



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA
INSTITUTO DE GEOFÍSICA

**Determinación de metales pesados en la
Av. Insurgentes de la Cd. de México utilizando
a *Ficus benjamina* como biomonitor.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

MARISELA RIZO GONZÁLEZ

Directora de Tesis: Dra. Ofelia Morton Bermea
Asesor Interno: M. en C. Germán Calva Vásquez

México, D.F.

2007



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.

ÍNDICE

CONTENIDO	PAGINA
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema.....	4
1.2 Justificación.....	5
II. HIPÓTESIS	6
III. OBJETIVOS	7
IV. ÁREA DE ESTUDIO	8
4.1 Ubicación geográfica.....	8
4.2 Clima.....	9
4.3 Vegetación.....	9
V. MARCO TEÓRICO	10
5.1. Cobertura vegetal en el Distrito Federal.....	10
5.2 Biomonitorio.....	12
5.2.1 Las plantas superiores como biomonitores.....	13
5.3 Toxicidad en plantas por metales pesados.....	14
5.4 Consumo de elementos por la planta.....	17
5.4.1 Absorción radicular.....	17
5.4.2 Absorción foliar.....	18

Generalidades de los elementos a estudiar.....	19
5.5.1 Antimonio.....	19
5.5.2 Cadmio.....	19
5.5.3 Cobalto.....	20
5.5.4 Cobre.....	21
5.5.5 Cromo.....	21
5.5.6 Manganeso.....	22
5.5.7 Molibdeno.....	22
5.5.8 Níquel.....	23
5.5.9 Plomo.....	23
5.5.10 Selenio.....	24
5.5.11 Talio.....	24
5.5.12 Vanadio.....	25
5.5.13. Zinc.....	26
5.6 Biología de la especie.....	27
5.7 Espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS).....	30
5.8 Antecedentes.....	31
VI. MATERIALES Y MÉTODO.....	34
6.1 Trabajo de campo.....	34
6.2 Trabajo de laboratorio.....	35

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
7.1. Bioacumulación de los elementos Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn.....	38
7.2 Concentración de los elementos contra puntos de muestreo.....	39
7.3 Comparación de la concentración total de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn	50
VIII. CONCLUSIONES	56
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
ANEXO I	64
ANEXO II	65

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA	PAGINA
Figura 1: Mapa de la zona de estudio.....	8
Figura 2: Hojas de <i>Ficus benjamina</i>	29
Figura 3: Frutos de <i>Ficus benjamina</i>	29
Figura 4: Mapa con los sitios de muestreo.....	34
Figura 5: Evaporación de las muestras en la parrilla de calentamiento.....	37
Figura 6: Espectrómetro de masas con plasma de acoplamiento inductivo.....	37
Figura 7: Intervalo de concentración de cada uno de los elementos Analizados.....	38
Figura 8: Concentración de Zn, Pb y Mo con relación al sitio de muestreo.	41
Figura 9: Concentración de Mn, Cu y Sb, con relación al sitio de muestreo.....	44
Figura 10: Concentración de V y Co con relación al sitio de muestreo.....	46
Figura 11: Concentración de Cr, Cd, Se y Tl con relación al sitio de muestreo.....	48
Figura 12: Concentración de Ni con relación al sitio de muestreo.....	49
Figura 13: Diagrama de cajas con bigotes de la concentración de Antimonio (a), Cadmio (b), Cobalto (c), Cobre (d), Cromo (e), Manganeso (f), Molibdeno (g), Níquel (h) Plomo (i), Selenio (j), Talio (k), Vanadio (l) y Zinc (m) con relación a la zona de muestreo.....	50

ÍNDICE DE CUADRO

CUADRO	PAGINA
Cuadro 1: Emisiones de contaminantes tóxicos al aire en la Ciudad de México por fuentes [ton/año].....	4
Cuadro 2: Áreas verdes con las que cuenta el Distrito Federal.....	11
Cuadro 3: Concentración de elementos en tejidos de hojas, generalizada para varias especies.....	16
Cuadro 4: Concentración promedio del contenido de Cobalto en algunas especies de plantas.....	21
Cuadro 5: Concentración media del contenido de Vanadio en algunas especies de plantas.....	25
Cuadro 6: Clasificación taxonómica de <i>Ficus benjamina</i>	27
Cuadro 7: Línea de investigación vinculada al diseño experimental.....	31

RESUMEN

El incremento industrial y vehicular en la ciudad de México ha ido en aumento desde inicios de los años 70s hasta la actualidad. Desde entonces la atmósfera urbana se compone químicamente en relación directa a las emisiones y factores climáticos.

La vegetación urbana recibe la polución y se usa como un referente; sea la avenida Insurgentes, una vía vehicular que cruza de Norte a Sur el Distrito Federal, y cuya vegetación permitió cuantificar la concentración de Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Antimonio (Sb), Selenio (Se), Talio (Tl), Vanadio (V) y Zinc (Zn) que contienen las hojas de la especie *Ficus benjamina*. Utilizando la técnica analítica de espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS), por ser recomendada por su sensibilidad y precisión a escala internacional.

De entre los resultados destaca la concentración de los metales en el siguiente orden: Mn>Zn>Cu>Pb>Cr> Mo>Sb>Ni>Se>Cd>V>Co>Tl.

Los valores obtenidos de Zn y Mn revelan deficiencia en la mayoría de los sitios estudiados. Mientras que el Cr y Cd exceden el valor considerado como normal, de acuerdo con Kabata-Pendias (2001).

El Zn, Pb y Mo registraron las mayores concentraciones en la parte norte de la avenida Insurgentes. Mientras que Mn, Cu, Sb, Ni, V y Co se encuentran en proporción mayor en la parte sur de dicha avenida.

I. INTRODUCCIÓN

La concentración de metales pesados en el medio ambiente puede tener dos orígenes:

- ❖ Natural y
- ❖ Antropogénico

Los metales pesados que alteran la calidad de nuestro ambiente derivan de diferentes fuentes que pueden ser categorizadas como aerosoles urbano-industriales, desperdicios líquidos y sólidos de animales y del hombre, industria minera y otros tipos de industrias y químicos agrícolas (Lepp, 1981).

Gran parte de la contaminación del aire en áreas urbanas se ha originado por quema de carbón y otros combustibles fósiles y también de fundidoras de hierro, entre otros metales. La contaminación del medio ambiente con metales tóxicos ha ido incremento drásticamente desde el comienzo de la revolución industrial (Nriagu, 1979). Las actividades tales como la combustión espontánea o los incendios forestales, eliminación de desperdicios en minas, uso de productos en la agricultura que contienen metales, emisiones por fuentes móviles como los automóviles son las principales fuentes de contaminación por metales pesados (Lepp, 1981).

Aunque las actividades humanas no son las únicas que contribuyen a la contaminación del ambiente; algunas fuentes son naturales como por ejemplo erupciones volcánicas entre otras que deben de ser tomadas en cuenta (Kabata-Pendias, 2001). La principal fuente natural de metales pesados en el medio ambiente son las rocas y los suelos (Bradl, 2005). La depositación de metales

pesados en la atmósfera, contribuye a la contaminación de todos los otros componentes de la biosfera, por ejemplo agua suelo y vegetación.

Así como en otros lugares del mundo, la situación ambiental en la Ciudad de México se ha deteriorado muy rápidamente durante los últimos años. La industrialización en México en el periodo posterior a la Revolución y principalmente después de la segunda guerra mundial trajo como resultado un proceso de migración acelerada de campesinos a las grandes ciudades (Ezcurra, 1990). Actualmente en términos de población, la Ciudad de México es la segunda gran ciudad en el mundo, la principal área metropolitana es Tokio (Molina & Molina, 2002).

La industrialización representa fuentes de contaminantes atmosféricos, que dada su situación geográfica y los vientos dominantes, hacen que la ciudad de México sufra un impacto negativo en la calidad del aire (Bravo, 1987). Los altos índices de contaminación son producidos por fuentes fijas (industria) y fuentes móviles (vehículos). Aproximadamente 20 millones de habitantes son expuestos cada día a emisiones contaminantes de industrias y vehículos. Los datos sobre la presencia de metales en partículas suspendidas en la atmósfera son de gran importancia ya que algunos de estos presentan propiedades altamente tóxicas en plantas y animales (Mugica *et. al.*, 2002).

En los monitoreos ambientales se reporta un alto grado de contaminación en la zona Norte de la Ciudad de México (Tlalnepantla y Xalostoc) y se asocia esta contaminación por metales pesados de industrias, principalmente fundidoras (Mugica *et. al.* 2002). Las emisiones de partículas tienen un mayor impacto en los ecosistemas cercanos a las grandes fuentes de emisión. Si las partículas tienen elementos tóxicos, estos afectaran a los ecosistemas. La solubilidad de los componentes de las partículas es un factor importante en el efecto que se causa a los ecosistemas, ya que esa característica les da movilidad a través de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Las partículas gruesas, depositadas

directamente en la superficie de las hojas, pueden reducir el intercambio gaseoso, incrementan la temperatura de la superficie de la hoja, reducen la fotosíntesis y el crecimiento. Si las partículas contienen metales pesados al depositarse en la superficie de las hojas o en el suelo pueden ser tomadas por la planta, acumularse en ella y alcanzar en algunos casos concentraciones tóxicas en los tejidos de la misma (Falcón, 1992).

Las áreas verdes no sólo son importantes por el efecto psicológico, emocional y relajante que provocan sino que son indispensables para atenuar la contaminación pues evitan la erosión del suelo y las variaciones bruscas de clima, además, de la capacidad que tienen de consumir bióxido de carbono y producir oxígeno. Sin embargo, en el Distrito Federal existe un déficit considerable de ellas (Barradas & J-Seres, 1988; Legorreta, 1992).

Las plantas pueden acumular elementos traza, especialmente metales pesados, dentro o fuera de sus tejidos, debido a la gran habilidad de adaptarse a propiedades químicas diferentes del medio ambiente. Así las plantas son reservorios intermedios de elementos traza que pasan a través del suelo, y en parte desde el agua y el aire trasladándose hacia el hombre y animales (Kabata-Pendias, 2001). Así estos organismos son buenos colectores de la contaminación del aire y por su composición química pueden ser buenos indicadores de la concentración (Cervantes & Moreno, 1999).

1.1 Planteamiento del problema.

La ciudad de México esta considerada como entre las mas contaminadas del mundo y en las principales avenidas circulan 29.1 millones e pasajeros (Setravi, 2004) diarios. Las plantas y árboles de estas avenidas contienen parte de esta contaminación. Así que conocer la concentración de metales pesados en plantas ubicadas en la avenida Insurgentes, nos permite para estimar indirectamente los niveles de contaminación atmosférica así como conocer el impacto en dichos organismos, que no podríamos estimar con otros métodos de monitoreo.

En el Cuadro 1 se presenta un inventario de las emisiones de contaminantes tóxicos de actividades diversas, provenientes de las distintas fuentes.

Cuadro 1: Emisiones de contaminantes tóxicos al aire en la Ciudad de México por fuentes [ton/año].

Contaminante	Fijas	Móviles	Naturales	Total
Antimonio	121	1	NS	122
Manganeso	22	14	1	37
Plomo	13	4	1	18
Níquel	3	5	NS	8
Cromo	1	4	1	6
Selenio	NS	4	NS	4
Cadmio	1	3	NS	4
Cobalto	1	2	NS	3

NS= No Significativo.

Secretaria del Medio Ambiente (2006a).

1.2 Justificación.

A causa del incremento de la población y la industrialización, las plantas son afectadas por un amplio conjunto de sustancias contaminantes que se emiten al aire, agua y suelo. La depositación de metales pesados en la vegetación puede influir en la fisiología de la hoja.

La conservación de la vegetación urbana es imprescindible en la regulación del clima como: atenuar el calor que concentran los edificios y avenidas, haciendo una temperatura confortable a los conductores y habitantes, además de un escenario agradable (minimiza la contaminación visual y la contaminación por ruido).

Por lo que es importante realizar estudios ecológicos que contribuyan con el conocimiento básico para contrarrestar y evitar el deterioro del ambiente urbano; pues sí éste persiste en las áreas verdes urbanas y periurbanas llegando a niveles críticos, los habitantes del Distrito Federal serán los más directamente afectados.

II. HIPÓTESIS

Si en la zona Norte de la Avenida Insurgentes existe una mayor cantidad de industrias, entonces, la mayor concentración de metales pesados tales como Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo), Niquel (Ni), Plomo (Pb), Antimonio (Sb), Selenio (Se), Talio (Tl), Vanadio (V) y Zinc (Zn) corresponderá a la misma zona Norte de la Avenida Insurgentes.

III. OBJETIVOS

Objetivo general.

- Cuantificar la concentración de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn) que se encuentran en las hojas de la especie *Ficus benjamina* distribuida en la Avenida Insurgentes de la Ciudad de México.

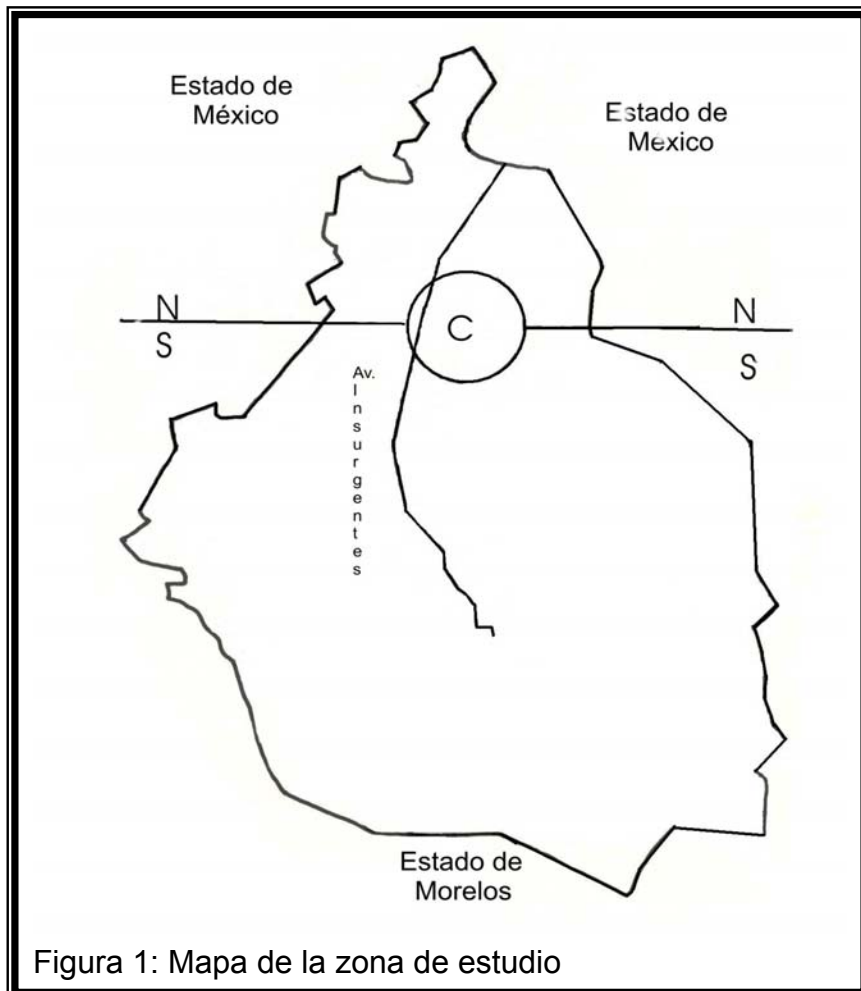
Objetivos particulares.

- Cuantificar la concentración de cada uno de los elementos a analizar.
- Hacer una comparación de la concentración total de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn que se encuentran en la Avenida Insurgentes Norte, Centro y Sur.
- Comparar las concentraciones registradas de metales pesados en la Avenida Insurgentes contra otras ciudades del mundo.

IV. ÁREA DE ESTUDIO

4.1 Ubicación geográfica.

El Distrito Federal representa el 0.1% de la superficie del país. Colinda al norte, este y oeste con el estado de México y al sur con el estado de Morelos. Dentro del Distrito Federal se encuentra la avenida Insurgentes, la cual en el Norte inicia en la intersección con Avenida Acueducto de Guadalupe; hacia el sur termina en el cruce con Viaducto Tlalpan. Tiene una longitud de 28.8 kilómetros (Figura 1).



Esta arteria cruza por 5 de las 16 delegaciones del Distrito Federal, (Tlalpan, Coyoacán, Benito Juárez, Cuauhtémoc y Gustavo A. Madero), y en 35 ocasiones con vías primarias y en 176 con vías secundarias (INEGI, 2006).

