



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN ECOSISTEMAS
FORESTALES SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL**

MA. GUADALUPE FRANCO ISLAS

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORA EN CIENCIAS FORESTALES

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO
2014

La presente tesis titulada: **“Impacto de la contaminación atmosférica en ecosistemas forestales suburbanos del Distrito Federal”**; realizada por la alumna. **Ma. Guadalupe Franco Islas**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJERO:



Dr. Víctor Manuel Cetina Alcalá

ASESOR:




Dr. Miguel Ángel López López

ASESOR:



Dra. Ma. De Lourdes de la Isla de Bauer

ASESOR:



Dr. Dionicio Alvarado Rosales

ASESOR:



Dra. Rocío Macarena Alonso del Amo

ASESOR:



Dr. Arturo Sánchez González

Montecillo, Texcoco, Edo. de México, Marzo del 2014

AGRADECIMIENTOS

Los millones de mexicanos (as) que pagan impuestos, quienes, a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y el Colegio de Postgraduados, han financiado parte de mi formación.

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del proyecto 120593, "Evaluación del impacto de la contaminación del aire en las zonas boscosas y agrícolas, urbana y rural del Distrito Federal", por el financiamiento asignado para la realización de esta investigación.

A Las personas integrantes de mi Consejo Particular por el esfuerzo, la dedicación, el tiempo y el apoyo que han brindado, pero sobre todo por la infinita paciencia para conmigo.

Todos los individuos, llámense profesor (a), compañero (a), amigo (a) quienes de alguna manera me han acompañado hasta hoy, aun en la distancia.

IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN ECOSISTEMAS FORESTALES SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL

Ma. Guadalupe Franco Islas, Dr.
Colegio de Postgraduados, 2014

RESUMEN

Las áreas forestales suburbanas del Distrito Federal han estado sujetas a estrés por contaminantes, ocasionando cambios en la composición y estructura de la vegetación. El objetivo de este estudio fue evaluar el Impacto de la contaminación atmosférica en la diversidad vegetal del área forestal suburbana del Distrito Federal. Se establecieron 62 sitios de 1000 m² para el estrato arbóreo, dentro de cada uno se ubicaron dos subparcelas de 9 m² para el estrato arbustivo y 3 subunidades de 1 m² para el estrato herbáceo. Para la clasificación se utilizó el análisis de agrupamiento (CA) y para la ordenación se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA), el atributo estructural estimado fue el valor de importancia relativa de las especies, se determinó el índice de riqueza de especies, índice de especies verdadera e índice de diversidad β por tipo de vegetación. Para correlacionar el índice de especies verdaderas y variables ambientales, se aplicó la técnica estadística de árboles de regresión. La clasificación y ordenación permitieron reconocer 5 tipos de vegetación: bosque de *Abies*, bosque mixto, bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus* y bosque de *Q. castanea*. La ordenación indicó que la estructura y distribución de la vegetación estuvieron relacionadas con las variables ambientales: NO₂, Altitud y variables edáficas Ca, K, Mg, Fe, CE, CIC, pH y MO. Se identificaron 39 familias, 71 géneros y 128 especies. La familia más representativa fue Asteraceae, con 35 especies de plantas vasculares y 17 géneros, seguida de la familia Pinaceae con 2 géneros y 10 especies. Se estimó el índice de diversidad verdadera en el cual el bosque mixto presentó el mayor número efectivo de especies (8.7), seguido del bosque de *Abies* con 7.2 especies, el bosque de *Quercus* 5.7 y el bosque de *Pinus* 5.4 especies. La menor diversidad en especies correspondió al bosque de *Quercus castanea* con 2.2 especies. La diversidad β , para los diferentes tipos de bosque fue entre 50 y 71%. Las variables que se relacionaron con la diversidad verdadera fueron el O₃, Hr (a), Ca, Fe, NO₂ (b), K, y CE. Se concluyó que la diversidad de especies en los bosques templados del área suburbana del Distrito Federal está condicionada a factores edáficos, ambientales y antropogénicos.

Palabras clave: ordenación, clasificación, número efectivo de especies, diversidad β , árboles de regresión, bosques templados.

ABSTRACT

Forest suburban areas of Federal District have been held to stress by pollutants, causing changes in the composition and structure of the vegetation. The objective of this study was assessing the impact of atmospheric pollution on the vegetable diversity of suburban forest area of Distrito Federal. 62 plots of 1000 m² for arboreal stratum were established; inside of ones were placed two subplots of 9 m² forest shrub stratum and 3 subplots of 1 m² for herb stratum. For the classification was used the grouping analysis (CA) and for the ordination was used canonical correspondence analysis (CCA). The structural attribute esteemed was the value of relative importance of the species; the species richness index was determined, true species index and β Diversity Index by kind of vegetation. For correlating true species index and environmental variables the statistical technique of regression trees was applied. The goal of this study was assessing the relationship between the richness and species diversity, environmental variables and atmospheric pollutant NO_x and O₃ from suburban temperate forest of Distrito Federal. The classification and ordination permitted knowing 5 kind of vegetation: *Abies* forest, mixed forest, *Pinus* forest, *Quercus* forest and *Q. castanea* forest. The ordination results indicated that the structure and distribution of the vegetation are linked with the environmental variables: NO₂, Altitude and soil variables Ca, K, Mg, Fe, CE, CIC, pH y MO. 39 families, 71 genres were identified and 128 species, the more representative family was Asteraceae with 35 species of vascular plants and 17 genres, followed for the Pinaceae family with 2 genres and 10 species. The true diversity index was estimated, in which the mixed forest presented the highest effective number of species (8.7); followed for *Abies* forest with 7.2 species, *Quercus* forest (5.7) and *Pinus* forest 5.4 species. The lower diversity in species belonged to *Quercus castanea* forest with 2.2 species. The β Diversity Index for the different kinds of forest was from 59 to 71%. The variables that were related with the true diversity were O₃, Hr (a), Ca, Fe, NO₂ (b), K, and CE. We concluded that species diversity in the temperate forest in the suburban area of Distrito Federal is conditioned to edaphic, environmental and anthropogenic factors.

Key words: ordination, classification, effective species number, regression trees, β diversity, temperate Forests.

CONTENIDO

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
CONTENIDO	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE CUADROS	v
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1. Objetivos	5
2. Hipótesis	5
3. Revisión de literatura	6
4. Literatura citada	11
I. ORDENACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE LOS BOSQUES TEMPLADOS SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL	14
1.1 Resumen.....	14
1.2 Abstract.....	15
1.3 Introducción	16
1.4 Materiales y métodos	18
1.5 Resultados y discusión	23
1.6 Conclusiones.....	34
1.7 Literatura citada	35
II. RELACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES VEGETALES, VARIABLES AMBIENTALES Y CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN LOS BOSQUES SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL	39
2.1 Resumen.....	39
2.2 Abstract.....	40
2.3 Introducción	41
2.4 Materiales y métodos	42

2.5 Resultados y discusión	47
2.6 Conclusiones.....	62
2.7 Literatura citada	64
CONCLUSIONES GENERALES	70
ANEXO I.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Área forestal suburbana del Distrito Federal.....	19
Figura 1.2	Dendrograma del análisis de agrupamiento el cual muestra las relaciones jerárquicas entre los sitios de muestreo.	25
Figura 1.3	Perfil fisiográfico de las comunidades vegetales presentes en el área forestal suburbana del Distrito Federal.	27
Figura 1.4	Análisis de correspondencia canónica de 62 sitios de muestreo con 15 variables ambientales del bosque suburbano del Distrito Federal.	28
Figura 2.1	Área forestal suburbana del Distrito Federal.....	43
Figura 2.2	Mapa de Número efectivo de especies de los bosques templados suburbanos del Distrito Federal.	52
Figura 2.3	Estructura del árbol de regresión para el número efectivo de especies. Los rectángulos discontinuos representan los nodos terminales y los rectángulos continuos los nodos no terminales....	54

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1	Resultados del análisis de correspondencia canónica donde se indican los valores de las raíces características, la correlación entre las especies y los factores ambientales	29
Cuadro 1.2	Correlación entre los primeros ejes de la ordenación y las 15 variables ambientales.....	30
Cuadro 2.1	Riqueza de especies presentes en los bosques Suburbanos del Distrito Federal.....	48
Cuadro 2.2	Índice de valor de importancia relativa (VIR), de las especies con mayor valor, de acuerdo a su forma de vida en los bosques Suburbanos del Distrito Federal.....	49
Cuadro 2.3	Calculo de la diversidad verdadera (número efectivo de especies) por sitio en los bosques templados suburbanos del Distrito Federal.....	51
Cuadro 2.4	Diversidad β (parte inferior izquierda), número de especies compartidas (parte superior derecha), riqueza de especies (negrita, en diagonal) por tipo de vegetación en los bosques suburbanos del Distrito Federal.....	53
Cuadro 2.5	Especies identificadas del bosque suburbano del Distrito Federal	71
Cuadro 2.6	Índice de valor de importancia relativa (VIR), de las especies de acuerdo a su forma de vida en los bosques Suburbanos del Distrito Federal.....	74

INTRODUCCIÓN GENERAL

La comunidad vegetal se define como el conjunto de poblaciones de diferentes especies que interactúan entre sí en un tiempo y un espacio dado (Crawley, 1988; Begon *et al.*, 1999). Las comunidades vegetales participan de manera fundamental en diversas funciones y servicios de los ecosistemas: Flujo de nutrientes en el suelo, regulación de la temperatura ambiental y del ciclo hidrológico, recarga de mantos acuíferos, conservación de suelos, absorción y almacenamiento de CO₂ de la atmósfera y provisión de oxígeno al ambiente (Tyler, 1992; Begon *et al.*, 1999; Purata y García 1999; Smith y Smith, 2001).

Las comunidades vegetales presentan una estructura y composición. La estructura se refiere a la organización de los elementos vegetales en categorías de atributos tales como: abundancia, biomasa (frecuentemente evaluada con variables indirectas como el área basal o la cobertura), formas de crecimiento (plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas, trepadoras), altura de las plantas, diversidad de especies (incluyendo tanto el número como la abundancia relativa de las especies) (Valverde *et al.*, 2005).

La caracterización de la estructura de ecosistemas forestales constituye una condición para tomar decisiones sobre el manejo de los recursos. La estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales, se refiere al ordenamiento espacial y temporal de los elementos que lo constituyen, la estructura de especies, la estructura espacial y la estructura dimensional de los ecosistemas, caracterizados mediante procedimientos cuantitativos que permitan su evaluación y monitoreo. Los métodos para la caracterización pueden ser distintos en función de los objetivos, pudiendo incluir índices de diversidad, mezcla de especies, perfil de especies, distribución espacial, diferenciación dimensional, coeficientes de homogeneidad (Aguirre *et al.*, 2003).

La estructura y composición de una comunidad forestal está determinada por factores físico-químicos como la altitud, temperatura y la humedad ambiental; textura y composición química del suelo, así como la radiación solar. También es afectada por factores biogeográficos que definen qué especies pueden estar presentes en la comunidad y por factores biológicos que intervienen en la reproducción, el crecimiento y la sobrevivencia de las plantas (Cavender *et al.*, 2009).

El enfoque del ecosistema urbano facilita el entendimiento de la presión urbana sobre los recursos ecosistémicos, éstas presiones provocan la presión sobre el recurso natural, así mismo, determinan la expansión e intensificación de actividades primarias que conllevan a procesos de deterioro de los servicios ecosistémicos, cuya expresión más crítica es el cambio de uso de suelo, fragmentación del área forestal, deforestación, erosión del suelo, contaminación y pérdida de biodiversidad.

Los bosques de la Ciudad de México forman parte de un continuo de serranía predominante boscosa, de gran importancia para el centro del país, conocido como Bosque de agua, por los servicios ecosistémicos que de ahí se obtienen. En esta zona también se localiza el corredor biológico Chichinautzin reconocido por la CONABIO como Región Prioritaria de Conservación y como Región Hidrológica Prioritaria a nivel nacional. Se caracteriza por tener especies arbóreas dominantes con afinidad boreal localizadas a 2600 m.

La pérdida de cubierta natural ocasionada por el crecimiento urbano, la expansión agrícola, la extracción de suelo y minerales, la tala clandestina e incendios forestales constituyen los principales problemas en la zona de conservación del Distrito Federal. De acuerdo con el Programa de Gestión y Administración de los Recursos Naturales del Distrito Federal, elaborado por la UNAM, las áreas forestales equivalen al 7% de la extensión del área de conservación y se concentran en las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa y Magdalena Contreras (SMADF, 2012).

El mantenimiento de la biodiversidad es fundamental para asegurar la sostenibilidad de los recursos naturales. Altos niveles de biodiversidad permiten un buen funcionamiento de los ecosistemas, una elevada capacidad de reacción a presiones antropogénicas (incendios, enfermedades, plagas) y una óptima adaptación a un medio ambiente cambiante (cambio climático, uso de suelo). Cuando nos enfrentamos a gestionar los recursos naturales, conocer qué zonas poseen más biodiversidad, qué especies integran esta y en qué medida, es fundamental plantear políticas de conservación (Ferriol y Merle, 2012).

Para conservar la biodiversidad se emplean métodos de clasificación que permiten agrupar a un conjunto de datos (muestreos o especies) en diferentes clases en función de sus atributos (composición florística o valores de variables ambientales) (Kent & Coker, 1992).

El resultado final de una clasificación es un conjunto de grupos de entidades (muestreos o especies) obtenido a partir de los datos iniciales, estando cada uno de dichos grupos compuesto por objetos con un grado de similitud más o menos elevado, siendo ésta en todo caso mayor que la existente entre entidades de diferentes grupos.

Los árboles de regresión son una técnica estadística para la segmentación, la estratificación, la predicción, la reducción de datos y el filtrado de variables, la identificación de interacciones, la fusión de categorías y la discretización de variables continuas (Berlanga, *et al.*, 2013).

Para la obtención de la riqueza de especies, se utilizó el término diversidad verdadera (true diversity) término acuñado por Jost (2006) Moreno *et al.*, 2011. El uso de números efectivos permite una mejor interpretación de la diversidad de las comunidades y las comparaciones entre sitios.

En este estudio la ordenación determinó un patrón definido en la estructura y distribución de la vegetación determinado por las variables ambientales: $\text{NO}_2(\text{a})$, $\text{NO}_2(\text{b})$ y Altitud y variables físicas del suelo: Ca, K, Mg, Fe, CE, CIC, pH y MO; se obtuvieron 5 tipos de vegetación: bosque de oyamel, bosque mixto, bosque de pino, bosque de encino y bosque de encino castanea. Se cuantificaron 39 familias, con 128 especies y 71 géneros la familia más representativa fue la Asteraceae, con 35 especies y 17 géneros, seguido de la familia Pinaceae 2 géneros y 10 especies y las familias Fagaceae, Poaceae y Lamiaceae. La técnica estadística de árboles de decisión muestra que el Ozono (b), Hr(a), Ca, Fe, $\text{NO}_2(\text{b})$, K, CE, fueron las variables mejor correlacionadas, con la Diversidad verdadera.

Los objetivos de este trabajo fue determinar la clasificación y ordenación de los tipos de vegetación y los factores ambientales que los condicionan, así como evaluar qué relación existe entre la riqueza y diversidad de especies de los bosques suburbanos del Distrito Federal con variables edafológicas y los contaminantes ambientales NO_2 y O_3 .

1. Objetivos

1.1 Objetivo general:

Evaluación del Impacto de la contaminación atmosférica en la diversidad vegetal del área forestal suburbana del Distrito Federal.

1.2 Objetivos particulares:

1. Los objetivos de esta investigación fue determinar la composición y estructura de la vegetación y conocer como está composición, estructura y distribución de las especies se relaciona con los factores ambientales.
2. El objetivo de este trabajo es evaluar qué relación existe entre la riqueza y diversidad de especies de los bosques suburbanos del Distrito Federal con variables edafológicas y los contaminantes ambientales NO_2 y O_3 .

2. Hipótesis

Ho: La contaminación atmosférica no afecta a los ecosistemas forestales del Distrito Federal, en su estructura, biodiversidad.

Ha: Al menos un contaminante tiene efecto sobre los ecosistemas forestales del Distrito Federal, en su estructura, biodiversidad.

3. Revisión de literatura

.Definiciones más amplias consideran bosques urbanos toda zona forestal influida por la población urbana. En un sentido más restringido, la silvicultura urbana se refiere a los árboles y zonas arboladas en las ciudades: árboles de jardines y huertos, árboles de calles y parques, bosquecillos remanentes y que crecen en tierras baldías y abandonadas.

Muchos especialistas forestales urbanos de los países industrializados utilizan indiferentemente las expresiones para darle nombre a las áreas urbanas, tales como: "cultivo de zonas verdes urbanas" y "silvicultura urbana", o "ingeniería forestal urbana" (Miller, 1997).

En los países industrializados, la silvicultura urbana se ha enfocado en el aspecto recreativo y los beneficios ambientales (Miller, 1997). En los países más pobres el primer cometido de la silvicultura urbana debe ser ayudar a cubrir las necesidades básicas (Kuchelmeister y Braatz, 1993). Para ello, lo más indicado es la ordenación de recursos con fines múltiples. Los árboles son una parte importante del sistema de vida de la naturaleza y desempeñan un papel fundamental en la sostenibilidad de los núcleos urbanos nos brindan múltiples beneficios.

Beneficios tangibles

Alimentación. Los alimentos obtenidos de los árboles en parques agroforestales privados o parcelas reservadas en parques públicos pueden contribuir notablemente a la seguridad alimentaria en los países en desarrollo (Kuchelmeister, 1999a). Las plantas silvestres comestibles que requieren pocos cuidados se prestan a menudo muy bien para su uso multifuncional como vegetación ornamental al borde de las carreteras.

Leña. La leña proporciona entre el 25 y el 90 por ciento de la energía que consumen los hogares urbanos, siendo particularmente importante como fuente de energía en

los centros urbanos menores de los países en desarrollo, sobre todo en zonas secas (Kuchelmeister, 1998).

Mejoramiento del microclima, calidad del aire y reducción del dióxido de carbono. Los árboles urbanos pueden ayudar a mejorar la calidad del aire refrescándolo y limpiándolo. La ingeniería del paisaje, mediante plantaciones estratégicas, puede conservar la energía y mantener un ambiente confortable sin aire acondicionado. En la medida en que reducen la necesidad de consumir combustibles fósiles, los árboles urbanos son una buena inversión para paliar el efecto invernadero (Kuchelmeister, 1998).

