (1986), Fredmann (1989), Howells (1990), y Kozlowski (1991). Dichos contaminantes, al formar sustancias ácidas que se depositan sobre la vegetación, afectan directamente su funcionamiento natural (Alvarado *et al.* 1993; Fenn *et al.* 1999). Dicha hipótesis, podría estar fundamentado en las investigaciones de Ferrell (1984), Soto (1996), Saavedra (1996), Fenn *et al.* (1999) y Calva (1999), que han proporcionado la concentración de contaminantes ácidos depositados sobre superficies de exposición natural, como corteza y hojas, en ecosistemas del Valle de México dejando al descubierto que altas concentraciones registradas, tienen graves consecuencias sobre el ecosistema.

Actualmente el decline forestal en los bosques es un hecho irrefutable, las comunidades altamente sensibles se han visto expuestas, individuos que han presentado decoloración y pérdida foliar, como es el caso de *Abies religiosa* en el DDL que es un bosque de gran importancia biológica, ecológica, ambiental y recreativa, localizada al suroeste de la Ciudad de México.

Por ello no han sido suficientes los estudios realizados para evaluar el estado de salud de *Abies religiosa*, mediante un método visual de retención- pérdida de la copa. A partir de 1982 se han observado impresionantes patrones de defoliación, Alvarado *et al.* (1993) observaron altas poblaciones con mortandad, describieron la naturaleza del extensivo decline y muerte del abeto, plantearon patrones de retención de copa, determinaron que la contaminación procedente de la Ciudad de México es una de las causas principales de dicho decline.

Recientemente Pérez (2000), concluyó que el estado de salud de *Abies religiosa* a través de su patrón de retención de copa en dos bosques de la Cuenca de México, cuantificó el depósito atmosférico ( $\text{SO}_4^{2-}$ = 40 y 100 ppm,  $\text{Cl}^-$ = 140 y 100 ppm y  $\text{NO}_3^-$ = 50 y 150 ppm para Izta- Popo y El Chico, respectivamente) concluyendo que afectó la salud de los bosques de oyamel en donde se registró el mayor aporte de iones y disminución del área foliar (50% RC en Izta- Popo y 75% RC en El Chico).

Sin embargo, no se han determinado específicamente el papel de otros parámetros importantes como: pH, conductividad eléctrica,  $\text{NH}_4^+$ , Na, K, Ca y Mg, los cuales interaccionan directamente con la superficie foliar desencadenando diferentes reacciones. De ahí la importancia de analizar la contribución que tienen los contaminantes atmosféricos en el decline de los bosques del Valle de México.

## II. PROBLEMÁTICA

La depositación atmosférica sobre los bosques de la Cuenca de México es la causa principal de su declive, y sin embargo, el fenómeno ha sido insuficientemente estudiado, investigadores como Fenn & Bauer (1999) y Baéz *et al.* (1987, 1993, 1997a y 1997b) describen una serie de efectos de contaminantes como el ozono, el dióxido de nitrógeno, de azufre y otros contaminantes atmosféricos sobre árboles y plantas altamente sensibles, que sirven como bioindicadores del cúmulo de compuestos ácidos (Fowler, 1980; Johnson, 1989; Páramo *et al.* 1994; Ramírez, 1998).

Con éstas observaciones se determinó que en las especies como *Abies religiosa* (oyamel) y *Pinus hartwegii* Lindl. (Ferrel, 1984; Fenn, 1999) los daños son severos, principalmente en los bosques de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México<sup>1</sup>. Una de las zonas más afectadas por el depósito de compuestos atmosféricos es el Parque Nacional Desierto de los Leones localizado a 40 km de la ciudad de México que recibe un alto porcentaje de los contaminantes emitidos por las fuentes fijas y móviles de la ciudad de México.

Como consecuencia de dicha interacción, se ha presentado una reducción no solo del área foliar del oyamel, sino del número de individuos por hectárea. Pérez (2000), reportó que según informes de la CORENA en 1996 el bosque de *Abies religiosa* ocupaba apenas 20 000 has, mientras que el Inventario Forestal del Estado de México (IFPEM, 1994) publicó que el 40% de la superficie total del bosque de oyamel sólo tenía el 40% de cobertura en copa. Otras cifras referidas por la Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca dan como argumento que de 106, 000 has de bosque de Pino- Oyamel del área de conservación del D. F. pasó en menos de cinco años a 96, 000 has.

Así el bosque de *Abies religiosa* de gran valor biológico y económico, que contribuye en la conservación y funcionamiento del ecosistema, se coloca en

---

<sup>1</sup> La Zona Metropolitana de la Ciudad de México está situada a 2, 240 metros de altura sobre el nivel del mar, en una cuenca rodeada por un sistema montañoso (sierras del Ajusco, Chichinautzin, Las Cruces, Guadalupe y Santa Catarina). A dicha altitud existe menor cantidad de oxígeno en el aire, lo que provoca que no se realice adecuadamente la combustión de compuestos y sea despreñida una cantidad mayor de contaminantes. Cabe mencionar que, por estar en un valle, la circulación del viento es escasa y propicia las condiciones adecuadas para la permanencia de dichos contaminantes atmosféricos (Salas *et al.* 1992; CMPCCAVM, 1994; Leal *et al.* 1996).



**una situación altamente susceptible y expuesta al vertiginoso decline forestal en manos de la contaminación ambiental.**

### III. OBJETIVOS

#### 1. OBJETIVO GENERAL:

Establecer la relación entre los porcentajes de daño de la copa de oyamel y los niveles de depósito atmosférico ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ).

#### 2. OBJETIVOS PARTICULARES:

1. Registrar los porcentajes de los patrones de daño en copa del oyamel, en las zonas de estudio y clasificar de acuerdo al patrón propuesto por la SARH.
2. Cuantificar el pH y la C.E. del lavado de las hojas de *Abies religiosa* (depósito atmosférico).
3. Determinar la concentración de los iones  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  en el lavado del depósito de hojas de oyamel.
4. Cuantificar la concentración de Na, K, Mg y Ca solubles en el lavado de hojas de *Abies religiosa*.
5. Relacionar el depósito atmosférico en hojas con el daño en copa de oyamel.

#### IV. HIPÓTESIS

El decline forestal en los ecosistemas boscosos de la Cuenca de México esta presente, dado que a mayor exposición de los árboles a los contaminantes atmosféricos (iones acidificantes) el deterioro es más evidente. Por lo tanto, si el daño es reflejo de la concentración de iones ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) entonces, a mayores concentraciones registradas en las hojas de Oyamel, los porcentajes de daño en copa también se incrementarán.

## V. MARCO TEÓRICO

### V. 1. Decline forestal

El fenómeno del decline forestal se inició en el Oriente de Europa en los años 50's, justo en la época de mayor aumento en el gasto de energéticos. Fue definido con la palabra "Waldsterben" adoptada posteriormente en Francia. En general, éste fenómeno implica tanto el proceso de muerte del árbol, como la muerte misma del bosque. De esta forma, en el Centro-Norte de Europa y Norteamérica, se identificaron poblaciones de coníferas con una pérdida foliar importante, sin imaginar la causa de ello (Schüt and Cowling, 1985).

En Alemania, los daños de los bosques fueron ocurriendo de forma masiva, a lo largo de la historia forestal. En algunos casos las plagas, las pestes y factores naturales como cambio de clima, fueron la causa principal de la baja en la densidad de la vegetación, por ello, la realización de un inventario de daño forestal fue necesario. En el Inventario Nacional Forestal de 1962, la cifra de bosque dañado era tan solo de 560,000 has (aproximadamente 7% de la superficie total nacional) y para 1983 la cifra ascendió a 2,500,000 has (34% de superficie), para el año 1984 la cifra había aumentado a 3 600,000 has (50%) y para el año 1985 más del 70% de la superficie boscosa se encontraba totalmente afectada por el decline forestal (Neugevaber, 1985).

Por el cambio notable en la apariencia de los bosques, se determinaron diferentes patrones de daño, Bonneau y Landmman (1989) publicaron que la defoliación de los árboles era un síntoma del deterioro de los bosques en Europa la cual, se podía estimar mediante el método propuesto por La República Federal Alemana (RFA) basado en la estimación visual de la pérdida de hojas del árbol en proceso de daño, en comparación a un árbol "normal". De ahí, el establecimiento de un sistema de apreciación único del estado de salud de una población forestal, sólo que poco pertinente y fiable; ya que la intensidad del daño, las especies, las condiciones ecológicas y la percepción adecuada del daño desde el punto de vista fisiológico, son diferentes (Blank *et al.* 1988; Skelly, 1994).

Con dichas observaciones se pusieron en marcha varios programas de investigación sobre el tema, que emprendían la búsqueda de dichas causas, creando redes de observación sistemática (Schütt & Cowling, 1985; Hinrichsen, 1987).

Nuevos enfoques de daño forestal basados en la pérdida y decoloración foliar de los árboles, fueron introducidos, el término "neuartige Waldschaden" surgió para definir dicho daño. Blank, *et al.* (1988) encontraron diversas especies de árboles con pérdida y decoloración de hojas por condiciones climáticas extremas, agentes patógenos y/o contaminantes atmosféricos. Realizando, también una clasificación de daños mediante evaluaciones visuales en porcentajes de pérdida de foliar y decoloración. Consideraron que los árboles que presentaban un  $\leq 10\%$  de pérdida foliar eran sanos; de 11 a 25% eran árboles en estado de alerta; de 26 a 60% moderadamente afectados y de  $> 60\%$ , el daño era severo. La depositación ácida seca y/o húmeda, exceso o deficiencia de nutrientes en el suelo y altas concentraciones de Ozono como causas principales del decline forestal, es la principal conclusión a la que ellos, llegaron.

Finalmente, tras muchos años investigación, y a falta de otras explicaciones convincentes, se considero que el impacto de la depositación ácida en los ecosistemas boscosos, juega un papel crucial en el decline forestal, principalmente sobre aquellas especies que son altamente sensibles y bioindicadores<sup>2</sup> de las condiciones ambientales (Adams & Eagar, 1992).

## V. 2. Principales causantes del decline forestal.

El decline forestal ha afectado a un gran número de especies alrededor del mundo. Las causas principales de dicho fenómeno, no habían sido claramente definidas, sin embargo, a partir de los años 80, algunas hipótesis sugieren que el incremento los contaminantes como la lluvia ácida, el O<sub>3</sub>, el SO<sub>2</sub>, el NO<sub>x</sub> y metales pesados, son factores significantes para el daño en los bosques (Ciesla, 1987; Skelly *et al.* 1994).

De esta forma, Hinrichsen (1986) observó y comparó las causas de daño en los bosque de Norteamérica y del Oeste de Europa, planteando que los bosques Europeos y norteamericanos eran atacados por una combinación de contaminantes atmosféricos, como estrés natural, factores climáticos y agentes patógenos. Además, las altas concentraciones de Ozono, compuestos nitrogenados y gases tóxicos, como el NO<sub>x</sub> (Óxidos de Nitrógeno), SO<sub>x</sub>

---

<sup>2</sup> Un biomonitor es un organismo vegetal que puede ser bioindicador o acumulador en un espacio y tiempo, refiriendo a la concentración. Los bioindicadores sensibles, son aquellos que responden de forma inmediata a los contaminantes atmosféricos, mientras los bioindicadores acumulativos, como su mismo nombre los dice, acumulan sustancias químicas contaminantes sin ser perceptibles los síntomas de daño.

(Óxidos de Azufre), FI (Fluoruros), PAN (Nitratos de Peroxi- acetyl) y PPN (Nitratos Peroxi-propionilo) eran causantes del grave daño en los árboles (Cuadro 1).

Generalmente, la filosofía de causalidad directa atribuía a un único agente la enfermedad y muerte, en un intervalo concreto de tiempo, de masas forestales diversas y localizadas en diferentes áreas geográficas. Sin embargo se llegó a considerar que el decaimiento o debilitamiento del bosque era causa del la interacción de una serie de factores de estrés: abióticos -clima, contaminación atmosférica- y bióticos, patógenos -hongos, bacterias, insectos, etc.- (Skelly and Innes, 1994).

De esta forma, se ha propuesto un modelo evolutivo por Bonneau and Ladmann (1989), sobre los principales mecanismos de deterioro de las poblaciones boscosas (Figura 1).

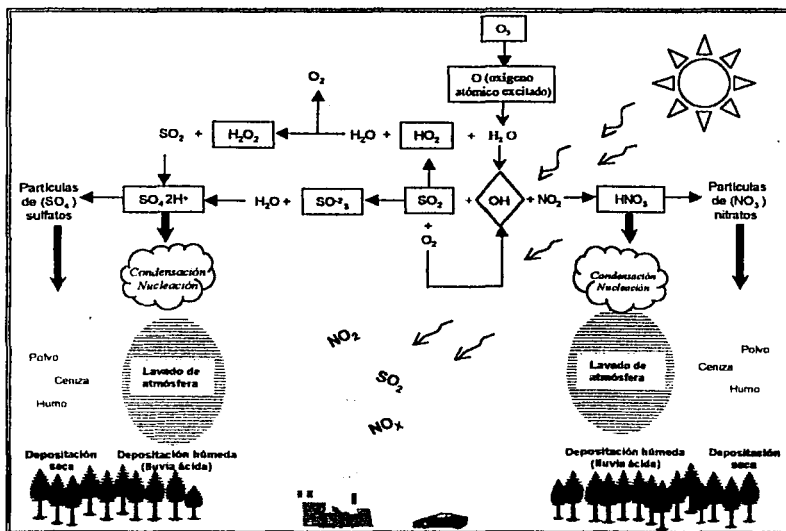


Figura 1. Vías comunes de formación, dispersión y deposición ácida (Mohnen, 1988)

Así, siendo el comportamiento fisicoquímico de los contaminantes como el principal causante del deterioro de los bosques, durante la emisión y dispersión en el aire de éstos pueden sufrir varios cambios: se diluyen, se modifican, se combinan o son absorbidas por el agua. Finalmente, pueden ser depositados sobre superficies de exposición natural (Figura 2), donde cumplen su principal función; dañar fuertemente al ecosistema, causando la muerte de los individuos y ocasionar la reducción de la cubierta vegetal hasta en un 50% menos de lo original (Calva & Corona, 1989).