4.2 Clima.

El Distrito Federal se encuentra en la zona intertropical, en la que por latitud la temperatura es alta, sin embargo, esa condición es modificada por la altitud y el relieve, de esta manera, 57% del territorio de esa entidad presenta clima *templado*, 33% climas *semifríos* y 10% clima *semiseco*. Del norte hacia el noroeste, centro, centrosur y este, se distribuye el clima templado subhúmedo con lluvias en verano. El clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano se localiza el sur. En los terrenos cercanos a los límites suroeste y sur del Distrito Federal se presenta el clima semifrío húmedo con abundantes lluvias en verano. La zona menos húmeda está situada en los alrededores del aeropuerto internacional de la Ciudad de México y hacia el norte del mismo aeropuerto; pertenece al clima semiseco templado con lluvias en verano (INEGI, 2006).

La menor temperatura registrada en el Distrito Federal es de 8° y 10°C, ambas ubicadas en la porción sur y oeste. La temperatura se incrementa en el centro con un promedio de 12 ° y 14 ° C, mientras que en Norte es mayor a 16°C. En la zona sur, el promedio de precipitación es de 1000 a 1200mm, mientras que en la parte centro es de 700 a 800mm y en la parte Norte el promedio esta registrado en 600 mm (INEGI, 2006).

4.3 Vegetación.

Aproximadamente 62% del territorio que comprende el Distrito Federal está ocupado por la zona urbana, la porción restante presenta vegetación de Bosque, Pastizal. Los bosques de coníferas y encinos son los tipos de vegetación que comúnmente cubren las sierras volcánicas que flanquean desde el oeste y hasta el sur, al valle de México; ricos en materia orgánica y de profundidad variable que por lo general sustentan masas arboladas de pinos mezcladas con encinos. Las zonas agrícolas se localizan hacia la parte sur y sureste del Distrito Federal, en terrenos apropiados para llevar a cabo estas actividades, la mayor parte de ellos sustentan agricultura de temporal (INEGI, 2006).

V. MARCO TEÓRICO

5.1 Cobertura vegetal en el Distrito Federal.

El crecimiento demográfico en el extensivo del Distrito Federal, ejemplifica un proceso de transformación radical de las características ecológicas del medio ambiente urbano. La transformación y la degradación del suelo circundante son resultados directos de la presión que ha ejercido la concentración de población y las actividades.

El Área Metropolitana de la Ciudad de México (AMCM) ha experimentado transformaciones masivas en su área urbana y demografía a lo largo de su historia. Durante la segunda mitad del siglo XX, el área urbana de la región aumentó 13 veces, de solo 118 km² en 1940 a cerca de 1500 km² para 1995 (Molina & Molina, 2002).

El crecimiento de la ciudad ha provocado la ocupación de áreas productivas, de preservación ecológica y zonas de alto riesgo, en los últimos cincuenta años, de esta manera se han extinguido lagos y parques naturales, con graves alteraciones del equilibrio biológico en la recarga de los acuíferos al sur de la ciudad.

La deforestación va asociada a tormentas de polvo que aumentan la contaminación y producen la erosión de los suelos, asimismo, en los últimos años se le atribuyen las variaciones de las temperaturas que registran máximas y mínimas cada vez más extremas.

En el Cuadro 2 se muestran las áreas verdes con las que cuentan las delegaciones del Distrito Federal. Se aprecia con mayor superficie de áreas verdes las delegaciones: Alvaro Obregón, Coyoacán, Iztapalapa, Gustavo A. Madero y Tlalpan, que suman casi el 70 % del total, y representan en conjunto el 58 % de la población. Y casi todas presentan muy altos o altos porcentajes de zonas arboladas.

Cuadro 2: Áreas verdes con las que cuenta el Distrito Federal.

Delegación	Área km ²	Total áreas verdes Km ²	Zonas arboladas (%)	Áreas verdes por habitante m ²
Álvaro Obregón	61.12	24.59	64.5	35.8
Azcapotzalco	33.51	4.28	54.7	9.7
Benito Juárez	26.51	1.19	99.0	3.3
Coyoacán	54.01	20.13	76.7	31.4
Cuajimalpa	15.08	5.55	46.4	36.7
Cuauhtémoc	32.67	1.81	74.0	3.5
G. A. Madero	87.29	14.26	47.3	11.5
Iztacalco	23.12	2.25	54.7	5.5
Iztapalapa	113.37	18.32	27.1	10.3
Mag. Contreras	14.08	1.82	27.1	10.3
Miguel Hidalgo	47.69	8.89	57.3	25.2
Tláhuac	19.17	2.27	4.4	7.5
Tlalpan	48.29	11.80	88.9	20.3
V. Carranza	33.87	5.23	23.5	11.3
Xochimilco	22.90	5.89	60.8	15.9
Distrito Federal	632.66	128.28	55.9	15.1

Secretaría del Medio ambiente. (2006b)

La relación población-medio ambiente ha sido objeto de un análisis determinista, el cual explica que el deterioro ambiental es causado por el crecimiento de la población, desde esta perspectiva los factores explicativos en primera instancia son las fuerzas productivas, el grado de tecnología y las relaciones productivas, pero también los patrones de fecundidad, migración y asentamiento repercuten en el ambiente.

Calva & Corona, (1990) reportan los diferentes tipos de industrias que se localizan en el distrito federal, en donde se registra una gran concentración de estas en la parte Norte. Dichas empresas son de refinería, petroquímica, metalurgia, entre otras.

Un problema que se presenta es la calidad del agua en varios sectores de la ciudad, especialmente en las delegaciones de Gustavo A. Madero, Iztacalco, Iztapalapa y Tláhuac; esta contiene metales pesados como fierro y manganeso que son contaminantes que aunque no alteran su potabilidad, le imprimen una apariencia desagradable.

5.2 Biomonitorio.

Los indicadores biológicos han sido usados por muchos años para evaluar la depositación, acumulación y distribución de la contaminación por metales. (Markert, 1993). Un indicador biológico es definido como un organismo o un grupo de ellos que tiene la habilidad de caracterizar el estado de un ecosistema (Kaiser, 2001).

De acuerdo con Markert *et al.* (2003) un bioindicador es un organismo que contiene información de la calidad del medio ambiente. Un biomonitor es un organismo que contiene información en aspectos cualitativos y cuantitativos de la calidad del medio ambiente. Un biomonitor es siempre también un bioindicador, pero un bioindicador no requiere ser necesariamente un biomonitor, la diferencia entre ellos es la que existe entre una fotografía y una película, siendo un bioindicador la fotografía y el biomonitor la película.

La bioindicación y el biomonitorio son métodos prometedores y posiblemente económicos que nos revelan el impacto que sufre un ecosistema urbano por factores externos, así como su desarrollo y las diferencias entre una localidad y otra (Markert *et al.* 2003).

El interés por estos se ha ido incrementando por la información que aportan sobre los efectos perjudiciales de las partículas atmosféricas y metales pesados en enfermedades respiratorias en los humanos (Rossini & Rautio, 2005).

Los indicadores biológicos de contaminación son especies sensibles, que sirven como cierta clase de organismos centinelas¹ y revelan la degradación del medio dada por contaminantes que pueden alcanzar grandes proporciones (Kaiser, 2001). La información que aporta el biomonitorio puede hacer referencia a los cambios en la conducta del organismo monitor, estos cambios pueden ser morfológicos, histológicos o a nivel celular. (Markert *et al.* 2003) también especifican la concentración de sustancias (Wolterbeek, 2002).

¹ Los centinelas son organismos vegetales y/o animales que interpretan tempranamente signos de alarma (daños en sus estructuras).

Algunos autores distinguen tres tipos de indicadores:

- Indicadores de rendimiento, designados para verificar si los objetivos de mantenimiento y/o restauración del sitio tienen calidad.
- Indicadores de diagnóstico, son designados para facilitar la investigación de las causas de disturbio observados.
- Indicadores de advertencia temprana, designados para revelar los primeros signos de disturbio antes que otros organismos sean afectados (Kaiser, 2001).

Algunas estructuras tales como los anillos de los árboles han sido utilizadas para determinar los contaminantes emitidos en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México hacia otros sitios no urbanizados, con el objetivo de conocer su concentración histórica en el desarrollo de los árboles (Miranda *et al.* 2003), así como su concentración en diferentes espacios y periodos (Calva *et al.*, 2004).

Los estudios en los cuales se utilizan especies vegetales para determinar el estado de un ecosistema que ha sido influenciado por actividades humanas en México son de gran importancia ya que además aportan información sobre posibles soluciones a los problemas de contaminación por metales pesados (Carrillo & González, 2006).

5.2.1 Las plantas superiores como biomonitores.

Existe una gran cantidad de información en donde se utilizan plantas para evaluar la distribución de metales pasados sobre grandes territorios en diferentes periodos de tiempo, tanto en zonas urbanas (Rossini & Rautio, 2005) como rurales (Djingova *et al.* 1999).

Las plantas como biomonitores nos aportan importantes ventajas sobre el análisis del suelo, particularmente cuando se investiga a gran escala la calidad

del suelo. Por definición, los biomonitores exhiben los efectos del metal en su organismo, así revelan la calidad del suelo que es más difícil medir utilizando directamente el análisis del suelo. En algunos casos el biomonitoreo de algunos contaminantes, pueden aportar información de la calidad del suelo en general (Madejon *et al.* 2006b).

Algunas especies del genero *Ficus* han sido utilizadas para estimar el impacto que tiene la contaminación por óxidos de nitrógeno sobre la vegetación que se encuentra cercana a sitios con alta actividad industrial y así conocer la influencia que tiene este sobre el metabolismo de las plantas (Tripathi *et al.* 1999). Las hojas de la especie *Ficus microcarpa* L. han sido estudiadas para conocer la concentración de metales pesados en áreas urbanas de Italia en diferentes periodos de tiempo (Rossini & Rautio, 2005).

5.3 Toxicidad en plantas por metales pesados.

El termino de metal pesado se aplica para los elementos cuya densidad es mayor a 5 g/ cm³ (Cervantes & Moreno, 1999).

Los elementos se pueden dividir en tres grupos:

- Clase A, elementos que reaccionan más con el oxígeno.
- Clase B, elementos que reaccionan más con el nitrógeno o azufre.
- Elementos con carácter intermedio entre la clase A y B.

Los metales esenciales para las plantas son aquellos que no pueden ser sustituidos por otros en sus funciones bioquímicas específicas y que tienen una influencia directa sobre el organismo, pueden evitar el crecimiento o no completar un ciclo metabólico; estos requieren presentarse en cierto rango de concentración (Farago, 1994). Los rangos de concentración considerados normales y tóxicos de los metales pesados que se analizan en este estudio se presentan en el Cuadro 3. Algunos elementos como cobre (Cu), zinc (Zn), manganeso (Mn), hierro (Fe), molibdeno (Mo) y boro (B) son esenciales para el crecimiento de la planta y son llamados micronutrientes.

Estos elementos son también metales pesados, excepto el boro, y son tóxicos para las plantas en concentraciones altas. Algunos elementos como el selenio (Se), no son esenciales para el crecimiento de la planta, pero son requeridos para la existencia de los animales incluyendo a los humanos. Otros elementos como el cadmio (Cd), plomo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni), mercurio (Mg) y arsénico (As) tienen efectos tóxicos en la vida de los organismos (dependiendo de su concentración) y son considerados frecuentemente como contaminantes (He *et al.* 2005).

Las plantas toman muchos metales pesados, no solo los que le son esenciales para su metabolismo, algunas especies de plantas tienen la capacidad de absorber elementos no necesarios para su desarrollo tales como el aluminio, cadmio, plomo y talio. Muchas especies de plantas han evolucionado y se han adaptado a un excedente de metales pesados o a combinaciones de varios de estos. Estas adaptaciones de la población biológica a disponer de la concentración de los metales en suelos se debe a específicos genes para cada metal (Markert *et al.* 2003).

La excesiva concentración de algunos metales en el suelo puede producir síntomas tóxicos en las plantas. Se ha reportado que los metales en el medio ambiente pueden ocasionar en las plantas cambios fisiológicos y puede reducir el vigor, o en extremo, una total inhibición del crecimiento de la planta (Farago, 1994).

En algunas ocasiones de contaminación severa se observa en las plantas lesiones, y en casos extremos estas llegan a morir (Rossini & Rautio, 2005). Las lesiones visibles de las plantas son el resultado de la insuficiente adaptación a los cambios en las condiciones ambientales, como procesos naturales, tales como la erupción de volcanes o inundaciones, así como procesos antropogénicos, principalmente exposiciones a cambios en la concentración de componentes en el medio ambiente natural o con relación a nuevos compuestos químicos (Markert *et al.* 2003).

Algunos efectos visibles son:

***Pérdida prematura de las hojas**

El grave impacto en el metabolismo de la planta, afectara finalmente la longevidad.

Se sabe, por ejemplo, que en la falta de hojas (acículas) en algunos árboles de coníferas bioindican la salud del bosque. Los factores causantes de la pérdida de las hojas, así como el cambio de color esta relacionado en algunos casos con las emisiones de dióxido de sulfuro y también por deficiencia y toxicidad de metales pesados (Markert *et al.* 2003).

***Malformaciones en los órganos de las plantas.**

Las plantas que no se han adaptado suficientemente a los cambios en las condiciones ambientales pueden expresar disturbios en el metabolismo y se ve reflejado en cambios morfológicos como formas enanas o gigantes de las hojas (Markert *et al.* 2003).

Cuadro 3: Concentración de elementos en tejidos de hojas, generalizada para varias especies (ppm).

ELEMENTO	NORMAL	TOXICO
Cd	0.05-0.2	5-30
Co	0.02-1	15-50
Cr	0.1-0.5	5-30
Cu	5-30	20-100
Mn	30-300	400-1000
Mo	0.2-5	10-50
Ni	0.1-5	10-100
Pb	5-10	30-300
Se	0.01-2	5-30
Sb	7-50	150
Tl	-	20
V	0.2-1.5	5-10
Zn	27-150	100-400

Kabata-Pendias (2001)

5.4 Consumo de elementos por la planta.

Los factores que determinan la concentración de metales pesados en plantas, son las partículas depositadas en la superficie de las hojas y la concentración y disponibilidad de metales en el suelo (Markert, 1993).

Ross (1994) menciona que las tres principales rutas de entrada del metal hacia los ecosistemas son:

(a) Aire, involucra formas solubles de metales, aerosoles de metales y partículas de metal de contaminantes industriales, uso de combustibles domésticos y vehículos, residuos de minas y fundidoras.

(b) Hacia la superficie del suelo, involucra residuos industriales y domésticos, de sedimentos e irrigación.

(c) Hacia el subsuelo, vía intemperismo de roca parental, trabajos de minería, residuos de minas o descarga de residuos.

El consumo y bioacumulación de elementos en las plantas desde el ambiente son posibles por dos rutas:

* Vía-sistema radicular.

* Vía-superficie foliar.

5.4.1 Absorción Radicular

Cuando un metal se encuentra en el suelo puede ser difundido hacia la superficie de la raíz a través de la solución del suelo. El movimiento del metal o de otras sustancias dentro de las células de la raíz presenta mecanismos que permiten la entrada de las mismas. En las plantas la absorción comprende dos tipos de transporte:

* Transporte Pasivo. No requiere ningún ingreso de energía metabólica, ya que es un proceso de difusión en el que las moléculas pasan hacia la membrana celular a favor de un gradiente de concentración (de una región de alta concentración a otra de baja concentración) o debido a un gradiente de potencial eléctrico (fuerza eléctrica).

* Transporte Activo. Se requiere de energía la cual es proporcionada por un gradiente iónico o por uso del ATP, el cual se hidroliza y con esa energía se bombean iones. La raíz actúa como electrodo de un ión selectivo, ya que en muchos casos la concentración del ión es más grande dentro de la raíz que por fuera, una vez que está en contacto con ella se fijan las cargas eléctricas de algunos transportadores químicos que le permiten acercarse hacia la epidermis externa de las raíces. La entrada de una especie de metal se realiza a través de la membrana dentro del sistema de la raíz, el metal es ayudado por proteínas que se enlazan a las especies de metales.

5.4.2 Absorción Foliar

La biodisponibilidad de elementos traza de fuentes aéreas a través de las hojas puede tener un impacto muy importante de contaminación en plantas. Los elementos que toman las hojas pueden ser translocados a otros tejidos de las plantas, incluyendo las raíces donde los excesos de algunos metales pueden ser almacenados.

Muchos herbicidas son aplicados en las superficies de las hojas y pueden entrar en esta por difusión (Markert, 1993) así como algunos nutrientes, este método frecuentemente muestra ventajas sobre el suministro en el suelo (Mortvedt et al. 1983)

La absorción foliar de elementos se cree que consiste en la absorción cuticular no metabólica, que generalmente es considerada como la principal ruta de entrada y un mecanismo metabólico que se explica como una acumulación del elemento contra el gradiente de concentración. Este proceso es responsable de la transportación de los iones que atraviesan la membrana plasmática y entran en el protoplasma celular.