Uso, reutilización y conservación del agua. Los bosques urbanos pueden ayudar a proteger los sistemas de suministro urbano de agua, tratamiento de aguas residuales y evacuación de aguas pluviales. Casi todas las ciudades pobres tienen graves problemas de tratamiento de aguas residuales y podrían establecer estanques de estabilización en sistemas de parques y reutilizar las aguas residuales para la silvicultura urbana. El reaprovechamiento de las aguas residuales urbanas no sólo recarga los acuíferos sino que reduce además la demanda que pesa sobre unas escasas reservas hídricas. La protección de las zonas suburbanas y rurales de las que las ciudades reciben sus aguas es un tema tradicional de la silvicultura urbana, pero el éxito de estos proyectos depende de su integración en la planificación urbana (Kuchelmeister, 1998).

Conservación del suelo. Los árboles y los bosques ayudan a conservar el suelo, impidiendo deslizamientos en ecosistemas frágiles con terreno en pendiente, escasa vegetación y fuertes lluvias estacionales, protegiendo así las vidas y los hogares de los habitantes. La bioingeniería es importante en los asentamientos no reglamentados de zonas tropicales (Kuchelmeister, 1998).

Desechos sólidos y regeneración de tierras. El reciclaje de los desechos de árboles urbanos reduce la eliminación de basura y proporciona nuevas materias primas (Webb, 1998). En las ciudades pobres la mayoría de los desechos pueden utilizarse

como leña, mientras que en las más ricas pueden producirse materias primas como pajuco o rastrojo para abono. Es frecuente la regeneración de tierras baldías y degradadas y vertederos públicos, mediante la plantación de árboles y la conversión en parques. Cuando se contamina la tierra, en particular con metales pesados, algunos árboles son capaces de absorber los contaminantes. Tras sucesivas extracciones de madera, puede reducirse gradualmente la contaminación (Dickinson, 1996).

Biodiversidad. Las zonas verdes desempeñan un papel esencial en la biodiversidad urbana. Los humedales suburbanos pueden ser algunos de los ecosistemas naturales más productivos y pueden ofrecer un hábitat importante para la fauna. Mediante redes de zonas verdes se mejorará la conservación de la vida y la biodiversidad; los cinturones verdes y las avenidas verdes (parques lineales) pueden servir como corredores biológicos (UICN, 1994).

Beneficios sociales

Salud. Los parques y las zonas verdes son sitios donde se llevan a cabo actividades físicas sanas. Además, los beneficios pasivos para la salud física y mental de un paisaje urbano con árboles se han documentado en los países industrializados (Ulrich, 1984); el disfrute de zonas verdes puede ayudar a la gente a cobrar nuevas energías. Una mejor calidad del aire gracias a la introducción de vegetación repercute sobre la salud, con beneficios patentes como la menor frecuencia de enfermedades respiratorias.

Empleo. Las plantaciones de árboles y en especial los sistemas de agrosilvicultura urbana pueden requerir una fuerte aportación de mano de obra y dar oportunidades de trabajo que pueden ser especialmente importantes en las ciudades más pobres. En los países más ricos, la industria de la arboricultura es próspera. Los bosques urbanos y las zonas verdes ofrecen también oportunidades para empresas más o menos estructuradas de tipo recreativo.

Educación. La valoración de los bosques urbanos en la educación medioambiental va en aumento. Varias ciudades de países industrializados y en desarrollo tienen jardines botánicos, parques zoológicos, senderos señalizados en la naturaleza y centros que informan a los visitantes sobre la flora y la fauna. La facilidad de acceso a los árboles y los bosques es esencial para la enseñanza escolar y extraescolar.

Actividades recreativas. Los bosques urbanos promueven mucho las actividades recreativas al aire libre. Los residentes con más bajos ingresos suelen frecuentar los parques urbanos más que los ciudadanos con ingresos altos, dado que carecen de medios financieros y de tiempo libre para ir a lugares de recreo más distantes.

Sentimiento comunitario y realce del valor de la propiedad inmobiliaria. La contribución del público en el cuidado de los árboles en las ciudades puede ayudar a fortalecer el sentimiento de comunidad al dar a la gente una oportunidad para colaborar en beneficio del medio ambiente local (NUFU, 1998). Se ha comprobado que los precios de las viviendas son más elevados en las cercanías de árboles urbanos: por ejemplo, un 5 por ciento más en Hong Kong (Webb, 1998) y en la ciudad finlandesa de Salo (Tyrvaainen, 1999) y hasta un 18 por ciento más en los Estados Unidos (Morales, Micha y Weber, 1983). En Singapur y Kuala Lumpur se ha reconocido que un paisaje urbano arbolado es un atractivo importante para nuevos empresarios e inversores (Kuchelmeister, 1998).

Los árboles mitigan la contaminación reduciendo el uso de energía, las emisiones de dióxido de carbono y el ozono a nivel del suelo. Algunos proyectos de silvicultura urbana, por ejemplo en varias ciudades de los Estados Unidos, se han financiado mediante proyectos de retención del carbono (Akbari *et al.*, 1992; McPherson y Rowntree, 1993).

La conservación y la ordenación de muchos parques urbanos sólo son posibles por el trabajo de los residentes y de las organizaciones no gubernamentales (ONG). Esto se ha comprobado en ciudades como Nueva Delhi; Manila en Filipinas, México, D.F. y Nueva York (Kuchelmeister, 1999b).

Escobedo y Chacalo (2008) Realizó la estimación preliminar de la descontaminación atmosférica por el arbolado urbano de la ciudad de México, utilizando un modelo matemático de transpiración y deposición seca en un área de 1480km² en el valle de México, el modelo utilizado fue el UFORE se aplicó durante un año, para determinar la cantidad de remoción de ozono (O₃) y partículas <10µm (PM₁₀) que remueven los árboles, y se registró la variación estacional. Resultando un total de descontaminación total en g.m⁻² y en total de toneladas. Se encontró que reduciendo tan solo el 1% de cantidad de O₃ y de PM₁₀ en la Ciudad de México, se podrían ahorrar hasta 10 millones de USD al año.

A inicios de los años ochentas De Isla de Bauer y colaboradores, reportaron la presencia de síntomas de declinación de la vegetación en el Parque Nacional Desierto de los Leones, ubicado al oeste de la ciudad de México (López, 1996), sugiriendo que el ozono es un factor causal posible. Hasta la fecha varios estudios han tratado de entender y determinar los factores posibles en la disminución y ciertos autores han puntualizado que las múltiples causas incluyen la contaminación del aire las plagas y enfermedades y las pobres prácticas de manejo forestal y la sucesión natural (Sierra *et al.*, 1998).

Hoy en día, hay un consenso general de que la causa principal de la declinación del Abies puede ser la contaminación, especialmente el ozono atmosférico originado en la ciudad de México y que transportado hacia el suroeste del valle de México (Hernández, 1984; Ciesla y Macías, 1987; Cibrián, 1989; López, 1996; Alvarado-Rosales y Hernández-Tejada, 2002).

4. Literatura citada

- Aguirre, C. O. A., Jiménez, P. J., Kramer H., Akgca, A. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Ciencia UANL. (2):219-225
- Akbari, H., Davis, S.E., Dorsano, S., Huang, y.H. y Winnett, S., eds. 1992. *Cooling our communities: a guidebook on tree planting and light-colored surfacing*. Lawrence Berkeley Laboratory Report LBL-31587. Washington, D.C., United States Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning, and Evaluation.
- Alvarado, R. D., Hernández, T. T. 2002. Decline of sacred-fir in the Desierto de los Leones National Park. *In: Fenn M. E, L I. de Bauer, Hernández-Tejeda T. (Eds.) Urban air pollution and forests. Resources at risk in the Mexico City air basin*. Springer. New York, USA. pp: 243-260.
- Begon, M., Harper, J. L. y Townsend, C. R. 1999. Ecología. Tercera Edición. Ed. Omega, S. A., Barcelona 1148 pp.
- Berlanga, S. A. Rubio, H. M. J. Vilá B. R. 2013. Cómo aplicar árboles de decisión en SPSS. Revista d'Innovación Recerca en Educació (REIRE). Universidad de Barcelona. Instituto de Ciencias de Educació. (6):15
- Cavender B., J. Kozak K. H., Fine P. V. A. y Kembel, S. A. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic. *Ecology Letters*. (12):693-715 pp.
- Cavender B., J. Kozak K. H., Fine P. V. A. y Kembel, S. A. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic. *Ecology Letters*. (12):693-715 pp.
- Cibrán D, T. 1989. Air pollution and forest decline near México City. *Environmental Monitoring and Assessment* 12:49-50
- Ciesla, W.N. y Macías S, J.E. 1987. Desierto de los Leones: A forest in crisis. *Am. For.* 93:29-31; 72-74
- Crawley, M. J. 1986. *Plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 496 pp.
- Dickinson, N.M. 1996. Metal resistance of some trees. En I. Glimmersveen, ed. *Heavy metals and trees*, p. 85-92, 177-178. Edinburgo, Reino Unido, Institute of Chartered Foresters (ICF).

- Escobedo F, J. 2004. A cost-effective analysis of urban forest management's role in improving air quality in Santiago, Chile. Tesis. SUNY Syracuse, NY, EEUU. 296 pp.
- Escobedo, F y Chacalo A. 2008. Estimación preliminar de la descontaminación atmosférica por el arbolado urbano de la ciudad de México. *Interciencia*. 33(1):29-33
- Ferriol M. M., y Merle F., H. 2012. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. 10 pp.
- Hernández, T. T. y Bauer, L. I. de. 1984. Evolución del daño por gases oxidantes en *Pinus hartwegii* y *P. montezumae* var. *Lindleyi* en el Ajusco, D. F. *Agrociencia* 6:183-194.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* (113):363-375 p
- Kent, M., & P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven Press, London.
- Kuchelmeister, G. 1998. *Urban forestry in the Asia-Pacific Region - status and prospects*. Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study Working Paper Series No. 44. Roma, FAO. Internet: www.fao.org/forestry/FON/FONS/outlook/Asia/APFSOS/44/Apfsos44.htm
- Kuchelmeister, G. 1999a. *Urbanization in developing countries - time for action for national forest programs and international development cooperation for the urban millenium*. Forest Policy Research Forum: The Role of National Forest Programs to Ensure Sustainable Forest Management, 14-17 de junio de 1999, Joensuu, Finlandia.
- Kuchelmeister, G. y Braatz, S. 1993. Una nueva visión de la silvicultura urbana. *Unasylva*, 173: 3-12.
- López, L. M. A. 1996. Declinación de oyamel del Desierto de los Leones, D. F. Un modelo del proceso *In*: De la I. de Bauer M. L., H.C. Rodríguez, L. Tijerina C., C. A. Carvallo, V. E. Palacios, C. F. Escobedo. (Eds.) *Memorias del II Simposio Internacional y III Reunión Nacional sobre Agricultura Sostenible: Una contribución al Desarrollo Agrícola Integral*. Colegio de Postgraduados. México pp. 425-431
- Miller, R. 1997. *Urban forestry: planning and management of green space*. Upper Saddle River, New Jersey, Estados Unidos, Prentice Hall.

- Moreno, E. C., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón P. N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261
- Nowak D.j., Crane D.E. y Stevens JC.2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry. Urban Green* 4:115-123
- Purata, V. S. y García-Coll Ia. 1999. *Ecología* Editorial Santillana. México, D. F. 224 pp.
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal – Dirección General de la Calidad del Aire- Dirección de Monitoreo Atmosférico. SMADF-DGGCA-GDF-DMA. 2012. *Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2011*. México, D. F. 164 pp.
- Sierra, P. A., Rodríguez, T. D. A., Bonilla A. V. O., Flores R. V., González R. M. A., Olguín, C.C., Acosta D. M., Ruíz H. P., Valladares M. R., y Gómez, S. R. 1988. Estructura y dinámica del bosque de oyamel afectado por la declinación forestal en el Desierto de los Leones. COCODER. México. 36 p.
- Smith, R. L. y T. M. Simith. 2001 “Ecología” 4 ed. Perrson Education, S. A. Madrid, 642 pp.
- Tyler, M. G. J. R. 1992 *Ecología y Medio Ambiente* 6a. Ed. Editorial Iberoamericana, S. A. de C. USA. 867 pp.
- Tyrvaïnen, L. 1999. *Monetary valuation of urban forest amenities in Finland*. Tesis doctoral. Research Paper No. 739. Vantaa, Finlandia, Finnish Forest Research Institute.
- Ulrich, R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science*, 224: 420-421.
- Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). 1994. *Putting plans into action*. Report of Metropolitan Open Space Systems (MOSS) International Conference, Durban, Sudáfrica, 9-11 de febrero de 1994.
- Valverde-Valdés, T. J., A. Meave, J. Carabías y Z. Cano-Santana. 2005. *Ecología y medio ambiente*. Pearson Educación, México. 240 pp.
- Webb, R. 1998. *Urban and peri-urban forestry in South-East Asia: a comparative study of Hong Kong, Singapore and Kuala Lumpur*. Roma, FAO. (Versions preliminary).

I. ORDENACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE LOS BOSQUES TEMPLADOS SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL

1.1 Resumen

Las áreas forestales suburbanas del Distrito Federal han estado sujetas a estrés por contaminantes, ocasionando cambios en la composición y estructura de la vegetación. El objetivo de este estudio fue realizar un análisis de ordenación y clasificación de la vegetación y los factores que influyen en la estructura y distribución del área forestal suburbana del Distrito Federal. Se establecieron 62 sitios de 1000 m² para el estrato arbóreo, dentro de cada uno se ubicaron dos subparcelas de 9 m² para el estrato arbustivo y 3 subunidades de 1 m² para el estrato herbáceo. Para la clasificación se utilizó el análisis de agrupamiento (CA) y para la ordenación se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA), el atributo estructural estimado fue el valor de importancia relativa de las especies. Los resultados indicaron que los bosques estudiados están constituidos por 128 especies; la clasificación y ordenación permitieron reconocer 5 tipos de vegetación: bosque de *Abies*, bosque mixto, bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus* y bosque de *Q. castanea*. Los resultados de la ordenación indicaron que la estructura y distribución de la vegetación estuvieron relacionadas con las variables ambientales: NO₂, Altitud y variables edáficas Ca, K, Mg, Fe, CE, CIC, pH y MO. Existe una heterogeneidad en la composición y estructura en las comunidades vegetales evaluadas.

Palabras clave: bióxido de nitrógeno, correspondencia canónica, ozono.

1.2 Abstract

Forest suburban areas of Federal District have been held to stress by pollutants, causing changes in the composition and structure of the vegetation. The objective of this study was carryout analysis of ordination and classification vegetation and the factors that having an influence on the structure and distribution of forest suburban area of Distrito Federal. 62 plots of 1000 m² for arboreal stratum were established; in side of ones were placed two subplots of 9 m² forest shrub stratum and 3 subplots of 1 m² for herb stratum. For the classification was used the grouping analysis (CA) and for the ordination was used canonical correspondence analysis (CCA). The structural attribute esteemed was the value of relative importance of the species. The results indicated that the forests studied are formed by 128 species; the classification and ordination permitted knowing 5 kind of vegetation: *Abies* forest, mixed forest, *Pinus* forest, *Quercus* forest and *Q. castanea* forest. The ordination results indicated that the structure and distribution of the vegetation are linked with the environmental variables: NO₂, Altitude and soil variables Ca, K, Mg, Fe, CE, CIC, pH y MO. There were heterogeneity in the composition and structure the forest communities assessed.

Key words: nitrogen dioxide, canonical correspondence, ozone

1.3 Introducción

Existe suficiente información sobre el deterioro acelerado que la cubierta forestal está experimentando en los últimos años a nivel mundial (Lambin *et al.*, 2001). Si bien dicha cubierta puede cambiar por causas naturales, es aceptado que la mayor parte de su degradación es causada por acciones humanas (Cincotta *et al.*, 2000;). Entre los principales procesos de la actividad antropogénica destacan el cambio en el uso de suelo, el cambio climático, el aumento de las concentraciones de CO₂, cambios del ciclo biogeoquímico del nitrógeno e invasiones biológicas (Vallecillo, 2009).

De los procesos anteriormente mencionados, el cambio de uso de suelo es la principal causa del aumento en los niveles de desertificación, deforestación, fragmentación del hábitat y pérdida y/o reducción de la biodiversidad (Noble y Dirzo, 1997; Vallecillo, 2009). En el área de conservación forestal del Distrito Federal la pérdida de la cubierta forestal es debido a la tala para abrir espacios para la agricultura, pastoreo y en menor medida, para usos urbanos (PAOT, 2010).

Los estudios de la vegetación pueden realizarse con diferentes propósitos; como los académicos, hasta aquellos que tienen que ver con la solución de diversos problemas de manejo y conservación. Estas investigaciones abarcan la descripción, clasificación, ordenación y cartografía de la misma. Los cambios en la ella pueden ser indicadores de los efectos del manejo y esto puede jugar un papel muy importante para evaluar el impacto ambiental sobre ésta. Estos cambios pueden ser medidos y monitoreados a través de la descripción y análisis de la fisonomía, composición, estructura y relaciones numéricas inter e intracomunitarias de la vegetación (Velázquez y Romero, 1999).

El área forestal suburbana del Distrito Federal forma parte de la cuenca de México, la cual se encuentra ubicada en la provincia del altiplano y la Faja Volcánica Transmexicana (Ferrusquilla, 1998). Los bosques de la ciudad de México forman

parte de un continuo de serranía predominantemente boscosa, conocido como bosque de agua, por los servicios ecosistémicos que de ahí se obtiene. En esta zona se localiza el corredor biológico Chichinautzin reconocido como Región Prioritaria de Conservación y Región Hidrológica prioritaria a nivel nacional. Se caracteriza por tener especies arbóreas dominantes con afinidad boreal (PAOT, 2010).

Considerando el valor ecológico del área forestal suburbana del Distrito Federal, se estima que cada año hay una pérdida de entre 240 y 500 hectáreas de bosques. La cubierta forestal es un indicador de la importancia de los ecosistemas en una región. Las estimaciones sobre la estructura, composición y cambios a través del tiempo, pueden revelar los efectos o alteraciones del medio sobre los ecosistemas forestales (PAOT, 2010).

Los métodos de ordenación, como análisis de correspondencia, agrupamiento y clasificación actualmente son utilizados en diversos estudios ecológicos (Zare *et al.*, 2009). La importancia del uso de las técnicas de análisis multivariadas en los estudios sinecológicos es que permiten generar hipótesis sobre cuáles pueden ser los factores ambientales responsables del cambio en la estructura y distribución de la vegetación (Austin, 1987; Sardinero, 2000; Palmer, 2003).

Las investigaciones sobre el área del Distrito Federal se han enfocado principalmente hacia la descripción de la vegetación así como al conocimiento de algunas comunidades vegetales (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Rivera y Espinosa, 2007), sin embargo no se tiene información referente a la clasificación y ordenación del área forestal suburbana del Distrito Federal. Los objetivos de esta investigación fue determinar la composición y estructura de la vegetación y conocer como está composición, estructura y distribución de las especies se relaciona con los factores ambientales.