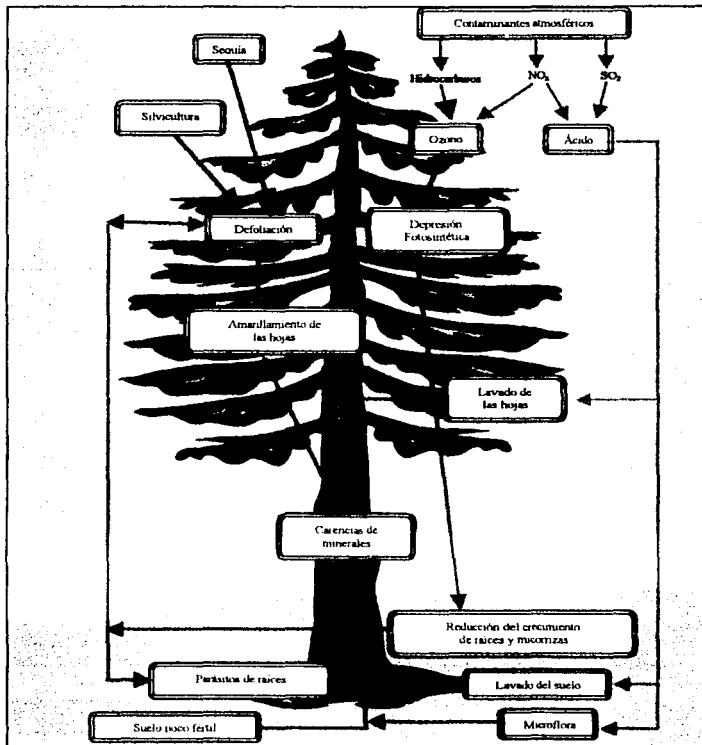


Figura 2. Mecanismos probables del deterioro de las poblaciones forestales (Bonneau and Landmann, 1989).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Así, el impacto de la depositación ácida sobre la copa de los árboles en los bosques, es determinante para un decline forestal severo. Los resultados de investigaciones realizadas al respecto (Potter, *et al.* 1991; Adams & Eagar 1992), sugieren mayor sensibilidad en algunas especies a la precipitación como agente principal causante de la acelerada lixiviación de nutrientes en las hojas de los árboles (Figura 3) y que puede llevar a la pérdida de éstas.

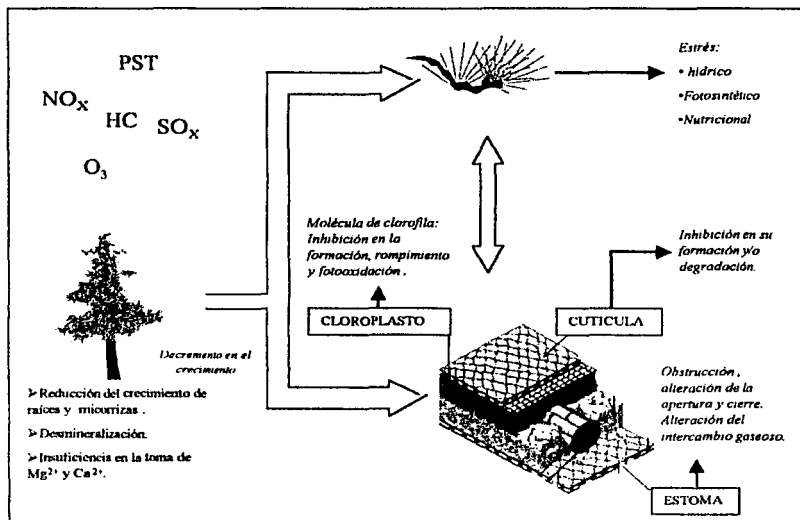


Figura 3. Daños más visibles en la vegetación, causados por la depositación atmosférica (Chávez y Pérez, 1999).

### 2. 3. Síntomas generales del decline forestal sobre la vegetación.

Los efectos biológicos de los contaminantes atmosféricos están marcados por su extrema reactividad, que dan lugar, por encima de determinados niveles, a serios trastornos para la salud del hombre, plantas y estructuras materiales (Guerra, 1988). Así, en la combustión de carbón, petróleo y gas se producen diferentes óxidos de azufre y de nitrógeno. Las fuentes de esta emisión son las grandes centrales energéticas y de calefacción, toda forma en la industria, el tránsito y procesos caseros y artesanales. Según el tipo de la combustión, la



forma de emisión y la situación climática (viento, inversiones) los gases se dispersan para caer en algún lugar cercano o lejano (Neugevaber, 1985).

La vegetación por ser una superficie de exposición natural, es utilizada como bioindicador, debido a la gran sensibilidad de contaminantes atmosféricos. Así, el intercambio gaseoso que realizan es vital y las hojas son la parte de los árboles, directamente afectadas por el depósito de los compuestos ácidos, alterando el funcionamiento normal de la planta (Guerra, *et al.* 1988).

Los efectos dependen, en gran medida, del contaminante, de su concentración, del tiempo de exposición y de la resistencia de la planta (Malhotra, 1977). Así, la respuesta de los árboles al lavado de dichos contaminantes se manifiesta en la alteración del metabolismo y procesos fisiológicos que inducen cambios en la estructura y funcionamiento natural de éstos (Burkhardt, *et al.* 1995; Eamus, 1993; Sherburne, *et al.* 1993; Vesala, *et al.* 1995).

Por su parte, Olof y Cowling (1977) estudiaron los efectos principales de la precipitación ácida sobre la vegetación del bosque, encontraron que los efectos directos son: daño de las capas cuticulares, mal funcionamiento y envenenamiento de las células epiteliales e interferencia de procesos reproductivos. Mientras que, los efectos indirectos fueron: lixiviación acelerada de sustancias hacia los órganos foliares, incremento en la susceptibilidad de sustancias tóxicas y alteración de asociaciones biosimbióticas. Además, concluyeron que las hojas son un buen medio para el transporte de los nutrientes que interaccionan en la relación atmósfera-planta-suelo.

Ya que las hojas son protegidas de la pérdida de agua por la epidermis cubierta por una capa cuticular, en la epidermis, en los estomas pueden estar abiertos o cerrados, facilitar o restringir el intercambio gaseoso. Cuando están abiertos, ellos no pueden cubrir más del 1% del área de la hoja. Así es, como los contaminantes ácidos comienzan a actuar y manifestarse en el funcionamiento normal de la planta.

En general, el decline forestal empieza manifestándose por clorosis en las hojas más viejas, seguida de una defoliación prematura. Con esto, los árboles se ven fuertemente debilitados, su crecimiento reducido, y finalmente, en un determinado período de tiempo, puede llegar a la muerte del bosque (Treshow, 1984).

La forma principal en que los contaminantes atmosféricos ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$  y  $\text{O}_3$ ) actúan sobre el metabolismo de la planta (Figura 4), interviniendo en la disminución de la capacidad fotosintética, en los procesos de transpiración y translocación de nutrientes (Lindberg, y Lovett, 1985; Lange, 1989; Olof y Cowling, 1977; Malhotra 1977).

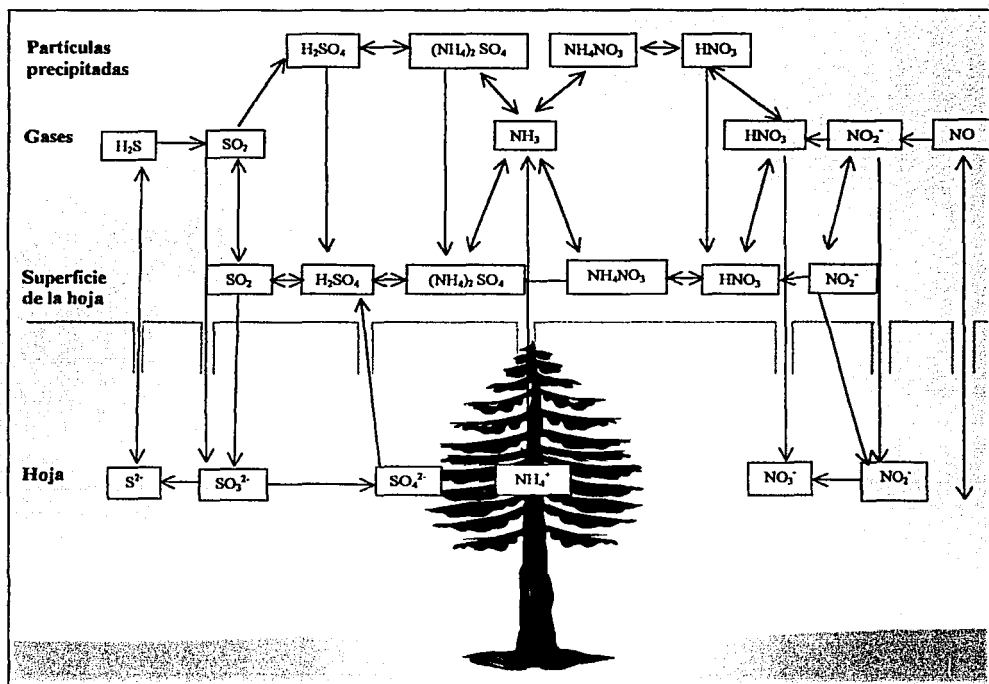


Figura 4. Interacciones de los principales compuestos de nitrógeno y azufre con la superficie de la hoja (Grinnélt et al, 1986).

**Cuadro 1.** Síntomas y posibles causas del declive de los bosques, haciendo una comparación entre los bosques Europeos y Norteamericanos (Hinrichsen, 1986, 1987).

Posible agente de daño	Síntomas principales	Comparación de los daños presentes en:	
		Bosques Europeos	Bosque Norteamericanos
Lixiviación foliar, ozono, sequía	Decremento en el crecimiento y amarillamiento de hojas.	Abeto blanco y Picea noruego.	Abeto blanco (montañas de San Bernardino) y en Picea rojo (New York y Vermont).
Factores de estrés natural, abióticos y bióticos.	Defoliación de la copa de los árboles.	Comúnmente en el roble, fresno, abedul y haya.	Visiblemente en el Abeto rojo, maple, roble, fresno y haya.
SO <sub>2</sub> , insectos, plagas y sequías.	Defoliación de la copa y pérdida gradual de las hojas con bajos niveles de retención.	Picea noruego, abeto blanco, pino escocés, haya, abedul, roble, maple y fresno.	Observado en Pino.
Fertilización	Reducción de la biomasa de raíces y micorrizas (simbiosis benéfica entre raíces y hongos).	Abeto blanco, Picea Noruego y haya. No se ha estudiado en otras especies.	Principalmente en Picea rojo.
Ozono y SO <sub>2</sub> en concentraciones crónicas.	Disminución continua del diámetro y crecimiento de los árboles. Podría ocasionar la muerte del individuo.	No reportado en Europa.	Pino brea y Pino de hoja corta.
Metales pesados, carencias de nutrientes.	Muerte de la vegetación herbácea desarrollada alrededor de los árboles afectados.	Principalmente en Picea noruego, abeto blanco. No presente en otras especies.	No observado.
Sustancias orgánicas	Crecimiento anormal, abscisión en las hojas y raíces poco desarrolladas.	Comúnmente en Picea, abeto, haya, fresno,	Raramente en Pino loblolly, Abeto rojo y Abeto fraser.
Sustancias orgánicas	Poco crecimiento en altura y longitud de las raíces.	Comúnmente en el haya.	Solamente en el micoplasma del fresno.
Ozono	Aparición de manchones en hojas y acículas.	Comúnmente en Roble y fresno.	Observado en coníferas
Sustancias orgánicas	Cambios en la talla y forma de las hojas.	Comúnmente en haya y abedul, ocasionalmente en roble, picea y pino escocés.	Comúnmente en el Pino blanco, algunas veces en maple y fresno
Estrés, fertilización con Nitrógeno	Producción excesiva de conos y semillas	Picea, abeto, haya y abedul.	Especie no definidas.

## VI. ANTECEDENTES

De acuerdo a los estudios en el Cuadro 2, se pone de manifiesto que desde 1972 hasta la fecha las investigaciones sobre el decline forestal han tenido por objeto relacionar el % de retención de copa con respecto a la concentración de ciertos contaminantes atmosféricos. A ello, la respuesta de los árboles a la acumulación y formación de compuestos ácidos se manifiesta en la alteración de procesos, que inducen cambios en la estructura y funcionamiento natural de éstos (Malhotra, 1977; Guerra, *et al.* 1988).

Malhotra (1977) estudio los efectos del dióxido de azufre acuoso en la destrucción de la clorofila en el *Pinus contorta*, descubriendo que éste ( $\text{SO}_2$ ) al encontrarse en un intervalo de 100 a 500 ppm, disminuye el contenido total de clorofila en las hojas, llegando a la conclusión, que tanto el decremento de la pigmentación como de la velocidad fotosintética son efectos directos del  $\text{SO}_2$  y no, del incremento de la acidez por cualquier otro compuesto.

Basado en lo anterior, Evans *et al.* (1977) evaluaron los efectos ecológicos de la lluvia ácida sobre el área foliar, encontrando lesiones cerca de los tricomas y estomas de la hoja, mostrando que el 75% de las lesiones se ubican en la punta de la hoja, el 20% en o cerca de los estomas y sólo el 5% no estaban asociadas a las estructuras anteriores. Con los resultados obtenidos, concluyeron que la hoja tiene gran sensibilidad hacia los contaminantes acidificantes, lo cual lleva a la alteración metabólica de la planta.

En Washington, Denison y colaboradores (1977), observaron que la lluvia ácida afecta directamente el mecanismo general de fijación del Nitrógeno en Bosques de Coníferas. Concluyeron que las concentraciones bajas de  $\text{SO}_2$  resultan adversas a dicho proceso, además de limitar la distribución de líquenes epífitos, los cuales tienen la capacidad de seguir fijando Nitrógeno aún expuestos a  $\text{H}_2\text{SO}_4$  con pH 4 o menor.

Wood y Bormann (1977), monitorearon los efectos por lluvia ácida simulada (pH 5.6, 4.0, 3.0 y 2.3) en semillas del Pino blanco (*Pinus strobus*, L.), observando que el patrón de crecimiento y la disponibilidad de nutrientes se ven directamente afectadas. Así, la lixiviación de cationes en el suelo se incrementaba y se presentaba un agotamiento de  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$  a un pH 2.3,

mientras la concentración de nitrógeno foliar indicaba que el  $\text{NO}_3^+$  fijado en la lluvia como  $\text{HNO}_3$  provocó un incremento en el crecimiento de las plántulas.

Por su parte Lindberg & Lovett (1985) midieron el depósito seco ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{K}^+$ ) en hojas y superficies inertes tomadas de la copa de árboles de bosques caducos al Oeste de Walker Branch. Encontraron que las medias de las tasas de flujo en hojas (en campo) fueron de ( $\mu\text{g m}^2/\text{h}$ ):  $\text{SO}_4^{2-} = 48$ ,  $\text{NO}_3^- = 5.7$ ,  $\text{Ca}^{2+} = 5$ ,  $\text{K}^+ = 5.6$ . Sin embargo estas tasas de flujo estaban sujetas a cambios por la variabilidad espacial de la superficie de la hoja, mientras que en las superficies colectadas las concentraciones fueron altas, excepto para  $\text{SO}_4^{2-}$ . Para éstas últimas las tasas de velocidad de depositación fueron de 0.13 para  $\text{SO}_4^{2-}$  y 1.1 para  $\text{Ca}^{2+}$ .