5.5 Generalidades de los elementos a estudiar.

5.5.1 Antimonio (Sb).

Es un elemento considerado relativamente tóxico. Es un derivado de diferentes procesos industriales y un agente terapéutico contra las enfermedades parasitarias. Se utiliza en numerosas aleaciones de baterías y motores para auto. Al refinar minerales de cobre y plomo, se obtienen considerables cantidades de antimonio como subproducto. Los óxidos de antimonio son relacionados en el ambiente con fundidoras y volcanes (Adriano, 2001).

Es considerado un metal no esencial en plantas, animales y humanos. La toxicidad de este elemento depende en gran medida de la forma química y el estado de oxidación, el estado trivalente es más tóxico que compuesto pentavalente. La inhalación de Sb puede provocar en los humanos fibrosis, daños en los huesos y carcinoma (Merian, 1991).

Generalmente el potencial fitotóxico del Sb se describe como moderado, las plantas suelen ser más tolerantes al antimonio que a otros elementos, como por ejemplo el arsénico (Adriano, 2001).

5.5.2 Cadmio (Cd).

El cadmio es emitido al ambiente por depositación atmosférica desde fundidoras, incineración de plásticos y pigmentos, quema de combustibles fósiles y procesos metalúrgicos. Varios estudios indican que los suelos contaminados por cadmio se deben a actividades antropogénicas, por ejemplo la minería. Y en los países del primer mundo como Japón, Estados Unidos e Inglaterra las emisiones de los automóviles son la principal fuente de contaminación ambiental por cadmio y otros metales. Es un subproducto de las industrias de Zinc, es utilizado en aleaciones, pigmentos, baterías y para proteger el hierro y acero contra la corrosión. Su utilización ha sido restringida mundialmente, debido a consideraciones ambientales. Sin embargo es utilizado en fungicidas (Bradl, 2005).

Este elemento es tóxico tanto para las plantas, vertebrados e invertebrados. Los síntomas típicos de toxicidad en plantas son marchitamiento, necrosis, coloración rojo-anaranjado de la hoja y una reducción general en el crecimiento. También interfiere en los procesos metabólicos que causan una reducción en el crecimiento de las raíces, interfiere en la absorción y translocación de nutrientes, así como en actividades enzimáticas relacionadas con la fotosíntesis (Farago, 1994). En los humanos interfiere en el metabolismo del Calcio, la vitamina D y colágeno, causando degeneración en los huesos como osteoporosis (Bradl, 2005).

Aunque el cadmio es un elemento no esencial para las plantas, y es uno de los metales más tóxicos es impresionantemente absorbido por la raíz y hoja. El pH del suelo es uno de los factores determinantes para la absorción del cadmio por la planta (Kabata-Pendias 2001).

Se ha observado en algunos experimentos que la raíz contiene hasta 10 veces mas de cadmio que los brotes, la raíz actúa como una barrera (Farago, 1994).

5.5.3 Cobalto (Co).

Es utilizado en la producción a gran escala de acero, así como también en aleaciones resistentes a la temperatura, llamadas superaleaciones, que se emplean en la industria y en las turbinas de los aviones. También se emplea en la industria de la cerámica y en el secado de pinturas, así como de catalizador (Adriano, 2001).

Su consumo por las plantas está en función de la movilidad del contenido en los suelos y la concentración en solución. Es fácilmente tomado por las hojas a través de la cutícula; por lo tanto, la aplicación en solución se conoce como un método eficiente para corregir deficiencias de este metal (Kabata-Pendias, 2001).

Los síntomas de toxicidad en las plantas son claros, las primeras reacciones son clorosis y después las hojas mueren. Los efectos citológicos de un exceso de Co pueden inhibir la mitosis y dañar cromosomas y el retículo endoplasmico. Las especies de plantas presentan un amplio intervalo en el contenido de este elemento (Adriano, 2001).

Cuadro 4: Concentración promedio del contenido de Cobalto en algunas especies de plantas.

Planta	Muestra de tejido	Concentración(ppb)
maíz	grano	8.1-31
col	hojas	100-160
Lechuga	hojas	46-210

Kabata-Pendias (2001).

5.5.4 Cobre (Cu).

Es un metal dúctil y un buen conductor del calor y la electricidad. Este elemento es ampliamente usado para la producción de cables y en la industria eléctrica. Otras aplicaciones es para elaboración de baterías de cocina, fertilizantes, bactericidas y fungicidas, aditivos de comida, promotores del crecimiento y es un agente para el control de enfermedades en ganadería (Bradl, 2005).

Las concentraciones en plantas son esenciales tanto para la salud estas, como en los animales y en el hombre. Algunas plantas pueden acumular grandes cantidades de este elemento en sus tejidos (Kabata-Pendias, 2001).

5.5.5 Cromo (Cr)

La abundancia de Cr en la tierra indica que se encuentra a rocas máficas y ultramáficas. El contenido de este elemento en rocas ígneas y sedimentarias es mucho más bajo y varía en un intervalo de 5 a 120 mg/kg, encontrándose el mas alto en sedimentos arcillosos. Los niveles comunes de cromo encontrados en materia vegetal son usualmente en el orden de 0.02 a 0.2 mg/kg (peso seco). Sin embargo, se observa una gran variación del contenido en las plantas comestibles. El cromo es usado en una amplia variedad de aplicaciones, por ejemplo, en la industria del papel, industria química, fertilizantes, metalurgia, y fundidoras (Bradl, 2005).

Los síntomas de toxicidad por Cr aparecen como marchitamiento en las partes superiores y lesiones en la raíz, también se observa clorosis en hojas jóvenes (Kabata-Pendias, 2001).

5.5.6 Manganeseo (Mn).

Se emplea fundamentalmente en aleaciones, pinturas, barnices, baterías alcalinas, rollos eléctricos y como catalizador (Bradl, 2005).

La toxicidad de Mn se presenta en suelos fuertemente ácidos o inundados. Normalmente concentraciones tóxicas de Mn no se encuentran a valores de pH superiores a 6.5 (Mortvedt, 1983).

La aplicación foliar de Mn es generalmente una de las formas más efectivas para corregir la deficiencia de este elemento. En cuanto a la forma óptima de aplicación en suelo depende del pH, contenido de materia orgánica, método de incorporación y algunos otros factores. La deficiencia de Mn inducida por cal puede ser eventualmente corregida por acidificación del suelo a través del uso de fertilizantes formadores de ácido o azufre elemental (Mortvedt, 1983).

5.5.7 Molibdeno (Mo).

Las principales fuentes en el mundo de molibdeno se encuentran en Estados Unidos, siendo este elemento el principal metal en minas. Existe una gran demanda de este elemento, y una de las razones más importantes es porque es considerado un metal no tóxico en los humanos y puede ser sustituto del cromo u otros metales tóxicos. El metal se usa principalmente en aleaciones con acero. Estas aleaciones soportan altas temperaturas y presiones y son muy resistentes, por lo que se utiliza en la construcción, para hacer piezas de aviones y piezas forjadas de automóviles. El alambre de molibdeno se usa en tubos electrónicos, y también como electrodo en los hornos de vidrio. Así como catalizador, fertilizante, pigmento e inhibidor de corrosión (Adriano, 2001). El molibdeno es un micronutriente esencial. El consumo de este elemento por la planta es principalmente como ion molibdato, la absorción es proporcional a la

concentración en el suelo. Es un componente esencial en algunas enzimas como por ejemplo nitrogenasa y nitrato reductasa, así como otras que catalizan diversas reacciones.

Normalmente se encuentra en concentraciones de 1 ppm o menos en tejidos de hojas (Kabata-Pendias, 2001).

5.5.8 Níquel (Ni)

El níquel es un metal duro, maleable y dúctil. Es encontrado en una gran variedad de productos, por ejemplo en baterías automóbiles, implantes quirúrgicos, monedas, lavadoras, entre otros (Bradl, 2005).

No existe evidencia de que el níquel tenga un papel esencial en el metabolismo de las plantas. Sin embargo se ha reportado efectos beneficiosos del Ni en el crecimiento de la planta (Kabata-Pendias, 2001).

Se acumula principalmente en las raíces y a veces en otras partes de la planta. De los diferentes tejidos se sabe que los niveles tóxicos para los vegetales se encuentran superiores a 25 mg/kg, variando de acuerdo a la especie, edad del tejido y parte vegetal (Alloway *et al.* 1991). El mecanismo de toxicidad del Ni en plantas no es bien entendido, aunque limita el crecimiento y se ha observado que a largo plazo causa daños por un exceso de este metal. Los síntomas más comunes de fitotoxicidad es clorosis, inhibición de fotosíntesis y transpiración (Kabata-Pendias, 2001).

5.5.9 Plomo (Pb)

Es un material maleable, dúctil, buen conductor de la electricidad y muy resistente a la corrosión. El plomo ha sido utilizado por el hombre hace más de 5000 años. Es un material vital en la industria económica y es usado principalmente en baterías, pigmentos y en aditivos para gasolina. El contenido de plomo en pesticidas a sido prohibido en algunos países como Alemania, Austria, Bélgica, pero son todavía utilizados en otros países (Bradl, 2005).

El plomo es considerado un metal no esencial en las plantas. Los síntomas de toxicidad por plomo son visibles, ya que las hojas son pequeñas. El plomo

puede ser encontrado en la superficie de las hojas y en el tallo donde es depositado desde la atmósfera (Farago,1994).

Su translocación desde las raíces a otras partes de la planta es poca. La alta concentración en suelo puede inhibir procesos microbiológicos y de descomposición (Markert, 1993).

Los efectos del plomo en la salud humana se han estudiado en diferentes lugares del mundo, y en México estos estudios reflejan un desarrollo neurológico anormal en recién nacidos de madres expuestas a altos niveles de plomo. En 1986 mas del 40% del plomo en Latinoamérica, fue producido en México. El plomo en la plantas provoca inhibición del crecimiento, de la fotosíntesis y de la acción enzimática (Cervantes & Moreno,1999).

La contaminación por plomo a escala local es causada por emisiones industriales, y a gran escala es causada por emisiones de vehículos de motor que utilizan gasolina (Lepp, 1981).

5.5.10 Selenio (Se)

El consumo de Se por la planta es también un proceso en que depende la temperatura. La absorción de este elemento se ve favorecida a temperaturas mayores a 20° C (Kabata-Pendias, 2001).

La contaminación es observada en áreas industriales. Este elemento se utiliza en barnices y esmaltes; así como también el seleniato de sodio se usa como insecticida para las plantas y el sulfuro de selenio se emplea en productos dermatológicos.

5.5.11 Talio (TI).

Las fuentes antropogénicas de TI son relacionadas con la combustión de carbón, pero también con fundidoras de metales pesados, la industria del cemento y refinerías. Es principalmente un subproducto en fundiciones de Zn y en refinerías. Es también utilizado en la industria eléctrica.

En general los suelos con contenidos superiores a 1 ppm indican contaminación (Kabata-Pendias, 2001). El contenido de TI en plantas se observa en función a la concentración en suelos.

El incremento de los niveles de TI en los tejidos de plantas son muy tóxicos tanto para las plantas y animales. Cuando la concentración en la raíz es arriba de 2 ppm, puede inhibir la germinación, el crecimiento y el contenido de clorofila. Las plantas que son especialmente sensibles al incremento de los niveles de TI son los cereales y el tabaco.

También los microorganismos son muy sensibles a este elemento por lo que representa un impacto agronómico en los suelos contaminados por este elemento (Kabata-Pendias, 2001).

5.5.12 Vanadio (V).

Aun no existe evidencia que el V sea un elemento esencial en el metabolismo de las plantas superiores. En las algas es indiscutible la esencialidad de este elemento, pues se conoce que estimula la fotosíntesis en estos organismos (Kabata-Pendias, 2001).

Se utiliza en muchas aleaciones, como el ferrovanadio, el níquel-vanadio y el cromo-vanadio. En el cuadro 5 se presenta las concentraciones medias de vanadio reportadas en varias especies de vegetales.

Cuadro 5: Concentración media del contenido de Vanadio en algunas especies de planta.

PLANTA	MUESTRA DE TEJIDO	CONCENTRACIÓN(ppb)
trigo	grano	7-10
avena	grano	60
lechuga	hojas	280
manzana	fruto	8.6
tomate	fruto	0.5

Kabata-Pendias (2001).

5.5.13 Zinc (Zn).

Es extensamente usado en la industria automotriz, para la producción de capas protectoras de hierro y acero, en cosméticos, pinturas, barnices. Así como también necesitado para manufactura de neumáticos de automóviles, pantallas de televisión, y equipos eléctricos (Bradl, 2005).

Parece estar distribuido mas uniformemente en rocas magmáticas, con un ligero incremento en rocas máficas (80 a 120 mg/kg) y un ligero decremento en rocas ácidas (40 a 60 mg/kg). La concentración de Zn en sedimentos arcillosos y esquistos alcanza un intervalo de 80-120 mg/kg , mientras que en areniscas y rocas carboníferas las concentraciones de este metal son de 10 a 30 mg/kg (Kabata-Pendias, 2001).

Es un micronutriente esencial y juega un papel muy importante como activador específico de ciertas enzimas como son peptidasas, deshidrogenasas, proteinasas y fosfohidrolasas. Sus funciones bioquímicas están relacionadas con el metabolismo de los carbohidratos, proteínas, fosfatos y formación de auxinas, ARN y ribosomas. Además estimula la resistencia a las sequías, al calor, y a las enfermedades por hongos y bacterias (Farago, 1994).

Los síntomas de deficiencia varia con las especies, pero puede producir clorosis, malformaciones en el tallo y las hojas y un exceso puede afectar el crecimiento de la raíz y los brotes (Farago, 1994) Las concentraciones mayores de 100 ppm se consideran fitotóxicas (Bradl, 2005).

La toxicidad es rara en forma natural y algunas veces ha sido provocada por fuentes de aplicación de $ZnSO_4$. La comúnmente proviene del uso excesivo de fertilizantes y por contaminación del ambiente, presentándose principalmente en suelos ácidos e inundados (Kabata-Pendias, 2001).

5.6 Biología de la especie.

El genero *Ficus* (*Moraceae*) es característico de las zonas tropicales del mundo; en México se distribuye en casi todo su territorio y en una amplia diversidad de habitats (Piedra-Malagón, 2006).

Ficus benjamina es una planta con un uso creciente como planta ornamental de interiores. Es de origen tropical, tiene abundante follaje y requiere pocos cuidados. Estas características facilitan su uso como planta decorativa tanto en edificios públicos como en domicilios. Es una especie considerada resistente a la contaminación (López, 2002). En el Cuadro 6 se presenta la clasificación taxonómica de esta especie.

Es un árbol siempreverde de copa ancha y frondosa, pudiendo alcanzar 20 m de altura. Posee raíces de crecimiento horizontal muy superficiales. Tronco con la corteza gris blanquecina, lisa. Ramas colgantes, verdosas, glabras. Estípulas caedizas, lanceoladas, membranáceas, glabras, de 0.5-1.5 cm de largo. (Subiza, 2002)

Cuadro 6: Clasificación taxonómica de <i>Ficus benjamina</i> .
Reino: <i>Plantae</i>
División: <i>Magnoleophyta</i>
Clase: <i>Magnoliopsida</i> .
Orden: <i>Urticales</i> .
Familia: <i>Moraceae</i> .
Genero: <i>Ficus</i> .
Especie: <i>benjamina</i> .

En la Figura 2 se observan las hojas de *Ficus benjamina* las cuales son de consistencia ligeramente coriácea, de ovadas a anchamente elípticas, de 4-8 x 2-4 cm, con la base de redondeada a cuneada, el margen entero y el ápice redondeado pero acabado en una punta caudada de hasta 2,5 cm de longitud. Son de color verde brillante en el haz y más claras en el envés, glabras, con la nerviación poco visible, formada por 8-10 pares de nervios muy finos y paralelos. Pecíolo de 1-2 cm de largo, glabro, acanalado(López, 2002)

Frutos sésiles, axilares, solitarios o en pares. Receptáculo de color púrpura, rojo o amarillo, a veces con puntos blancos, globoso o algo deprimido, a veces algo piriforme, de 0,8-2 cm de diámetro, glabro o pubescente (López, 2002) Tiene una longevidad menor a los 30 años (Figura 3).



Figura 2 : Hojas de *Ficus benjamina*.

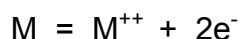
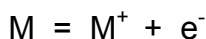


Figura 3: Frutos de *Ficus benjamina*.