1.4 Materiales y métodos

Área de estudio

El Distrito Federal se localiza en el suroeste de la cuenca de México y cuenta con una superficie de 149,674 ha. Se divide en suelo urbano con una extensión de 61,232 ha y suelo de conservación con 88,442 (59%) (PAOT, 2010; SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2011; INEGI, 2012).

El suelo de conservación, limita al norte, este y oeste con el Estado de México y al sur con Morelos. Lo compone principalmente el área rural del Distrito Federal en su región sur y surponiente; se localiza en las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2010; 2011), (Figura 1.1).

Características físicas del área de estudio

Se definen tres temporadas climáticas: seca-fría, seca-caliente y lluvias (PAOT, 2010). La temporada seca-fría se caracteriza por escasa precipitación y bajas temperaturas, entre los meses de noviembre a febrero. La temporada seca-caliente, comprende los meses de marzo a mayo, prevalecen los días calurosos y altas temperaturas. La temporada de lluvia presenta precipitaciones y la humedad relativa alta, inicia a mediados de mayo y se vuelve más evidente entre junio y octubre, ocasionando que desciendan los niveles de algunos contaminantes del aire por la inestabilidad atmosférica. (INEGI, 2007; SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012a; Jaimes et al., 2010).

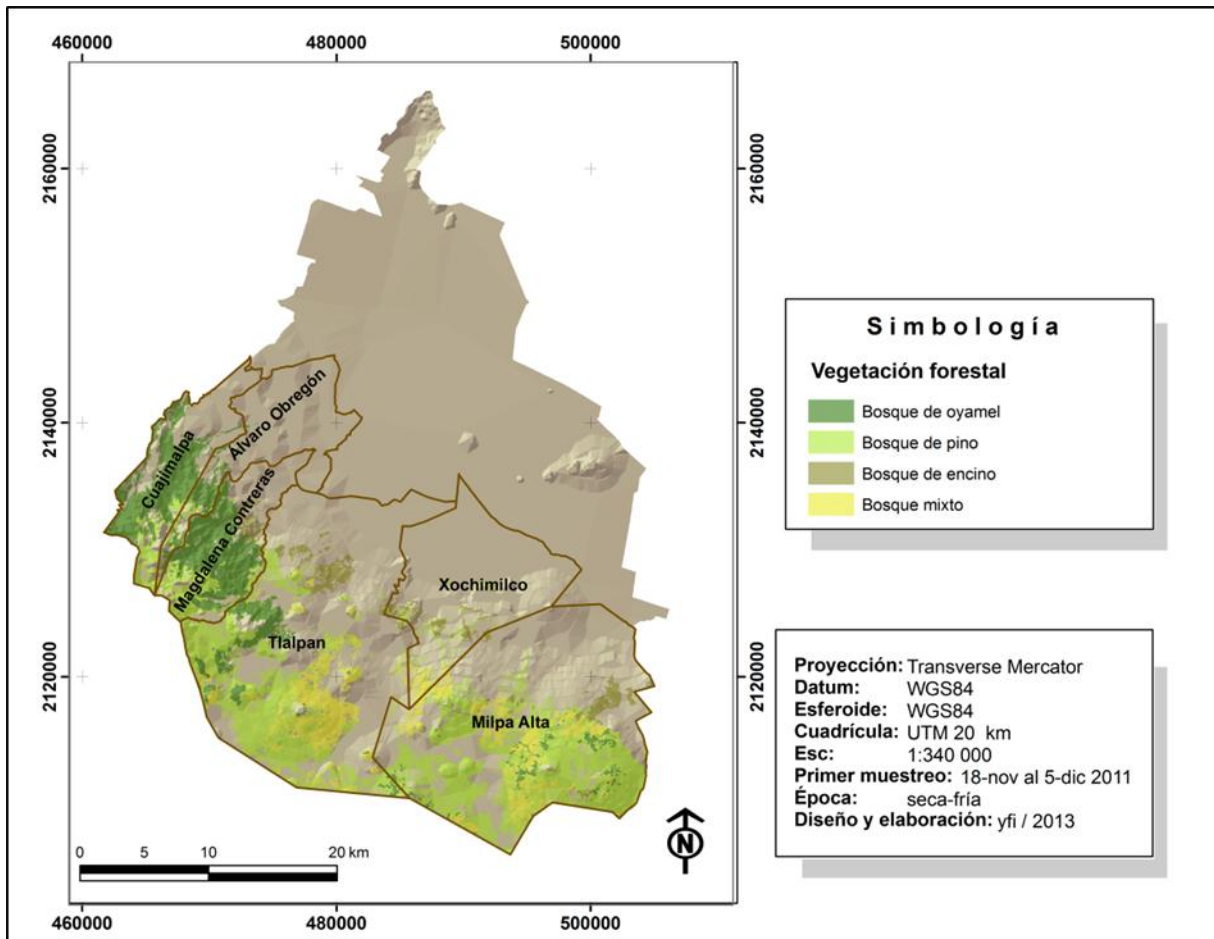


Figura 1.1 Área forestal suburbana del Distrito Federal.

En los meses de noviembre a febrero la temperatura desciende y es frecuente la formación de inversiones térmicas de superficie, éstas pueden durar hasta el mediodía favoreciendo la acumulación gradual de los contaminantes y provocando el incremento de las concentraciones de los contaminantes primarios (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2011).

Fisiográficamente, el suelo de conservación se localiza en la zona de transición entre las dos grandes biorregiones de América (Neártica y Neotropical). Se identifican 15 clases edafológicas, entre las cuales, las más abundantes son: Andosol húmico (32 %), Litosol (26 %) y Feozem háplico (24%) (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2007).

Delimitación del área de estudio y procedimientos de muestreo

El área de estudio fue delimitada mediante el mapa de uso de suelo y vegetación del Distrito Federal, Escala 1:50 000 (CORENA, 2005). Se ubicaron en forma aleatoria un total de 62 sitios de muestreo, utilizando la aplicación Hawth's Analysis Tools Versión. 3.27 (Beyer, 2006) en ArcGis ver. 9.3 (ESRI, 2008), utilizando el diseño de muestreo aleatorio estratificado y generando números de puntos proporcionales al área por tipo de vegetación (Bolfor *et al.*, 2000). Para el muestreo de los contaminantes cada sitio de muestreo se georreferenció y se colocó un muestreador pasivo Mca. Radiello para O₃ y NO₂ en donde se presentara libre circulación del viento.

Se establecieron 62 sitios circulares de 1000 m² unidad de muestreo para el estrato arbóreo, dentro del mismo se ubicaron al azar dos subunidades de muestreo de 9 m² para el estrato arbustivo y 3 subunidades de muestreo de 1 m² en forma de Y para el estrato herbáceo donde se realizaron las mediciones, (FIA, 2007). El muestreo de la vegetación se llevó a cabo en la época seca fría (octubre 2010 a enero 2011).

Las especies muestreadas se identificaron en campo y otras en el Herbario de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Chapingo.

En cada sitio de muestreo se tomó una muestra compuesta de suelo formada por cuatro submuestras de 300 g cada una, a 5 m del centro del sitio con orientación a cada punto cardinal y a 30 cm de profundidad.

Dentro de cada unidad y subunidad de muestreo se determinó la densidad, frecuencia y cobertura para los tres estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo. La densidad es el número de individuos en 3 m² para las especies de herbáceas, 18 m², para las especies de arbustivas y 1000 m² para los árboles; la frecuencia se estimó

como el número de subunidades de muestreo (parcelas) en que apareció cada especie.

Estos valores relativos de los atributos estructurales se combinaron en el valor de importancia relativa VIR (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

La estructura de la vegetación se definió con base en el valor de importancia relativa (VIR) de las especies utilizando la fórmula:

$VIR = \frac{1}{3}(\text{cobertura relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa})$ (Matteucci y Colma, 1982)

Para árboles, arbustos y herbáceas, la cobertura (C) se calculó con la fórmula:

$$C = \pi \left[\frac{1}{4} (d1 + d2) \right]^2$$

Donde $\pi = 3.1416$; d1 y d2 son los diámetros mayor y menor perpendiculares entre sí, de la proyección vertical de la copa de los árboles, arbusto y herbáceas.

En cada unidad de muestreo se determinaron las siguientes características edáficas Ca (meq/100g), CE (ds/m), CIC (meq/100g) Fe (ppm), K (meq/100g), Mg (meq/100g), MO (%), N (%), P (ppm) y pH. El pH del suelo se determinó con un potenciómetro usando una relación suelo-agua 1:2 en Ca Cl₂ 0.01M; Capacidad de intercambio catiónico (CIC) en (cmol(+)/kg-1) por acetato de amonio 1N pH 7,0 centrifugación Kjeltex Auto Analyzer 1030; Materia orgánica (M.O.%) por la técnica Walkley y Black en K₂Cr₂O₇ 1N; y nutrientes en el suelo: El nitrógeno inorgánico N (mg kg-1) fue extraído con cloruro de potasio 2N y determinado por arrastre de vapor Kjeltex Auto Analyzer 1030. El fósforo P (mg kg-1) por medio del método Olsen. El potasio K (mg kg-1) fue extraído en acetato de amonio 1N, el pH 7.0 relación 1:20 y determinado por espectrofotometría de emisión de flama. El calcio Ca (mg kg-1) y el magnesio Mg (mg kg-1) fueron extraídos en acetato de amonio 1N pH

7,0 relación 1:20 y determinados por espectrofotometría de absorción atómica. El hierro (mg kg⁻¹) fue extraído con DTPA relación 1:4 y determinado por espectrofotometría de absorción atómica.

El análisis de los contaminantes se desarrolló en dos estaciones del año: época seca-fría del 18 de noviembre al 5 de diciembre del 2011 y cálido-seca del 25 de mayo al 15 de junio del 2012.

Para la determinación de la distribución y concentración de los contaminantes O₃ ppb (partes por billón) y NO₂, en cada sitios de muestreo se colocó un Monitor Pasivo Mca. Radiello para O₃ y NO₂, en la parte media lateral o superior de la copa de un árbol seleccionado al azar, en donde hubiese libre circulación del viento. El análisis de concentración de NO₂ y O₃ se llevó a cabo de acuerdo al correspondiente protocolo de análisis en laboratorio (Oliva *et al.*, 2001; Radiello, 2006).

Con los resultados obtenidos del muestreo de la vegetación se elaboraron dos matrices de datos. La primera conformada de los 62 sitios de muestreo y el VIR (Valor de Importancia Relativa) de 128 especies, y la segunda matriz con 62 sitios de muestreo y 15 variables de suelo y ambientales como: O₃ NO₂ y de suelo: Ca, K, Mg, MO CIC, pH y Fe entre otras.

La vegetación se clasificó mediante el análisis de agrupamiento (CA), se utilizó el índice de Sørensen como la medida de distancia para definir la semejanza entre los grupos (McCune y Mefford, 1999). Para la clasificación de la vegetación se utilizó el programa PC-ORD (McCune y Mefford, 1999).

Los resultados se presentaron en un dendrograma en el que la medida de distancia se transformó a la función objetiva de Wishart que representa la información remanente en porcentaje. Para determinar el número de grupos en el dendrograma se eligió un nivel de corte que representa el número de unidades de vegetación interpretable.

Para la ordenación de la vegetación se utilizó el análisis de Correspondencia Canónica, definido como un método de ordenación directa que muestra la variación de la vegetación con relación a los factores ambientales (Kent y Coker, 1992). Esta técnica incorpora la correlación entre los datos florísticos y factores ambientales dentro del propio análisis de información, para este análisis se utilizaron las matrices del VIR (128 especies) y factores ambientales (15 variables).

La prueba de permutaciones Monte Carlo permite determinar si los valores de las raíces características de los primeros ejes de la ordenación y los valores de correlación entre las especies y las variables ambientales obtenidos con el (CCA) Análisis de correspondencia Canónica; son estadísticamente significativos ($P < 0.05$). Para realizar los análisis se utilizó el programa de cálculo CANOCO (Ter Braak y Šmilauer, 1998).

1.5 Resultados y discusión

Clasificación

El análisis de agrupamiento (CA) se realizó con un nivel de corte del 15%. La información obtenida permitió diferenciar cinco tipos de vegetación: bosque de *Abies*, bosque de *Pino*, bosque de *Quercus*, bosque de *Quercus castanea* y bosque mixto (Figura 1.2). Estos tipos de vegetación corresponden en general a los patrones fisonómicos de distribución altitudinal observados en campo. La (Figura 1.3) muestra la estructura y la distribución de las especies, mediante un perfil fisonómico fisiográfico del Área de Conservación del Distrito Federal.

Los primeros sitios de muestreo corresponden con el bosque de *Abies* (BA) 13 sitios, su intervalo de distribución altitudinal fue de 2900m a 3700m. Este tipo de vegetación prospera en lugares confinados a laderas y cerros, protegidos de la acción de viento e insolación y con una precipitación media anual superior a 1000 mm; el tipo de clima es un Cw. Se desarrolla en suelos de origen volcánico

andesitas y basaltos, profundos bien drenados, textura migajón arenosa y francos; el pH es ligeramente ácido (entre 5 y 7), (Rzedowski, 2006). Las especies con mayor VIR en el estrato arbóreo fueron *Abies religiosa*, *Garrya laurifolia* subsp. *laurifolia* y *Sambucus nigra* var. *canadensis*. En el estrato arbustivo las especies más representativas fueron *Berberis moranensis*, *Fuchsia thymifolia*, *Senecio angustifolius* y *Senecio cinerarioides*. Para el estrato herbáceo las especies con mayor VIR fueron *Festuca tolucensis*, *Packera sanguisorbae*, *Physalis nicandroides*, *Polystichum aculeatum*, *Salvia elegans* y *Sigesbeckia jorullensis*.

El siguiente agrupamiento corresponde al bosque mixto (BM), constituido por nueve sitios. Este tipo de vegetación se encuentra en un intervalo de distribución altitudinal de 2800 a 3200m. Está dominado principalmente por *Abies religiosa*. De acuerdo con los resultados obtenidos las especies con mayor VIR en el estrato arbóreo fueron *Abies religiosa*, *Alnus arguta*, *Buddleia microphylla*, *Cupressus lusitánica* y *Quercus laurina*. En el estrato arbustivo las especies con mayor VIR fueron *Baccharis conferta*, *Ribes ciliatum*, *Senecio angustifolius* y *Verbesina oncophora*. En el estrato herbáceo las especies con mayor VIR fueron *Festuca myrus*, *Penstemon roseus*, *Phlebodium pseudoaureum* y *Salvia concolor*.

Otro grupo corresponde al Bosque de *Pinus* (BP) el cual está conformado por 27 sitios y se sitúa en un intervalo de distribución altitudinal de 2900 a 3700m. El suelo donde se desarrollan los pinares es de los tipos podsólicos, cafés y rojos con pH que varía generalmente entre 5 y 7; el clima es semihúmedo, Cw, (Rzedowski, 2006). Las especies con mayor VIR en el estrato arbóreo fueron *Alnus arguta*, *Pinus greggii* (introducido), *Pinus hartwegii*, *P. montezumae* y *P. radiata* (introducido). En el estrato arbustivo sobresalen *Acaena elongata*, *Senecio angustifolius*, *Senecio cinerarioides*, *Ribes ciliatum* y *Symphoricarpos microphyllus*. En lo referente al estrato herbáceo fue uno de los tipos de vegetación con mayor número de especies, entre la que destacan: *Alchemilla procumbens*, *Brayulinea densa*, *Erygium carlinae*, *Muhlenbergia macroura* y *Lupinus montanus*.

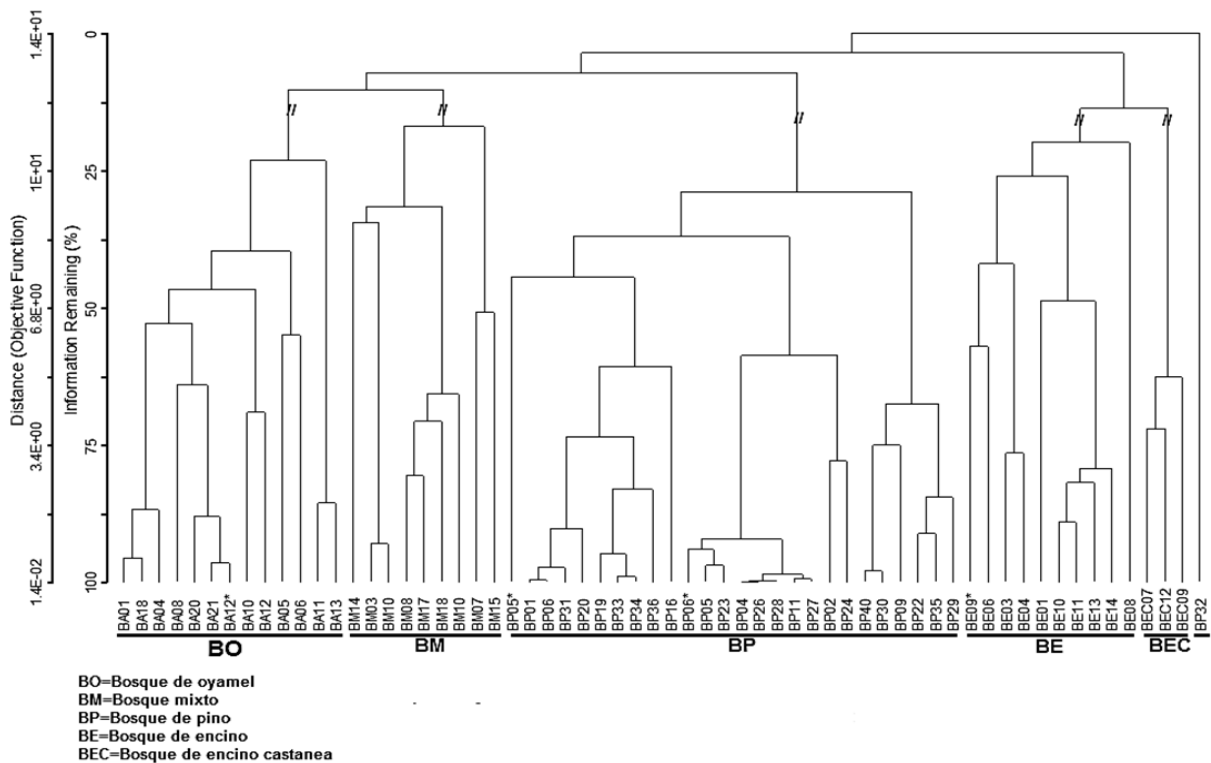


Figura 1.2 Dendrograma del análisis de agrupamiento el cual muestra las relaciones jerárquicas entre los sitios de muestreo.