Mientras en la República Alemana, Tomlinson (1985) observó los efectos de deterioro en los árboles causados por la depositación ácida, la disminución del crecimiento y la pérdida de un sistema adecuado de enraizamiento. Éste último ocasionaba la pérdida de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  por lixiviación, al mismo tiempo que ganaba  $\text{Al}^{3+}$  (que inhabilita la incorporación de  $\text{Ca}^{2+}$  en la raíces) y la deficiente formación de la molécula de clorofila debido a la gran pérdida de  $\text{Mg}^{2+}$ . Finalmente, encontraron que éstos daños ocurren generalmente cuando los árboles se encuentran expuestos a una concentración mínima de  $90 \mu\text{g m}^3$  de  $\text{SO}_2$ .

Por su parte Hinrichsen (1986), observó y comparó las causas de daño en los bosques de Norteamérica y del Oeste de Europa, planteando que éstos últimos eran atacados por una combinación de contaminantes atmosféricos y estrés natural, incluyendo factores climáticos y agentes patógenos. Análogamente, los bosques norteamericanos, presentaban síntomas parecidos, tales como: decoloración y pérdida en masa de la hojas, decremento del crecimiento, senescencia prematura, incremento de la susceptibilidad a agentes patógenos, alteración del balance hídrico, o bien muerte de los árboles. Además, las altas concentraciones de Ozono, los compuestos nitrogenados y los gases tóxicos ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ , FI, PAN, y PPN) son causantes del deterioro forestal.

Blank *et al.* (1988) encontraron diversas especies de árboles dañados (decoloración y pérdida de hojas) por condiciones climáticas extremas, agentes patógenos y/o contaminantes atmosféricos, clasificando los daños, mediante evaluaciones visuales en porcentajes de pérdida foliar y

decoloración. Consideraron que los árboles con  $\leq 10\%$  de pérdida foliar eran sanos; de 11 a 25% se encontraban en estado de alerta; de 26 a 60% moderadamente afectados y de  $> 60\%$  el daño era severo. Concluyeron que la depositación ácida seca y/o húmeda, exceso o deficiencia de nutrientes en el suelo y altas concentraciones de Ozono eran las causas principales del decline forestal.

Bonneau y Landmann (1989) publicaron que, la defoliación es un síntoma del deterioro de los bosques Europeos estimado con el método propuesto por La República Federal Alemana (RFA), el cual se basa en la estimación visual de la pérdida de hojas del árbol, en comparación a un árbol "normal". Así es como se definen los umbrales de daño desde un punto de vista fisiológico, proponiendo un 10% de defoliación correspondiente al umbral detectable por el ojo humano, 25% correspondiente al de pérdida de crecimiento con respecto a los árboles sanos (sólo para algunas especies) y el 60% de defoliación correspondiente al umbral de irreversibilidad de afección. Sin embargo, éstos umbrales no son válidos para todas las especies, ni todos los investigadores coinciden en tal clasificación.

Para el año 1991 Potter, *et al.*, examinaron los factores determinantes del flujo total, intercambio catiónico y tasas de depositación seca en un bosque en regeneración, al sureste de los Apalaches. El análisis del "throughfall" (agua que gotea de la superficie del follaje y de la penetración directa a través de los intersticios de la copa), el "stemflow" (escurrimiento del agua de lluvia sobre el tronco del árbol) y el "rainfall" (mostraron efectos sobre la química de la precipitación, incrementándose el  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en el rainfall, mientras que el  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}$  y  $\text{H}^+$  fueron absorbidos en la precipitación misma fungiendo como bases. De esta forma, determinaron que el intercambio realizado entre la copa del árbol y la atmósfera es el mecanismo principal de transferencia del throughfall, mientras que el stemflow incrementa no más del 20% las tasas de intercambio de los iones:  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en la copa. Por otra parte, la lixiviación de los cationes fue altamente variable (Coeficiente de Variación  $>50\%$ ), pese a la heterogeneidad de la copa. La conclusión a la que llegaron fue: la precipitación es el agente causante de la acelerada lixiviación de nutrimentos en las hojas de los árboles.

Así mismo Nellemann & Frogner (1994), investigaron los patrones espaciales de defoliación de *Picea abies* en Noruega, de acuerdo a la edad, elevación y

grado relativo de defoliación de los árboles, encontraron el 75% de defoliación en la mayoría de los individuos; sin embargo, los patrones de productividad del bosque, edad, topografía, distribución de la vegetación, distribución y tipo de suelo, no pudieron ser determinados. Por otra parte, al realizar una comparación con una zona de referencia (por percibir menor cantidad de depósito ácido) los suelos presentaron menor capacidad buffer y más del 50% de intercambio de bases de cationes. De la misma forma, el depósito de  $\text{SO}_4^{2-}$  excedió los niveles críticos en el área de estudio. Con esto concluyeron que la defoliación puede ser correlacionada con los daños forestales, ya que los resultados mostraron un patrón de defoliación de acuerdo a la acumulación de contaminantes.

Hasta aquí, se mencionan las investigaciones realizadas en países desarrollados, con alta tecnología y por ello, con grandes emisiones de contaminantes atmosféricos. Sin embargo, en México el fenómeno del depósito y lavado atmosférico se presenta como uno de los problemas ecológicos más graves, consecuencia de las altas emisiones de precursores ácidos como;  $\text{SO}_x$  y  $\text{NO}_x$  y que causa daños irreversibles sobre la vegetación. Por ello, se implementaron estudios sobre la precipitación ácida en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, donde se evalúa principalmente el depósito atmosférico húmedo.

A pesar de ello, la evaluación de dicho fenómeno como causa principal del decline forestal es insuficiente, y sus publicaciones son escasas. Entre los estudios de mayor relevancia se encuentra, el de Alvarado y colaboradores (1993), que analizaron el decline forestal del Abeto en el bosque Desierto de los Leones. Ellos evaluaron el daño y retención de hojas proponiendo una clasificación de daño para *Abies religiosa*: de 0-10 daño muy severo, de 11-20 daño severo, de 21- 30 daño moderado, 31- 40 daño ligero y > 40 daño muy ligero. Concluyendo que los árboles que se encontraban expuestos a los vientos proveniente de la ciudad de México, presentaron un mayor daño, afirmando que los contaminantes ambientales eran los responsables directos del decline del bosque de oyamel.

Por su parte, Calva (1999) monitoreo la depositación ácida en áreas boscosas de la cuenca de México, en extractos de corteza arbórea (*Pinus montezumae*, *Cupressus lindleyi* y *Abies religiosa*) como parámetros del grado de acidez atmosférica. Los resultados mostraron que el depósito de sulfatos se registró una frecuencia del 80% con concentraciones de 240 ppm, para nitratos de 64% entre el intervalo de 100 a 120 ppm y cloruros de 40% con 280 ppm. La

ácidez (pH) promedio fue mayor en los bosques que se encuentran en el Valle (Zoquiapan, Desierto de los Lenoos e Izta- Popo) que en los que se encuentran en su periferia (Chico).

Fenn *et al.* (1999), compararon el depósito de nitrógeno (N) y azufre (S) e indicadores del estado nutrimental ( $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ) en el bosque Desierto de los Leones (DL) y Zoquiapan (ZQ) considerando factores edáficos y vegetales (*Pinus hartwegii* Lindl.). Ellos encontraron que los valores del depósito en el "throughfall" de N fue de 18.5 kg/ ha y de S fue de 20.4 kg/ ha en DL, mientras que en ZQ fue de 5.5 y 8.8 kg/ ha/yr, respectivamente. Para  $\text{NO}_3^-$  se presentó en un rango de 0.8 a 44.6  $\mu\text{eq}/\text{L}$  en DL y de 0.0 a 11.3  $\mu\text{eq}/\text{L}$  para el depósito en ZQ. Con esto concluyeron que las elevadas concentraciones de N y S encontradas en el depósito del DL y ZQ alteran el estado normal de los bosques.

Finalmente, dentro de la misma línea se encuentra la investigación realizada por Pérez (2000) quien evaluó, a través de un método visual, el patrón de retención del bosque de *Abies religiosa*, el diámetro normal y la cuantificación del depósito atmosférico ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) en los Parques Nacionales Iztapopo y El Chico, encontrando que el porcentaje de retención de copa fue del 50% para Iztapopo y del 75% para Chico. Para las clases diamétricas, la más frecuente fue la de 0 a 10 cm, en ambas zonas, mientras que el depósito iónico arrojó diferencias significativas entre Iztapopo con  $\text{SO}_4^{2-}= 30$  ppm,  $\text{NO}_3^- = 50$  ppm y el Chico con  $\text{SO}_4^{2-}= 90$  ppm,  $\text{NO}_3^- = 140$  ppm. Concluyó, que el bosque de oyamel en Iztapopo se considera con daño moderado y El Chico con daño ligero y se encuentra notablemente influenciado por el depósito de contaminantes.



**Cuadro 2. Resumen de los estudios más relevantes sobre el decline forestal con relación al depósito ácido atmosférico.**

AUTOR/AÑO	OBJETIVOS	ESPECIES OBSERVADAS	RESULTADOS
Evans et al, 1977.	Evaluar los efectos ecológicos de la lluvia ácida sobre el área foliar.		Encontraron que el 75% de las lesiones se ubican en la punta de la hoja, el 20% en o cerca de los estomas y sólo un 5% no se encuentran asociados a éstas estructura.
Malhoua, 1977	Estudiar los efectos del dióxido de azufre acuoso sobre la destrucción de la clorofila.	<i>Pinus contorta.</i>	Cuando el dióxido de azufre se encuentra en un rango de 100 a 500 ppm disminuye el contenido de clorofila en las hojas.
Hibrichsen, 1986	Observar y comparar las causas de daño entre los bosques norteamericanos y Europeos.	—	Bosques altamente dañados y atacados por contaminantes atmosféricos (NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , FI, PAN y PPN), estrés natural, factores climáticos y agentes patógenos, causantes principales del deterioro forestal.
Lindberg y Lovett, 1985	Cuantificaron el depósito seco atmosférico en hojas en campo y hojas en el laboratorio	Bosques caducos	Las tasas de flujo en campo fueron: SO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> = 48, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> = 5.7, Ca <sup>2+</sup> = 15 y K <sup>+</sup> = 5.6 ug m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> . Para las hojas colectadas las tasas de velocidad de deposición fue de 0.13 para SO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> y de 1.1 para Ca <sup>2+</sup> .
Tomlinson, 1985	Observar los efectos causados por la deposición ácida, la disminución del crecimiento y la pérdida de un sistema adecuado de enraizamiento.		Encontraron que los daños, generalmente se presentaban cuando los árboles se encontraban expuestos a una concentración de 90 ug m <sup>-3</sup> de SO <sub>2</sub> .
Blank, Robert & Skeffington, 1988	Observar los daños de especies arbóreas, provocados por variaciones climáticas, agentes patógenos y contaminantes.		Los árboles con ≤ 10% de defoliación eran sanos, de 11 a 25% en estado de alerta, de 26 a 60% moderadamente afectados y > 60% el daño era severo.
Bonneau y Landmann, 1989.	Estimar visualmente la retención de hojas/aguñs del árbol en comparación con uno "normal".	Oyamel, <i>Picea Abies</i>	Propusieron una escala de daño: 10% de defoliación detectable por el ojo humano, 25% pérdida de crecimiento respecto a un árbol sano y el 60% de irreversible alfección.
Potter et al. 1991.	Examinar los factores determinantes del flujo total, intercambio catiónico y tasas de depositación seca.	Bosques en regeneración.	
Alvarado y colaboradores, 1993.	Análisis el decline forestal causado por agentes patógenos, plagas, insectos y contaminantes atmosféricos.	<i>Abies religiosa</i>	Asevera que la contaminación atmosférica proveniente de la Ciudad de México, es una de las causas principales que ocasiona el decline del bosque de oyamel en Desierto de Los Leones, sin embargo no reporta concentraciones.
Nellemann & Frogner, 1994.	Investigar los patrones de defoliación de los bosques	<i>Picea abies</i>	Los bosques afectados presentaron baja capacidad buffer y más del 50% de intercambio de cationes. Así mismo, los niveles de SO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> excedió los niveles críticos.
Calva, 1999.	Monitorear la depositación ácida en áreas boscosas de la cuenca de México, en extractos de corteza.	<i>Pinus montezumae</i> , <i>Cupressus lindleyi</i> y <i>Abies religiosa.</i>	El depósito de sulfatos presente en una frecuencia del 80% en las 240 ppm, para nitratos de 64% entre el rango de 100 a 120 ppm y cloruros de 40% con 280 ppm. Mientras que la acidez (pH) promedio fue mayor en los bosques que se encuentran en el Valle (Zoquepan, Desierto de los Leones e Iztapopo) que en los que se encuentran en su periferia (Chico).
Fenn et al, 1999.	Comparar el depósito de nitrógeno y azufre, de NO <sub>x</sub> y de SO <sub>2</sub> en el bosque Desierto de los leones y Zoquiapan.	<i>Pinus hartwegii</i>	Los valores del depósito en el "throughfall" de N fue de 18.5 kg ha <sup>-1</sup> y de S de 20.4 18.5 kg ha <sup>-1</sup> , de NO <sub>x</sub> en un rango de 0.8 en Desierto. En Zoquiapan fue de 5.5 y 8.8 18.5 kg ha <sup>-1</sup> de S y N, respectivamente y de 0.0 a 11.3 uEq l <sup>-1</sup> .
Pérez, 2000.	Estimar a través de un método visual, el patrón de retención de copa del bosque de oyamel ( <i>Abies religiosa</i> ) en el parque Iztapopo y El Chico, evaluar el Diámetro Normal y cuantificar el depósito de los iones sulfatos, cloruros y nitratos.	<i>Abies religiosa</i>	El %RC en Iztapopo fue de 50% y de El Chico de 75%, respecto a las categorías diamétricas los individuos pertenecientes a la clase diamétrica 1 (0 y 10 cm) fueron los mas frecuentes en ambas zonas. Finalmente, en el depósito iónico determino diferencias significativas entre ambas zonas. Iztapopo presento el mayo depósito, 30 ppm de SO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> y 50 ppm para NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> y el mayor fue para El Chico con 90 y 140 ppm para SO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> y NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , respectivamente.

## VII. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

La tesis de la contaminación atmosférica proveniente de la Ciudad de México al Desierto de los Leones, se construye como la principal causa del visible deterioro de sus comunidades vegetales en especial, la de *Abies religiosa*. El acarreo de dichos contaminantes se incrementa dirección Norte-Sur, influenciando el depósito atmosférico en dicho Parque (Ferrell, 1984; Fenn, 1999). Razón por la cual fue seleccionado como zona de estudio, mientras que el Parque Nacional "El Chico" fue elegido como zona de referencia por ubicarse en la periferia de la Cuenca del Valle de México, y por lo tanto, presumiblemente no se encuentra influenciado por los contaminantes atmosféricos.