5.7 Espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS).

A últimas fechas se ha visto el poder de detección multielemental que es logrado con las técnicas del ICP-MS, un método analítico con capacidad de obtener en un análisis la totalidad de los elementos químicos de la tabla periódica con límites de detección bajos de 0.005-1 ppb y una precisión excelente. Los elementos son medidos simultáneamente con un tiempo de dos minutos, por ello es considerado un método analítico extremadamente rápido. Debido a la alta sensibilidad, es adecuada para el análisis de elementos traza que se encuentran en concentraciones menores a 0.01%.

Este método consiste en conjugar dos principios básicos: ionización en el plasma, filtrado y detección de iones en un espectrómetro de masas. El plasma de acoplamiento inductivo es un generador de iones, en el que se alcanzan temperaturas de 600 a 10 000° K, las cuales permiten la extracción de un electrón de la capa exterior del átomo produciendo uno o dos iones con una carga positiva, más un electrón (Date & Gray, 1989).



El plasma acoplado inductivamente se genera por una descarga de electrodos (el argón es empleado en la técnica); la muestra introducida al plasma entra a la región de más alta temperatura en donde se volatiliza, se disocia, se excita y finalmente se ioniza. La fuente de iones producida en el plasma es dirigida hacia el filtro de masas a través de lentes electrostáticas; estos lentes son placas metálicas cargadas y permiten únicamente el paso de partículas de cargas positivas. El filtro de masas es un cuadrupolo que consiste de cuatro barras hiperbólicas que ocasionan que las partículas cargadas eléctricamente sean atraídas o rechazadas (Date & Gray, 1989).

5.8 Antecedentes

En la revisión bibliográfica no se encontraron estudios específicos en los cuales se haya utilizado a *Ficus benjamina* como biomonitor. En el Cuadro 7 se presentan estudios relacionados a esta línea de investigación.

Cuadro 7: Línea de investigación vinculada al diseño experimental.

Autor /Año	Especie	Objetivo	Resultados y Conclusiones
Chae & Thornton, 1996.	<i>Zea mays</i> , <i>Capsicum annuum</i> , <i>Glycine max</i> , <i>Allium cepa</i> y <i>Nicotiana tabacum</i> L.	Examinar la concentración de metales en plantas cultivadas en los alrededores de una mina en Corea.	Las hojas de <i>Nicotiana tabacum</i> L. presentaron concentraciones de Cd y Zn con valores de 8.5 ppm y 1620 ppm respectivamente.
Watmough & Hutchinson 1996.	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Estimar por ICP-MS los valores de varios metales en anillos de árboles en Inglaterra de 1965 a 1994.	El Cd, Pb y Mg decrecen a partir de 1970. El Cu, Ni y Fe aumentan su contenido desde 1980, por lo que se sugiere un cambio en el pH del suelo.
Aksoy & Öztürk, 1997.	<i>Nerium oleander</i> L.	Cuantificar en Turquía la concentración de Pb, Zn, Cd y Cu en sitios con diferentes grados de urbanización.	Al incrementar la urbanización, aumenta la concentración de metales. El plomo alcanza concentraciones de 28 ppm. La especie estudiada se confirma como un buen biomonitor.
Garcia, E. 1998	<i>Zea mays</i> , <i>Solanum tuberosum</i> , <i>Medicago sativa</i> , <i>Helianthus tuberosus</i> , <i>Triticum aestivum</i> , <i>Avena sativa</i> .	Evaluar el contenido y distribución de metales en suelo y vegetación en una zona industrial de Guanajuato, México.	El Pb, Cd, Fe y Zn presentaron valores superiores al límite máximo según lo reportado por Kabata-Pendias. <i>Helianthus tuberosus</i> tiende a incorporar mayores cantidades de metales que <i>Zea mays</i> .

Cuadro 7: (Continuación)

Autor/ Año	Especie	Objetivo	Resultados y Conclusiones
Tripathi <i>et al.</i> 1999.	<i>Ficus religiosa</i> , <i>Syzygium jambolana</i> , <i>Azadirachta indica</i> , <i>Cassia fistula</i> y <i>Mangifera indica</i> .	Analizar el contenido y los efectos de NO _x en plantas que están cerca de refinerías en Varanasi, India.	En áreas cercanas a las refinerías los niveles de NO _x aumentan, llegando 791 mg m ⁻³ y en consecuencia disminuye la clorofila, azúcar, y ácido ascórbico en plantas, siendo estas buenas indicadores de la calidad de aire.
Djingova <i>et al.</i> , 1999.	<i>Populus nigra</i> .	Evaluar los niveles y la distribución de metales en áreas industriales y urbanas en Bulgaria.	Los valores de metales pesados zonas urbanas e industriales son muy similares. El Zn esta en mayor cantidad en todos los sitios alcanzando hasta 650 ppm.
Reimann <i>et al.</i> , 2001.	<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Vaccinium Myrtillus</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i> , <i>Empetrum nigrum</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Salix</i> , <i>Pinus sylvestris</i> y <i>Picea abies</i>	Analizar 38 elementos en plantas y suelo en diferentes sitios de Rusia.	Las concentraciones mas elevadas de metales es cerca de fundidoras. Las concentraciones de <i>E. nigrum</i> de Cu y Ni son de 170 y 358 ppm, respectivamente, por lo que fue considerado hiperacumulador. Las hojas utilizadas no reflejan adecuadamente los niveles de SO ₂ .
Klumpp <i>et al.</i> 2003	<i>Mangifera indica</i> L.	Proporcionar información sobre el impacto en la vegetación y la fauna microbiana a causa de la contaminación del aire en Brasil.	Los valores de cobre son de 46.3 ppm causando clorosis en las hojas de la especie, además de reducir la diversidad y cantidad de microorganismos en el suelo, ocasionando un riesgo en la cadena alimenticia.

Cuadro 7: (Continuación)

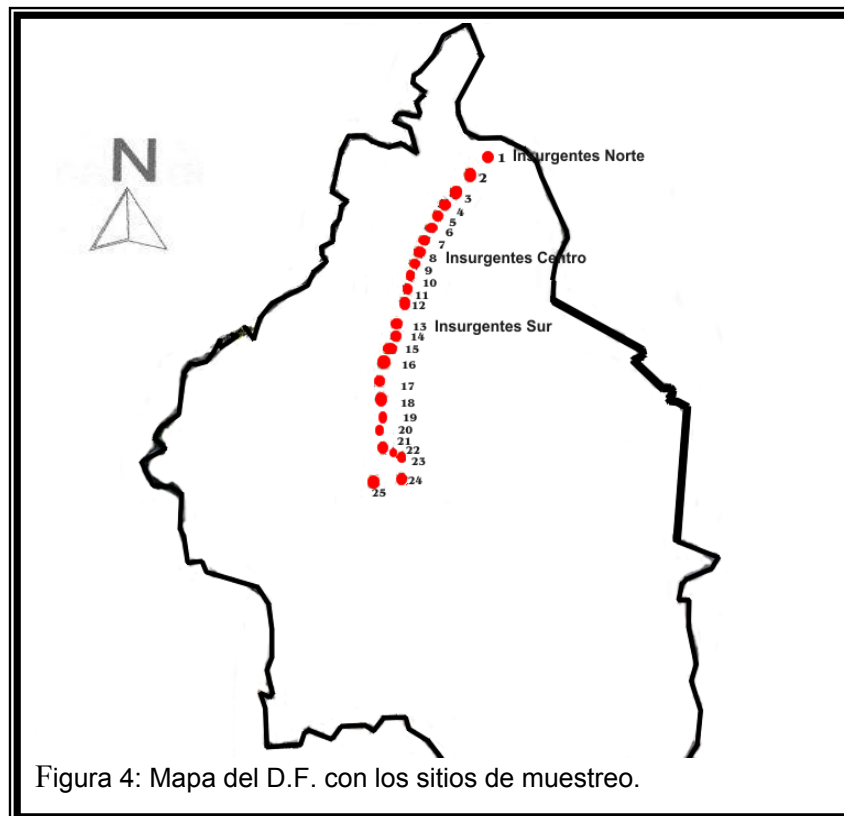
Autor/ Año	Especie	Objetivo	Resultados y Conclusiones
Aboal <i>et al.</i> 2004	<i>Quercus robur</i> , <i>Pinus pinaster</i> , <i>Scleropodium purum</i> y <i>Hypnum cupressiforme</i> .	Investigar si son buenos monitores de contaminación atmosférica <i>Q. robur</i> , <i>P. Pinaster</i> , y establecen valores de fondo en España.	Las 2 especies de árboles son poco confiables como biomonitores como se observo al comparar con los musgos los cuales se consideran buenos biomonitores de la calidad del aire.
Rossini & Valdés, 2004	<i>Duranta repens</i> L.	Probar la confiabilidad de <i>D. repens</i> como biomonitor de contaminación en áreas urbanas de Italia utilizando ICP-MS.	El plomo alcanzó [19 ppm] en un sitio con pesado tráfico. En el año 2000 decrecen las concentraciones de Pb, Ba y Cd debido a la introducción de gasolina sin plomo. Esta especie es calificada como un buen indicador de contaminación atmosférica.
Celik <i>et al.</i> 2005.	<i>Robinio pseudo-acacia</i> L.	Conocer el contenido de metales pesados en sitios industriales en Turquía.	Los valores obtenidos de Fe, Pb, Zn y Cd, son de 3900 ppm, 336 ppm, 456 ppm y 7 ppm, respectivamente, estos son por actividades industriales, excepto para Pb, ya que su fuente principal son las emisiones de automóviles.
Rossini & Rautio, 2005.	<i>Ficus microcarpa</i> L.	Aportar información sobre la concentración de varios metales pesados a través del tiempo en diferentes áreas de Italia.	Esta especie al compararla con <i>Duranta repens</i> L. no demostró ser un confiable biomonitor para metales como Pb, Zn y V. Sin embargo fue eficaz para Ba, Cu y Fe.
Madejon <i>et al.</i> 2006a.	<i>Quercus ilex</i> L. y <i>Olea europaea</i> L.	Determina en España la concentración de metales en un periodo de 3 años en un sitio contaminado y los riesgos en la cadena alimenticia.	La concentración de metales en <i>Q. ilex</i> fue hasta 10 veces más elevada que en <i>Olea europaea</i> L., alcanzando niveles fitotóxicos en As [10 ppm] y Pb [20 ppm]. En el ultimo año de estudio (2001) los valores de As, Pb, Fe y TI disminuyen en las dos especies y con ello los riesgos en la cadena alimenticia.

VI. MATERIALES Y MÉTODO

6.1 Trabajo de campo

Se realizó un reconocimiento previo del área de estudio, con la finalidad de reconocer la especie más abundante que fuera representativa para los objetivos del presente estudio. En este trabajo se colectaron muestras de hojas maduras en árboles de entre 2 y 3 metros de altura de la especie *Ficus benjamina* a lo largo de una de las principales avenidas de la ciudad de México, como lo es la Avenida Insurgentes (Figura 4). La colecta se realizó del 14 al 18 de Agosto del 2006. Todos estos sitios fueron georeferenciados (Anexo 1).

Se colectaron un total de 25 muestras, en un muestreo al azar. Las muestras se colectaron de manera manual tomando aproximadamente 50 g de hojas alrededor de todo el organismo y estas se colocaron dentro de una bolsa de plástico debidamente rotuladas para su transporte al laboratorio.



6.2 Trabajo de laboratorio.

El procedimiento de preparación de las muestras esta basado en el manual para el análisis por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS), que utiliza el Instituto de Geofísica, UNAM durante los últimos 10 años (Hernández et al. 2004).

Los laboratorios de preparación de muestra y análisis instrumental cuentan con las condiciones óptimas de operación. Todos los materiales que se utilizaron en el laboratorio son sometidos a un tratamiento de limpieza exhaustiva, por lo que fueron previamente lavados (con jabón extran y agua desionizada 18.2 MΩ cm) y colocados por 24 horas en 15% de HNO₃ y 24 horas en agua desionizada.

Digestión ácida

La técnica de digestión tiene la finalidad de descomponer la muestra hasta obtener una solución que pueda ser introducida al ICP-MS, para realizar un análisis óptimo de los múltiples elementos.

Las hojas fueron lavadas con agua destilada y agua desionizada (18.2 MΩ cm), se secaron en la estufa (Felisa® modelo FE242D) a 70 °C durante 24 horas; se trituraron en un mortero de agata y se colocaron en bolsas etiquetadas de polietileno. Posteriormente se pesaron en una balanza analítica (OHAUS® modelo AP210) 0.5 g de muestra directamente en un vaso de cristal marca Pyrex, la digestión de las muestras se llevó a cabo con ácido nítrico (HNO₃) concentrado previamente tridestilado, en una relación: 0.5 g de muestra – 10 ml de HNO₃, posteriormente fueron evaporadas en una parrilla de calentamiento (Cimarec®) a 125 °C (Figura 5). Para tener un control sobre la posible contaminación entre las muestras, se efectuó la digestión de un blanco reactivo el cual lleva el mismo tratamiento que las muestras. A si como también se hizo por duplicado al azar el 20 % de las muestras (Porcentaje Relativo de Diferencia, tomado de US EPA,

1982) y una digestión de un material de referencia certificado (SRM – 1573a, hojas de tomate) del National Institute of Standards & Technology, según procedimiento establecido en el Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica.

Para eliminar la fracción insoluble, las muestras se filtraron con papel Whatmann No. 2. Se aforaron a 100 ml con solución de HNO₃ tridestilado al 2% y 10 ug/l de la solución utilizada como estándar interno (Indio-Renio) y fueron transferidas a una botella limpia de polipropileno para su posterior análisis por ICP-MS.

Análisis instrumental.

El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica a cargo de la Dra Ofelia Mortón Bermea y la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez. Los análisis de metales pesados fueron realizados por un ICP-MS (marca VGEElemental modelo Plasma Quad3®) (Figura 6) el cual tiene por características una alta sensibilidad y bajos límites de detección, además se encuentra libre de interferencias en comparación con otras técnicas analíticas (Hernández et al. 2004). Los metales que se analizaron fueron Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn.

Manejo de Datos

Los valores obtenidos del ICP-MS fueron en obtenidos en ppb, para un mejor manejo de estos fueron convertidos a ppm y una vez teniendo estos valores se resto a cada uno de ellos la concentración del blanco reactivo ó blanco de preparación de muestra.

Se determinó la concentración mínima, media y máxima de cada uno de los metales analizados, así como también se elaboraron diagramas de cajas con bigotes.



Figura 5: Evaporación de las muestras en la parrilla de calentamiento.



Figura 6: Espectrómetro de masas con plasma de acoplamiento inductivo.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

7.1. Bioacumulación de los elementos Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn.

Las concentraciones mínima, promedio y máxima de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn) encontradas en hojas de *Ficus benjamina* en diferentes sitios muestreo en la avenida Insurgentes se presentan en la Figura 7 (Anexo II).

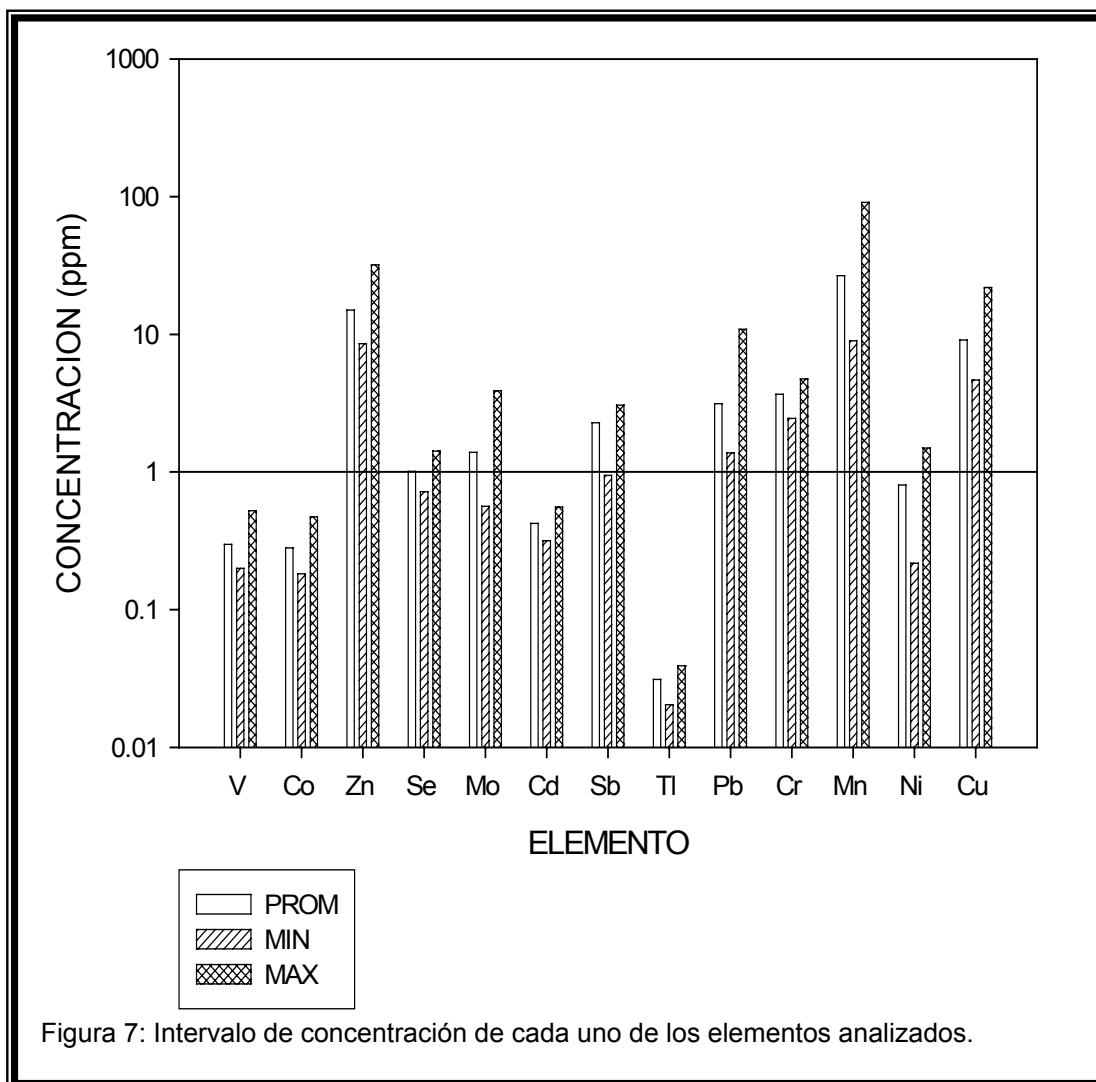


Figura 7: Intervalo de concentración de cada uno de los elementos analizados.