El siguiente conglomerado formado por 10 sitios, corresponde al Bosque de *Quercus* (BQ) que se desarrolla en altitudes que va de 2500 a 2900m. El suelo donde se desarrollan los encinares es de reacción ácida moderada (pH 5.5 a 6.5), con abundante hojarasca y materia orgánica, la textura varía de arcilla a arena; prosperan típicamente en condiciones de clima Cw (Rzedowski, 2006). Las especies con mayor VIR en el estrato arbóreo fueron *Iresine schaffneri*, *Quercus crassipes*, *Q. desertícola*, *Q. laurina*, *Q. obtusata* y *Quercus rugosa*. El estrato arbustivo está representado por las siguientes especies con mayor VIR: *Ageratina rubricaulis*, *Chromolaena haenkeana* y *Symphoricarpos microphyllus*. Para el estrato herbáceo las especies con VIR más elevado son: *Lepechinia caulescens*, *Iresine schaffneri*, *Salvia concolor* y *S. polystachya*.

El último grupo identificado con (BQC), está formado por 3 sitios que corresponde a una variante del Bosque de *Quercus* donde la especie dominante es *Q. castanea*; se encuentra en altitudes que van de 2400 a 2600m. El suelo donde se desarrollan los encinares son de reacción ácida moderada (pH 5.5 a 6.5), con abundante hojarasca y materia orgánica. La textura varia de arcilla a arena, prosperan típicamente en condiciones de clima es Cw, (Rzedowski, 2006). La especie con mayor VIR en el estrato arbóreo fue *Quercus castanea*. En el estrato arbustivo dominan *Ageratina areolaris*, *A. glabrata* y *Verbesina virgata*. En el estrato herbáceo las especies con mayor VIR: *Bouvardia ternifolia*, *Desmodium grahamii* y *Salvia polystachya*.

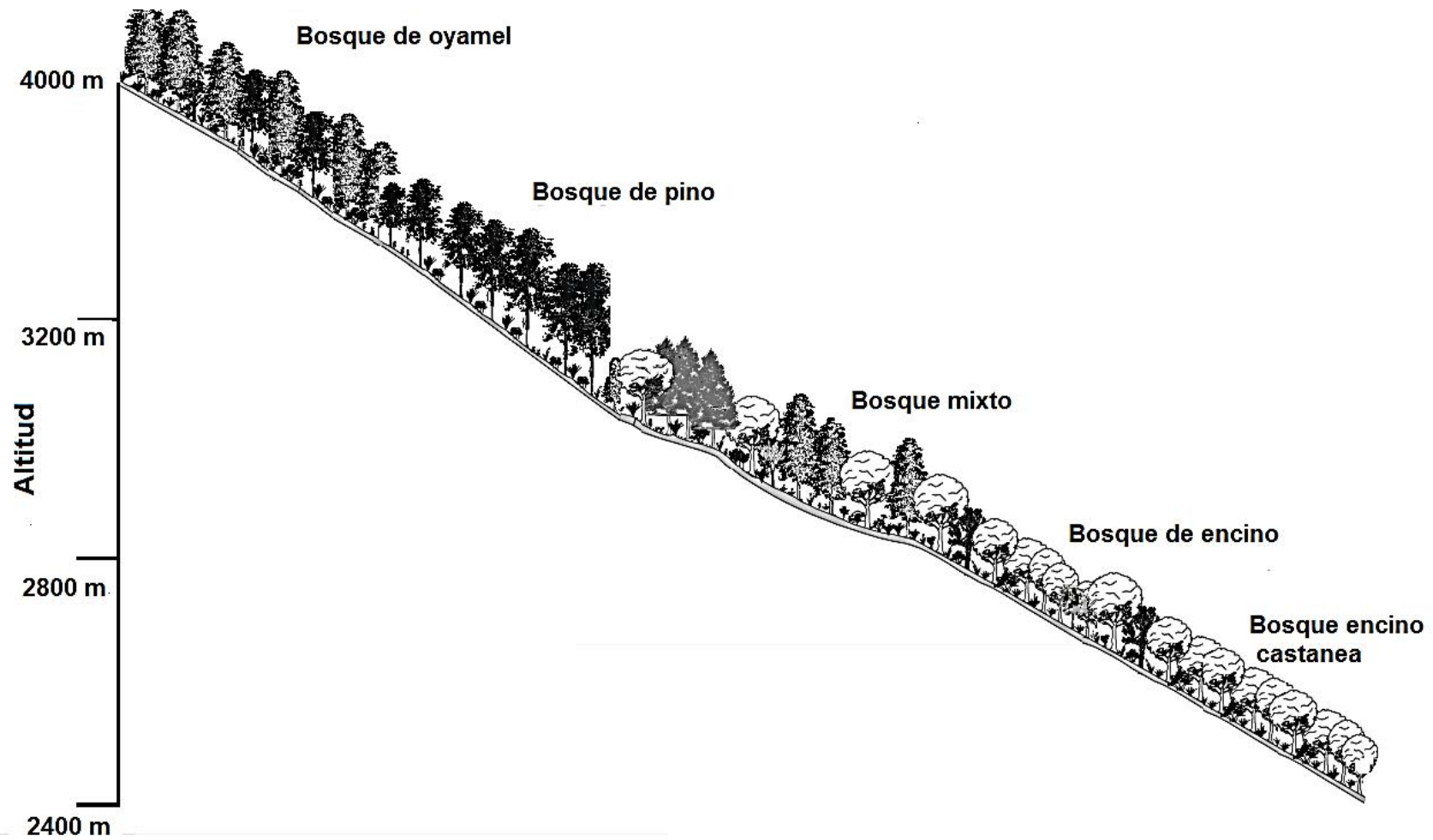


Figura 1.3 Perfil fisiográfico de las comunidades vegetales presentes en el área forestal suburbana del Distrito Federal.
 Fuente: Sánchez y López, 2004. Modificado por: Franco, 2014

Ordenación directa

La (Figura 1.4) representa la ordenación de los sitios, las especies y los factores ambientales obtenidos por medio del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). El valor de las raíces características para los tres primeros ejes de la ordenación indica que hay una separación entre los tipos de vegetación identificados, asociada con las variables ambientales consideradas en el presente estudio (Cuadro 1.1).

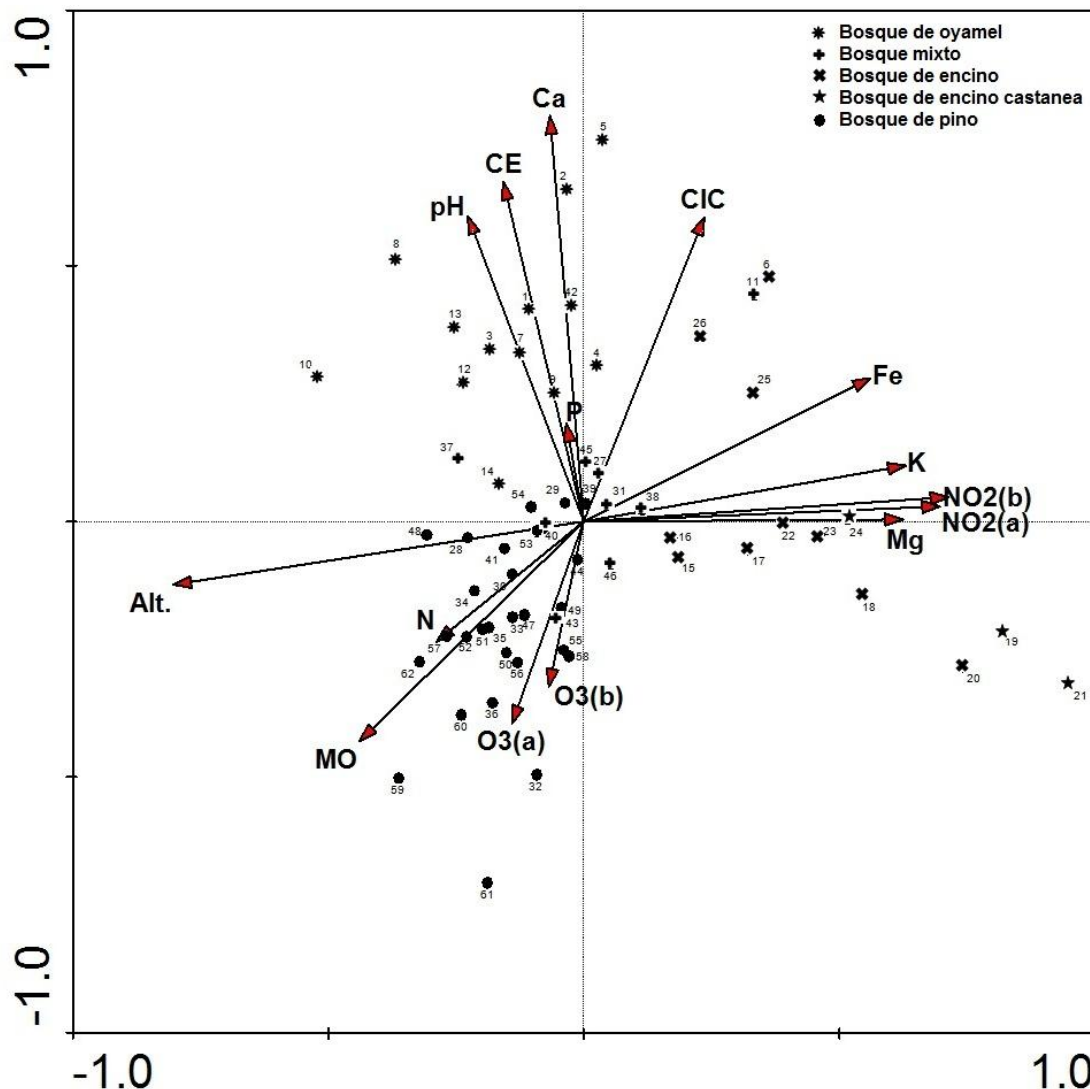


Figura 1.4 Análisis de correspondencia canónica de 62 sitios de muestreo con 15 variables ambientales del bosque suburbano del Distrito Federal.

Los datos aleatorizados generados por las permutaciones de Monte Carlo, indican que tanto los valores de las raíces características para los tres primeros ejes como; los valores de correlación entre las especies, las variables ambientales y los tres primeros ejes de la ordenación, son significativos ($P < 0.002$); lo que indica que los valores obtenidos con el CCA son adecuados y que el diagrama de ordenación aporta una representación significativa de la distribución de las comunidades vegetales y de su relación con las variables ambientales estudiadas (Cuadro 1.1).

Cuadro 1.1 Resultados del análisis de correspondencia canónica donde se indican los valores de las raíces características, la correlación entre las especies y los factores ambientales y el porcentaje de varianza explicada por los datos de las especies y las relaciones especie-ambiente para los tres primeros ejes de ordenación

Ejes	1	2	3
Raíces características	0.71	0.56	0.50
	5	3	9
Correlación especies-factores ambientales	0.96	0.91	0.91
	9	3	7
Varianza acumulada (%) de las especies	4.2	7.4	10.4
De las relaciones especies-ambiente	13.8	24.7	34.5

Las variables que presentaron mayor correlación positiva con el primer eje de la ordenación fueron $\text{NO}_2(\text{a})$, $\text{NO}_2(\text{b})$, K, Mg y Fe; para el mismo eje las variables con correlación negativa fueron la altitud (Alt) y en porcentaje de materia orgánica (MO). En lo referente al segundo eje de la ordenación, las variables de mayor correlación positiva con el eje 2 fueron Ca, CE, pH y CIC (Cuadro 1.2).

Cuadro 1.2 Correlación entre los primeros ejes de la ordenación y las 15 variables ambientales. La información entre (paréntesis sirve de referencia para las abreviaturas de las variables ambientales de la figura 4

Variable	Eje1	Eje2
Altitud (Alt)	-0.778	-0.113
Calcio (Ca)	-0.064	0.725
Conductividad eléctrica (CE)	-0.153	0.607
Capacidad de Intercambio catiónico (CIC)	0.228	0.544
Fierro (Fe)	0.544	0.256
Potasio (K)	0.610	0.100
Magnesio (Mg)	0.605	0.004
Materia orgánica (MO)	-0.425	-0.393
Nitrógeno (N)	-0.279	-0.215
Potencia hidrógeno (pH)	-0.220	0.545
Fosforo (P)	-0.033	0.175
Ozono(a) O ₃ (a)	-0.136	-0.361
Bióxido de nitrógeno(a) (NO ₂ (a))	0.691	0.044
Ozono(b) O ₃ (b)	-0.067	-0.295
Bióxido de nitrógeno(b) (NO ₂ (b))	0.675	0.027

NO₂, O₃ (a): Primer período de muestreo, NO₂, O₃ (b): Segundo período de muestreo

Discusión

De acuerdo con datos de la PAOT (Procuraduría Ambiental y Ordenamiento del Territorio del Distrito Federal), en el Suelo de Conservación la cobertura vegetal está constituida principalmente por Bosque de *Pinus*, *Abies*, *Quercus*, mixto e inducido (PAOT, 2010). De acuerdo al análisis de agrupamiento (Cluster analysis, CA por sus siglas en inglés), en el área de estudio se definieron los siguientes tipos de vegetación bosque de *Abies*, bosque de *Pinus*, bosque mixto (*Abies_ Pinus*) y bosque de *Quercus*.

El bosque de *Abies* se localiza principalmente en las delegaciones de Cuajimalpa, Álvaro Obregón y Magdalena Contreras. En pequeños manchones en las delegaciones de Tlalpan y Milpa Alta, en altitudes de entre 2500 y 3500 m. Se caracteriza por presentar un solo estrato arbóreo cuya especie dominante es *Abies*

religiosa, los estratos arbustivo y herbáceo son escasos (Madrigal, 1967; Sánchez y López, 2005; Rivera y Espinosa, 2007). Rzedowski (2006), menciona que el estrato arbóreo inferior del bosque de oyamel está formado por *Alnus*, *Arbutus*, *Garrya*, *Buddleia*, *Prunus*, *Quercus* y *Salix*. En el área forestal suburbana del Distrito Federal, el bosque de *Abies* se encontró entre 2226m a 3710m, rango de distribución que coincide con el reportado por Rivera y Espinosa (2007).

En este estudio, en el 84% de los sitios muestreados, la especie dominante fue *Abies religiosa* y las especies asociadas fueron *Arbutus xalapensis*, *Buddleia microphylla*, *Garrya laurifolia* subsp. *Laurifolia* y *Salix paradoxa*.

Sánchez y López (2007), indican que el bosque mixto se localiza entre los 2900 y 3200m, y que las especies más importantes en el estrato arbóreo son *Abies religiosa*, *Quercus laurina* y *Cupressus lusitánica*. En el presente estudio se encontraron resultados semejantes el bosque mixto se caracterizó por la presencia de *Abies religiosa*, *Alnus arguta* y *Cupressus*.

Por su parte, Rzedowski (2006), indica que existen masas puras de bosque de oyamel, en donde la especie dominante es *Abies religiosa*. Así mismo se puede presentar esta especie en bosques mixtos con presencia de géneros *Pinus*, *Quercus*, *Pseudotsuga* y *Cupressus*. En el área forestal suburbana del Distrito Federal se localizaron masas puras de *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *Pinus montezumae*, *Pinus pseudostrobus*. *Quercus crassifolia* y *Quercus laurina*, también estas especies conforman los bosques mixtos.

Rivera y Espinosa (2007), señalan que el bosque de *Pinus* es el tipo de vegetación más extenso en el Distrito Federal y se ubica en las Delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Milpa Alta y Tlalpan generalmente se encuentra a una altitud de 2700 a 3800m. En las partes altas (2900 y 3800m) se desarrolla *Pinus hartwegii*, sin embargo en algunos sitios se localizan individuos de *Salix paradoxa* y *Juniperus monticola*, y en Milpa Alta y Tlalpan, de *Alnus jorullensis*. En los sitios con

bosque de *Pinus* muestreados, el 18% correspondió a masas puras de *Pinus hartwegii*, y se distribuye en altitudes de entre 2982 y 3673m; el resto está constituido por masas mezcladas de especies del género *Pinus* (*Pinus montezumae*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *P. radiata* y *P. rudis*), *Alnus* (*Alnus arguta*, *A. jorullensis*), *Quercus* (*Q. crassipes*), *Buddleia* (*B. microphylla*, *B. parviflora*, *B. sessiliflora*) y *Arbutus xalapensis*.

Rzedowski (2006) y Rivera y Espinosa (2007), mencionan que los encinares pueden presentarse como bosques puros dominados por una o varias especies de *Quercus*; sin embargo comúnmente pueden coexistir con géneros como *Abies*, *Alnus*, *Buddleia*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juniperus* y *Salix*. Por otra parte los bosques de *Quercus* se diferenciaron en dos grupos: (1) los que la especie dominante fue *Q. castanea*, y (2) el conformado por diferentes especies de encino (*Quercus crassipes*, *Q. deserticola*, *Q. glaucoides*, *Q. laurina*, *Q. rugosa* y *Q. obtusata*), asociados con *Alnus arguta*, *Arbutus xalapensis*, *Buddleia microphylla*, *Garrya laurifolia* subsp. *laurifolia*, *Pinus greggii* y *Pinus leiophylla*.

El bosque de *Quercus* en el área de estudio se distribuye en altitudes de entre 2421 y 2927m, y se localizan en las delegaciones Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco esta información, coincidiendo con Rivera y Espinosa (2007), que indican un intervalo de distribución para este tipo de bosque de entre 2300 y 3000m, localizándose en las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Gustavo A. Madero, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco.

En el presente estudio, como era de esperar, en el bosque de *Abies* la especie con mayor VIR fue *Abies religiosa* (31.98), en el bosque mixto la especie con mayor VIR fue *Cupressus lusitánica* (30.56), en el bosque de *Pinus* el VIR más alto fue el de *Pinus hartwegii* (100). Además se definieron dos tipos de bosque de *Quercus*; bosque mixto de *Quercus* la especie con mayor VIR fue *Quercus rugosa* (31.56) y el bosque de *Quercus castanea* con un VIR (36.96).

Los métodos de ordenación permitieron entender la distribución y abundancia espacial de los taxones o especies (Causton, 1988), así como describir las relaciones de los mismos con respecto a los factores (McIntosh, 1985; Zare *et al.*, 2009). En el presente estudio mediante el uso de análisis multivariados se identificaron los siguientes tipos de vegetación: bosque de *Abies*, bosque mixto, bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus* y bosque de *Q. castanea*.