### Parque Nacional Desierto de los Leones

Se localiza a 30-40 Km. de la Ciudad de México, a 19°16'18" y 19°20'00" latitud norte y los meridianos 99°15'00" y 99°23'00" longitud oeste, con una altitud de 3, 325 msnm (Vargas, 1998; Fenn, 1999). El Parque es un polígono, localizado en la barrera orográfica que limita al Valle de México, entre las Sierras Ajusco (hacia el sureste) y de las Cruces (al noroeste); se encuentra hacia el sureste del Valle (Figura 4).

#### a) Clima

El clima predominante es templado, frío y húmedo con lluvias en verano, la precipitación promedio anual es de 1200 mm con un promedio de 67 días fríos al año. La temperatura media anual oscila entre 7 y 15°C y la precipitación del mes más lluvioso es de 284 mm. La precipitación anual es de 1455 mm (Vargas, 1998).

#### a) Suelo

El tipo de suelo predominante es andosol humico y ocrico. Las rocas predominantes son neo- volcánicas, especialmente andesitas de hornblenda e hiperstena. El relieve es abrupto, presenta un desnivel de 1000 metros desde su parte más alta a la más baja (3795 a 2700 msnm), aproximadamente (Vargas, 1998).

#### a) Vegetación

Las especies forestales arbóreas que predominan en el Parque de acuerdo con su volumen total, son:

- Oyamel (*Abies religiosa*)
- Pino (*Pinus patula* y *P. hartwegii*)
- Encino (*Quercus laurina*, *Q. mexicana*, *Q. microphylla* y otras) y
- Aguacatillo (*Litsea glaucescens*)
- En menor cantidad el capulín (*Prunus capuli*), cedro blanco (*Cupressus lindleyii*), aile (*Alnus tiritolia* y *A. jorullensis*).

### **Parque Nacional El Chico**

Se localiza en el Municipio de Mineral del Chico, Estado de Hidalgo. Geográficamente se encuentra entre los meridianos 98°41'47" y 98°45'31" longitud oeste y entre los paralelos 20°10'05" y 20°13'25" latitud norte. Fisiográfica pertenece a la Sierra de Pachuca, es una cordillera escarpada y sobresalen numerosos cerros, como: Las Monjas (2,960 msnm), La Muela (2,040 msnm), La Cueva Blanca (3,060 msnm), El Monte Copado (3,020 m. s. n. m.), aflorando rocas volcánicas extrusivas y materiales sedimentarios cuyas edades van del Terciario al Reciente (Vargas, 1998).

#### **a) Clima**

Presenta un clima templado subhúmedo, con lluvias en verano y semifrío. Con una temperatura media anual de 21°C y una mínima de 5, una precipitación media anual de 1,479 mm y la mayor cantidad de lluvia cae en Junio con 240.7 mm y la menos en febrero con 18.6 mm, con lluvias en verano (Vargas, 1998).

#### **b) Suelo**

Los suelos se caracterizan por contener cambisoles húmicos, Feozem háplico, litosoles y regosoles, todos derivados de rocas ígneas extrusivas.

#### **c) Hidrología**

La hidrología del parque queda comprendida dentro de la cuenca hidrográfica del Río Pánuco, formándose algunos manantiales dentro del área (Vargas, 1998).

#### d) Vegetación

Tiene una vegetación representada principalmente por:

- Bosques de *Quercus*, denso con numerosas epífitas
- Bosque de *Pinus-Quercus*, se encuentra entre los 2,400 y 2,500 metro, llega a rebasar los 12 metros, es dominado por *Pinus sp.*, observándose manchones en que domina *Quercus sp*
- Bosque de *Pinus*, es perennifolio, no muy denso, es dominado por *Pinus rudis* o *P. teocote*
- Bosque de *Cupressus*; Matorral de *Juniperus* y Pastizal, muestra una distribución muy restringida en el parque; es perrenifolio, denso (20 metros de altura) y con varias epífitas.

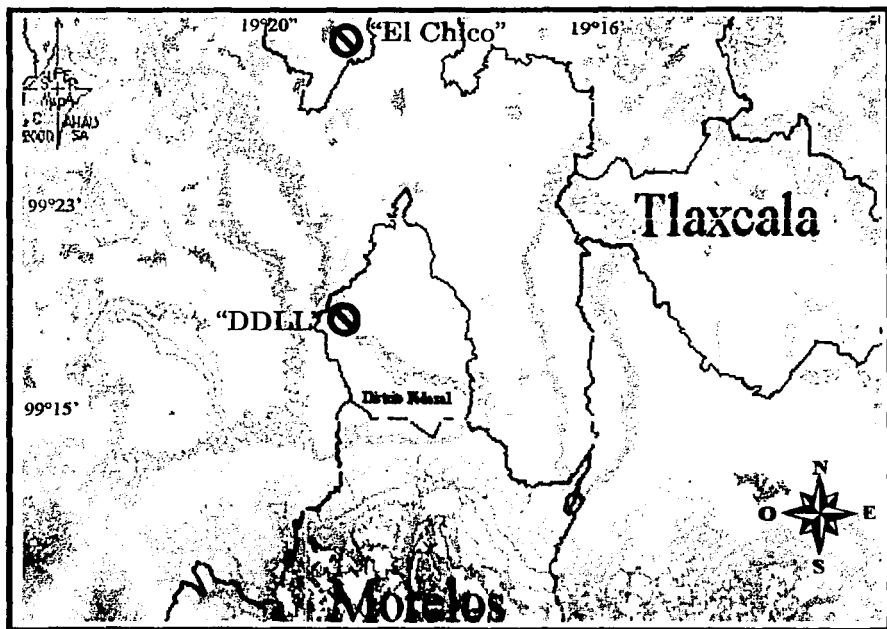


Figura 5. Localización de la zona de estudio Desierto de los Leones y de referencia "El Chico", en la Cuenca de México (<http://supermapa.com/>).

## VIII. METODOLOGÍA

Las zonas de estudio fueron elegidas de acuerdo a su importancia ecológica y económica, tanto para las poblaciones aledañas como para los habitantes de la Ciudad de México. En especial el Parque Nacional Desierto de los Leones por su cercanía a ésta y por la influencia atmosférica que ejerce sobre el bosque, mientras que el Parque Nacional El Chico (Estado de Hidalgo) fungió como zona de referencia del lavado atmosférico de hojas de oyamel. Razón por la cual fue seleccionado en la periferia de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, y presumiblemente no estaría afectado por la contaminación atmosférica de la Ciudad de México.

Así para poder alcanzar los objetivos planteados, se recurrió a la formulación de las siguientes etapas:

### 1. Fase de Campo

1. 1. El registro de manera visual del porcentaje de retención de copa se realizó para cada zona, el patrón de daño utilizado es referido para los inventarios forestales de la SARH (1994, Anexo 1). Así fue como se llevo a cabo la clasificación del patrón de daño. Dentro del bosque de oyamel fueron seleccionados cuatro sitios de muestreo de acuerdo a exposición y vientos dominantes. Entre cada uno de los sitio existió una distancia de 50 m<sup>2</sup>, un total de 2000 m<sup>2</sup> muestreados para cada zona (Figura 6).

1. 2. El muestreo de hojas se realizó de acuerdo con Potter *et al.* (1991), el total de individuos muestreados fue de 39 Abetos, muestra representativa para cada una de las zonas. Las hojas fueron saludables (sin presencia de plagas, ni daño físico), al ser colectadas se colocadas inmediatamente en frascos de polipropileno (250 ml.) con cuidado de no agitarlas y evitar la pérdida de depósito finalmente, se transportaron al laboratorio para ser hidratadas con agua desionizada. Se conservaron en refrigeración para su posterior análisis químico.

### 2. Fase de laboratorio

2. 1. Después de 24 horas se procedió a medir el pH, con un Conductronic (pH-20), electrodo de vidrio, con un intervalo de lectura de 0 a 14 y una precisión de ±1% pH y la Conductividad Eléctrica (C.E.) a 25°C con un

Conductímetro HI-8733, HANNA con una resolución de  $0.01 \mu\text{S}/\text{cm}$  y una precisión de  $\pm 1\%$ .

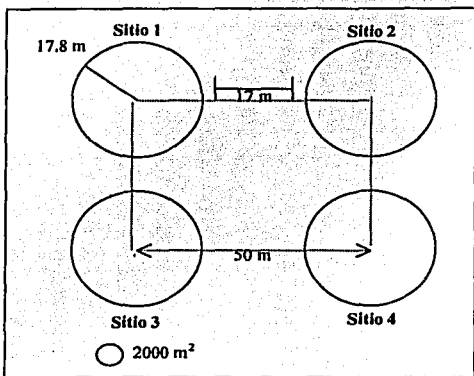


Figura 6. Representación del área muestreada en ambas zonas de estudio (Labau, 1993).

2. 3. La concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NH}_4^+$  (Anexos 2, 3 y 4, respectivamente) se cuantificó por el método nefelométrico (Nefelómetro digital Modelo 40-100), recomendados por la Organización mundial Meteorológica (WMO, 1975/1978; en Meszaros, 1978) y Snell y Snell (1949). Dicho método presenta una precisión del 2% y una escala de 0 a 9.99 y de 0 a 99.9

NTUs, con un intervalo de lectura de 0.01 a 100 nuts. La cuantificación de los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), se realizó por el método de ion selectivo (Anexo 5), que presenta una resolución de  $0.001 \mu\text{S}/\text{cm}$ .

La cuantificación de Na y K se realizó mediante la técnica de Espectrofotometría de Emisión Atómica; mientras que Ca y Mg se cuantificó por Espectrofotometría de Absorción Atómica de flama (Anexo 6), método propuesto por Peden (1978). El aparato que se utilizó fue un Espectrofotómetro de Absorción Atómica de flama Varian SpectraAA 100/200.

### 3. Fase de Gabinete

3. 1. Con los datos de % RC se pretendió probar el patrón de daño predominante en el bosque de Abies religiosa a través de gráficas realizadas en Excel (Word 2000), para cada una de las zonas de estudio.

3. 2. Con los parámetros químicos registrados (pH, C. E.,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Na, K, Ca y Mg) para el lavado de hojas, se pretendió determinar las diferencias significativas entre las zonas, mediante un análisis estadístico

(paquete Statgraphics, V 5.0), medidas de tendencia central y métodos descriptivos.

3. 3. Con los % RC y parámetros químicos se procedió a probar una correlación de cada uno de las variables y en su conjunto, mediante una MANOVA.

## IX. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### IX. 1. Frecuencia de los % RC (Retención de Copa) del bosque de *Abies religiosa*.

El Parque Nacional Desierto de Los Leones (DDLL), como ya se mencionó previamente, es una de las áreas con mayor estudio, y que sin duda alguna, presenta efectos por la contaminación atmosférica proveniente de la Ciudad de México. Los resultados hasta la fecha, ponen de manifiesto que poblaciones arbóreas, como el caso del bosque de Oyamel (*Abies religiosa*) tienen un nivel significativo de deterioro y, la comparación de éste con otro bosque de oyamel, como El Parque Nacional El Chico, pondría de manifiesto los cambios en el tiempo y su cercanía a las fuentes de emisión.

El análisis de frecuencia se muestreó un total de 430 individuos para cada uno de los bosques, encontrando las siguientes observaciones.

En el análisis del % RC registrado en el bosque de *Abies religiosa* (Figura 7) en DDLL, se encontró que el 30% de individuos (126) incidieron en el 50% RC, prosiguiendo los individuos con 25% de daño en copa., los cuales representaron un 28% del total de individuos muestreados. Los individuos con 0% de daño en copa (Anexo 1), se presentaron con una frecuencia de 96 individuos, representando el 22%, finalmente los árboles con el 75% de daño en copa se presentaron con una diferencia de 6 individuos (88) en un 20% del total.

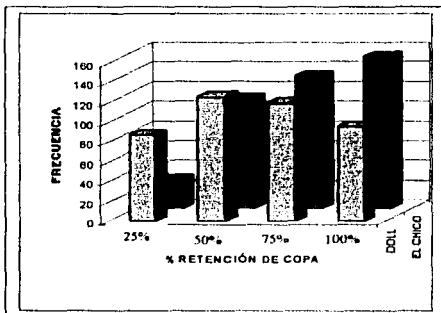


Figura 7. Comparación de las frecuencias de los % RC del bosque de *Abies religiosa* entre los parques Nacionales DDLL y El Chico.

Los % de daño en copa presentaron una frecuencia semejante para el 0% y 75% (96 y 88 individuos, respectivamente) y de 50% y 25% (126 y 120 individuos, respectivamente) de RC.

Para El Chico los árboles con 75% de daño en copa se presentaron tan sólo con una frecuencia de 30, representando el 7% del total de árboles



muestreados. Cabe mencionar, que éste bosque fue quien presentó una frecuencia mayor frecuencia de abetos sin daño en copa representados en un 36%, de ahí los árboles que se registraron en el 25% de daño (135) representaron un 31%, posteriormente los del 50% de daño con 111 individuos, fue un 26%. En éste bosque se observó que, a mayor frecuencia menor fue el daño presentado en la copa de los árboles.

Sierra *et al.* (1988), determinaron para el DDLL que el 48% del total de árboles muestreados (2, 717) presentaron la categoría del 50% en daño de copa y un 29% al 75% de daño. Las diferencias en los correspondientes valores los atribuimos a que:

- 1) La carta de saneamiento forestal practicada en 1984- 1985 permitió la liberación de los árboles juveniles y brinzales (<30 cm), permitiendo un mayor crecimiento de copa.
- 2) La contaminación atmosférica ha venido en disminución y su daño en copa de igual forma, así la categoría del 50% de daño paso del 48% en 1988 a 30% en 2000. una conducta similar se observó con respecto a la categoría del 75 de daño, la cual va de 29% en 1988 al 18% en 1999.

De acuerdo con Nellemann & Frogner (1994) en base a la edad, elevación del bosque, el grado de defoliación predominante a 75% es considerado un bosque dañado. Bonneau y Ladmann (1989) consideraron que un 60% de defoliación en el bosque de *Abies*, comparado con una árbol sano corresponde al grado de daño muy avanzado.

Alvarado (1993) por su parte, consideró que al bosque de *Abies religiosa* en DDLL en serio decline, definiendo la especie como una de las más altamente sensibles a los cambios atmosféricos. Ya desde 1982, comenzó a observarse que las poblaciones disminuían al paso del tiempo, cuando constituían el 70% del área total en el parque y, además presentaba síntomas semejantes a los bosques Europeos, con una considerable pérdida foliar. Sin embargo, la mayor frecuencia se presentó en los individuos del 50% RC, por lo que, a pesar de ser considerado como un bosque dañado, éste no representa la irreversibilidad.