Los elementos con concentraciones superiores a 10 ppm se presentaron en el siguiente orden decreciente Mn>Zn>Cu>Pb, mientras que los elementos que se encontraron en un rango de concentración entre 1 a 10 ppm fueron Cr > Mo> Sb > Ni > Se. En tanto que V, Co y Cd, arrojaron una concentración que oscilo entre 1 y 0.1 ppm y Tl a 0.1 ppm.

7.2 Concentración de los elementos contra puntos de muestreo.

En la Figura 8 se observan las concentraciones de **Zn**, **Pb** y **Mo**, los cuales presentan un comportamiento muy parecido, puesto que en estos las concentraciones más altas se manifiestan en la parte norte de la avenida.

En el caso de **Zinc** (Figura 8a) las concentraciones más elevadas se registran en los sitios 2 y 3 siendo estos los únicos que presentan valores dentro de lo normal (Cuadro 3). De acuerdo con Kabata-Pendias (2001), las concentraciones normales en vegetales de Zn oscilan entre 27 y 150 ppm, y los valores por debajo de estos se consideran deficientes. En este estudio el zinc mostró contenidos totales entre 8.5 y 31.9 ppm y en promedio el contenido de este elemento es de 15 ppm lo que se considera como deficiente en la mayoría de los sitios. La deficiencia de zinc en plantas está muy extendida en el mundo (He *et al.* 2005), pues aunque el zinc como muchos otros elementos está ampliamente distribuido en los suelos, es poco aprovechado conforme va aumentando el pH del suelo, el resultado es un cierto grado de deficiencia (Alloway, 1990). Experimentos que se han desarrollado en invernaderos demuestran un contenido menor de Zn en la cebada que crece en suelos con un pH de 7.8 que en suelos con pH de 6.0 (Welch, 1993).

Mientras que Djingova *et al.* (1999) informa de concentraciones por arriba de 70 ppm en áreas urbanas y en áreas cercanas a fundidoras por encima de 100 ppm en *Populus nigra*. Rossini & Rautio (2005) detecta concentraciones de Zn en *Ficus microcarpa* inferiores a 40 ppm por lo que sugiere que esta especie no es capaz de retener dicho elemento en su follaje.

El **plomo** (Figura 8b) presentó valores de entre 1.3 y 10.8 ppm, observándose en promedio una concentración de 3.1 ppm. La mayoría de los sitios muestreados se encuentran dentro del valor considerado como normal (5-10 ppm) según lo reportado por Kabata-Pendias (2001), y valores superiores a 30 ppm los refiere como tóxicos para los vegetales. Mientras que Allen (1989) considera valores mucho más bajos (3 ppm) como niveles normales en plantas.

La mayor concentración de este elemento de manifiesta en los sitios 3 y 5, encontrándose este último por encima de lo considerado normal (Cuadro 3). Se puede apreciar que conforme avanzamos hacia el sur de la Ciudad de México los niveles de este elemento disminuyen, ya que en la zona norte es donde se localiza la mayor parte de la industria, además de un gran flujo de vehículos automotores debido a la entrada y salida de carreteras y la gran cantidad de transporte público en esta zona. Mugica *et al.* (2002) reporta una disminución en la concentración de plomo a partir de 1996, encontrando actualmente altas concentraciones únicamente en la zona industrial. Rossini & Rautio (2005) encontró valores entre 3 y 10 ppm a lo largo de 2 años en hojas de *Ficus microcarpa* localizada en sitios cercanos a tráfico elevado. En lugares considerados como contaminados debido a una gran actividad industrial, se observó una concentración promedio de 2.85 ppm de Pb en hojas de Pino (Rossini & Mingorance, 2006). La contaminación por plomo esta relacionada directamente con la densidad del tráfico, así lo demuestra Aksoy *et al.* (1997) al utilizar a *Nerium oleander* L. como biomonitor en Turquía, encontrando valores entre 2.65 a 28 ppm.

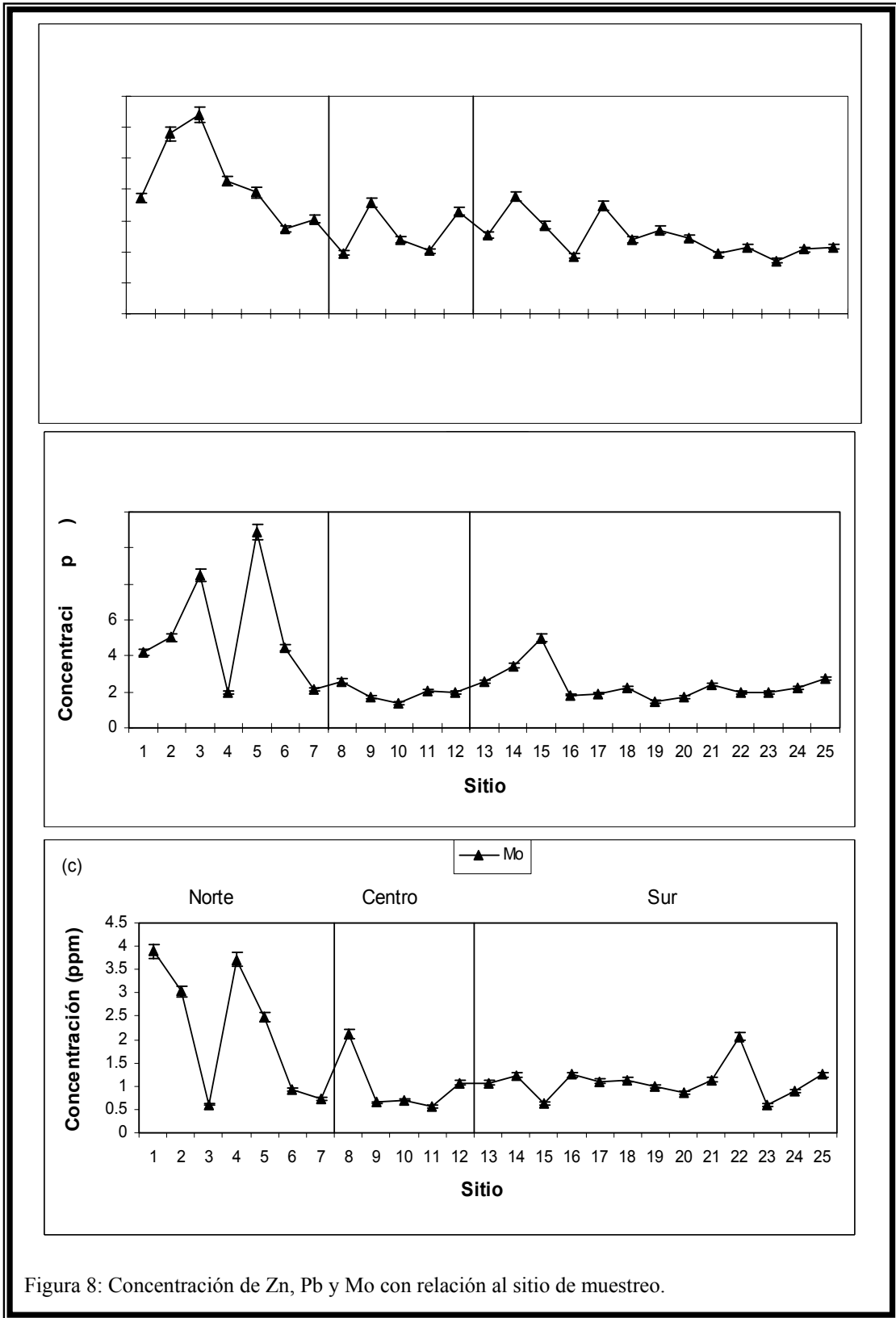


Figura 8: Concentración de Zn, Pb y Mo con relación al sitio de muestreo.

En cuanto al **molibdeno** (Figura 8c) se obtuvieron concentraciones que varían de 0.5 a 3.8 ppm y se localizan en cantidad normal según lo propuesto por Kabata-Pendias (2001) en vegetales. Apreciándose los valores más altos en el sitios 1 y 4, mientras que la concentración más baja esta en el sitio 11. La deficiencia de este elemento es amplia en leguminosas que crecen en suelos ácidos y con alto contenido de óxidos de Fe. Los niveles tóxicos de molibdeno son raros, pero los altos niveles de este puede ocasiona deficiencia de Cu en animales (Miltore, 1971).

En las Figuras 9 y 10 se observan las concentraciones de **Mn, Cu, Sb, V, y Co** los cuales presentan un comportamiento similar, ya que los niveles mas altos de estos elementos se registran en la parte Sur de la avenida Insurgentes, con esto se manifiesta la influencia de la dirección de los vientos, ya que entran por el norte, en donde se ubican la mayoría de las industrias y ocurre un arrastre de contaminantes a través de toda la ciudad y salen por el sur, dejando a su paso diferentes concentraciones de metales.

El rango adecuado de **manganeso** (Figura 9a) para que los vegetales puedan tener un crecimiento óptimo se encuentra entre los 30 y 300 ppm y los limites considerados como excesivos o que se pueden tomar como tóxicos deben ser mayores a 400 ppm, mientras que se consideran deficientes valores inferiores a 30 ppm (Kabata-Pendias, 2001). Lo que se observó en *Ficus benjamina* en los sitios muestreados fueron valores que oscilan entre 8.9 a 90 ppm. Los valores más altos se aprecian en la zona sur y centro, percibiéndose el valor más alto es en el sitio 24, mientras que en la parte norte todas las concentraciones son deficientes para lo que necesitan los vegetales. Kabata-Pendias (2001) relaciona la deficiencia de este elemento con suelos neutros o calcáreos. Celik *et al.* (2005) reportan concentraciones altas de este elemento en *Robinio pseudo-acacia* L. principalmente en sitios con actividad industrial, siguiendo con áreas urbanas.

El nivel de deficiencia de **cobre** (Figura 9b) es reportado por Kabata-Pendias (2001) menor a 5 ppm, mientras que el rango considerado como óptimo es de 5 a 30 ppm. En tanto Ross (1994), considera como una planta contaminada cuyas concentraciones estén por encima de 20 ppm. Los valores obtenidos en este estudio están entre 4.6 y 21.8 ppm, el valor más alto se observa en el sitio 18, la mayoría de los valores se localizan en concentraciones normales (Cuadro 3) excepto el sitio 8 con un valor ligeramente abajo de lo considerado como normal. Aksoy *et al.*, (2001) Encontró valores en un rango de 3 y 6 ppm en *Nerum oleander* L. aún en áreas urbanas y sitios cercanos a carreteras. Mientras que Klumpp *et al.* (2003) reporta concentraciones de 20 a 50 ppm en hojas de *Mangifera indica* localizada alrededor de fundidoras de cobre en Brasil. Mientras que Rossini & Rautio (2005) encontraron valores inferiores de 12 ppm en *Ficus microcarpa* en sitios con un alto grado de urbanización. En España se consideran algunos lugares como contaminados por su alta actividad industrial observando una concentración promedio de 24.15 ppm en *Pinus pinea* L. (Rossini & Mingorance, 2006).

El **antimonio** (Figura 9c) presenta el valor más alto en el sitio 22, mientras que el mas bajo esta en la parte norte en el sitio 2. El rango de concentración de este metal se localiza entre 0.9 y 3 ppm y son considerados como normales de acuerdo con Kabata-Pendias (2001). Djingova *et al.* (1999) encuentra valores menores a 0.06 ppm para sitios no contaminados en *Populus nigra* mientras que en áreas con alta actividad industrial observa valores por encima de 0.1 ppm.

Reimann *et al.*, (2001) encuentra valores inferiores a 0.1 ppm en sitios contaminados y en no contaminados las concentraciones son menores a 0.01 ppm.

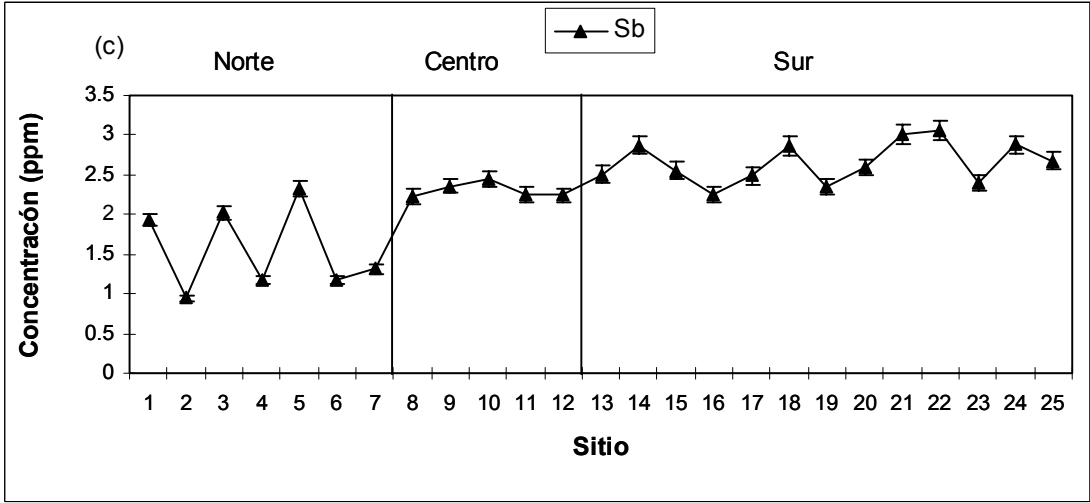
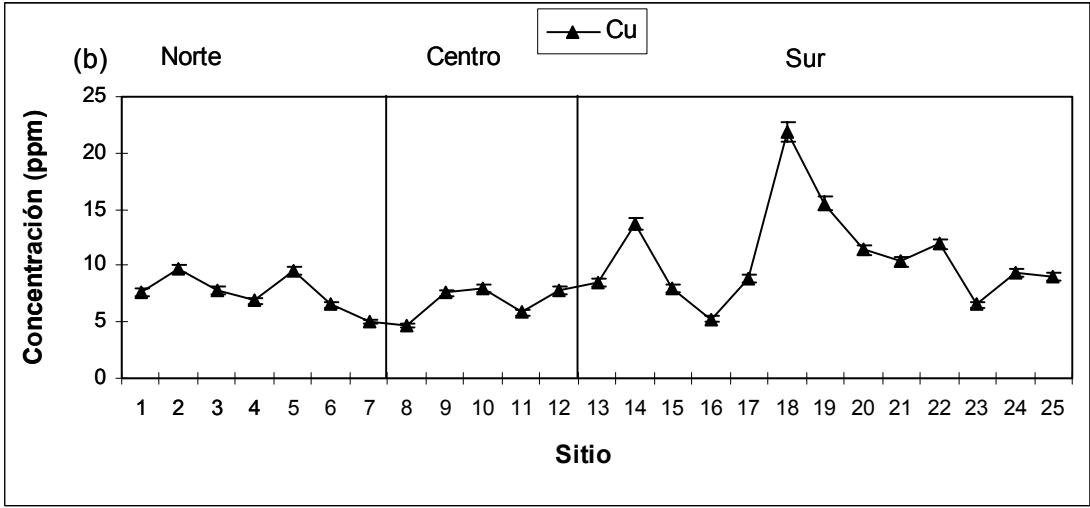
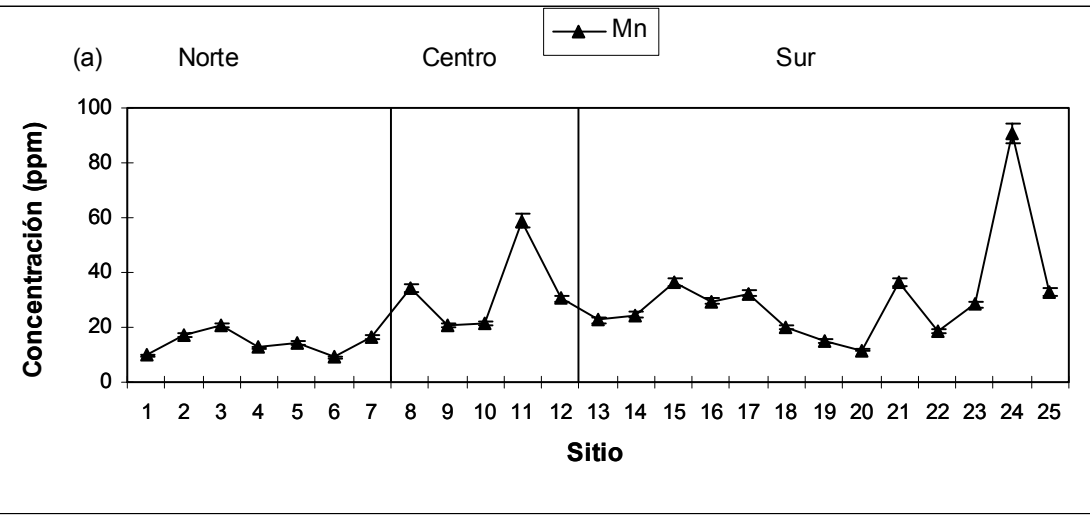