Zavala (2004), menciona que el clima es el principal determinante ecológico y evolutivo de la fisonomía, distribución y estructura de las comunidades vegetales. Así mismo, Escamilla (1999), señala que las diferencias en la composición y estructura de las comunidades vegetales, están influenciadas por variables del suelo tales como pH, contenido de materia orgánica, disponibilidad de nutrientes, textura profundidad y origen parental. Los resultados obtenidos en este estudio a través de las técnicas de ordenación de la vegetación indican que el patrón de distribución de los diferentes tipos de vegetación en el área forestal suburbana del Distrito Federal, está definido principalmente por la concentración de: NO₂ en el aire y los nutrientes Fe, K, Ca, Mg; conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, pH, altitud y contenido de MO.

La variación en las propiedades del suelo es el resultado de la heterogeneidad del material parental, la topografía y la vegetación en una región climática definida (Fieldman *et al.*, 1991; Zavala, 2004). Esta variabilidad indica que la presencia de diferentes tipos de comunidades forestales, con especies dominantes distintas está fuertemente asociada con las características del suelo, resaltando la importancia de los factores abióticos de estos ecosistemas (Tang, 2005).

Fenn *et al.*, (2002) mencionan en la Cuenca del Valle de México los bosques están expuestos a contaminantes, los contaminantes con los más grandes efectos ecológicos y ambientales son el O₃ y NO₂. De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de correspondencia canónica el NO₂ fue una de las variables ambientales significativas que se correlacionó con el bosque de encino.

Bauer *et al.*, (2000), mencionan que las área forestales del Distrito Federal se encuentran expuestos al estrés más severo por los contaminantes, el estrés puede conducir llevar a cambios en la composición de la vegetación. En el presente estudio se encontró que los estratos forestales en su mayoría están conformados por una mezcla de especies de los 62 sitios muestreados sólo el 10% se encontró como masas puras y corresponde al bosque de *Pinus hartwegii*.

1.6 Conclusiones

El método de ordenación utilizado fue descriptivo y permitió definir la estructura de los tipos de vegetación del área forestal suburbana del Distrito Federal.

A través de los métodos de clasificación (CA) y ordenación directa (CCA), se obtuvieron 5 tipos de vegetación.

Los resultados de clasificación y ordenación del área forestal suburbana del Distrito Federal mostraron una importante heterogeneidad entre las comunidades vegetales evaluadas, tanto en la composición de especies como su estructura y en cada comunidad se encontraron especies claves de cada tipo de vegetación.

El O₃ en ambos períodos de muestreo no presentó efectos significativos en los diferentes tipos de vegetación evaluadas.

El NO₂ para ambos períodos de muestreo se presentó en los sitios correspondientes a los bosques de encino.

1.7 Literatura citada

- Austin, M. P. 1987. Models for the analysis of species response to environmental gradients. *Vegetation* 69: 35-45.
- Bauer, L. I. de, Hernández, T., T. and Skelly, M., J. 2000. Air pollution and the Forest of Developing and Rapidly Industrializing (eds. J. L. Innes and A. H. Haron) 35-59pp.
- Bolfor; Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. 2000. Manual de Métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia 87 pp.
- Causton, D. R. 1988. An introduction to vegetation analysis. Unwin Hyman, London
- Cincotta, R.P., J. Winsnewski y R. Engelman. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404:990-991.
- Comisión de Recursos Naturales del Distrito Federal. CORENA. 2005. Mapa vectorial de vegetación y uso de suelo del Distrito Federal. Esc: 1:50 000.
- Environmental Systems Research Institute. ESRI. 2008. ArcGIS 9. Using ArcGIS Geoestatistical Analyst. User Guide. 300 pp.
- Escamilla J.A. 1999. Estudios de suelo y de ecosistemas vegetales. En: Orellana R., Escamilla J.A. y Larqué-Saavedra A. Eds. *Ecofisiología Vegetal y Conservación de Recursos Genéticos*, pp.119-125, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C, Mérida, México.
- Feldman S. B., Zelazny L.W, Baker J. C. 1991. High elevation forest soils of the southern Appalachians. I. Distribution of parent material and soil landscape relationships. *Soil Science Society American Journal* 55:1629-1637.
- Fenn, M.E; Bauer, L. I., de, and Hernández T., T. 2002. Summary of Air Pollution Impacts on Forests in the México City Air Basin in vol. 337-355pp.
- Ferrusquía, V. I. 1998. Geología de México: una sinopsis. In T.P. Ramamoorthy, R. Bye A. Lot y J. Fa (comps.) *Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, D. F. 3-109.
- Forest Inventory and Analysis Program. FIA. 2007. Vegetation Indicator. United States Department of Agriculture. Forest Service. USA. 2pp.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. INEGI. 2012. *Perspectiva estadística Distrito Federal*. México. 94 pp.

- Kent, M., y P. Coker. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. Belhaven Press, London.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Helmut, J., Geist, S. B., Agbola, S. B., Arild, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G. D., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, A. and C., Xu, J. (2001) The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261-269.
- Madrigal, S., X. 1967. Contribución al Conocimiento de la Ecología de los Bosques de Oyamel en el Valle de México. Instituto Nacional de Investigación Forestal (INIF). Bol. Téc. No. 18 México, D.F. 94 pp.
- Magurran, A.E. 1989. Diversidad Ecológica y su medición. Ed. Vedral, Barcelona, 200 pp.
- Matteucci, S.D. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Serie Biología, Monografía No. 22. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C. 168 pp.
- McCune, B. y J.B. Grace. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 300 pp.
- McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4 for Windows. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 237 pp.
- McIntosh, R. P. 1985. The Background of Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. 547pp.
- Noble, I.R. y R. Dirzo. 1997. Forest as human dominated ecosystem. *Science* 277:522-525.
- Oliva, P., K. García, R. Cortez, R. Dávila, M. R. Alfaro y V. Duke. 2001. Manual de Laboratorio. Programa Aire Puro para Centro América, Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación. USAC, CESCO, FUSADES, PIDMA, UNA, IEA. 102 pp.
- PALMER, W. M. 2003. Ordination methods for ecologists. [En línea]. Disponible en: <http://www.carex.osuunx.ucc.okstate.edu> (revisado el 22 de febrero del 2013).

- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. PAOT. 2010. Modelo de análisis tendencial sobre la pérdida de cubierta forestal en el suelo de conservación del Distrito Federal. México, D. F. 223 pp.
- RADIELLO. 2006. Manual. Fondazione Salvatore Maugeri-Irccs. Centro di Ricerche Ambientali-Padova. 56 pp.
- Rivera, H., J. E. y Espinoza, H., A. 2007. Flora y vegetación del Distrito Federal In: Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana, UNAM, México, D. F. pp 223-253.
- Rzedowski, G. C. de, y J. Rzedowski. 2005. Flora Fanerogamica del Valle de México, 2da. Ed.. 1ª. Reimp., Instituto de Ecología A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Mich. 1406 pp.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Sánchez, G., A. y López, M. L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 74:47-71.
- Sardinero, S. 2000. Classification and ordination of plant communities along an altitudinal gradient on the Presidential Range, New Hampshire, USA. Plant Ecology 148: 81- 103.
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal – Dirección General de la Calidad del Aire- Dirección de Monitoreo Atmosférico. SMADF-DGGCA-GDF-DMA. 2012a. Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2011. México, D. F. 164 pp.
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal – Dirección General de la Calidad del Aire- Dirección de Monitoreo Atmosférico. SMADF-DGGCA-GDF-DMA. 2012b. Programa general de ordenamiento ecológico del Distrito Federal. [En línea]. Disponible en <http://www.sma.df.gob.mx/sma/index.php?opcion=26&id=61>. (revisado el 22 de febrero del 2013).
- Tang, C. Q. 2005. Forest vegetation as related to climate and soil conditions at varying altitudes on a humid subtropical mountain, Mount Emei, Sichuan, China. The Ecological Society of Japan 21:174-180.
- Ter Braak, C.J.F. y P. Šmilauer. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power. New York, New York. 351 pp.

- Vallecillo, R. S. 2009. Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisaje mediterráneos. Tesis Doctorado, Universidad de Lleida.
- Zare C., M. A., Azarnivad H., Jafari M. and Tavili A. 2009. Multivariate Statistical Methods as a Tool for Model Based Prediction of Vegetation Types, Russian Journal of Ecology, 41(1):84-94.
- Zavala, M.A. 2004. Integration of drought tolerance mechanisms in Mediterranean sclerophylls: a functional interpretation of leaf gas exchange simulators. Ecological Modelling 176:211-226

II. RELACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES VEGETALES, VARIABLES AMBIENTALES Y CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN LOS BOSQUES SUBURBANOS DEL DISTRITO FEDERAL

2.1 Resumen

Los bosques templados suburbanos del Distrito Federal están ubicados dentro de la cuenca del Valle de México, región considerada como una de las más ricas en el mundo en cuanto a su flora, por localizarse en la intercepción de dos regiones biogeográficas, la neártica y neotropical. Además de proporcionar servicios ambientales de gran valor económico. Esta investigación se realizó en virtud de que el área de estudio no existe trabajos sobre la contaminación atmosférica y la biodiversidad vegetal, sólo existen listados florísticos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la relación entre la riqueza y diversidad de especies vegetales, variables ambientales (edáficas, radiación solar, temperatura, humedad relativa e índice V) y contaminantes atmosféricos NO_x y O_3 , de los bosques templados suburbanos del Distrito Federal. Se determinó el índice de riqueza de especies, índice de especies verdadera e índice de diversidad β por tipo de vegetación. Para correlacionar el índice de especies verdaderas y variables ambientales, se aplicó la técnica estadística de árboles de regresión. Se identificaron 39 familias, 71 géneros y 128 especies. La familia más representativa fue Asteraceae, con 35 especies de plantas vasculares y 17 géneros, seguida de la familia Pinaceae con 2 géneros y 10 especies. Se estimó el índice de diversidad verdadera en el cual el bosque mixto presentó el mayor número efectivo de especies (8.7), seguido del bosque de *Abies* con 7.2 especies, el bosque de *Quercus* 5.7 y el bosque de *Pinus* 5.4 especies. La menor diversidad en especies correspondió al bosque de *Quercus castanea* con 2.2 especies. La diversidad β , para los diferentes tipos de bosque fue entre 50 y 71%. Las variables que se relacionaron con la diversidad verdadera fueron el O_3 , Hr(a), Ca, Fe, NO_2 (b), K, y CE. Se concluyó que la diversidad de especies en los bosques templados del área suburbana del Distrito Federal está condicionada a factores edáficos, ambientales y antropogénicos.

Palabras clave: riqueza de especies, número efectivo de especies, árboles de regresión, diversidad β , bosques templados

2.2 Abstract

The suburban temperate forest of Distrito Federal, located inside the Valley of Mexico Basin, area considerate like a the most rich of the world by their flora, and by located in the interception of two biogeographic regions: nearctica and neotropical; besides these forests provide environmental services of economic great value for the Distrito Federal. Was determined the species richness index, true species index and β Diversity Index by kind of vegetation. To correlate true species index and environmental variables was applied the statistical technique of regression trees. The goal of this study was assess the relationship between the richness and species diversity, environmental variables and atmospheric pollutant NO_x and O_3 from suburban temperate forest of Distrito Federal. 39 families Were identified, 71 genres and 128 species, the more representative family was Asteraceae with 35 species of vascular plants and 17 genres, followed for the Pinaceae family with 2 genres and 10 species. The true diversity index was estimated, in which the mixed forest presented the highest effective number of species (8.7); followed for *Abies* forest with 7.2 species, *Quercus* forest (5.7) and *Pinus* forest 5.4 species. The lower diversity in species belonged to *Quercus castanea* forest with 2.2 species. The β Diversity Index for the different kinds of forest was from 59 to 71%. The variables that were related with the true diversity were O_3 , Hr(a), Ca, Fe, NO_2 (b), K, and CE. We concluded that species diversity in the temperate forest in the suburban area of Distrito Federal is conditioned to edaphic, environmental and anthropogenic factors.

Key words: richness species, effective species number, regression trees, β diversity, temperate Forests.

2.3 Introducción

La diversidad de especies es un tema de vital importancia tanto en ecología de comunidades como en Biología de la conservación. Su estudio ha adquirido mayor relevancia en los últimos años debido a su relación con el funcionamiento de los ecosistemas a través de procesos tales como la productividad y estabilidad y por la modificación como resultado de actividades humanas (Maclaurin y Sterelny, 2008).

La biodiversidad proporciona condiciones y procesos naturales de los ecosistemas, como servicios ambientales, por medio de los cuales el ser humano obtiene varios beneficios como; degradación de desechos orgánicos, formación de suelo, control de la erosión fijación de nitrógeno, control biológico de plagas, regulación del clima (Loa *et al.*, 1998).

La pérdida del ambiente natural ha llevado a disciplinas como la economía y la ecología a cuantificar y asignar valor a la biodiversidad, pero hay algunos autores que consideran imposible realizarlo (Toledo, 1998).

La diversidad puede medirse registrando el número de especies, describiendo su abundancia relativa o con un método que combine ambos elementos (Magurran, 1989). Sin embargo, la biodiversidad es más que “sólo el número de especies en un área” (Harper y Hawksworth, 1995).

En México existen pocos estudios relacionados con la evaluación de la biodiversidad (cálculo de la riqueza de especies), en bosques templados, resalta el trabajo realizado por (Vásquez, 2013), realizado en la Sierra Juárez de Oaxaca donde se cuantificaron 27 especies y nueve familias botánicas siendo las de mayor distribución *Quercus crassifolia* Humb. & Bonpl. *Pinus pseudostrobus* Lindl., y *Quercus laurina* Humb. & Bonpl, teniendo estas especies los valores de importancia relativa (VIR) más altos.

Sánchez-González y López-Mata (2005), realizaron en el Norte de la Sierra Nevada, un análisis de la riqueza y diversidad de especies y la asociación con variables climáticas y edáficas a lo largo de un gradiente altitudinal. La relación entre la riqueza y diversidad de especies con las variables ambientales mostraron un patrón unimodal con una tendencia hacia valores altos en la mitad más baja del gradiente de elevación.

En lo referente a las investigaciones sobre el área del Distrito Federal se tienen reportados estudios sobre la descripción de la vegetación, así como al conocimiento de algunas comunidades vegetales (Rzedowski y Rzedowski, 2001, Rivera y Espinosa, 2007). Debido a que no se tiene conocimiento de la existencia de estudios sobre riqueza de especies en dicha área, se desarrolló esta investigación.

2.4 Materiales y métodos

Área de estudio

El Distrito Federal se localiza en el suroeste de la cuenca de México y cuenta con una superficie de 149,674 ha. Se divide en suelo urbano con una extensión de 61,232 ha y suelo de conservación con 88,442 (59%) (PAOT, 2010; SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012).

El Distrito Federal limita al norte, este y oeste con el Estado de México y al sur con Morelos. El suelo de conservación se localiza en las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012b), (Figura 2.1).

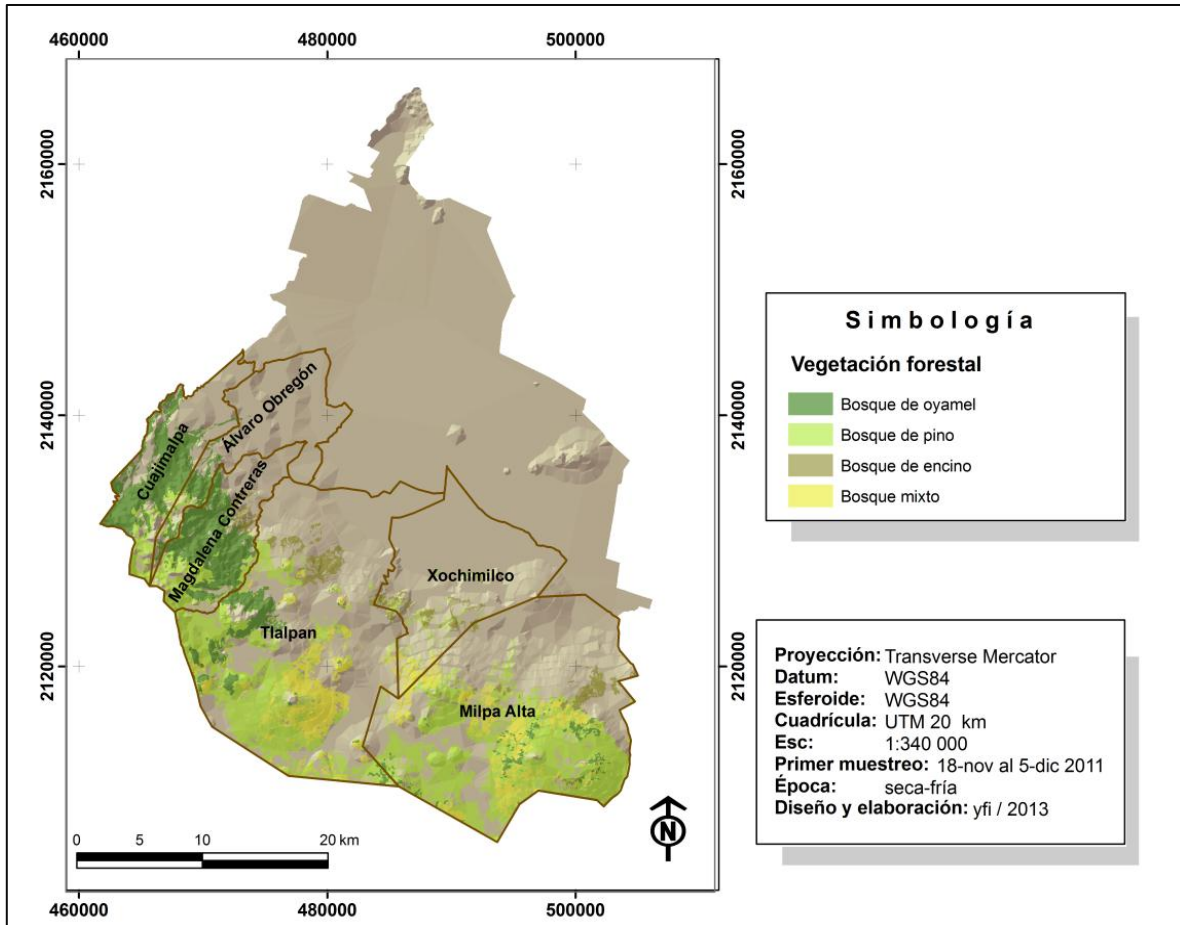


Figura 2.1 Área forestal suburbana del Distrito Federal

Características físicas del área de estudio

Se definen tres temporadas climáticas: seca-fría, seca-caliente y lluvias (PAOT, 2010). La temporada seca-fría se caracteriza por escasa precipitación y bajas temperaturas, entre los meses de noviembre a febrero. La temporada seca-caliente, comprende los meses de marzo a mayo, prevalecen los días calurosos y altas temperaturas. La temporada de lluvia presenta precipitaciones y la humedad relativa alta, inicia a mediados de mayo y se vuelve más evidente entre junio y octubre, ocasionando que desciendan los niveles de algunos contaminantes del aire por la inestabilidad atmosférica. (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012b; Jaimes *et al.*, 2010).