Existe evidencia, de acuerdo con Pérez (2000) que el bosque de *Abies religiosa* en El Chico, se caracteriza por la presencia de un alto número de individuos juveniles y menor de árboles viejos. Esto explica, la presencia de un porcentaje mayor de árboles sin daño en El Chico, demostrando que a

menor pérdida foliar, de acuerdo con la SAGAR (1984) el Parque Nacional El Chico es un bosque con daño ligero ( Ver Anexo 1).

Otros factores que han contribuido a la disminución y deterioro de la población arbórea son, el impresionante incendio que devastó cientos de hectáreas a mediados de los años década pasada, el saqueo inmoderado del hombre y los efectos de las plagas de insectos barrenadores oportunistas y gusanos descortezadores que la han invadido (<http://www.cultura.df.gob.mx>).

## IX. 2. COMPORTAMIENTO DEL DEPÓSITO ACIDO EN EL BOSQUE DE *Abies religiosa*.

### 2. 1. Comportamiento del pH.

Para facilitar el análisis del comportamiento de los parámetros cuantificados en el depósito atmosférico de hojas de *Abies religiosa*, se graficaron las lecturas obtenidas de acuerdo al número de árboles muestreados que fue de 39 individuos en cada una de las zonas de estudio (DDLL y El Chico).

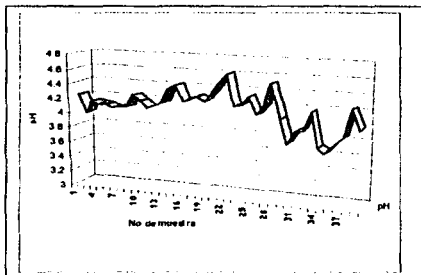


Figura 8. Comportamiento del pH del lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLL.

Para el análisis del pH en DDLL (Figura 8) se registraron el valor máximo de 4.6 y como mínimo 3.5, presentando una diferencia de 1.1 unidades. Todos los valores de pH se consideraron como ácidos (menores a 5.6) lo que hace suponer que efectivamente, se encuentran presentes los eventos ácidos en el bosque de *Abies religiosa* en el parque DDLL.

De acuerdo al Informe Anual de Precipitaciones Ácidas del Distrito Federal (PAZMCM, 1998) se registraron valores de 4.15 a 4.68 en el Ex convento Desierto de los Leones, considerados como eventos de lluvia ácida.

Por su parte, El Chico (Figura 9) presentó valores que fluctuaron de 3.4 a 4.9 y una diferencia de 1.5 unidades. De manera semejante que en DDLL, los

eventos de lluvia ácida se hicieron evidentes, ya que todos los valores se consideraron dentro del rango de acidez. Puesto que, la lluvia ácida se considera a un pH de agua >5.6 como ligeramente ácidos y alcalinos, <5.0 son valores ácidos y normales los caen en el rango de 5.0- 5.6 son normales (PAZMCM, 1998). A pesar de ello, la variación de los valores de pH respecto a los individuos fue mayor en El Chico que en DDLL, además fue éste último quien presento el valor más ácido, que fue de 3.67, mientras que El Chico fue de 3.54.

En general se observó una distribución de pH uniforme para ambas zonas, con una media de 4.14 y una mediana de 4.18 en DDLL (Cuadro 4) y para El Chico una media y mediana con el mismo valor (4.14, Cuadro 5). De acuerdo con Dawson- Saunders & Trap (1997) cuando la media y la mediana presentan el mismo

valor, la distribución de los datos es simétrica.

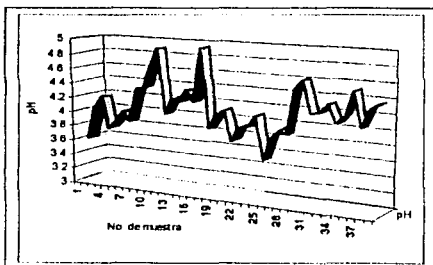


Figura 9. Comportamiento del pH en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.

## 2. 2. Comportamiento de la C.E.

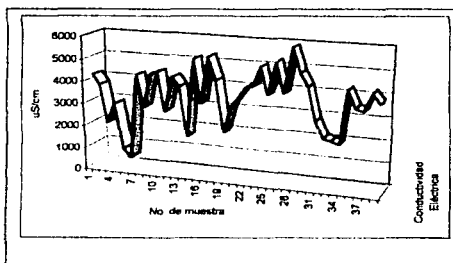


Figura 10. Comportamiento de la C. E. del lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLL.

Los valores de la C. E. en el lavado de hojas de oyamel, se agruparon en el intervalo de 550 a 5960  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para DDLL (Figura 10) y de 844 a 8000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para El Chico (Figura 11). Cabe destacar que éste, fue el que presentó el mayor rango y que a pesar de encontrarse en la periferia del Valle de México y presumiblemente alejado de las fuentes de contaminación antropogénicas, debería disminuir

la posibilidad de presencia de especie iónicas.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Si la conductividad eléctrica es demasiado alta (valor medio= 6700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) se darán casos de menor crecimiento en los brotes y raíces, con clorosis en las hojas más bajas y necrosis en extremos y bordes de hojas. Estas magnitudes cobran importancia especialmente cuando la especie requiere de un microambiente muy específico como es el caso del oyamel, y que su crecimiento es regulado por las yemas de crecimiento o para el desarrollo de conos. El depósito de las partículas que incrementan la conductividad eléctrica de la solución, sobre dichos brotes, queman las células del mesófilo impidiendo la diferenciación celular (Santamaría & Martín, 1999).

Diversos factores pueden atribuirse a la variación de los valores de la C. E., tales como: la variación de la concentración de los iones contenidos en el lavado de hojas respecto al tiempo de reacción (Chávez, 2000) al muestreo utilizado y su relación espacio-temporal.

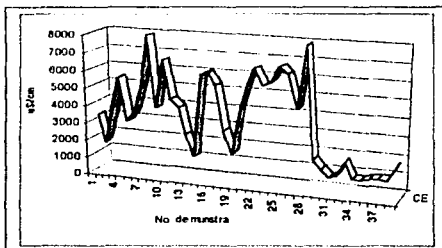


Figura 11. Comportamiento de la C.E. registrada en el depósito ácido de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.

En ambas zonas se observó una distribución homogénea. En DDLL se presentó una media de 3315  $\mu\text{S}/\text{cm}$  menor que la media de 3850  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con sesgo hacia los valores mínimos (Desviación Estándar = 1227  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Cuadro 4). En el Chico la media obtenida (2996  $\mu\text{S}$ ) fue menor a su mediana (Md= 3800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), de igual forma, con tendencia a sus valores mínimos (s= 2227  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Cuadro 5).

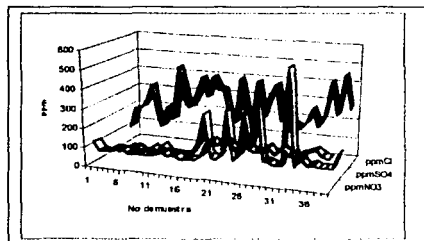
Sin embargo, se determinó que la C. E. presentó un comportamiento similar al pH, sin seguir una relación inversamente proporcional, con una correlación de  $-0.0847$  y un nivel de significancia del 0.4610 (Cuadro3). Éstos valores bajos puede deberse a que, de acuerdo con Beverland et al. (1997) menciona que una pequeña correlación entre el pH y la C. E. puede variar debido a la disociación química que se presenta en el transcurso de campo al laboratorio. Menciona que la C. E. puede variar de 4 a 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Santamaría & Martín (1999) asegura que la evaluación del pH y la C.E. en superficies de exposición natural (corteza y/o hojas) son confiables y representativos de las condiciones ambientales presentes en un ecosistema boscoso.

**Cuadro 3.** Mínimos, máximos y medias del depósito ácido en el Parque Nacional DDLL y El Chico.

PARAMETRO	DESIERTO DE LOS LEONES			EL CHICO		
	Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo
PH	4.08	4.15	4.21	4.09	4.16	4.22
C. E. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	3200	3600	4000	3350	3750	4150
$\text{SO}_4^{2-}$ (ppm)	52	77	97	92	115	137
$\text{Cl}^-$ (ppm)	237	268	278	224	255	286
$\text{NO}_3^-$ (ppm)	114	123	130	121	128	137
$\text{NH}_4^+$ (ppm)	380	400	420	20	40	60
$\text{Mg}$ (ppm)	53	83	113	88	118	178
$\text{K}$ (ppm)	630	810	950	470	610	790
$\text{Na}$ (ppm)	470	640	820	480	660	825
$\text{Ca}$ (ppm)	65	105	150	85	130	120

### 2. 3. Análisis del comportamiento de los aniones registrados en el lavado atmosférico de hojas de abeto.



**Figura 12.** Comportamiento de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{NO}_3^-$  cuantificados en el lavado atmosférico de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLL.

Para fines comparativos del comportamiento de los iones ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{K}$  y  $\text{Mg}$ ) registrados en el lavado de hojas de *Abies religiosa*, se analizaron por separado aniones y cationes.

Para DDLL (Figura 12), las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  fluctuaron de 90.7 a 461.5 ppm, con distribución sesgada hacia los valores máximos y desviación estándar de 110.25 ppm (Cuadro

4). La fluctuación de las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  fue de 10.3 hasta 527.7 ppm, con desviación estándar de 98.78 ppm (Cuadro 4). Finalmente,  $\text{NO}_3^-$  presentó un rango entre 50 y 160 ppm, con una distribución hacia los valores mínimos, como así lo muestra la desviación estándar en el Cuadro 4.

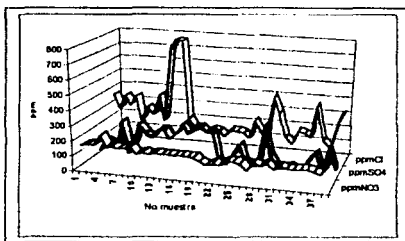
Pese a que los intervalos fueron diferentes, se encontró que los  $\text{Cl}^-$  fueron en su mayoría, más altas que el resto de los aniones. Para  $\text{SO}_4^{2-}$  se encontró un punto máximo para todos los iones, el cual fue de 527.7 ppm.

**Cuadro 4.** Medidas de tendencia central para los parámetros cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLL.

MEDIDA	PH	C. E. ( $\mu$ yS)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (ppm)	Cl <sup>-</sup> (ppm)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ppm)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (ppm)	Mg <sup>2+</sup> (ppm)	K <sup>+</sup> (ppm)	Na <sup>+</sup> (ppm)	Ca <sup>2+</sup> (ppm)
Media	4.14	3315	42.26	249.01	114.77	383.85	59.63	449.23	340.95	59.41
Desv. Est.	0.21	1227	110.25	89.78	42.33	124.32	73.96	779.36	762.33	83.76
Mediana	4.18	3850	31.95	240.48	140.02	411.44	73.49	720.32	198.61	71.6

En el Parque Nacional El Chico, la variación de la concentración de los aniones registrados fueron de la siguiente manera:

- Cl<sup>-</sup> presentó un máximo valor de 770 ppm y un mínimo de 92 ppm, aproximadamente, con distribución sesgada hacia los valores mínimos y desviación estándar de 89.78 ppm (Cuadro 5), a pesar de presentar un intervalo de 730 ppm.
- La distribución de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> presentó sesgo hacia los valores máximos y desviación estándar de 168.3 ppm (Cuadro 4), con un rango aproximado de 180 ppm, es decir, una variación de 9 hasta 281 ppm. Su aportación fue menor respecto a DDLL, en un intervalo de 246 ppm, aproximadamente.
- El ion NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentó una variación poco notable entre los datos, ya que su distribución gira alrededor de los mínimos, con una desviación estándar de 26.74 (Cuadro 4).



**Figura 13.** Comportamiento de Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> cuantificados en el lavado atmosférico de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Cuadro 5.** Medidas de tendencia central para los parámetros cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.

MEDIDA	PH	C. E. ( $\mu$ yS)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (ppm)	Cl <sup>-</sup> (ppm)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ppm)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (ppm)	Mg (ppm)	K (ppm)	Na (ppm)	Ca (ppm)
Media	4.14	2996	68.41	217.99	125.92	38.7	65.03	131.14	361.03	39.43
Desv. Esta.	0.31	2227	89.78	168.3	26.74	17.7	176.48	591.59	768.92	240.92
Mediana	1.14	3800	94.99	189.24	127.99	37.8	82.68	485.05	212.21	30.4

La matriz con los coeficientes de correlación ( $r$ ), obtenidos entre los iones analizados en le lavado de hojas de *Abies religiosa*, se presentan en el Cuadro 6 para DDLL y 7 para El Chico, obtenido del Anexo 7a y 7b, respectivamente, con un coeficiente de correlación igual o mayor a 0.4.

Los parámetros SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Ca, Cl<sup>-</sup>, Mg y K presentaron buena correlación, obteniéndose el valor de mayor correlación para los iones Cl<sup>-</sup> y Ca con un valor de  $r = 0.50$ , correspondientes al bosque DDLL, siguiéndole SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y Mg con un valor de  $r = 0.49$

**Cuadro 6.** Factores de mayor correlación lineal entre los factores cuantificados en el lavado de hojas de Oyamel en DDLL (Obtenidos del Anexo 6)

Relación parámetro	Factor de Correlación
pH / Ca	0.42
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> / Ca	0.43
Cl <sup>-</sup> / Ca	0.50
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> / Mg	0.49
Ca / K	-0.43

En el Cuadro 7 se presentaron las correlaciones mayores en el depósito atmosférico El Chico Na y Ca fueron los que presentaron una mayor correlación, con un valor de  $r = 0.71$ , siguiéndole Mg y K con un valor de  $r = 0.64$ . Estas correlaciones entre los iones, puede explicarse por su comportamiento químico similar, además pudiera existir una fuente de origen común, que en éste caso pueden ser las partículas de suelo arrastradas por el viento o las emisiones de incendios forestales (PAZMCM, 1998).

**Cuadro 7.** Factores de mayor correlación lineal entre los factores cuantificados en el lavado de hojas de Oyamel en El Chico (Obtenidos del Anexo 7)

Relación parámetro	Factor de correlación
PH / Ca <sup>+</sup>	-0.50
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> / NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.46
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> / Na	0.40
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / K	-0.56
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / Na	0.52
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / Ca	0.44
Mg / K	0.64
Na / K	-0.51
Na / Ca	0.71

#### 2. 4. Comportamiento de los cationes registrados en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa*.

Para el análisis de los cationes en el bosque de oyamel de DDLL, se observó que Na y K presentaron una variación similar entre ellos, con un intervalo de 0 a 2700 ppm, sólo que la distribución de Na se observó sesgada hacia los valores máximos y para K tiende hacia los valores mínimos (Cuadro 4). Por su parte NH<sub>4</sub><sup>+</sup> presentó una distribución sesgada hacia sus valores mínimos y una desviación estándar de 124.32 ppm, así mismo Mg y Ca que presentaron una distribución sesgada hacia los valores mínimos, con un rango de 0 a 200 ppm.