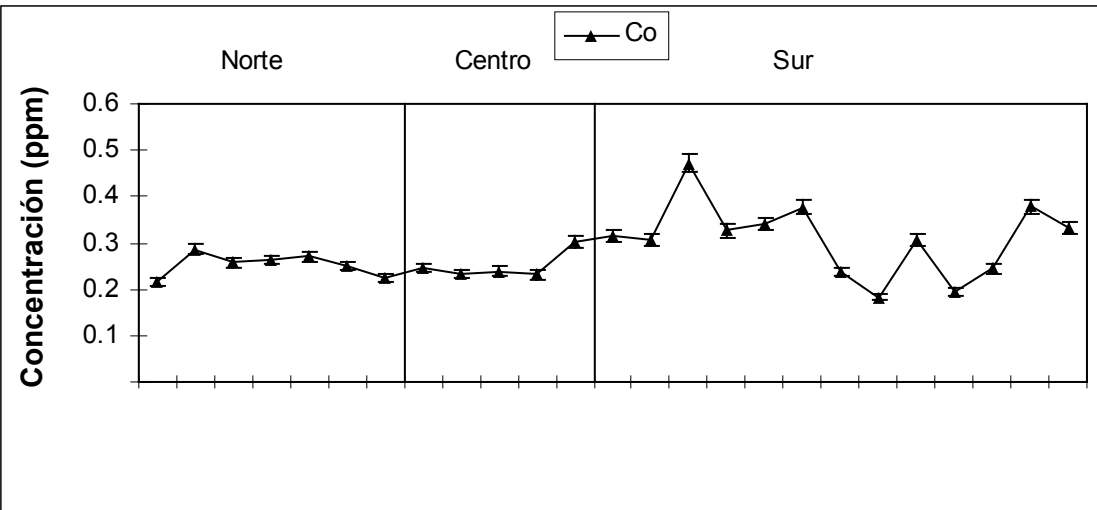
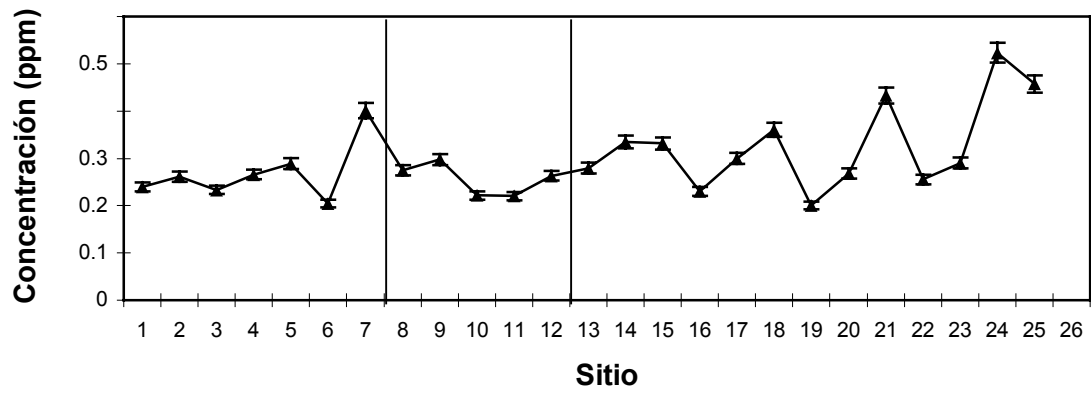
Figura 9: Concentración de Mn, Cu y Sb con relación al sitio de muestreo.

El **vanadio** (Figura 10a) presenta la concentración más elevada en el sitio 24 y la más baja en el sitio 5. Las concentraciones oscilan entre 0.29 y 0.52 ppm, por lo que se encuentra dentro del rango normal reportado por Kabata-Pendias (2001). Así mismo Rossini & Rautio (2005) encontró valores muy similares en hojas de *Ficus microcarpa* localizada en áreas urbanas. Reimann *et al.* (2001) reporta concentraciones de 0.3 a 0.5 ppm en *Picea abies*, *Betula pubescens*, *Vaccinium vitis-idaea*, en una localidad con alta actividad industrial en Rusia, clasificando a este elemento como uno de los principales contaminantes en dicha zona.

El **cobalto** (Figura 10b) presenta la concentración mas elevada en el sitio 15 y las más baja en el sitio 20, las cuales oscilan de 0.18 a 0.47 ppm, en ninguno de los sitios se excede la concentración considerada como normal que está en un intervalo de 0.02-1ppm según lo reportado por Kabata-Pendias (2001). Reimann *et al.* (2001) observa valores de cobalto por encima de 0.9 ppm en diferentes vegetales expuestos en áreas contaminadas.

En la Figura 11 se observan las concentraciones de **Cr, Cd, Se, Tl** los cuales presentan un comportamiento muy parecido, pues en los cuatro los valores son similares a lo largo de toda la avenida.

Los valores obtenidos de **chromo** (Figura 11a) en cada uno de los sitios muestreados están por encima de los valores considerados normales. En el sitio 2, 24 y 25 se observan los valores más altos casi llegando a niveles tóxicos (5 ppm). El intervalo de concentración se localizan entre 2.4 y 4.7 ppm., siendo que lo normal de acuerdo con Kabata-Pendias (2001) es entre 0.1 y 0.5 ppm. Las concentraciones obtenidas superan casi al doble los valores encontrados por Rossini & Rautio (2005) en *Ficus microcarpa*. Así como también los reportados por Reimann *et al.* (2001) y Djingova *et al.* (1999) en varias especies vegetales localizadas en distintos sitios considerados contaminados. Miller-Ihli (1992) reporta a la industria metalúrgica como la principal fuente antropogénica de emisión de cromo al ambiente.



Para el **cadmio** (Figura 11b) se cuantificaron valores que van de 0.3 a 0.5 ppm y una concentración promedio de 0.4 ppm, estos valores se encuentran por encima de los datos proporcionados por Kabata-Pendias (2001), como normal (0.05-0.2 ppm) sin llegar a niveles considerados como tóxicos que van de 5 a 30 ppm. Mientras que Ross (1994) reporta como plantas contaminadas concentraciones de 0.03 a 3.8 ppm. . En este trabajo se presentan en los sitios 3 y 24 las concentraciones más altas y en la parte centro los niveles más bajos.

Reimann *et al.* (2001) informa de concentraciones menores a 0.2 ppm en hojas de *Betula pubescens* y *Vaccinium vitis-idaea* en un sitio con gran actividad industrial. En tanto que Djingova *et al.*, (1999), cuantifica en *Populus nigra* valores superiores a 1ppm en zonas cercanas a fundidoras. En trabajos realizados en áreas con un alto grado de urbanización se aprecian valores inferiores a 0.5 ppm en *Duranta repens* L. (Rossini & Valdés, 2004). Mientras que en zonas consideradas no contaminadas se observa valores de 0.001 a 0.045 ppm en hojas de *Quercus robur* (Aboal *et al.* 2004). Madejón *et al.* (2006a) determina valores en un intervalo de 0.05 a 0.04 ppm en hojas de *Olea europaea* L. en suelos afectados por contaminación. Mugica *et al.* (2002) reportan concentraciones muy bajas en diferentes puntos de la Ciudad de México, los resultados obtenidos en este estudio se encuentran por encima de los considerados normales para los vegetales (Cuadro 3).

Las concentración de **selenio** (Figura 11c) más alta esta localizada en el sitio 13, mientras que la mas baja se encuentra en el sitio 1, que van en un intervalo de 0.7 a 1.4 ppm por lo que se encuentran en una concentración normal según lo reportado por Kabata-Pendias (2001). Reimann *et al.* (2001) señalan concentraciones menores a 0.5 ppm tanto para sitios contaminados como no contaminados.

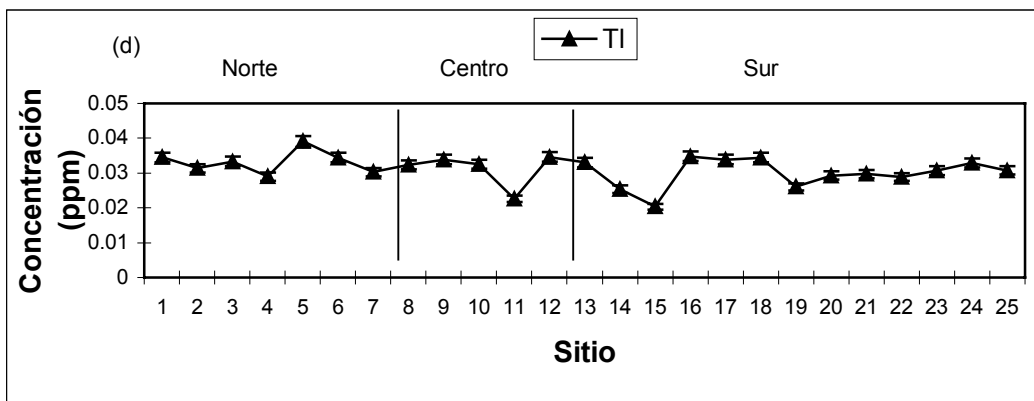
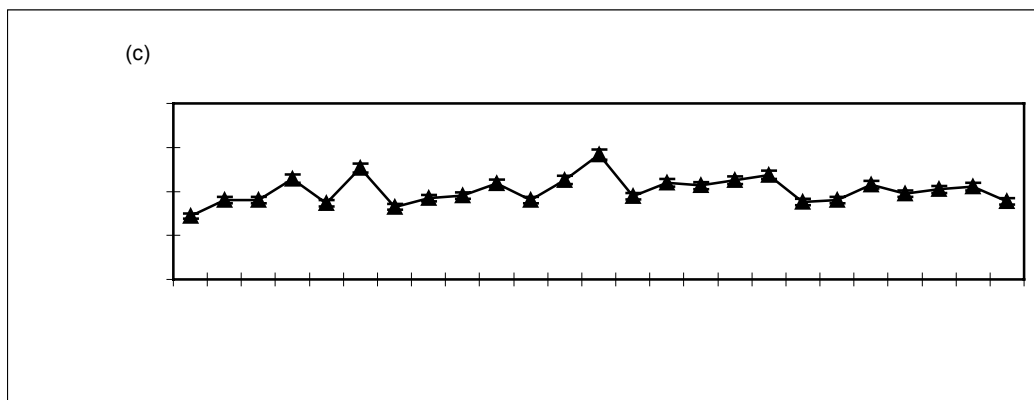
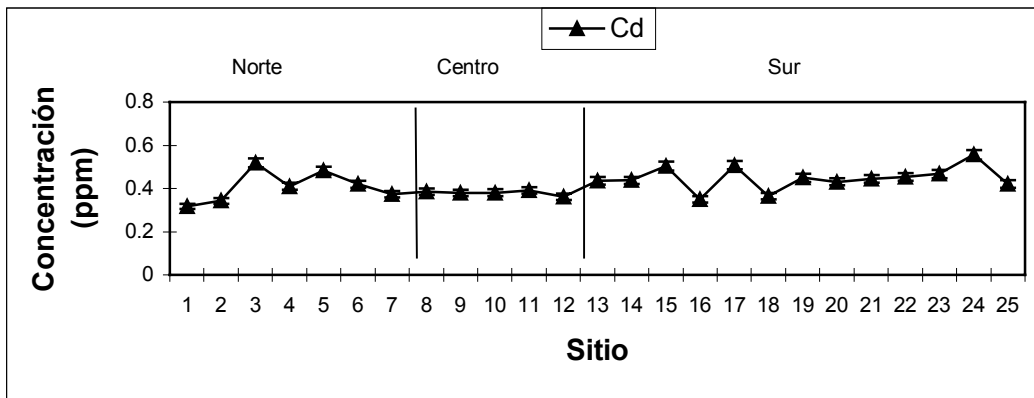
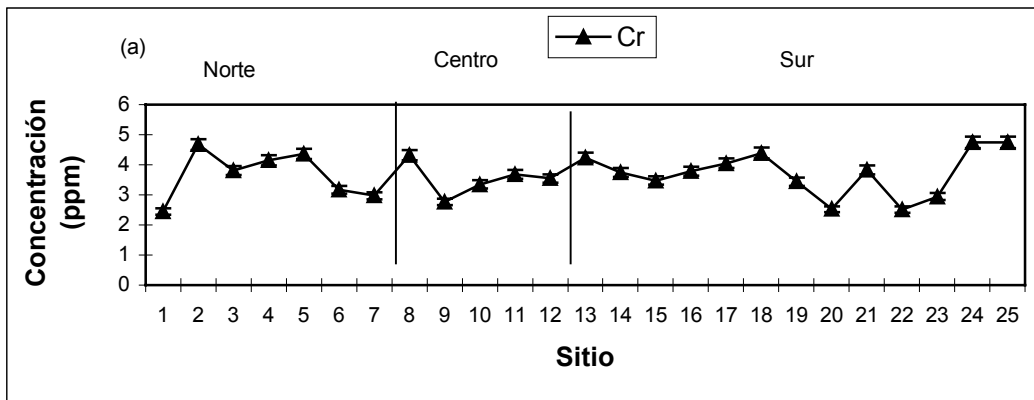


Figura 11: Concentración de Cr, Cd, Se Y Tl con relación al sitio de muestreo.

Para **talio** (Figura 11d) el valor mas alto registrado se aprecia en el sitio 5 y el mas bajo en el sitio 15, que se encuentran en un intervalo de concentración entre 0.2-0.4 ppm. Estos se encuentran muy por debajo de un nivel considerado como toxico (20 ppm) de acuerdo con Kabata-Pendias (2001).

Reimann *et al.* (2001) observa concentraciones menores a 0.005 ppm tanto en sitios contaminados como no contaminados en diferentes especies de vegetales.

En la Figura 12 se observan las concentraciones obtenidas de **níquel** en donde los valores mas alto se registran en el sitio 14 y 15 al sur de la avenida, mientras que el valor más bajo es en el sitio 11, todos los datos obtenidos se consideran sin problemas de toxicidad, ya que de acuerdo a lo reportado por Kabata-Pendias (2001) como normal está comprendido entre 0.1 y 5 ppm por lo que los resultados obtenidos entran en esta categoría. Mugica *et al.*, (2002) reporta los valores más bajos en la zona Sur de la Ciudad de México.