En los meses de noviembre a febrero la temperatura desciende y es frecuente la formación de inversiones térmicas de superficie. Éstas pueden durar hasta el mediodía favoreciendo la acumulación gradual de los contaminantes y provocando el incremento de las concentraciones de los contaminantes primarios (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012a). Fisiográficamente, el suelo de conservación se localiza en la zona de transición entre las dos grandes biorregiones de América (Neártica y Neotropical). Se identifican 15 clases edafológicas, entre las cuales, las más abundantes son: Andosol húmico (32 %), Litosol (26 %) y Feozem háplico (24%) (SMADF-DGGCA-GDF-DMA, 2012b).

Delimitación del área de estudio y procedimientos de muestreo

El área de estudio fue delimitada mediante el mapa de uso de suelo y vegetación del Distrito Federal, escala 1:50 000 (CORENA, 2005). Se ubicó en forma aleatoria un total de 62 sitios de muestreo, utilizando la aplicación Hawth's Analysis Tools Versión. 3.27 (Beyer, 2006) en ArcGis ver. 9.3 (ESRI, 2008), utilizando el diseño de muestreo aleatorio estratificado y generando números de puntos proporcionales al área por tipo de vegetación (Bolfor *et al.*, 2000). Para el muestreo de los contaminantes cada sitio de muestreo se georreferenció y se colocó un muestreador pasivo Mca. Radiello para O₃ y NO₂ en donde se presentara libre circulación del viento.

Se estableció 62 sitios circulares de 1000 m² unidad de muestreo para el estrato arbóreo. Dentro del sitio se ubicó al azar dos subunidades de muestreo de 9 m² para el estrato arbustivo y 3 subunidades de muestreo de 1 m² en forma de Y para el estrato herbáceo donde se realizaron las mediciones, (FIA, 2007). El muestreo de la vegetación se llevó a cabo en la época seca-fría (octubre 2010 a enero 2011).

Las especies muestreadas se identificaron en campo y otras en el Herbario de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo.

En cada sitio de muestreo se tomó una muestra compuesta de suelo formada por cuatro submuestras de 300 g cada una, a 5 m del centro del sitio con orientación a cada punto cardinal y a 30 cm de profundidad.

Dentro de cada unidad y subunidad de muestreo se determinó la densidad, frecuencia y cobertura para los tres estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo). La densidad es el número de individuos en 3 m² para las especies de herbáceas, 18 m², para las especies de arbustivas y 1000 m² para los árboles; la frecuencia se estimó como el número de subunidades de muestreo (parcelas) en que apareció cada especie.

Para árboles, arbustos y herbáceas, la cobertura (C) se calculó con la fórmula:

$$C = \pi \left[\frac{1}{4} (d1 + d2) \right]^2$$

Donde $\pi = 3.1416$; d1 y d2 son los diámetros mayor y menor perpendiculares entre sí, de la proyección vertical de la copa de los árboles, arbusto y herbáceas.

Con los valores relativos de los atributos estructurales se estimó el valor de importancia relativa VIR (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). La estructura de la vegetación se definió con base en el valor de importancia relativa (VIR) de las especies utilizando la fórmula:

$VIR = \frac{1}{3}(\text{cobertura relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa})$ (Matteucci y Colma, 1982)

En cada unidad de muestreo se determinaron las siguientes características edáficas Ca (meq/100g), CE (ds/m), CIC (meq/100g) Fe (ppm), K (meq/100g), Mg (meq/100g), MO (%), N (%), P (ppm) y pH. El pH del suelo se determinó con un potenciómetro usando una relación suelo-agua 1:2 en Ca Cl₂ 0.01M; Capacidad de intercambio catiónico (CIC) en (cmol(+))kg⁻¹ por acetato de amonio 1N pH 7,0

centrifugación Kjeltec Auto Analyzer 1030; Materia orgánica (M.O.%) por la técnica Walkley y Black en $K_2Cr_2O_7$ 1N; y nutrientes en el suelo: El nitrógeno inorgánico N ($mg\ kg^{-1}$) fue extraído con cloruro de potasio 2N y determinado por arrastre de vapor Kjeltec Auto Analyzer 1030. El fósforo P ($mg\ kg^{-1}$) por medio del método Olsen. El potasio K ($mg\ kg^{-1}$) fue extraído en acetato de amonio 1N, el pH 7.0 relación 1:20 y determinado por espectrofotometría de emisión de flama. El calcio Ca ($mg\ kg^{-1}$) y el magnesio Mg ($mg\ kg^{-1}$) fueron extraídos en acetato de amonio 1N pH 7,0 relación 1:20 y determinados por espectrofotometría de absorción atómica. El hierro ($mg\ kg^{-1}$) fue extraído con DTPA relación 1:4 y determinado por espectrofotometría de absorción atómica.

El análisis de los contaminantes se desarrolló en dos estaciones del año: época seca-fría del 18 de noviembre al 5 de diciembre del 2011 y cálido-seca del 25 de mayo al 15 de junio del 2012. Para la determinación de la distribución y concentración de los contaminantes O_3 ppb (partes por billón) y NO_2 , en cada sitio de muestreo se colocó un Monitor pasivo Mca. Radiello para O_3 y uno para NO_2 , en la parte media lateral o superior de la copa de un árbol seleccionado al azar, en donde hubiese libre circulación del viento. El análisis de concentración de NO_2 y O_3 se llevó a cabo de acuerdo al correspondiente protocolo de análisis en laboratorio (Oliva *et al.*, 2001; Radiello, 2006).

La diversidad β se estimó mediante la tasa de reemplazo de especies, utilizando el inverso del índice de semejanza de Sørensen. Los resultados se obtuvieron con el programa del cálculo EstimateS versión 7.5 (Colwell, 2005).

Para la obtención de la riqueza de especies, se utilizó el término diversidad verdadera (*true diversity*; Moreno *et. al.*, 2011) acuñado por Jost (2006). Se representó gráficamente en un mapa de distribución espacial ArcGis ver. 9.3 (ESRI, 2008). Para calcular la diversidad verdadera se utilizó el Índice de Simpson que fue calculado en el programa Past (Hammer y Ryan, 2001).

Para calcular la relación entre el número efectivo de especies con las variables ambientales se utilizó las técnica estadística de árboles de regresión (Berlanga, *et. al.*, 2013). Los árboles de regresión son una forma gráfica y analítica de representar todos los eventos (sucesos) que pueden surgir a partir de una decisión asumida en cierto momento (Berlanga, et al., 2013). Los modelos de Árbol de Regresión y Clasificación (C&RT, Classification & Regression Trees), fueron introducidos en la estadística por Breiman et al. (1984). Los modelos de árbol de regresión se utilizan cuando la variable respuesta es cuantitativa. El principio fundamental de dicha metodología consiste en particionar el espacio de las variables independientes (X_1, X_2, \dots, X_p) en forma tal que los valores de la variable de respuesta sean cada vez más homogéneos dentro de las clases de dicha partición.

2.5 Resultados y discusión

Riqueza de especies

Del área total de muestreo se identificaron 38 familias, 71 géneros y 128 especies (Anexo 1, Cuadro 2.5). La familia más representativa fue la Asteraceae, con 35 especies y 17 géneros, seguido de la Pinaceae con 2 géneros y 10 especies, Fagaceae, Poaceae y Lamiaceae, como se muestra en el Cuadro 2.1. La familia Asteraceae fue la más representativa debido a que en el área de estudio existen sitios perturbados, por diversos factores, que contribuyen a la apertura de claros e islas de fertilización los cuales son idóneos para que las especies colonicen estos sitios. Esta familia estuvo representada por 35 especies, las cuales incluyen especies herbáceas, anuales o perennes.

Cuadro 2.1 Riqueza de especies presentes en los bosques Suburbanos del Distrito Federal

Familia	No. Géneros	No. Especies	Familia	No. Géneros	No. Especies
1 Adoxaceae	1	1	20 Grossulariaceae	1	2
2 Amaranthaceae	2	3	21 Lamiaceae	2	8
3 Apiaceae	1	3	22 Oleaceae	1	1
4 Araliaceae	1	2	23 Onagraceae	1	1
5 Aspleniaceae	1	1	24 Orobanchaceae	1	1
6 Asteraceae	17	35	25 Pinaceae	2	10
7 Berberidaceae	1	1	26 Plantaginaceae	2	3
8 Betulaceae	1	3	27 Poaceae	4	8
9 Bromeliaceae	1	1	28 Polemoniaceae	1	1
10 Caprifoliaceae	1	1	29 Polyganaceae	1	1
11 Commelinaceae	1	1	30 Polypodiaceae	2	2
12 Cupressaceae	2	2	31 Pteridaceae	2	2
13 Dryopteridaceae	1	1	32 Rhamnaceae	1	1
14 Ericaceae	2	2	33 Rosaceae	3	3
15 Fabaceae	2	2	34 Rubiaceae	3	3
16 Fagaceae	1	8	35 Salicaceae	1	1
17 Garryaceae	1	1	36 Scrophulariaceae	1	4
18 Geraniaceae	1	1	37 Solanaceae	2	4
19 Gramineae	1	1	38 Urticaceae	1	2
			Total	71	128

Índice de Valor de Importancia Relativa

De acuerdo al índice de valor de importancia relativa (VIR), las especies con mayor valor correspondiente a las especies arbóreas (A) fueron: *Pinus hartwegii* (100 %), *Pinus rudis* (43.6%), *Alnus arguta* (41.8 %), y *Pinus montezumae* (41.7 %). Para las especies arbustivas (Ar) fueron: *Verbesina oncophora* (49.40 %), *Ribes ciliatum* (42.89 %) y *Ageratina areolaris* (40.83%). Para las especies herbáceas (H) fueron: *Muhlenbergia macroura* (65.23 %), *Packera sanguisorbae* (48.75 %) y *Salvia elegans* (46.08), (Cuadro 2.2).

Cuadro 2.2 Índice de valor de importancia relativa (VIR), de las especies con mayor valor, de acuerdo a su forma de vida en los bosques Suburbanos del Distrito Federal.

F/V	Especie	VIR %
A	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	100.00
H	<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitch.	65.23
Ar	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton.	49.40
H	<i>Packera sanguisorbae</i> D. C.	48.75
H	<i>Salvia elegans</i> Vahl.	46.08
A	<i>Pinus rudis</i> Endl.	43.60
H	<i>Salvia concolor</i> Lamb. Ex. Benth.	42.89
Ar	<i>Ribes ciliatum</i> Humb. & Bonpl. Ex Roem. & Schult.	42.20
A	<i>Alnus arguta</i> (Schlecht.) Spach.	41.78
A	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	41.72
Ar	<i>Ageratina areolaris</i> (DC.) Gage ex. B. L. Turner	40.83
Ar	<i>Senecio angustifolius</i> (Thunb.) Willd.	39.89
Ar	<i>Baccharis conferta</i> Kunth	38.90
Ar	<i>Senecio cinerarioides</i> Kunth.	38.59
H	<i>Sigesbeckia jorullensis</i> Kunth.	38.49
H	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldtdl.	38.34
A	<i>Quercus castanea</i> Née.	36.99
H	<i>Penstemon roseus</i> (Cer. Ex Sweet) G. Don	34.18
H	<i>Brayulinea densa</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) Small	32.78
A	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	31.92
A	<i>Quercus rugosa</i> Née	31.56
A	<i>Cupressus lusitanica</i> (Mill.) D. P. Little.	30.56
Ar	<i>Acaena elongata</i> L.	30.16
Ar	<i>Berberis moranensis</i> Schult. & Schult. F.	29.67
H	<i>Muhlenbergia nigra</i> Hitchc.	28.80
Ar	<i>Fuchsia thymifolia</i> Kunth.	27.21
A	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	27.10
Ar	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth.	26.50
H	<i>Physalis nicandroides</i> Schltdl.	25.19
Ar	<i>Ageratina rubricaulis</i> H.B.K.	25.13
Ar	<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	25.12
H	<i>Stevia salicifolia</i> Cav.	24.29
H	<i>Festuca toluensis</i> Kunth.	24.05
A	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	23.66
H	<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth	23.03
H	<i>Solanun argentinum</i> Bitter & Lillo	22.74
H	<i>Salvia polystachya</i> M. Martnes & Galeotti.	22.43
A	<i>Quercus crassipes</i> Humb. & Bonpl.	21.49
H	<i>Lepechinia caulescens</i> (Ortega) Epling	21.43
H	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose	20.80

A	<i>Sambucus nigra</i> var. <i>Canadensis</i> (L.) Bolli	20.71
A	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	20.40
A	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth.	20.07

F/V=Forma de vida, A=arbóreas, Ar=arbustivas y H=herbáceas

También se deduce que algunas especies arbóreas presentaron un alto VIR, seguido de las especies arbustivas, y en algunos sitios fueron las herbáceas como *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitch., *Packera sanguisorbae* D. C. y *Salvia elengans* Vahl (Anexo 1, Cuadro 2.6).

Diversidad verdadera (número efectivo de especies)

La obtención de este índice tuvo como base el índice de diversidad de Simpson calculado para cada uno de los sitios muestreados. El uso del índice diversidad verdadera (número efectivo de especies) permite una mejor interpretación de la diversidad de las comunidades y la comparación entre sitios. Compara la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más comunidades, muestra cuánta diversidad se gana o se pierde entre sitios, teniendo como resultado un número determinado de especies en cada sitio (Moreno *et. al.*, 2011).

Los principales resultados se muestran en el Cuadro 2.3. El cual permite ver el número efectivo de especies se muestra la diferencia de especies entre sitios y tipo de vegetación. El bosque mixto mostró muestra un mayor número efectivo de especies (8.7), seguido por bosque de *Abies* con (7.2) especies, Bosque de *Quercus* (5.7) y bosque de *Pinus* (5.4). El menor número efectivo de especies correspondió al bosque de *Quercus castanea* con (2.2) especies. Al expresar estas equivalencias, se infiere que el bosque mixto es 1.21 veces más diverso en especies que el bosque de *Abies* (2.1); el bosque de *Abies* es 1.6 veces más diverso que el bosque de *Pinus*, y el bosque de *Pinus* es 1.5 menos diverso en especies que el bosque de *Quercus* y el bosque de *Quercus* es 4.0 más diverso en especies que el bosque de *Quercus castanea*.

Cuadro 2.3 Calculo de la diversidad verdadera (número efectivo de especies) por sitio en los bosques templados suburbanos del Distrito Federal.

Sitio	Numero efectivo de especies	Sitio	Numero efectivo de especies	Sitio	Numero efectivo de especies	Sitio	Numero efectivo de especies	Sitio	Numero efectivo de especies
BO06	7.2	BM17	8.7	BP05*	5.4	BE08	5.7	BEC07	2.2
BO05	6.9	BM08	5.0	BP09*	4.8	BE09*	4.7	BEC09	1.5
BO04	6.1	BM03	4.5	BP23	4.7	BE01	2.7	BEC12	1.3
B012	5.3	BM07	3.9	BP22	4.0	BE06	2.4		
BO13	5.0	BM18	3.7	BP05	4.0	BE13	2.2		
BO11	4.1	BM10*	3.6	BP09	3.7	BE04	2.1		
B001	3.3	BM10	3.0	BP24	3.3	BE14	2.1		
B008	3.3	BM15*	2.6	BP11	3.3	BE03	2.0		
B010	3.1	BM14	1.7	BP30	3.3	BE10	1.7		
BO18	3.0			BP06*	3.1	BE11	1.5		
B021	2.4			BP28	3.0				
B020	2.4			BP26	2.9				
B012*	2.2			BP34	2.7				
				BP16	2.5				
				BP29	2.4				
				BP20	2.3				
				BP27	2.3				
				BP36	2.2				
				BP04	2.0				
				BP35	1.9				
				BP02	1.7				
				BP31	1.7				
				BP33	1.5				
				BP01	1.3				
				BP19	1.3				
				BP32	1.2				
				BP06	1.0				

BO= Bosque de *Abies*, BM= Bosque Mixto, BP=Bosque de *Pinus*, BE= Bosque de *Quercus* y BEC=Bosque de *Quercus castanea*.

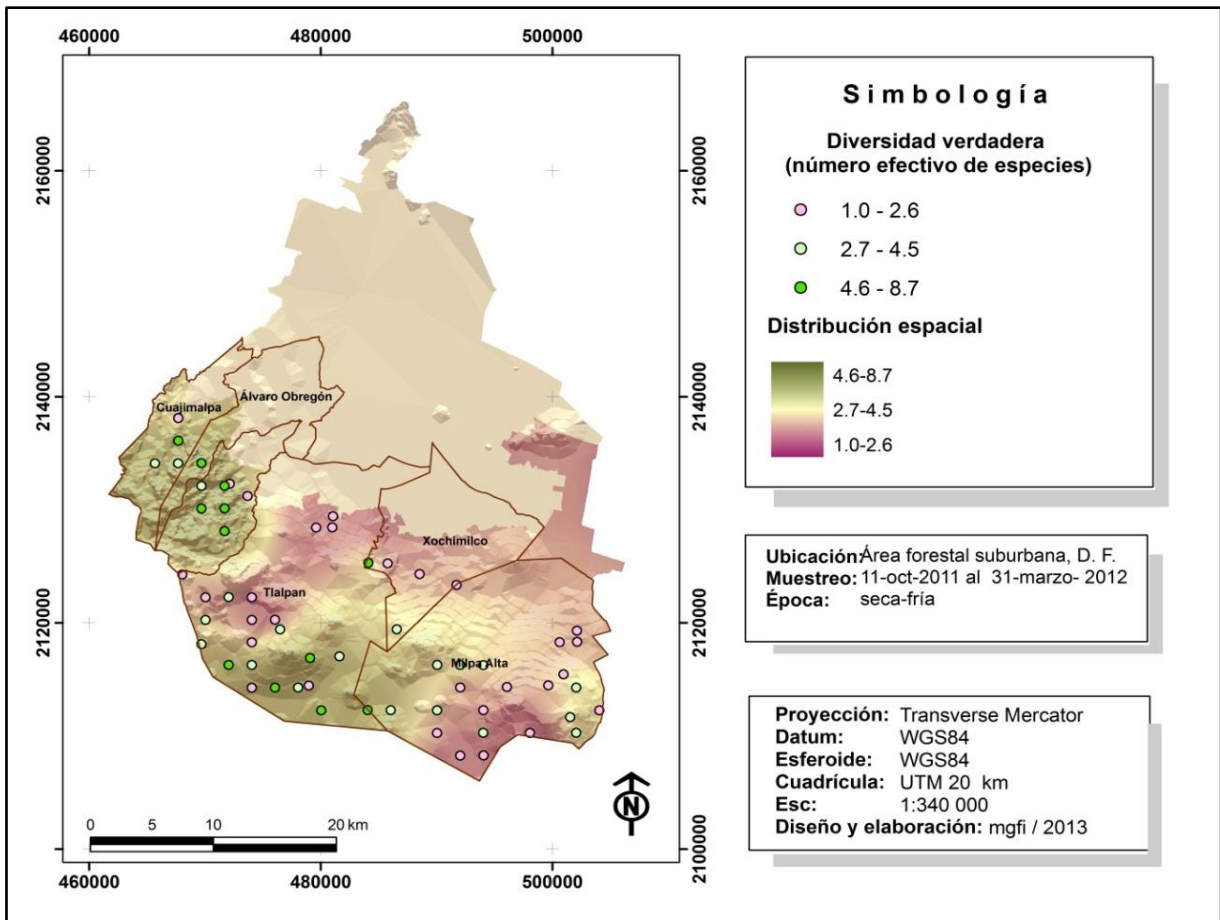


Figura 2.2 Mapa de Número efectivo de especies de los bosques templados suburbanos del Distrito Federal.