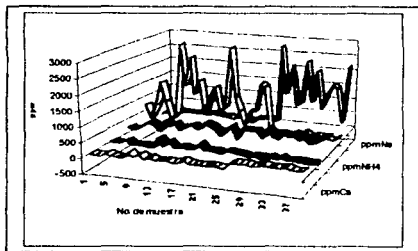


Figura 14. . Comportamiento de Na, K, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Mg y Ca, registrado en el depósito atmosférico de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLI..

Con lo anterior, se deduce que el depósito de Ca, Mg y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el bosque de *Abies religiosa* en DDLL, se presenta en menor cantidad que K y Na.. El depósito de Ca se puede encontrar relacionado con el polvo transportado por la acción del viento desde áreas desprovistas de cubierta asfálticas y vegetal. Por su parte el amonio está relacionado con actividades de desechos animales como la ganadería, el amoniaco provenientes de desechos de



animales domésticos y ratas, emisiones de las alcantarillas y las generadas por los vehículos por la quema de combustibles (PAZMCM, 1998).

En lo que refiere al depósito de aniones en El Chico, se observó que Na presentó el mayor intervalo de 0 a 2800 ppm con tendencia hacia los valores máximos (Cuadro 5). De ahí, le siguió el K en cuanto a concentración se refiere, con una tendencia hacia los valores mínimos (Cuadro 8). Los iones que se presentaron en menor concentración fueron Ca, Mg y  $\text{NH}_4^+$ , con un rango de 0 a 13320 ppm.

Los niveles de Na, por encima de 3 meq/l (69 ppm) aumentan la salinidad total e interfieren en la absorción de Mg o Ca, pueden producirse quemaduras foliares asociadas con una escasa absorción de agua y acumulación de Na en los tejidos

(<http://www.docum.com/jardin/concentracion.htm>).

Cuando el  $\text{Cl}^-$  se asocia al Na, puede ser tóxico por encima de los 3 meq/l (100 ppm). En forma de ión cloruro es necesario para la planta en pequeñas cantidades, el exceso puede aumentar la presión osmótica del sustrato que reduce la disponibilidad de agua produciendo marchitamiento. También puede producir fitotoxicidad en forma de quemaduras en los bordes o incluso defoliación en los árboles.

Por su parte el amonio en las áreas boscosas se vincula con el amoniaco que emiten los suelos naturales que tienen valores de pH alcalinos al recibir los rayos solares (PAZMCM, 1998).

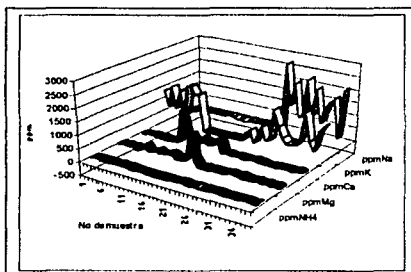


Figura 15. . Comportamiento de Na, K,  $\text{NH}_4^+$ , Mg y Ca, registrados en el depósito ácido de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### IX. 3. ANÁLISIS DE DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS DEL DEPOSITO ÁCIDO EN LOS BOSQUES DE *Abies religiosa*.

#### 3. 1. Análisis de las diferencias significativas del pH y C. E. Entre Desierto de los leones y El Chico.

En el análisis de varianza del potencial Hidrógeno (pH, Figura 16) destaca la existencia de un traslapeo de medias para ambas zonas, 4.15 para el DDLL y 4.16 para El Chico (Cuadro 3, pág. 32). Resaltando que existe un ligero desfasamiento de los intervalos (límite inferior) en El Chico con un mayor pH (4.22, Cuadro 3, pág. 32).

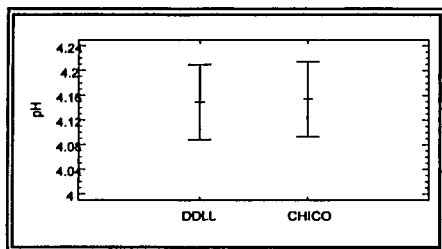


Figura 16. Diferencias de medias (95%) del pH en hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

respectivamente).

En el caso de la C. E. (Figura 17) se observó un comportamiento similar al del pH, ya que tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas muestreas. Sin embargo, la media promedio para El Chico (3750  $\mu\text{S/cm}$ , Cuadro 3) es mayor que para DDLL (3600  $\mu\text{S/cm}$ , Cuadro 3), siendo en éste último donde se presenta la menor C.E. Estos resultados deducen que

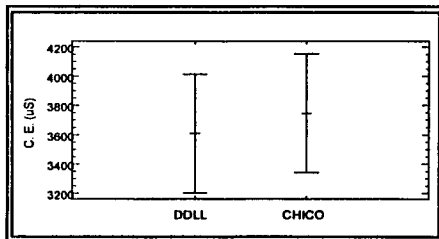


Figura 17. Diferencia de medias (95%) de la C. E. En el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

el depósito de las partículas es semejante para ambas zonas y que la distancia a la que se transporten los contaminantes ácidos no es diferente para el bosque de *Abies religiosa*, la cual capta las partículas de forma similar, sin importar la temporada en que se realice el muestreo de hojas.

Es importante señalar que no existe una relación directa de pH y la C. E., ya que la conductividad muestra la capacidad de conducción eléctrica de una sustancia por la presencia de iones y no necesariamente se asocia con el pH (PAZMCM, 1998).

### 3. 2. Diferencias de medias en el depósito de aniones $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ y $\text{NO}_3^-$ entre el Parque Nacional Desierto de los leones y El Chico.

En el análisis de varianza para  $\text{Cl}^-$  (Figura 18) no se determinaron diferencias significativas entre el DDLL (268 ppm) y El Chico (255 ppm), a pesar de que en el primero se presentó la mayor concentración de éste ion. Dichos resultados determinan, con un nivel de confianza del 95% que el depósito de cloruros sobre el bosque de *Abies religiosa* se presenta en forma similar tanto en la zona de estudio (DDLL) como en la zona de referencia (El Chico).

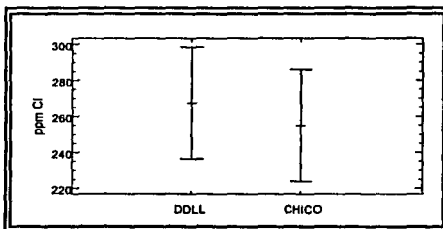


Figura 18. Diferencias de medias (95%) de la concentración de  $\text{Cl}^-$  en hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

Las hojas de las planatas pueden absorber directamente los iones  $\text{Cl}^-$  que se encuentran en el medio ambiente, además, éste ion es considerado como un micronutriente importante para las plantas, que en ocasiones se requieren bajos niveles para llevar a cabo los procesos metabólicos de la planta y cuando existe deficiencia de éste ion, podría provocar clorosis en las hojas (Kabata & Pendas, 1991).

Para  $\text{SO}_4^{2-}$  (Figura 19) no se logró determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre el parque DDLL (78 ppm) y El Chico (122 ppm), por lo que se asegura con un nivel de confianza del 95%, que el depósito de éstas partículas no se da en la misma intensidad en ambos bosques. Por ello, se sugiere una prueba de hipótesis, para determinar las diferencias entre las medias independientes.

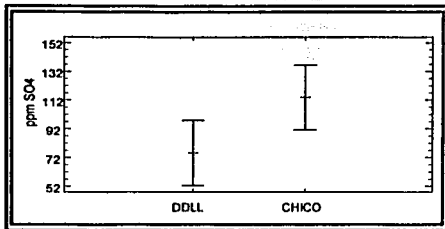


Figura 19. Diferencia de medias (95%) de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* entre zonas.

Cabe mencionar que en El Chico se registraron los valores más altos, en cuanto a concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  se refiere, no así en DDLL como se esperaba por encontrarse dentro de la Cuenca de México y encontrarse más expuesto a las fuentes de emisión localizadas en el D. F.

Similarmente, Pérez (2000) encontró que en el bosque de El

Chico fue donde se presentó la media más alta, que fue de 100 ppm, éste valor fue comparado con el bosque de Izta- popo, localizado en el suroeste de la Ciudad de México, con una media de 30 ppm. De acuerdo con Alvarado (1993), Fenn *et al.* (1999) y Calva (1999), el deterioro del bosque de *Abies religiosa* en el DDLL ha sido más evidente en los últimos años.

El depósito de los  $\text{NO}_3^-$  fue similar al de los  $\text{Cl}^-$  (Figura 20), no se determinaron diferencias significativas entre zonas, con un nivel de confianza del 95% y una media promedio de 123 ppm para DDLL y de 128 ppm para El Chico (Cuadro 3, pág. 32), donde éste, presentó mayor valor numérico.

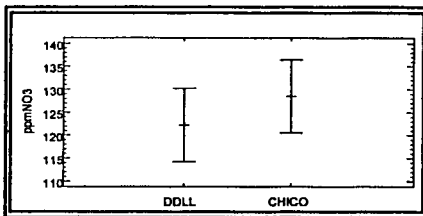


Figura 20. Diferencias de medias (95%) de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el lavado ácido de hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

En resumen, el depósito de éstos tres aniones fue similar para ambas zonas y de acuerdo, con las investigaciones de Calva (1999), así lo registró por corteza de *Abies religiosa* los registros promedios para el bosque de oyamel en DDLL y El Chico, los cuales varían muy poco:  $\text{SO}_4^{2-} = -100$  ppm y 300 ppm;  $\text{Cl}^- = 400$  ppm y 300 ppm; y para  $\text{NO}_3^-$ , respectivamente, quien sí determinó diferencias significativas (102 y 72 ppm), al compararlos estacionalmente. Los resultados del presente estudio determinaron que la magnitud de los aniones son "homogéneo" en ambas zonas, pese a que es El Chico quien recibe mayor depósito, finalmente podemos asegurar que la cercanía a las fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos no es un factor determinante en el depósito.

### 3. 3. Diferencias de medias en el depósito de cationes Mg, K, Na, Ca y $\text{NH}_4^+$ entre Parque Nacional Desierto de los leones y El Chico.

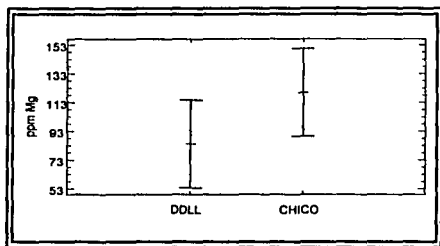


Figura 21. Diferencia de medias (95%) del depósito de Mg en hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

Los intervalos de confianza del 95% para las medias del depósito de Mg (Figura 21) se traslaparon pero no mucho, de modo que la media del DDLL no se incluye en el intervalo de El Chico. Por esa razón, no se logró determinar si existen diferencias significativas y se sugiere determinar una prueba de hipótesis para la diferencia entre las medias independientes del anion Mg. Cabe mencionar que la media promedio en DDLL fue de 83 ppm y para El Chico de 123 ppm (Cuadro 3, pág. 32), además se observó que el depósito de magnesio fue mayor en el parque Nacional El Chico, Hidalgo.

Un comportamiento similar se presentó para el depósito de K (Figura 22), con un 95% de confianza, no se logró determinar si existen diferencias significativas entre las zonas, ya que la media promedio para El Chico no fue traslapada con los intervalos de confianza del 95% de DDLL. Es importante mencionar que nivel de K, en cuanto a concentración se refiere, fue mayor en el bosque de DDLL (810 ppm), mientras que para El Chico fue 610 ppm.

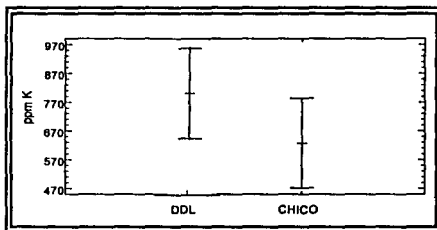


Figura 22. Diferencia de medias (95%) del depósito de K en hojas de *Abies religiosa* entre zonas.

Respecto al depósito de Na (Figura 23) y Ca (Figura 24) no se presentaron diferencias significativas entre las zonas de estudio. La media promedio para Na en DDLL fue de 640 ppm y para Ca fue de 105 ppm, mientras que en El Chico, Na presentó una media ligeramente más alta que en DDLL (660 ppm) y Ca presentó una media de 130 ppm. Con estos resultados se determinó que

el depósito de éstos cationes se presenta de forma semejante en ambas zonas de estudio.

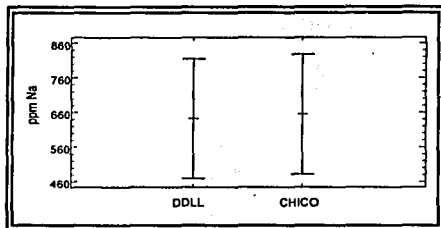


Figura 23. Diferencia de medias (95%) del depósito de Na en hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

denominan como nitratos y, los nitratos más importantes que se forman a partir del ácido nítrico pueden ser; el nitrato de calcio, de sodio, de potasio y amonio.

A manera de resumen, se observó que el comportamiento es de los  $\text{NO}_3^-$  fue similar al del  $\text{NH}_4^+$  para DDLL (Figura 12 y 14, respectivamente), por lo que el compuesto que se puede estar formando es el  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (nitrato de amonio), y éste en la naturaleza se disuelve y actúa rápidamente en el agua, a la cual que puede contaminar al eliminar el oxígeno de ésta, trayéndole como consecuencia un evidente estrés a la planta.

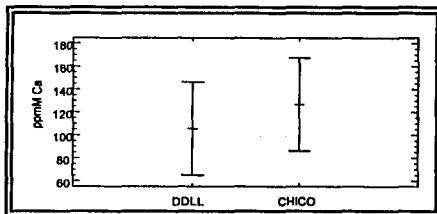


Figura 24. Diferencia de medias (95%) del depósito de Ca en hojas de *Abies religiosa* entre DDLL y El Chico.

Mientras que en El Chico el comportamiento de los  $\text{NO}_3^-$  fue similar al de Ca y nuevamente al  $\text{NH}_4^+$  (Figura 13 y 15, respectivamente). La actividad de éstos compuestos puede acelerar la lixiviación de cationes en el suelo y según Wood y Bormann (1977), puede existir un agotamiento de K, Mg y Ca entre más bajo sea el pH (2.3). Así mismo, Tomlinson (1985) asegura que la depositación ácida podría ocasionar la pérdida de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ .