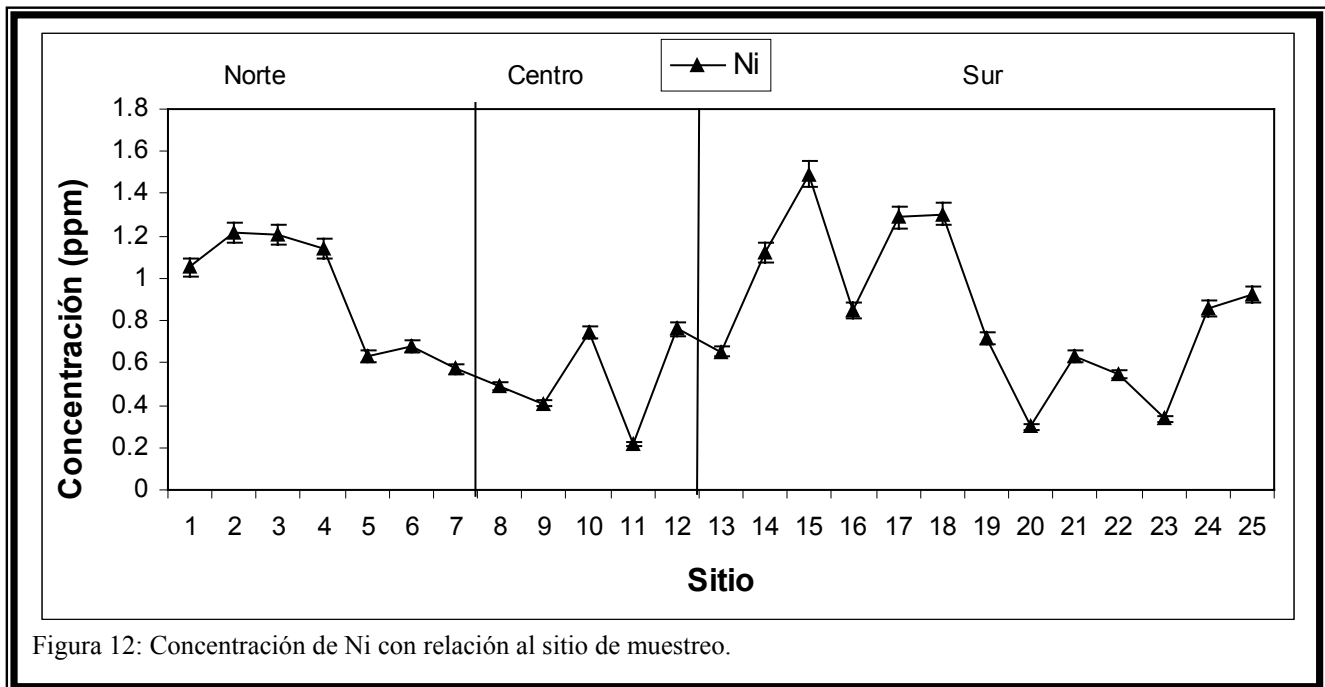


Figura 12: Concentración de Ni con relación al sitio de muestreo.

7.3. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Ti, V Y Zn.

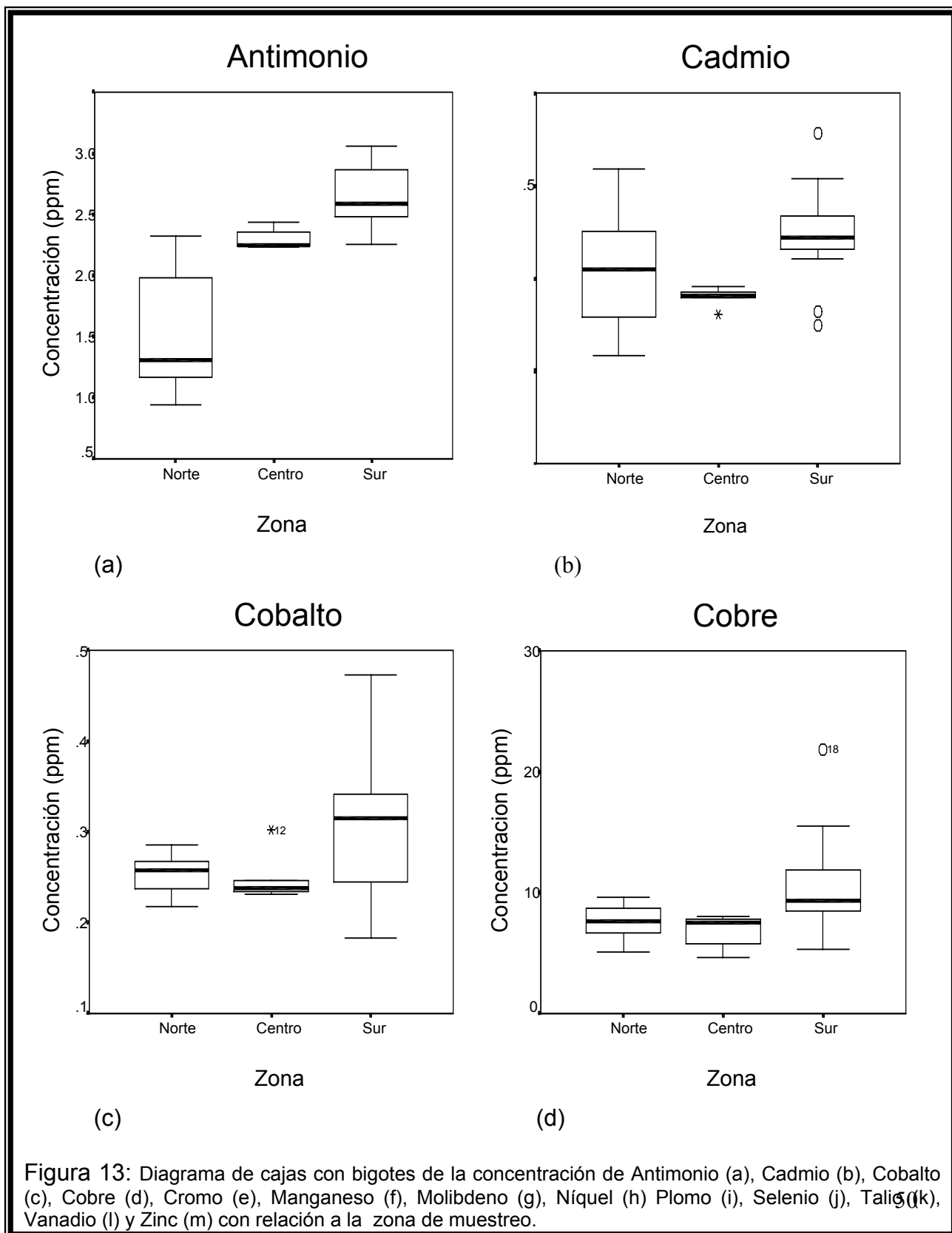
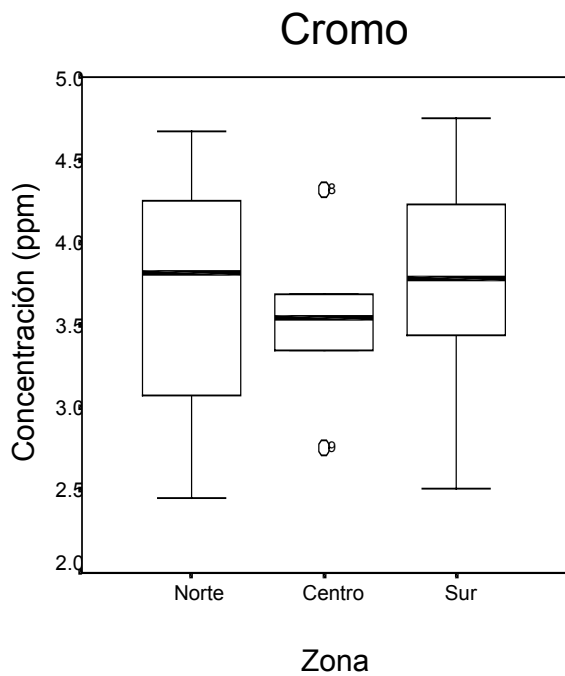
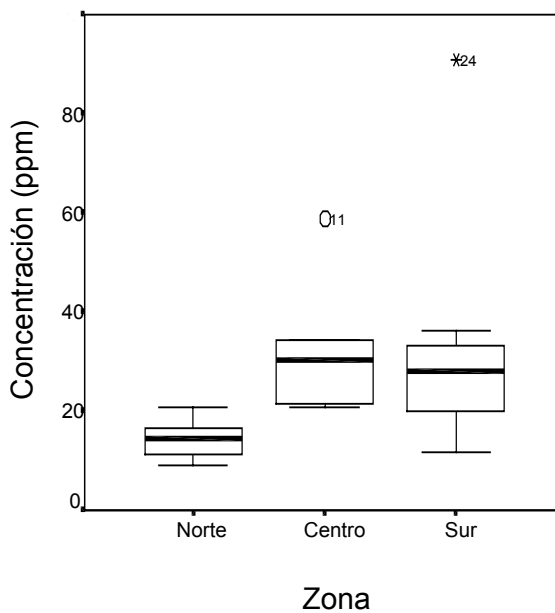


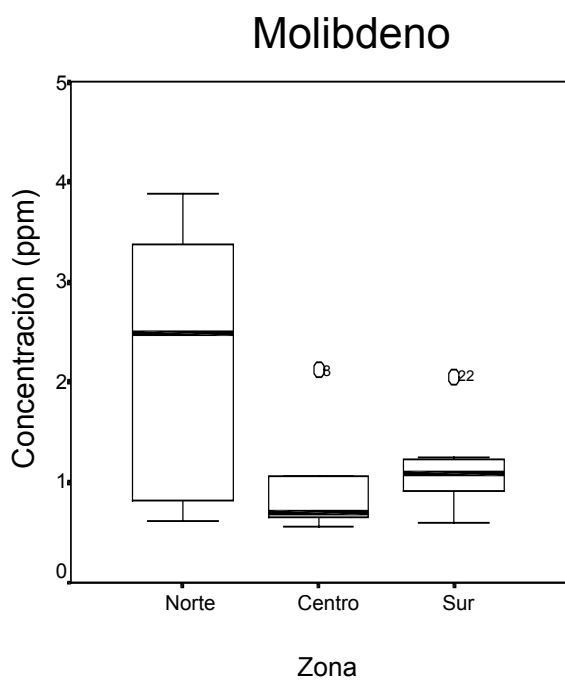
Figura 13: Diagrama de cajas con bigotes de la concentración de Antimonio (a), Cadmio (b), Cobalto (c), Cobre (d), Cromo (e), Manganeseo (f), Molibdeno (g), Níquel (h), Plomo (i), Selenio (j), Talio (k), Vanadio (l) y Zinc (m) con relación a la zona de muestreo.



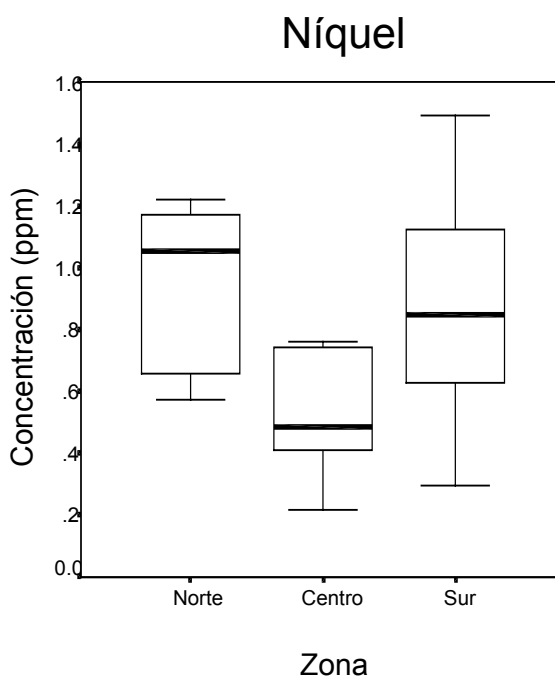
(e)



(f)

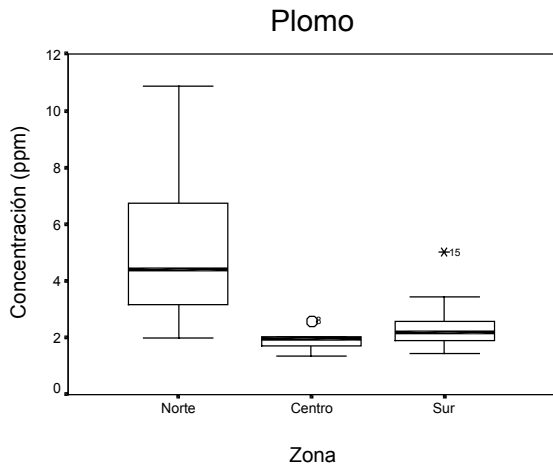


(g)

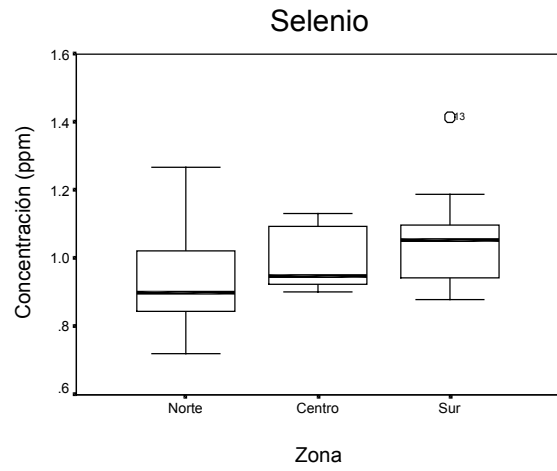


(h)

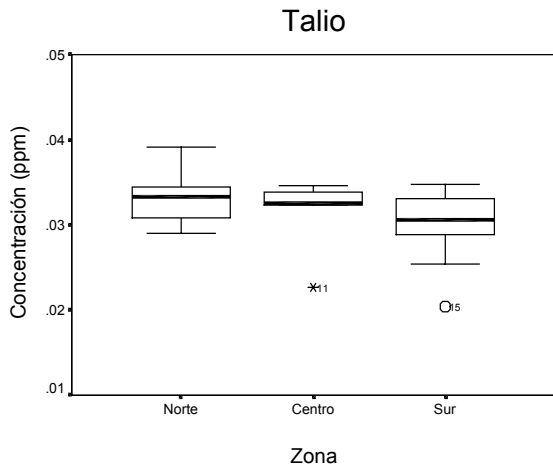
Figura 13: (continuación).



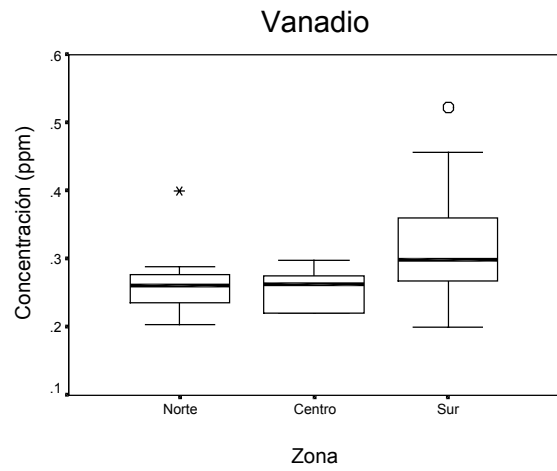
(i)



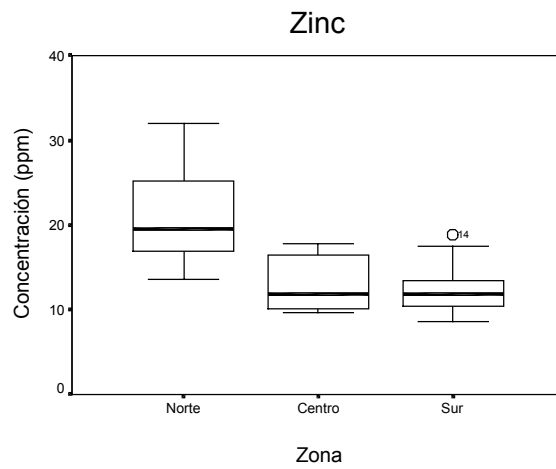
(j)



(k)



(l)



(m)

Figura 13: (Continuación).

La Figura 13 presenta diagramas de cajas con bigotes de todos los elementos analizados en *Ficus benjamina*, en donde se aprecian varias características importantes de los datos obtenidos en este estudio, tales como el valor central, la dispersión, el alejamiento de la simetría, y la identificación de valores extremos, en cada una de las tres diferentes zonas de estudio.

Se observa que el valor central de cromo (Figura 13e), vanadio (Figura 13l), talio (Figura 13k), cobre (Figura 13d) presenta un comportamiento muy similar en las tres zonas en las que fue dividida la Avenida Insurgentes (centro, norte, sur).