En el mapa de la figura 2.2 se muestra la diversidad verdadera, en el área de conservación del Distrito Federal. La parte verde es el área que tiene una alta diversidad, el área blanca corresponde a una diversidad verdadera media y la zona purpura muestra los sitios que tienen menor número efectivo de especies.

Diversidad β

De acuerdo con el Cuadro 2.4 las comunidades vegetales presentes en cada uno de los sitios muestreados no son comunidades discretas, dado que comparten entre sí un número distinto de especies. La tasa de reemplazo de especies (diversidad beta) entre los tipos de vegetación fue alta. La tasa de recambio de especies fue significativa entre los diferentes tipos de vegetación, *Pinus* y *Abies* (71%), *Mixto* y *Pinus* (.54%), *Quercus* y *Mixto* (.57%) y *Quercus castanea* y *Quercus* (.66%).

Cuadro 2.4 Diversidad β (parte inferior izquierda), número de especies compartidas (parte superior derecha), riqueza de especies (negrita, en diagonal) por tipo de vegetación en los bosques suburbanos del Distrito Federal.

Tipo de vegetación	<i>Abies</i>	<i>Pinus</i>	<i>Mixto</i>	<i>Quercus</i>	<i>Quercus castanea</i>
<i>Abies</i>	51	15	19	17	4
<i>Pinus</i>	0.71	54	22	17	1
<i>Mixto</i>	0.59	0.54	42	20	5
<i>Quercus</i>	0.67	0.68	0.57	51	12
<i>Quercus castanea</i>	0.89	0.97	0.84	0.66	20

Árbol de Regresión

El árbol de regresión sugiere que el Ozono (b), la Hr (a), Ca, Fe, NO₂ (b), K, CE, fueron las variables mejor correlacionadas, con el número efectivo de especies, Figura 3. Las ramificaciones del árbol de regresión indicaron que el Ozono (b) es la variable ambiental más importante en la explicación de los valores del número efectivo de especies obtenidos. La estructura del árbol de regresión señaló dos opciones correlacionadas con una mayor o menor número efectivo de especies.

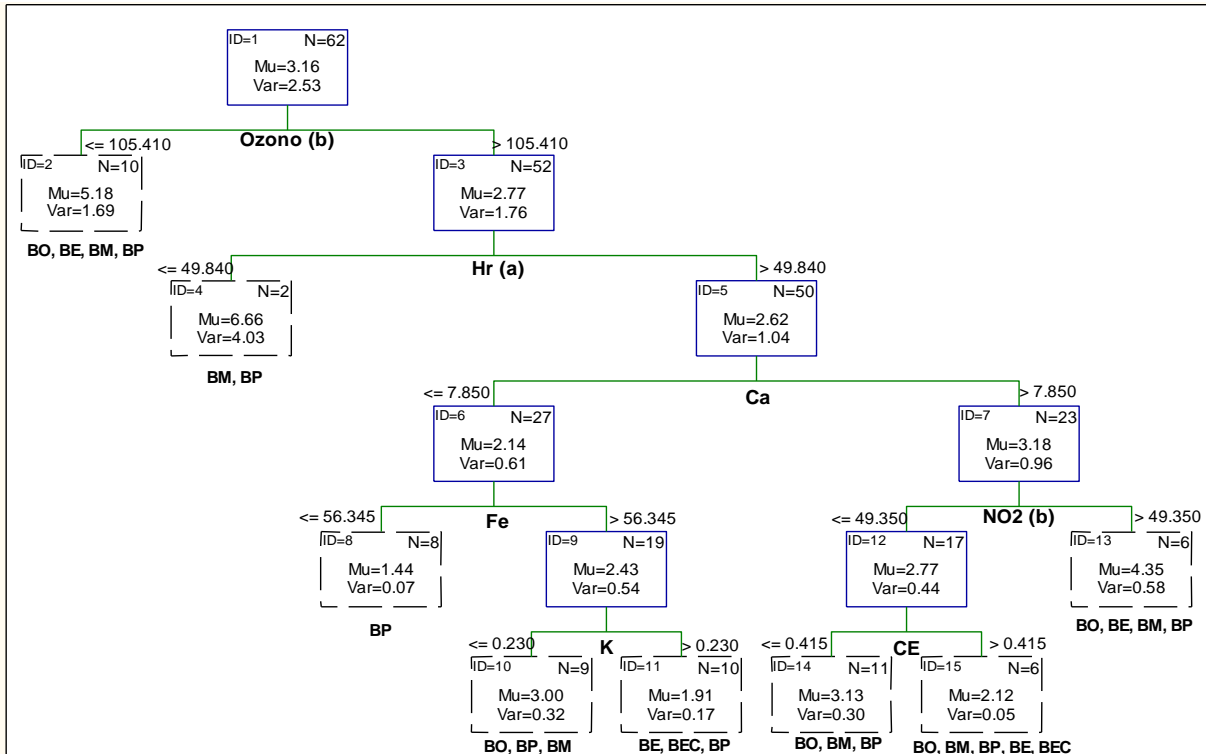


Figura 2.3 Estructura del árbol de regresión para el número efectivo de especies. Los rectángulos discontinuos representan los nodos terminales y los rectángulos continuos los nodos no terminales. Mu= número promedio del número efectivo de especies, var= varianza, promedio aritmético de todas las muestras que fluyen a través de los nodos. Los valores que se encuentran en las conexiones entre nodos representan los criterios de decisión de la variable evaluada. Las expresiones: Bo= bosque *Abies*, BP=bosque *Pinus*, BE= bosque *Quercus*, BM= bosque mixto y BEC= Bosque *Quercus castanea*. ID= número de nodo, N=X Número de sitios.

El ozono (b) fue la variable más importante, en la primera rama nodo ID=2 indica que número efectivo de especies es máximo cuando el índice de concentración del Ozono (b) <102.41 ppb (partes por billón) correspondiendo a los sitios BE08, BM08, BO04, BO05, BO06, BO08, BO11, BO12, BO13, y BP30. Cuando el índice de concentración de Ozono fue >105.41 ppb el número efectivo de especies fue menor (nodo ID=3), presentándose en 52 sitios. De estos mismos sitios dos, nodo (ID=4) presentó un aumento en el número efectivo de especies (6.66), asociados a un porcentaje de humedad relativa $\leq 49.84\%$. Tales sitios fueron BM17 y BP23. En 50 sitios el índice de humedad relativa fue >49.84%, presentándose una disminución en el número efectivo de especies (2.62, nodo ID=5). De estos 50 sitios 27 presentaron una concentración de Ca (meq.100) ≤ 7.85 contribuyendo a la disminución del número efectivo de especies (2.14 nodo ID=6).

Así mismo de estos últimos 27 sitios en donde la concentración del Fe fue <56.34 ppm también el número efectivo de especies tendió a disminuir (1.44), siendo los sitios que menor número efectivo de especies presentaron: BPO1, BP02, BP06, BP19, BP31, BP32, BP33 Y BP35, nodo ID=8. En los sitios en donde la concentración de Fe fue >56.34 ppm el número efectivo de especies tendió a incrementarse ligeramente (2.43), nodo ID=9 correspondiendo a los sitios BE01, BE03, BE04, BE06, BE13, BE10, BE11, BEC09, BEC12, BM10, BO21, BP06*, BP09, BP04, BP05, BP11, BP16, BP34 y BP36. A su vez estos sitios están condicionados por la concentración de K cuando es ≤ 0.23 meq.100 el número efectivo de especies tiende a incrementar (3.0) correspondiendo a los sitios BM10, BO21, BP06, BP09, BP05, BP11, BP16, BP34 y BP36, nodo ID12 y cuando el índice de concentración de K es >0.23 meq.100 el número efectivo de especies disminuye, nodo ID=13, correspondiendo a los sitios BE01, BE03, BE04, BE06, BE13, BE10, BE11, BEC09, BEC12 y BP04.

Con respecto a la ramificación derecha (nodo ID=7), el incremento en el número efectivo de especies estuvo asociado a la variable Ca en donde su concentración fue >7.85 meq/100 g y se encontró en 23 sitios BE09*, BE14, BEC07, BM14, BM03, BM07, BM10*, BM15*, BM18, BO01, BO10, BO18, BO20, BO12*, BP05*, BP09*, BP20, BP22, BP24, BP26, BP27, BP28 y BP29. Estos sitios estuvieron condicionados con el índice de concentración de NO_2 (b), en el cuál el número efectivo de especies tendió a disminuir cuando la concentración fue ≤ 49 ppm. Los sitios fueron BE14, BM07, BM10*, BM14, BM15*, BEC07, BO01, BO18, BO20, BO12*, BP20, BP22, BP24, BP26, BP27, BP28 y BP29 (nodo ID=12). De estos 17 sitios el número efectivo de especies se incrementa (3.13) cuando el índice de CE es ≤ 0.45 ds/m, correspondiendo a los sitios BM07, BM10*, BM15*, BO01, BO18, BP22, BP24, BP26, BP27, BP28 y BP29, nodo ID=14. Cuando la CE es >0.45 ds/m el número efectivo de especies fue 2.12, correspondiendo a los sitios BE14, BEC07, BM14, BO20, BO12* y BP20 nodo (ID=15). Por otra parte cuando el índice de concentración de NO_2 (b), es >49 ppm el número efectivo de especies es mayor

(4.35, nodo ID=13), correspondiendo a los sitios BE09*, BM03, BM18. BO10, BP05* y BP09*.

Discusión

Entre las familias más representativas se encuentra la Asteraceae, Pinaceae y Fagaceae, lo cual corroboran estudios realizados en bosques templados en donde destacan las familias Asteraceae, y Fagaceae como especies representativas de los bosques templados (Encina *et al.*, 2007; Martínez *et al.*, 2008; Zacarías y del Castillo, 2010). La importancia de las Asteraceae, es que México es uno de sus principales centros de diversificación y considerando el número de especies, en la familia, también ocupa la primera posición a nivel nacional (Rzedowski, 1991; Villaseñor, 2003). Estos resultados concuerdan con los obtenidos en este estudio. Se cuantificaron 38 familias, con 71 géneros y 128 especies de las cuales la más representativa es la familia Asteraceae con 17 géneros y 35 especies, seguido de la familia Pinaceae con 2 géneros y 10 especies, y las familias Fagaceae, Poaceae y Lamiaceae, como se muestra en el Cuadro 2.1. La familia Asteraceae está conformada por numerosas especies tanto arbustivas como herbáceas y su riqueza se debe a que resultan favorecidas por la perturbación de los ambientes naturales y son elementos abundantes en las primeras etapas sucesionales de las comunidades (Villaseñor, 2004).

La mayoría de las asteráceas mexicanas han evolucionado en la Sierra Madre del Sur y en la Faja Volcánica Transmexicana (Turner y Nesom, 1998; Villaseñor, 1993). Varias de estas especies se encuentran en todos los tipos de vegetación y climas. Esta familia es una de las más importantes en cuanto a especies pioneras e invasoras de sitios abiertos o potreros abandonados.

El género *Pinus* es parte de una de las familias más representativas en el área de estudio, en la flora mexicana y los bosques templados. Esta familia ha sido ampliamente estudiada, ya que México tiene la mayor diversidad de pinos del

mundo, con un importante porcentaje de sus especies distribuidas en la Faja Volcánica Transmexicana y la Sierra Madre del Sur (Perry, 1991; Styles, 1998). En este estudio algunas especies de *Pinus* obtuvieron valores altos de (VIR); entre ellas *Pinus hartwegii* (100%), *Pinus rudis* (43.6%) y *Pinus montezumae* (41.7 %).

Sánchez y Mata (2005), reportaron especies con valores de VIR tan altos como los que se reportan en el presente estudio *Muhlenbergia macroura*, *Alchemilla procumbens*, en el estrato herbáceo. Las especies arbustivas están representadas por *Acaena elongata*, *Symphoricarpos microphyllus*, *Ageratina glabrata* y *Senecio angustifolius*. Para el estrato Arbóreo, *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, *Quercus rugosa*, *Cupressus lusitanica*, *Quercus laurina* y *Arbutus xalapensis*.

Koleff (2005), menciona que los valores altos del índice de diversidad β se interpretan como baja diversidad β (similitud elevada), mientras que los valores bajos reflejan alta diversidad (alta disimilitud). En el presente estudio la diversidad β varió de .54 a .71, se interpreta como baja diversidad β por la similitud de especies en los sitios.

La diversidad β es un factor importante en el establecimiento de estrategias eficientes para la protección de áreas naturales y de especies particulares (Van Dyke, 2008). La diversidad β de una región se ha relacionado con el concepto de complementariedad, cuyo propósito es encontrar la combinación con el menor número de sitios que incluya la totalidad de especies de una región (Rodríguez et al., 2003).

Krebs (1972), menciona que la alta diversidad β encontrada en un área podría estar relacionada con la heterogeneidad ambiental tanto climática como edáfica, así como la asociada con el relieve. Por lo tanto la diversidad β puede explicarse por la mezcla de especies y comunidades boscosas de clima templado (Valdez y Aguilar, 1983). De acuerdo con estos autores los diferentes tipos de vegetación tienen especies afines.

Law y Watkinson (1989) mencionan que las perturbaciones influyen en la distribución y abundancia de plantas y en la composición de la comunidad, y que las especies abundantes o dominantes reducen la diversidad, asumiendo que la riqueza se incrementa cuando las especies dominantes son removidas. Esto se puede observar en el bosque mixto donde se encuentra el valor más alto de especies verdaderas presentes.

Encina *et al.*, (2007), mencionan que altos valores de diversidad y riqueza de especies en un bosque de *Quercus* se ajustan a la hipótesis de disturbio intermedio en la que sostiene que con niveles moderados de disturbios estas variables alcanzan sus valores máximos. En el cálculo de las especies verdaderas el bosque de *Quercus* presentó un mayor número efectivo de especies en relación al bosque de *Pinus*. También se puede corroborar que el bosque de *Quercus* está sometido a factores de disturbio como incendios, además de que se encuentran en los límites del área urbana.

El ozono entra a las hojas por vía de los estomas, destruye la clorofila y permite una acumulación inusual de almidones, que suelen atraer insectos defoliadores, causando defoliación recurrente. El daño por ozono reduce el flujo de carbohidratos a la raíz limitando la alimentación de micorrizas, que a su vez merman la nutrición del árbol (Grant, 1996).

En condiciones naturales, concentraciones elevadas durante cortos períodos de exposición a ozono, causa daño foliar (Somers *et al.*, 1998; Miller *et al.*, 1994; Simini *et al.*, 1992). Krupa *et al.*, (2000) determinaron dos tipos de efecto en relación a la concentración y el tiempo de exposición al ozono. Un efecto en la vegetación se produce en exposiciones breves pero frecuentes de ozono mayores a 0,0800 ppm, que favorecen daños severos en el follaje y alteraciones de la productividad; el segundo efecto asociado a exposiciones menos severas pero continuas a concentraciones inferiores a 0.0400 ppm durante períodos prolongados de tiempo

que inducen el daño crónico en la vegetación (Karisson *et al.*, 1995; Davis y Skelly, 1992).

Miller *et al.*, (2002), mencionan que el único estudio bien documentado del cambio de un ecosistema es el ecosistema del bosque mixto de San Bernardino al sur de California, donde el impacto del ozono sobre las especies claves *Pinus ponderosa* y *Pinus jeffreyi* resultaron en la conversión del bosque. La principal variable que explica el número de especies verdaderas en este estudio fue el ozono, cuando su concentración fue >105.41 ppb el índice de especies verdaderas fue más bajo, presentándose en 52 sitios de los 62 evaluados.

Cereceda y Schemenauer (1987), explican que las concentraciones moderadamente altas de ozono (50-100 ppb) han sido estudiadas en laboratorio y campo, demostrándose que tienen efectos negativos en el crecimiento de los árboles debido a la reducción de la fotosíntesis. En este estudio se obtuvieron concentraciones de ozono >100 ppb consideradas como una concentración alta. Esta concentración explicó el bajo número encontrado de especies verdaderas (2.77), presentándose en 52 sitios.

Smith (1990), expone que bajo condiciones de una baja dosis de contaminantes la vegetación y suelos de los ecosistemas forestales funcionan como sumidero. A dosis intermedias se reduce la productividad presentándose alteraciones en la composición de especies y estructura de la comunidad mientras que a altas concentraciones hay una simplificación de los ecosistemas así como la destrucción de bosque. Además del ozono el bióxido de nitrógeno, fue una variable que explicó el número de especies verdaderas, en aquellos sitios que presentaron un índice de concentración >49.0 ppb en número de las mismas aumenta.

Hernández *et al.*, (2004), determinaron el efecto del ozono sobre el crecimiento del tubo polínico y la germinación de los granos de polen de *Pinus hartwegii* procedentes de tres áreas forestales ubicadas dentro de la Cuenca Atmosférica de la Ciudad de

México, con diferencias en la exposición al ozono. Los resultados indicaron que los granos de polen fueron afectados por el ozono con la misma intensidad, independientemente de su procedencia. La inhibición de la germinación y crecimiento del tubo polínico del pole de *P. hartwegii* fue mayor en altas concentraciones de ozono, la germinación decreció significativamente al prolongarse el período de exposición a ozono.

González *et al.*, (2010), realizaron un estudio de exposición a ozono en relación a vitalidad en un bosque de oyamel, el cual consistió en relacionar indicadores de salud respecto a exposición a ozono en poblaciones naturales de oyamel; teniendo como resultados. La concentración media por hora de ozono se mantuvo de $4,826 \times 10^{-7}$ a 0.0441 ppm por intervalo de medición (2 a 3 semanas), que si bien es alto, sólo tres lecturas excedieron ligeramente el umbral tóxico de 0.0400 ppm. No se vieron relaciones notorias entre ozono y temperatura, altitud, exposición o región. La retención del follaje, frondosidad de la copa, el vigor y el área basal de la masa mostraron tendencias débiles pero constantes y consistentes que sugieren deterioro de salud del oyamel conforme aumenta el nivel medio de ozono.