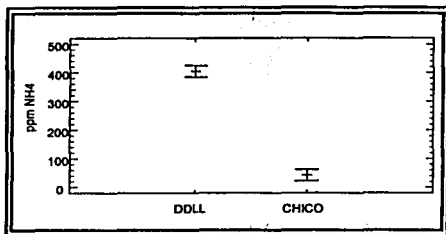


Figura 25. Diferencia de medias (95%) del depósito de  $\text{NH}_4^+$  en el lavado atmosférico de hojas de *Abies religiosa* entre zonas.

modifica al pasar a través de la vegetación y además, existiendo una extracción de elementos principalmente, intercambio de iones  $\text{H}^+$  por cationes como  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$ , del interior de la hoja.

Con la finalidad de establecer una correlación entre el grupo de cationes ( $\text{K}$ ,  $\text{Mg}$ ,  $\text{Ca}$  y  $\text{NH}_4^+$ ) contra el de aniones ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ), los cuales se encuentran en interacción química en la atmósfera, o bien, en la superficie de las hojas, se determinó la correlación canónica de los grupos.

De la comparación entre zonas se determinó que los  $\text{SO}_4^{2-}$  arrojó una correlación canónica que oscila entre 0.5678 (nivel de significancia de 0.0010) a 0.6242 (nivel de significancia de 0.0028), para DDLL (Cuadro 8) y El Chico (Cuadro 9), respectivamente. Lo que significa que éste ión es el de más peso entre los grupos y la correlación simple también lo determinó de esta forma.

El elemento de mayor grado de asociación en los aniones fue el  $\text{SO}_4^{2-}$  y para los cationes el  $\text{NH}_4^+$  (0.90097) y el  $\text{Ca}$  (0.89953), para DDLL y El Chico, respectivamente. Se puede estar dando la formación de compuestos como el  $\text{SO}_4^{2-}\text{Ca}$ , debido a la disolución de minerales tales como  $\text{K}$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{Mn}$  y  $\text{Mg}$  en el agua de lluvia o en el vapor de agua, producto de la transpiración o bien, en la neblina del bosque del oyamel, permitiendo la interacción química con iones tales como  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{Cl}^-$ .

La formación de  $\text{SO}_4^{2-}(\text{NH}_4^+)_2$  (Bisulfato de Amonio), compuesto altamente corrosivo, que se da a partir de la descomposición de la materia orgánica, puede estar formando y dicho compuesto puede proporcionarle un carácter ácido al bosque de *Abies religiosa* en DDLL. De acuerdo al modelo de la depositación ácida propuesto por Beiken (en Calva, 1999) la depositación de

El  $\text{NH}_4^+$  al igual que el  $\text{Ca}$  juega una papel importante en la neutralización del agua de lluvia, ya que éste reacciona con los compuestos acidificantes ( $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ).

Reyes (2000), menciona que diversos estudios han demostrado que por efecto naturales como la lluvia, la composición inicial de compuestos y elementos se

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> son aportados en un 30% en el depósito húmedo y en el depósito seco tan sólo en un 5%, mientras que un 15% es transportado.

Finalmente, los productos de dichas interacciones pueden influenciar en la acidificación o disminución del efecto directo del depósito ácido. Los ácidos Sulfúrico y Nítrico pueden provocar el lavado de los compuestos del suelos, provocar carencias de minerales en el árbol y verse reflejado en el amarillamiento de las hojas, con una evidente defoliación (Figura 2).

**Cuadro 8.** Coeficientes de correlación canónica entre aniones y cationes cuantificados en el lavado atmosférico de hojas de Oyamel en el Parque Nacional DDLL.

Número	Valor Eigen	Correlación canónica	Wilks Lambda	Xi-cuadrada	D. F.	Nivel de Significancia
1	0.3223	<b>0.5678</b>	0.4464	27.822	9	0.0010
2	0.3037	0.5511	0.6588	14.398	4	0.0061
3	0.5039	0.2322	0.9461	1.912	1	0.1667
Coeficientes de las variables canónicas del primer grupo						
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0.76107</b>	-0.03865			-0.70489
	Cl <sup>-</sup>	0.56946	-0.03835			0.81122
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.37306	-0.96027			0.00497
Coeficientes de las variables canónicas del segundo grupo						
	6Mg	0.30275	0.50941			0.84434
	Ca	-0.13954	-0.73226			0.70152
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0.90097</b>	-0.31149			-0.39227

**Cuadro 9.** Coeficientes de correlación canónica entre aniones y cationes cuantificados en el lavado de hojas de oyamel en el Parque Nacional El Chico

Función	Valor Eigen	Correlación canónica	Wilks Lambda	Xi-cuadrada	D. F.	Nivel de Significancia
1	0.3897	<b>0.6242</b>	0.4820	25.175	9	0.0028
2	0.1991	0.4462	0.7898	8.140	4	0.08661
3	0.0138	0.1175	0.9862	0.479	1	0.4887
Coeficientes de las variables canónicas del primer grupo						
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0.71352</b>	0.67954			0.35754
	Cl <sup>-</sup>	0.57982	-0.85311			-0.29267
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.19439	0.49267			-0.90397
Coeficientes de las variables canónicas del segundo grupo						
	Mg	0.27703	0.97284			0.30747
	Ca	<b>0.89953</b>	-0.51517			-0.41811
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.08396	0.22336			-1.03354



## X. CONCLUSIONES

Con el análisis e interpretación de los resultados obtenidos, se expresan a continuación las conclusiones más sobresalientes.

- 🏠 Con la escala de la SAGAR (Anexo 1), El Chico fue la zona que presentó la menor magnitud y frecuencia de daño en copa, mientras que en el DDLL se observó un comportamiento contrario.
- 🏠 El bosque de Abies religiosa del Parque Nacional DDLL mostró que el 30% del total de individuos muestreados presentó un daño en copa del 50% y un 18% para el 75%
- 🏠 El depósito ácido se presentó en la misma intensidad en ambas zonas, pese a que la diferencia numérica.
- 🏠 Con la C.E. se pudo demostrar que el depósito de partículas es similar en ambos bosques, pese a que numéricamente El Chico presentó el registro más alto.
- 🏠 El depósito de  $\text{NO}_3^-$  y Mg más alto se presentaron en parque Nacional El Chico. Sin embargo, no se presentaron diferencias significativas con respecto al DDLL.
- 🏠 En el Parque Nacional DDLL se determinó la presencia de una mayor concentración del ión K, mientras que Na se depositó en la misma intensidad tanto en DDLL como en El Chico.
- 🏠 El depósito de  $\text{NH}_4^+$  fue notablemente mayor en DDLL, siendo el único ión que presentó diferencias significativas entre las zonas.
- 🏠 Los iones que presentaron mayor correlación en DDLL fueron  $\text{Cl}^-/\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Mg}^{2+}$  con una  $r=0.50$  y  $0.49$ , respectivamente.
- 🏠 El elemento de mayor grado de asociación en los aniones fue el  $\text{SO}_4^{2-}$  y para los cationes el  $\text{NH}_4^+$  (0.90097) y el Ca (0.89953), para DDLL y El Chico, respectivamente.

- De acuerdo a los valores registrados en el Informe de Precipitaciones ácidas en la ZMCM (1998), los valores registrados en el presente son superiores. Por lo que, el depósito atmosférico participa activamente en el decline forestal del bosque de *Abies religiosa* del DDLL y El Chico.
- El monitoreo con superficies de exposición naturales (corteza y hojas) es recomendable, toda vez que se asocien estados de daño en copa.
- El complementar estudios ecológicos- forestales con aquellos que cuantifican su contaminación atmosférica son imprescindibles para el diseño de políticas de recuperación o manejo de los recursos boscoso.

## **XI. RECOMENDACIONES**

- Determinación de co-variables en materia de los iones depositados sobre la superficie de hojas de *Abies religiosa*.
- Realizar las tasas de depósito atmosférico de cada uno de los iones evaluados.
- Realizar los modelos matemáticos que expliquen las tasas diferenciales de depositación respecto a los años y al período seco y/o húmedo.
- Los estudios ambientales de los Recursos Boscosos tendrán que orientarse en términos de Inventario- Diagnóstico y de la cuantificación de la depositación atmosférica.

## XII. BIBLIOGRAFÍA

- ✎ Adams, M. B. & Edgar, C. 1992. Impacts of acidic deposition on high-elevation spruce- fir forests: results from the Spruce- Fir Research Cooperative. *Forest Ecology Management*, 51(1-4):195-205.
- ✎ Alvarado, R. D.; L. I. de Bauer & J. Galindo A. 1993. Decline of Sacred Fir (*Abies religiosa*) in a forest park south of Mexico city. *Environmental Pollution*, 80: 115-121.
- ✎ AWWA, APHA. 1989. *Standard Methods for Waste and Wastewater*. 18th. New York. USA.
- ✎ Báez, P. A. and R. Belmont. 1987. Comparative study of chemical composition of rain of three different zones in Mexico. *Contam. Ambient.*, 3, 25-36.
- ✎ Báez, P. A.; R. Belmont D. and H. Padilla G. 1993. Variation of chemical composition of wet precipitation, using a sequential sampling: urban-rural areas comparison. *Atmósfera*, 6: 163-174.
- ✎ Báez, P. A.; R. Belmont D. and Padilla G. 1997b. Chemical Composition of Precipitation at two Sampling Sites in México: a 7- Year Study. *Atmospheric Environmental*, Vol. 32- 6, pp. 915-925.
- ✎ Báez, P. A.; R. Belmont D.; E. Azpra; M. B. Torres and H. Padilla G. 1997a. Cloudwater and Precipitation Chemistry at Popocatepetl Volcano: at high elevation site. *Journal of Environmental quality* 26: 253-344.
- ✎ Beverland, I. J.; M. R. Heal; J. M. Crowther and M. S. N. Strinivas. 1997. Real-time measurement and interpretation of the conductivity and pH of precipitation samples. *Water, air, and soil pollution*, 98: 325-344.
- ✎ Blank, L. T.; M. Roberts & A. Skeffington. 1988. New perspectives on forestal decline. *Nature*, (336): 190-205.
- ✎ Bonneau, M. & G. Landmann. 1989. El deterioro de los bosques Europeos. *Mundo científico*, 88(9): 190-205.
- ✎ Burkhardt, J.; Peters, K. and Crossley, A. 1995. The presence of structural surface waxes on coniferous needles affects the pattern of dry deposition of fine particles. *Journal of Experimental Botany*, 46, 288: 823-831.
- ✎ Calva V. G. y R. Corona. 1989. Contaminación atmosférica en la ciudad de México: causas, concentraciones y efectos. *Tópicos de investigación y posgrado*, 1(1): 10-21.
- ✎ Calva, V. G. 1999. Monitoreo de la depositación ácida con corteza de tres pináceas en cinco zonas boscosas de la Cuenca de México. Tesis Maestría (Colegio de Postgraduados de Montecillos- Instituto de Recursos Naturales). Montecillos, Edo. México.

- ❧ Chávez, A. G. 2000. Tiempo de reacción de los compuestos ácidos mediante el pH y la conductividad eléctrica: parámetros que indican la química del depósito ácido, en dos bosques del Valle de México. Reporte de Servicio Social (Universidad Nacional Autónoma de México- Facultad de Estudios Superiores Zaragoza). México, D. F.
- ❧ Ciesla, W. M. & Macias, S. J. E. 1987. Desierto de los Leones a forest in crisis. American Forest Magazine. Washington, OC. EVA. NOV-DIC. Pps 1-5.
- ❧ Clesceri, L. S.; A. E. Greenberg; R. R. Trussell. 1989. Standard Methods. 17a edition. Edited by Mary Ann H. Franson Managin Editor.
- ❧ CMPCCAVM (Comisión Metropolitana para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental en el Valle de México). Red Automática de Monitoreo Atmosférico. 1994. "La Contaminación en el Valle de México". Acciones para su control 1988- 1994. México. 91 pp.
- ❧ Dawson- Saunders B. and R. G. Trapp. 1997. Biestadística Médica. El Manual Moderno. México. 402 pp.
- ❧ Denison, R. B.; Caldwell, B. B.; L. Eldred, C.; Swanberg & S. Anderson. 1977. The Effects of Acid Rain on Nitrogen Fixation in Western Washington Coniferous Forest. *Water, Air, Soil and Pollution*, 8: 21-34.
- ❧ Eamus, D. 1993. Assimilation and stomatal conductance responses of red spruce to midwinter frosts and the constituent ions of acid mist. *Tree physiology*, 13:145-155.
- ❧ Evans, L. S.; N. F. Gmur and J. J. Kelsch. 1977. Perturbations of Upper Leaf Surface Structures by Simulated Acid Rain. *Environmental and Experimental Botany*. Pergamon Press. Great Britain. Vol. 17, pp. 145-149.
- ❧ Fenn, M. N.; L. I. De Bauer, A.; Quevedo-Nolasco & C. Rodríguez-Frausto. 1999. Nitrogen and sulfur deposition and forest nutrient status in the valley of Mexico. *Water, Air, and Soil pollution*, 113: 155-174.
- ❧ Ferrell, G. & P. Miller. 1984. Observaciones de la mortalidad de : *Abies religiosa* en el Parque Recreativo y Cultural Desierto de los Leones. Forest Service, USDA Pacific Southwest Station, Barkey & Riverside, California; USA.
- ❧ Fowler, D. 1980. Wet and dry deposition of sulphur and nitrogen compounds from the atmosphere. In Hutchinson, T. C. and M. Havas. *Effects of acid precipitation on Terrestrial Ecosystems*. NATO: New York, pp. 9-27.
- ❧ Fredmann, B. 1989. *Environmental Ecology. The Impact Pollution and Other Stresses on Ecology Ecosystems Structure and Function*. Academic Press, Toronto, Canada, 424pp.