En el caso de cromo (Figura 13e) los valores de la zona norte y sur son muy extremos por lo que se observa una dispersión muy amplia. Es de especial importancia los valores registrados para cromo; ya que se encuentran muy por encima de lo considerado normal (Cuadro 3). De acuerdo con Turner *et al.* 1971, existe una interacción antagónica entre el Cr, Mn, Ni y B. Un exceso de Cr interfiere con el consumo de Fe, Mo, P y N (Adriano, 2001). Barcelo *et al.* (1985) describe una inhibición en el consumo de P, K, Zn, Cu, en plantas de frijol cuando están expuestas al Cr. A partir de esta información se puede inferir que la causa por la que el Zn y Mn se encuentran en niveles deficientes, en *Ficus benjamina* es debido al exceso de cromo.

En cuanto al vanadio (Figura 13l) se observó una amplia dispersión en la zona sur, mientras que en la zona centro y norte no se aprecia estos valores extremos. Kabata-Pendias (2001) reporta una interacción antagónica con Cr y Mn, en este estudio no se observa tal interacción entre estos elementos. De igual manera el comportamiento observado en el Cobalto es muy similar al vanadio, ya que existe una amplia dispersión de los valores de dicho elemento en la zona sur, así también este elemento presenta una interacción antagónica con Mn, según lo reportado por Adriano (2001), pero en *Ficus benjamina* no se aprecia tal interacción.

El talio (Figura 13k) no presenta diferencias significativas en la dispersión de la concentración, en ninguna de las tres zonas, así como también para este elemento no existen reportes en los que se explique el tipo de interacción con otros elementos (Kabata-Pendias, 2001).

Los elementos que se destacan por presentar en la zona norte una amplia dispersión en comparación de las otras dos zonas son el antimonio (Figura 13a), cadmio (Figura 13b), molibdeno (Figura 13g), plomo (Figura 13i) y selenio (Figura 13j).

El plomo (Figura 13i) presentó una amplia dispersión en la zona norte, por lo que representa registros extremos al contrario de la zona centro y sur. De acuerdo al estudio realizado en la Ciudad de México de 1984-1992 por Cruz (1994), los niveles de plomo atmosférico presentan una variación espacial marcada ya que se tiene la mayor concentración en el norte de la ciudad un poco menor en el centro y mucho menor en el sur, este estudio en *Ficus benjamina* revela resultados muy parecidos. Lo cual probablemente se deba a que en la zona norte se encuentran las principales fuentes emisoras de contaminantes como Tlalnepantla, Cuautitlán y Azcapotzalco.

Kabata-Pendias (2001) reporta una interacción antagónica entre el Pb y el Zn, aunque en el caso de *Ficus benjamina* no se aprecia este tipo de interacción.

De igual manera el molibdeno (Figura 13g) presenta una amplia dispersión en la zona norte y así mismo el valor de la mediana es muy superior en esta zona en comparación de las otras dos.

Gartrell (1981) reporta que un incremento en la disponibilidad de molibdeno en las plantas usualmente puede provocar un efecto inhibitorio en el consumo de cobre. Mientras que Adriano (2001) y Kabata-Pendias (2001) reportan para el molibdeno una interacción antagónica con Mn y Zn, en este estudio no se aprecia dichas interacciones.

En cuanto al selenio (Figura 13j) se aprecia una amplia dispersión en la zona norte, pero el valor central más alto se localiza en la zona sur de la avenida. Este

elemento presenta una interacción antagónica con Mn, Zn, Cu, Cd y Fe (Kabata-Pendias, 2001) en este estudio se observa que al disminuir el valor central de Se en la parte norte de la avenida, el Zn (Figura 13m) aumenta en dicha zona.

En el caso del comportamiento del níquel (Figura 13h) el valor de la mediana más alto se localiza en la zona norte, mientras que en la zona sur se observa una amplia dispersión, indicando valores extremos. Dicho elemento presenta una interacción antagónica con Mn (Figura 13f) esta situación a sido reportada por Kabata-Pendias (2001). Así como también se ha encontrado que la absorción de Ni en soya es inhibida en presencia de Cu y Zn (Cataldo *et al.* 1978)

En tanto el Zinc (Figura 13m) el valor central mas elevado es observado en la zona norte, así mismo la dispersión en dicha zona es más amplia que en el centro y sur, estas dos últimas zonas presentan valores muy parecidos. Kabata-Pendias (2001) reporta una interacción antagonista de Zn-Cu, ya que se ha observado que el consumo de uno de los elementos inhibe al otro, en este estudio se aprecia algo parecido, por ejemplo, la concentraciones mas bajas de Zn se registran en la zona sur, mientras que en el caso del Cu (Figura 13d) los valores mas altos son también en dicha zona. En el caso de Cd (Figura 13b) ocurre algo muy similar, ya que también los valores mas altos se registran en la parte sur. De acuerdo con Adriano (2001) existe una interacción antagónica entre el Zn y el Cd, pues algunos estudios revelan que la adición de Zn a cultivos de papa reduce significativamente el contenido de Cd en dicho tubérculo.

Además cabe mencionar que el Cd en este estudio presenta concentraciones que exceden las consideradas normales (Cuadro 3), mientras que para el Zn la mayoría de sus valores son deficientes. En cadmio se aprecia una variación significativa en los valores de concentración en la zona norte, mientras que en la zona sur este intervalo de oscilación es menor, sin embargo el valor de la mediana en la zona sur es más grande que en el norte y centro de la avenida.

VIII. CONCLUSIONES

- El contenido de los metales pesados totales analizados en hojas de *Ficus benjamina*, en orden decreciente es el siguiente:

Mn>Zn>Cu>Pb>Cr> Mo>Sb>Ni>Se>Cd>V>Co>Tl

- El **Zn** y **Mn** revelan niveles deficientes en la mayoría de los sitios estudiados.
- La concentración de metales pesados totales en **Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Tl** encontrada en todos los sitios de muestreo presentaron valores considerados como normal.
- El **Cr** y **Cd** exceden el valor considerado como normal en todos los sitios del muestreo.
- Los metales que presentan las mayores concentraciones en la zona norte son **Zn, Pb** y **Mo**. Mientras que los que se encuentran en proporción mayor en la zona sur fueron **Mn, Cu, Sb, Ni, V** y **Co**. En cuanto a los que no se observo diferencias muy significativas respecto a la zona en donde fue tomada las muestra fueron **Cr, Cd, Se** y **Tl**.
- Todos los elementos, excepto **Mn, Cu** y **Tl**, presentaron una amplio intervalo de oscilación en alguna de las tres zonas de la avenida Insurgentes.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aboal, J. Fernández, J. Carballeira, A., 2004. Oak leaves and pine needles as biomonitors of airborne trace elements pollution. *Environmental and Experimental Botany*. 51, 215 –225.
- Adriano, D., 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*, second ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Aksoy A. Öztürk M., 1997. *Nerium oleander* L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *The Science of the Total Environment* 205 , 145-150.
- Allen S., 1989. *Chemical analyses of ecological material*. 2nd ed. London: Blackwell Scientific Publications.
- Alloway, J., 1990. . *Heavy metals in soil*. Blackie, Johny Wiley and sons, London. 339.
- Alloway, J. Adrew, P., 1991. The behavior of heavy metals in sewage sludge amended soil. *The Science of the Total Environmental* 151, 176-185.
- Barcelo J., Poschenriender C, Ruano A, Gunse B. 1985. Leaf water potential in Cr(VI) treated bean plants (*Phaseolus vulgaris* L). *Plant Physiol Suppl.*77, 163– 4.
- Barradas, Victor L. y J-Seres Rocío. 1988. Los pulmones urbanos. *Ciencia y Desarrollo*, 78, 61-72.

- Bradl H., 2005. Heavy metals in the environment, vol 6, Elsevier, Academic Press. Germany.
- Bravo, H., 1987. La contaminación del aire en México, Fundación Universo Veintiuno, México. D.F.
- Calva Vásquez G. Corona B., 1990. Los vegetales potencialmente útiles para el registro de los niveles de contaminación en el D.F. Tópicos de investigación y postgrado, Vol. 1.,3 ,3-19.
- Calva-Vásquez, G. Miranda, J. Solis, C. Huerta-Arcos, L., 2004. Elemental Variability in Tree Ring of Pine as Observed By PIXE. Conf. In proceeding.
- Carrillo González, R. González Chávez, M., 2006, Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes, Environmental Pollution 144, 84-92.
- Cataldo, D., Garland, T. Wildung, R. Druker, H., 1978. Nickel in plants. Plant Physiol. 62, 566-570.
- Celik, A. Kartal A. Aslihan, Akdogan A. Kaska Y., 2005. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia* L. Environment International 31, 105-112.
- Cervantes, C. Moreno R., 1999. Contaminación ambiental por metales pesados, AGT Editor, S.A. México.
- Chae, J. Thornton Iain. 1996. Heavy metal contamination of soil and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. Applied Geochemistry 11, 53-59.
- Cruz, Jorge Luis. 1994. Distribución espacio temporal de los niveles atmosféricos en la ciudad de México a partir de 1984 hasta 1992. UNAM. Tesis de licenciatura. Biología.

- Date A. Gray A., 1989. Applications of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. Chapman and Hall. New York.
- Djingova, R. Wagner, G. Kuleff, I., 1999. Screening of heavy metal pollution in Bulgaria using *Populus nigra "Italica"*. The Science of the Total Environment 234, 175-184.
- Ezcurra, E., 1990. De las chinampas a la megalopolis: el medio ambiente en la cuenca de México. La ciencia desde México. México.
- Falcón, Y., 1992. La contaminación atmosférica en Mexico. CNDH. México.
- Farago E. Margaret., 1994. Plants and the Chemical Elements / biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity. Weinheim : VCH.
- García C. E. 1998. Evaluación del contenido y distribución de metales pesados en suelos agrícolas y cultivos irrigados con aguas residuales procedentes de la Ciudad de León, Guanajuato. UNAM. Tesis de licenciatura. Biología.
- Gartrell, J., 1981 Distribution and correction of copper deficiency in crops and pasture. Academic Press, New York.
- He Z. Yang X. Stoffelle P., 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. Journal of Trace Element in Medicine and Biology 19, 125-140.
- Hernández E. González G. Morton O., 2004. Manual para la preparación de muestras para análisis por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Reportes internos, Instituto de Geofísica, UNAM, México.

- INEGI, 2006 (www.inegi.gob.mx.)
- Kabata-Pendias, A., 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Kaiser J., 2001. Biomonitoring and Biomarkers of environmental pollution and risk assessment. Science Publishers.
- Klumpp A. Therese Hintemann, Josanía Santana Lima, Ellen Kandeler. 2003. Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties. Environmental Pollution 126, 313-321.
- Legorreta, J. 1992. La contaminación atmosférica en México. CNDH. México.
- Lepp, N., 1981. Effect of heavy metal pollution on plants. Vol 2., Applied science publishers. London.
- López A., Ricardo, 2002. Importancia de las plantas nativas en la dasonomía urbanas, seminario michoacano sobre la problemática ambiental de las especies introducidas.
- Madejon, P. Marañón, T. Murillo, J. Robinson, B., 2006a. Biomonitoring of trace elements in the leaves and fruits of wild olive and holm oak trees. Science of the Environment 355, 187-203.
- Madejon, P., Marañón, T., Murillo, J. M., Robinson, B., 2006b. In defence of plants as bomonitors of soil quality. Environmental Pollution 143,1-3.

- Markert B, editor. 1993., Plants as biomonitor / indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim : VCH.
- Markert, B. Breure, A. Zechmeister, H., 2003. Bioindicator and Biomonitors. Elsevier Science, Oxford.
- Merian Ernest., editor. 1991. Metals and Their Compounds in the Environmental. Weinheim : VCH.
- Miller-Ihli. N., 1992. Hazardous Metals in the Environment. Elsevier. London.
- Miltoire, J., 1971. Copper to molybdenum ratios and molybdenum and copper concentrations in ruminant feeds. Can J Animal Sci 51, 193-200.
- Miranda, J. Calva-Vásquez, G., Solis, C., and Huerta, L., 2003. AIP Conf. Proc. 680, 444-447.
- Molina, L. Molina, M., Eds. 2002. Air Quality in the México Megacity. Klumer Academic Publishers, Amsterdam.
- Mortvedt, J. Giojano, P. Linsay, W., 1983. Micronutrientes en la agricultura. AGT Editor, S.A. México.
- Mugica, V. Maubert, M. Torres M. Muñoz, J., Rico, E., 2002. Temporal and spatial variations of metal content in TSP and PM₁₀ in Mexico City during 1996-1998. Journal Aerosol Science, 33, 91-102.
- Nriagu, J.O., 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. Nature 279, 409-411.

- Piedra M., 2006. El Genero *Ficus* en el Estado de Morelos.

- Reimann, C. Koller, F. Kashulina G. Niskavaara, H. Englmaier P. 2001. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environmental Pollution* 115, 239-252.

- Ross, M., 1994. *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex, England.

- Rossini Oliva, S. Valdés, B., 2004. Could Ornamental Plants Serve as Passive Biomonitors in Urban Areas?. *Journal of Atmospheric Chemistry*.

- Rossini Oliva, S. Rautio, P., 2005, Spatiotemporal patterns in foliar element concentrations in *Ficus microcarpa* L. f. growing in an urban area: implications for biomonitoring studies , *Ecological Indicators* 2, 97-107.

- Rossini Oliva, S., Mingorance, M.D. 2006. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. *Chemosphere*. In proceeding.

- Setravi (Secretaría de Transportes y Vialidad), 2004. Anuario del transporte y la Vialidad 2004, Gobierno del Distrito Federal.

- Secretaria del Medio Ambiente, 2006a, Inventario de Contaminantes Tóxicos del aire en la ZMVM, 2004.

- Secretaria del Medio Ambiente, 2006b ,
(www.sma.df.gob.mx/sma/index.php)

- Subiza, J. 2002 *Ficus benjamina*, una nueva fuente de alergenos del interior de las viviendas, *Allergy Clin Immunol*, 204. 25-31.

- Tripathi, A. Tripathi, D. Prakash V., 1999, Phytomonitoring and NO_x pollution around silver refineries, *Environment International*, 4, 403-410.
- Turner M., Rust R., 1971. Effects of chromium on growth and mineral nutrition of soybeans. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35, 755–8.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1982. Test Methods for Evaluating Solid Wastes, Physical/Chemical Methods. Second Edition. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington D.C.
- Watmough S. Hutchinson T., 1995. Analysis of tree rings using inductively coupled plasma mass spectrometry to record fluctuations in a metal pollution episode. *Environmental Pollution* 96, 93-102.
- Welch, R., 1993. Zinc in Soil and Plants. Klumer, Dordecht, Netherlands.
- Wolterbeek Bert.2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution* 120. 11-21.

ANEXO I

Coordenadas geográficas de cada uno de los sitios de muestreo.

(GPS GARMIN®12).

Sitio	Norte	Oeste
1	19°29'19.9"	99°07'10"
2	19°29'12.2"	99°7'27.8"
3	19°28'33.7"	99°7'51.8"
4	19°28'3.7"	99°8'24.5"
5	19°27'41.8"	99°8'34.7"
6	19°27'19.2"	99°8'58.7"
7	19°26'36.5"	99°9'13.3"
8	19°26'10"	99°9'26.1"
9	19°25'37.1"	99°9'41.4"
10	19°25'11.1"	99°9'50.4"
11	19°24'44.2"	99°9'56.2"
12	19°24'27.6"	99°10'2.1"
13	19°24'22.1"	99°10'5.3"
14	19°23'7.6"	99°10' 27.9"
15	19° 23' 8"	99° 10' 29.3"
16	19° 22' 4.9"	99° 10' 48.7"
17	19° 21' 36.5"	99° 10' 58"
18	19° 20' 58.5"	99° 11' 8.7"
19	19° 20' 21.1"	99° 11' 23.6"
20	19° 18' 20.8"	99° 11' 10.8"
21	19° 17' 54.4"	99° 11' 6.3"
22	19° 17' 35.2"	99° 10' 49.6"
23	19° 17' 26.7"	99° 10' 29.6"
24	19° 16' 50.6"	99° 10' 20.9"
25	19° 16' 41.3"	99° 10' 11.3"

ANEXO II

Concentración mínima, promedio y máximo de cada uno de los elementos analizados

Elemento	Promedio	Mínimo	Máximo
Cd	0.423	0.317	0.556
Co	0.281	0.182	0.472
Cr	3.666	2.448	4.751
Cu	9.096	4.652	21.887
Mn	26.62	8.975	90.805
Mo	1.388	0.562	3.889
Ni	0.805	0.217	1.491
Pb	3.133	1.375	10.871
Sb	2.276	0.945	3.061
Se	1.010	0.719	1.416
Tl	0.031	0.020	0.039
V	0.297	0.199	0.523
Zn	15.005	8.536	31.955