- ⌘ Grennfelt, P.; C. Bengtson & L. Skarby. 1986. An estimation of the Atmospheric Input of Acidifying Substances to a Forest Ecosystem. In Hutchinson & Havas. Effects of acid precipitation on Terrestrial Ecosystems. NATO: New York.
- ⌘ Guerra, J. C., E. Barreno, S. Fos, P. Pérez, J. C. Torno & A. Santos. 1988. El ozono y los bosques de las Islas Canarias. Red de Medida de Contaminación Atmosférica, pps.9.
- ⌘ Hinrichsen, D. 1986. Multiple Pollutants and Forest Decline. *AMBIO* (15) No. 2-3: 258-265.
- ⌘ Hinrichsen, D. 1987. The Forest Decline Enigma. *BIOSCIENCE* No. 8 (37): 542-547.
- ⌘ Howells, G. 1990. Acid rain and acid waters. Simon & Schuster International Group, Great Britain, 189pp.
- ⌘ <http://supermapa.com/>. Junio 2001.
- ⌘ <http://www.cultura.df.gob.mx/2001/abr/desiertoleo/>. Marzo 2002.
- ⌘ IFPEM (Inventario Forestal Periódico del Estado de México). 1994. Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. SARH. Plan de Desarrollo 1989- 1994.
- ⌘ Johnson, D. W. 1989. Role of Air Pollution in Forest Decline in Eastern Nort America. *Water, Air and Soil Pollution*, 48: 21- 43.
- ⌘ Kozlowski, T. T. 1991. *The Physiological Ecology of Wood Plants*. Academic Press. USA. 338-375.
- ⌘ Kozlowski, T. T. and H. A. Constantinidou. 1986. Environmental Pollution and Tree Growth. *Commonwealth Agricultural Bureaux*, Vol. 47- 2, pp. 105- 126.
- ⌘ Labau, V. 1993. Regional Monitoring with plot networks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 26:283-294.
- ⌘ Lange, O. L.; U. Heber, D. Schulza, and H. Ziegler. 1989. Atmospheric Pollutants and Plant Metabolism. *Ecological Studies*. 77: 238-273.
- ⌘ Leal, M.; V. Chávez y L. Larralde. 1996. *Temas Ambientales Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. 126pp.
- ⌘ Lindberg, S. And G. Lovett. 1985. Field Measurements of Particle Dry Deposition Rates to Foliage and Inert Surface in a Forest Copy. *Environ. Sci. Techn.* 19.3:238-244. J. 1993. Ioindiators and environmental management. 2ª. AcademicPress. Great Britain. 300 pps.
- ⌘ Malhotra, S. S. 1977. Effects of aqueous sulphur dioxide on chlorophyll destruction in *Pinus contorta*. *New Phytology*, 78: 101-109.
- ⌘ Meszaros, E. 1978. Medición de la contaminación general de la atmósfera. Instituto de Física la atmósfera del Servicio Metereológico de Hungria, Budapest.














- ☞ Mohen, V. A. 1988. El desafío de la lluvia ácida. *Investigación y Ciencia*. 145: 8-18.
- ☞ Nelleman, C. & Frogner, T. 1994. Spatial patterns of Spruce defoliation: relation to acid deposition, critical loads, and natural growth conditions in Norway. *AMBIO*, 23 (4-5):255-259.
- ☞ Neugevaber, B. 1985. Ponencia en el coloquio: Aspectos de la contaminación con relación a los recursos forestales. Programa técnico, científico y cultural previo al IX Congreso Mundial Forestal, SARH. 19 pps.
- ☞ Olof, T. C. & E. B. Cowling. 1977. Acid precipitation and forest vegetation. *Water, air, and soil pollution*, 7: 503-511.
- ☞ Páramo, V. H.; Guerrero, M. A.; Morales, Ma. A. de los; Morales, R. E.; y Baz, C. D. 1994. Acidez de las precipitaciones en el Distrito Federal.
- ☞ PAZMCM (Precipitaciones Ácidas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México). 1998. *Informa Anual*. Gobierno del Distrito Federal, Secretaría del Medio Ambiente, pps. 67.
- ☞ Peden, 1978.
- ☞ Pérez, S. M. 2000. Patrón de retención de copa como un reflejo del vigor del bosque de Oyamel (*Abies religiosa*) en relación con la contaminación atmosférica en los Parques Nacionales Izta- Popo y El Chico. (Universidad Nacional Autónoma de México- Facultad de Estudios Superiores Zaragoza). México, D. F.
- ☞ Potter, C. S., Rasgdale, H. L. & Swank, W. T. 1991. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating in a regenerating southern Appalachian forest canopy. *Journal Ecology*, 79(1): 97-115.
- ☞ Ramírez, L. R. 1998. Sotobosque de oyamel y depositación ácida en el Desierto de los Leones e Izta-popo. Reporte de Servicio Social. UNAM. México, 22pps.
- ☞ Saavedra, R. L. 1996. Análisis espacio-temporal de la depositación ácida utilizando como biomonitor de exposición la corteza arbórea de especie perennes del parque Nacional Desierto de los Leones. Tesis de Licenciatura. UNAM. México, 89pps.
- ☞ Salas, M. R.; M. A. Cuesta Z.; C. Gómez G.; A. García N. 1992. la ciudad de México un esbozo de sus problemas ambientales. LA VIGA. México.
- ☞ Santamaría, J. M. and A. Martín. 1997. Tree bark as a Bioindicator of Air Pollution in Navarra, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 98: 381-387.
- ☞ SARH 1984. Patrón de Evaluación para el daño arbóreo utilizado para el Inventario Forestal Edo. de México. SAGAR, México, 135 pps.

- ✻ Schütt, P. & E. Cowling. 1985. Walterben, a General Decline Forest in Central Europe: Symptoms, development and Possible Causes. *Plant Disease*. 69 (7): 548-558.
- ✻ Shelburne, V. B.; Reardon, J. C.; and Paynter, V. A. 1993. The effects of acid rain and ozone on biomass and leaf area parameters of short leaf pine (*Pinus echinata* Mill). *Tree physiology*, 12: 163-172.
- ✻ Sierra- Pineda A.; Rdz- Trejo, D. A.; Bonilla- Angeles, V. O.; Flores- Rdz, V.; González, M. A.; Olguín- Cadena, C.; Acosta- Domínguez, H.; Ruiz- Herrera, M. P.; Valladarez- Meléndez, R.; Gómez- Santamaría, F. 1988. Resultado del Proyecto del Inventario- Diagnóstico Forestal del Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones, COCODER, D. F.
- ✻ Skelly, J. M.; J. L. Innes. 1994. Walterben in the forest of central Europe and Eastern North America: fantasy or reality?. *Plant Disease*, 11(78):1021-1028.
- ✻ Snell, D. F. & Snell, C. T. 1949. Colorimetric methods of analysis (Including some Turbidimetric and Nephelometric methods). 3th. Ed. (Vol. II). Van Nostrond Reinhold Company, New York, USA.
- ✻ Soto, T. J. A. 1996. Estimación de la depositación ácida en tres parques urbanos del Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. UNAM. México, 68pps.
- ✻ Tomlinson, G. H. 1985. Forest Vulnerability and the cumulative effects of acid deposition. Domtar Research Centre. R. O. Box 300 Senneville, Quebec. Canada H9x 3L7.
- ✻ Treshow, M. 1984. *Air Pollution and Plant Life*. John Willey & Sons, Page Bros. Ltd, Norwich. 486pps.
- ✻ Vargas, M. F. 1998. Parques Nacionales de México. Instituto Nacional de Ecología, México.
- ✻ Vesala, T.; Hameri, K.; Ahonen, T.; Kulmala, M.; Hari, P.; Pohja, T.; Krissinel, E.; Shokhirev, N. And Lushnikov, A. A- 1995. Experimental and numerical of stomatal absorption of sulphur dioxides and transpiration by Pine needles. *Atmospheric Environmental*, 29, 7: 825- 836.
- ✻ William, M. C. 1989. Aerial photos for assessment of forest decline: a multinational overview. *Journal of Forestry*, 2(87):37-41.
- ✻ Wood, T. & H. Bormann. 1977. Short-term effects of a simulated acid rain upon the grown and nutrient relations of *Pinus strobus*, L. Water, air, and pollution, 7:479-488.



## ANEXO 1

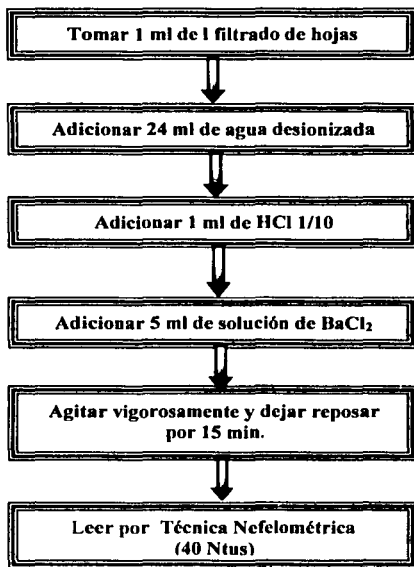
### PATRONES DE RETENCIÓN DE COPA REALIZADOS POR LA SAGAR (SAHAR, 1984)

% DE COPA RETENIDA	0	25%	50%	75%	100%
TIPO DE MORTALIDAD		¼	2/4	¾	4/4
% DAÑO	100%	75%	50%	25%	0%
Irregular (I)					
Descendente (D)					
Ascendente (A)					
Lateral (L)					

## ANEXO 2

### DETERMINACION DE SULFATOS

(WMO, 1975/1978; en Meszaros, 1978)

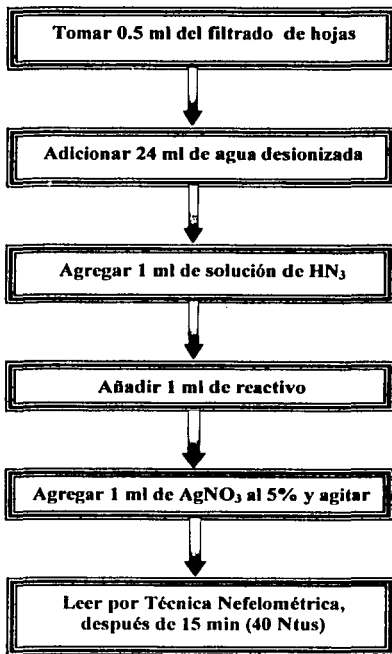


b

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### ANEXO 3

#### DETERMINACION DE CLORUROS (AWWA, 1989)

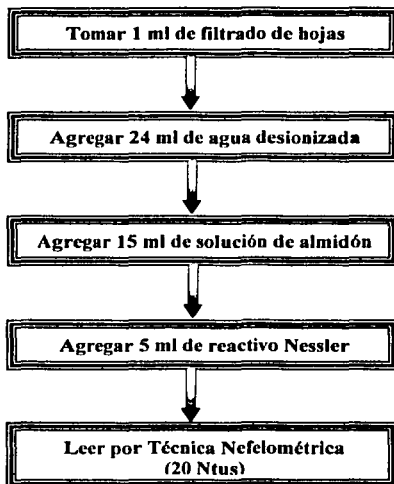


c

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## ANEXO 4

### DETERMINACIÓN DE AMONIO (AWWA, 1989)

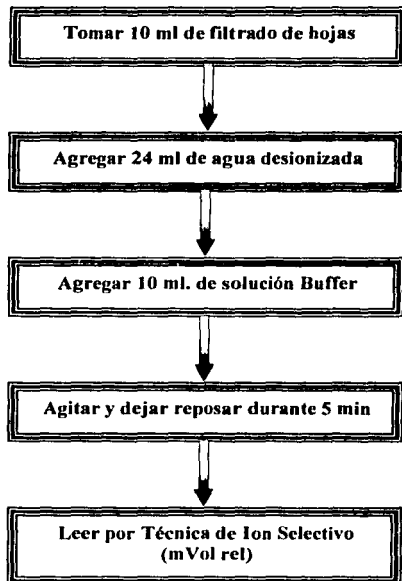


d

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

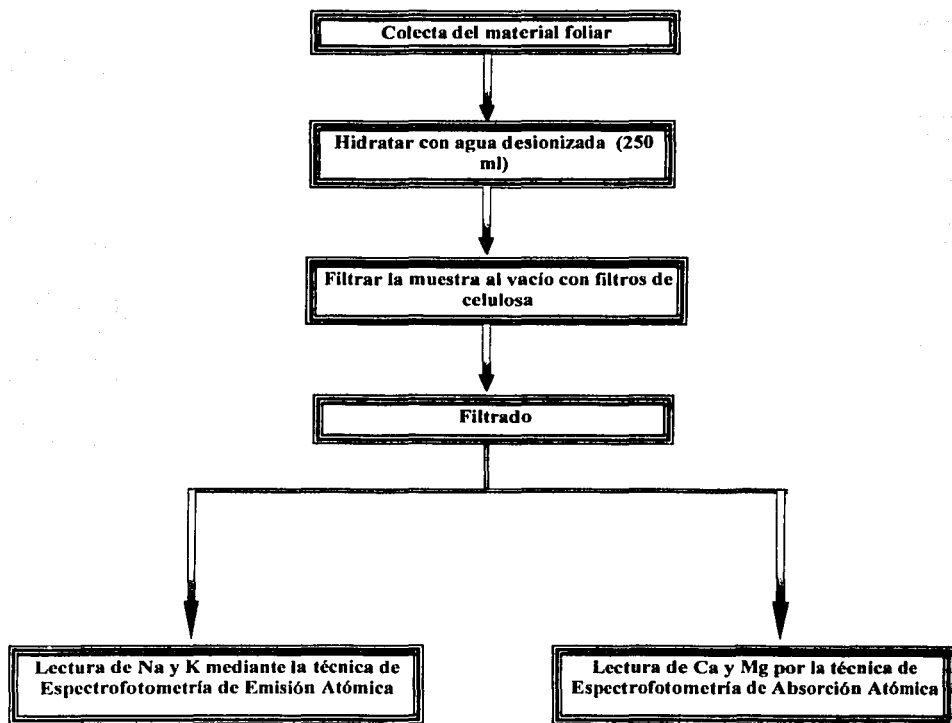
## ANEXO 5

### DETERMINACIÓN DE NITRATOS (Standard Methods, 1978; en Clesceri *et al.* 1989)



## ANEXO 6

### Método de extracción de Na, K, Ca y Mg



FALLA DE ORIGEN

## ANEXO 7

**a) Correlación simple de los parámetros cuantificados en el lavado de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional DDLL.**

	pH	C. E.	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Mg	K	Na	Ca
PH	1.00									
C. E.	-0.20	1.00								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.27	0.25	1.00							
Cl <sup>-</sup>	0.08	0.006	0.27	1.00						
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.07	0.11	0.18	0.27	1.00					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.10	0.34	-0.04	-0.13	0.14	1.00				
Mg <sup>2+</sup>	0.08	-0.05	0.48	0.05	0.14	-0.04	1.00			
K <sup>+</sup>	-0.09	0.10	-0.03	0.12	0.33	0.35	-0.17	1.00		
Na <sup>+</sup>	0.04	-0.24	-0.37	-0.16	-0.27	-0.16	-0.28	0.04	1.00	
Ca <sup>2+</sup>	0.42	0.70	0.43	0.49	0.008	-0.32	0.31	-0.42	-0.25	1.00

**b) Correlación simple de los parámetros cuantificados en el lavado de hojas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico.**

	pH	C. E.	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Mg	K	Na	Ca
pH	1.00									
C. E.	0.23	1.00								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.02	0.19	1.00							
Cl <sup>-</sup>	0.15	0.15	0.13	1.00						
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.17	0.20	0.23	0.05	1.00					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.24	0.15	0.46	0.36	0.09	1.00				
Mg <sup>2+</sup>	0.24	0.15	0.02	0.21	-0.36	0.18	1.00			
K <sup>+</sup>	0.35	0.06	0.02	0.07	-0.56	0.19	0.64	1.00		
Na <sup>+</sup>	-0.35	0.15	-0.08	0.01	0.52	0.20	-0.25	-0.51	1.00	
Ca <sup>2+</sup>	-0.50	0.12	0.40	0.18	0.44	0.13	-0.13	-0.27	0.71	1.00