El ozono provoca también graves efectos ecológicos. Daña la vegetación, reduce la producción de los cultivos, y afecta a los usos y servicios de los bosques amenaza a la biodiversidad, tiene un impacto en los productos forestales y en otras funciones forestales como la formación del suelo, la regulación de la provisión de agua y los usos recreativos. Algunos tipos de vegetación y algunos individuos son más sensibles que otros. Se han establecido niveles críticos diferentes para la protección frente al ozono de los distintos tipos de vegetación (Paoletti *et al.*, 2008).

Vázquez y Givnish (1998), reportaron disminuciones en la diversidad de las especies vegetales relacionados con la altitud. Además mencionan que altitudes mayores prevalecen mayores condiciones de humedad. De acuerdo a los resultados obtenidos del árbol de regresión la variable condicionante en el número efectivo de especies fue la humedad relativa, corroborándose que cuando esta fue $>49.84\%$ se

tuvo una disminución en el número efectivo de especies, correspondiendo al bosque de *Abies*, *Pinus* y *Quercus*.

Han Van Dobben y de Vries (2010), en un estudio sobre ecosistemas forestales en Holanda encontraron que los índices más altos de especies, se encontraron en suelos que tienen un alto pH y un alto contenido en Calcio. En nuestro estudio se encontró una similitud en donde el número de especies verdadera aumenta cuando el contenido de calcio fue mayor.

La principal causa de acidificación del suelo es la emisión de compuestos de azufre y nitrógeno (SO_2 , NO_x y NH_3) en la atmósfera. Stevens *et al.* (2010), indican que la deposición atmosférica del nitrógeno es un problema global resultando en negativas consecuencias para la biodiversidad debido a la directa toxicidad, incremento de especies invasoras, incremento de stress ambiental y efectos en la acidificación y eutrofización del suelo. Así mismo existe una reducción en la riqueza de especies relacionada a la deposición del nitrógeno. En este estudio la familia Asteraceae fue la representativa con 35 especies y 17 géneros. De acuerdo con el árbol de regresión, el NO_2 fue una variable significativa. En los sitios que presentaron una concentración >49 ppb de NO_2 el número de especies verdaderas tendió a incrementarse. Se infiere que las especies dominantes son más sensibles a los contaminantes que tienden a declinar, dejando claros, que son ocupados por especies pioneras. En lo referente al pH se obtuvo un mínimo de 4.61 y máximo de 6.4.

Bravo y Torres (2002), mencionan que el NO_2 afecta directa o indirectamente a las especies vegetales. Directamente a través de la exposición en áreas localizadas e indirectamente formando oxidantes fotoquímicos fitotóxicos como el ozono. En este estudio el NO_2 y O_3 condicionan el número efectivo de especies, presentando ambos un comportamiento diferente a menores concentraciones de NO_2 el número efectivo de especies disminuye y a menor concentración de O_3 el número efectivo de especies se incrementó.

López (1995), encontró que los suelos forestales del área de estudio presentan deficiencia de potasio, magnesio y fierro; en este estudio se pudo corroborar que el fierro contribuye a explicar el número efectivo de especies en los sitios donde su índice de concentración fue <56.34 ppm, el número efectivo de especies disminuyó y en los sitios donde el índice de concentración de fierro fue mayor el número efectivo de especies se incrementó. En lo referente al potasio, en los sitios donde su concentración fue <0.23 meq/100 g el número de especies verdaderas se incrementó.

Gómez (1986), expone que la profundidad del suelo, contenido de arcilla, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), K, Ca, Mg, Na y BS (Bases solubles) disminuye con la elevación en estos suelos forestales. En este estudio se encontró que el calcio influye en el número efectivo de especies, y que en los sitios cuya concentración de Ca <7.85 meq/100 g el número efectivo de especies disminuyó. Al potasio a menor concentración incrementa el número efectivo de especies.

Han Van Dobben y de Vries (2010), en su estudio sugieren que la diversidad vegetal en los bosques europeos, está principalmente determinada por factores como el suelo, el clima y las especies y un limitado efecto por la deposición atmosférica de los contaminantes. En el presente estudio el número efectivo de especies estuvo determinado por factores ambientales como: Humedad relativa y la mayor parte por factores edáficos como: Ca, Fe, K y CE, y entre los factores de deposición atmosférica fueron: Ozono y NO_2 .

2.6 Conclusiones

La diversidad de especies en los ecosistemas forestales en el área forestal suburbana del Distrito Federal, no solo está condicionada a factores de origen antropogénico como los contaminantes atmosféricos, sino también a factores edáficos y ambientales.

A través de este estudio se pudo verificar, que el área forestal, se encuentra bajo condiciones de perturbación, evidenciando la presencia de un mayor número de géneros correspondientes a la familia Asteraceae.

2.7 Literatura citada

- Berlanga, S. A. Rubio, H. M. J. Vilá B. R. 2013. Cómo aplicar árboles de decisión en SPSS. Revista d'Innovación Recerca en Educación (REIRE). Universidad de Barcelona. Instituto de Ciencias de Educación. (6):15
- Bolfor; Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. 2000. Manual de Métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia 87 pp.
- Bravo A., H., and Torres, J. R. 2002. Air pollution levels and trends in the Mexico City metropolitan area. In Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin. Ecol. Stud., eds. M. E. Fenn, L. I. de Bauer, and T. Hernández-Tejeda. New York. Springer-Verlag.
- Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R. & Stone, C. (1984), Classification and regression trees, CHAPMAN & HALL/CRC, Boca Raton.
- Cereceda, T. P. y Schemenauer, R. S. 1987. Deterioro de los bosques de Canadá por contaminación del aire. Revista de Geografía Norte grande. 14:15-19.
- Colwell, R.K. 2005. Statistical estimation of species richness and shared species from samples Version 7.5 University of Connecticut. Connecticut. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimate>.
- Comisión de Recursos Naturales del Distrito Federal. CORENA. 2005. Mapa vectorial de vegetación y uso de suelo del Distrito Federal. Esc: 1:50 000.
- Davis, D. D., J. M., Skelly. 1992 Foliar sensitivity of eight eastern hardwood tree species to ozone. Water, Air, and Soil Pollution 62:270-227
- Encina, D. J., Z. L., A., V. R. J. y V. Q. J. A. 2007. Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* (81):51-63
- Environmental Systems Research Institute. ESRI. 2008. ArcGIS 9. Using ArcGIS Geostatistical Analyst. User Guide. 300 pp
- Fisher, R.A., A.S. Corbet y C.B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* (12): 42-58.
- Forest Inventory and Analysis Program. FIA. 2007. Vegetation Indicator. United States Department of Agriculture. Forest Service. USA. 2pp.

- Gómez G., A. 1986. Relación entre algunas propiedades edáficas y el crecimiento de coníferas al oeste del Tiáloc, Estado de México. Tesis Profesional. Facultad de Agrobiología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Uruapan, Michoacán, México.
- González, M. R. E., Mendoza, B. M, Alvarado, R. D. 2010. Exposición a ozono en relación a vitalidad en un bosque de oyamel. *Rev. Madera y Bosques* 16:4 7-19
- Hammer, Ø. Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *University of Oslo. Paleontología Ectronica* 4(1):9.
- Han Van Dobben, H. y de Vries W. 2010. Relation between forest vegetation, atmospheric deposition and site conditions at regional and European scales. *Environmental pollution* (158):921-933.
- Harper, J. y D.L. Hawksworth. 1995. En: D.L. Hawksworth *Biodiversity: measurement and estimation*. Chapman & Hall, the Royal Society, London, England. 5-11 pp
- Hernández, T. T., Cox, R. M., Malcolm, J., Bauer, L. I. de., Vargas, H. J., Vázquez, M. A. y Alvarado, R. D. 2004. Impacto del Ozono sobre el polen de *Pinus hartwegii* Lindl. *Rev. Ciencia Forestal en México* 26: 3-14
- Jaimes, P. M. C., Bravo A. H., Sosa E. R., Retama H. A. 2010. Diseño del monitoreo de precursores oxidantes fotoquímicos en la Ciudad de México y su Área Metropolitana. Fundación MAPFRE. México, D. F. 25 pp.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* (113):363-375 p
- Karlsson, P.E., Medin, E.L. Wickstrom, H Sellden, G. Wallin, G. Ottoson, S. y Skarby. L.1995. Ozone and drought stress-interactive effects on the growth and physiology of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). *Water, Air and Soil Pollution*: 1326-1330.
- Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la Diversidad Beta. *Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta, Gamma*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 19-40 pp.
- Krebs, J. C. 1972. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper & Row, New York.
- Krupa, S., Tuttle, M.M. . Andersen, C.P. Booker, F.L. Burkey, K.O. Chappelka, A.H Chevone, B.I. Pell, E.J y Zilinskas, B.A. 2000. Ambient ozone and plant health. *Plant Disease* 85(1):5-11.

- Law, R. y A. R. Watkinson. 1989. Competition. Ecological Concepts. Blackwell Oxford 243-284 p
- Loa, E., M. Cervantes, L. Durand y A. Peña. 1998. Uso de la biodiversidad. En: La diversidad biológica de México: Estudio de país. CONABIO. México.
- López, L. M. A., y Rivera A., R. 1995. Caracterización nutrimental de follaje de oyamel en proceso de declinación. In Memoria del II Congreso Mexicano sobre Recursos Naturales. Colegio de Postgraduados. Montecillos, Edo. De México. 50 pp.
- Maclaurin, T. y K. Sterelny. 2008. What is biodiversity? The University of Chicago Press, Chicago. 224p.
- Magurran, A.E. 1989. Diversidad Ecológica y su medición. Ed. Vedral, Barcelona, 200 p.
- Martínez, M. J., P. F., M.A. y F. S. O. 2008. Inventario florístico del cerro "El Cebú" y zonas adyacentes en la reserva de la biosfera El Triunfo (polígono V) Chiapas. México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. (82):21-40
- Matteucci, S.D. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Serie Biología, Monografía No. 22. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C. 168 pp.
- Miller, P. R., de Bauer, L. I., and Hernández, T. T. 2002. Oxidant exposure and effects on pines in forests in the Mexico City and Los Angeles, California air basins. In Urban Air Pollution and Forests: Resources at risk in the Mexico City Air Basin. Ecol. Stud. Series, eds. M. E. Fenn, L. I. de Bauer, and T. Hernández-Tejeda. New York: Springer-Verlag.
- Miller, PR; de Bauer, M.L. Nolasco, A.Q. y Tejeda. T.H. 1994. Comparison of ozone exposure characteristics in forested regions near Mexico City and Los Angeles. *Atmospheric Environment* 28(1):141-148.
- Moreno, E. C., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón P. N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. 547p.
- Neiff, J.J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America, pp. 157-186. En: Gopal, D. W.J. Junk y J.A. Davis: Biodiversity in wetlands:

- assessment, function and conservation. 2 Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- Oliva, P., García K., Cortez R., Dávila R., Alfaro M. R. y Duke V. 2001. Manual de Laboratorio. Programa Aire Puro para Centro América, Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación. 102 pp.
- Paoletti, E., Ballarin, D. A., Cieslik, S., Marco de, A., Licini, F., Manes, F., Penna, M. y Taglaferro, F. 2008. Scienza e politica devono collaborare per affrontare l'impatto dell'ozono sulla vegetazione. *Forest@* 5: 273-279 [online: 2008-10-10] URL: <http://www.sisef.it/forest@/>.
- Perry J.P. 1991. *The Pines of Mexico and Central America*. Timber Press, Portland.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. PAOT. 2010. Modelo de análisis tendencial sobre la pérdida de cubierta forestal en el suelo de conservación del Distrito Federal. México, D. F. 223 pp.
- RADIELLO. 2006. Manual. Fondazione Salvatore Maugeri-Irccs. Centro di Ricerche Ambientali-Padova. 56 pp.
- Rivera, H. and H.A. Espinoza, 2007. Flora y Vegetación del Distrito Federal. In: Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana, Vega, I.L., J.J. Morrone and D. Espinosa (Eds.). UNAM, México, DF. 223-253 pp.
- Rodríguez P., Soberón J. y Arita H.T. 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicanana* (89):241-259.
- Rodríguez, P. y Vázquez, D. E. 2003. Escala y diversidad de especies. En: Morrone JJ. Y J. Busts (eds). Una perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía. Facultad de Ciencias, UNAM. México, 109-114p.
- Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* (14):3-21.
- Rzedowski, G.C. DE, J. Rzedowski y Colaboradores. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2ª. Ed., Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.
- Sánchez-González, A, y López-Mata, L. 2005. Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. *Diversity and Distributions, (Diversity Distrib)* (11):567-575
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal – Dirección General de la Calidad del Aire- Dirección de Monitoreo Atmosférico. SMADF-DGGCA-GDF-DMA.

2012a. Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2011. México, D. F. 164 pp.

Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal – Dirección General de la Calidad del Aire- Dirección de Monitoreo Atmosférico. SMADF-DGGCA-GDF-DMA. 2012b. Programa general de ordenamiento ecológico del Distrito Federal. [En línea]. Disponible en <http://www.sma.df.gob.mx/sma/index.php?opcion=26&id=61>. (revisado el 22 de febrero del 2013).

Simini, M., Skelly, J.M. Davis, D.D. Savage, J.E.. y Comrie. A.C. 1992. Sensitivity of four hardwood species to ambient ozone in north central Pennsylvania. *Can. J. For. Res.* 22:1789-1799.

Smith, W. H. 1990. Air pollution and Forests Interactions between Air Contaminants and Forest Ecosystems Second Edition Springer Verlag, New York. 619 pp.

Somers, G.L., Chappelka, A.H. Rosseau, J. y Renfro. P. R. 1998. Empirical evidence of growth decline related to visible ozone injury. *Forest Ecology and Management* 104(1-3):129-137.

Stevens, C. J., Thompson, K., Grime, J. P., Long, C. J and Gowing, D. J. G. 2010. Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition, *Functional Ecology.* 24:478-484.

Styles B.T. 1998. El género *Pinus*: su panorama en México. En: Ramamoorthy T.P., Bye R., Lot A. y Fa J. Comp. *Diversidad Biológica de México: Orígenes y Distribución*, pp. 385-408, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Toledo, A. 1998. Economía de la biodiversidad. PNUMA. México.

Turner B.L. y Nesom G.L. 1998. Biogeografía, diversidad y situación de peligro o amenaza de Asteraceae de México. En: Ramamoorthy T.P., Bye R., Lot A. y Fa J. Comp. *Diversidad Biológica de México: Orígenes y Distribución*, pp. 545-561, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Valdez, T.V. y Aguilar, E., M. L. 1983. El género *Quercus* en la unidades fisonómico-florísticas del municipio de Santiago, N. L. México. Boletín Técnico No.98, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México, D. F.

Van, D. F. 2008. Conservation Biology. Foundations, Concepts, Applications. Springer, Nueva York.

- Vásquez, C., V. F. 2013. "Estructura, composición y diversidad arbórea, en áreas de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Tesis de Lic. Universidad de la Sierra Juárez, Oaxaca, 102 pp.
- Vázquez G.A. y Givnish T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition structure and diversity in the Sierra de Manantlán *Journal of Ecology* (86):999-1020
- Villaseñor J.L. 1993. La familia Asteraceae en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* (44):117-124.
- Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* (28):160-167.
- Villaseñor, J. L. 2004. Los géneros de plantas vasculares de la flora de México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* (75): 105-135.
- Zacarías, E. Y, y Del C. R. F.2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: Pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*.

CONCLUSIONES GENERALES

De acuerdo a los resultados de esta investigación se concluye que la diversidad de especies, se ve afectada no únicamente por los efectos de los contaminantes ambientales del O_3 y NO_x ; sino también por factores ambientales tales como temperatura, el porcentaje de humedad relativa y por variables edáficas como el Fe, Ca, K, y CE.

En la composición de especies, se observó que existen cambios en la estructura, dado a que en los sitios expuestos a estrés por contaminantes oxidantes tales como el ozono y NO_2 , hay un remplazo de especies nativas, por especies secundarias tolerantes a estos contaminantes.

El bosque mixto presenta el mayor número de especies verdaderas, dado a que este tipo de bosque se encuentra perturbado, por diversas actividades antropogénicas como incendios, pastoreo; los cuales generan claros y sitios de fertilidad los cuales son ocupados por especies pioneras; otro de los tipos de vegetación es el bosque de oyamel, pues en algunos sitios es nula la regeneración.

ANEXO I

Cuadro 2.5 Especies identificadas del bosque suburbano del Distrito Federal

Familia	Genero	Especie
Adoxaceae	Sambucus	<i>Sambucus nigra</i> var. <i>Canadensis</i> (L.) Bolli
Amaranthaceae	Iresine	<i>Iresine schaffneri</i> S. Wats
Amaranthaceae	Guilleminea	<i>Brayulinea densa</i> (Humb.&Bonpl.ex Schult.) Small
Amaranthaceae	Iresine	<i>Iresine celosia</i> L.
Apiaceae	Eryngium	<i>Eryngium monocephalum</i> Cav.
Apiaceae	Eryngium	<i>Eryngium carlinae</i> F. Delaroché
Apiaceae	Eryngium	<i>Eryngium longifolium</i> Cav.
Araliaceae	Hydrocotyle	<i>Hydrocotyle mexicana</i> C. & S.
Araliaceae	Hydrocotyle	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.
Aspleniaceae	Asplenium	<i>Asplenium monanthes</i> L.
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis conferta</i> Kunth
Asteraceae	Bidens	<i>Bidens serrulata</i>
Asteraceae	Bidens	<i>Bidens triplinervia</i> H. B. K.
Asteraceae	Chaptalia	<i>Chaptalia transiliensis</i> G. L. Nesom
Asteraceae	Cirsium	<i>Cirsium subuliforme</i> G.B. Ownbey
Asteraceae	Conyza	<i>Erigeron canadensis</i> L.
Asteraceae	Conyza	<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth
Asteraceae	Conyza	<i>Laennecia schiedeana</i> (Less.) G. L. Nesom
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina rubricaulis</i> H.B.K.
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina areolaris</i> (DC.) Gage ex. B. L. Turner
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina choricephala</i> (B. L. Rob.) R. M. King & H. Rob.
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina deltoidea</i>
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina espinosarum</i> var. <i>Espinosaarum</i> (A. Gray).
Asteraceae	Eupatorium	<i>Chromolaena haenkeana</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina vernicosa</i> (Sch. Bip. Ex Greenm.) R. M. King & H. Rob.
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina dolichobasis</i> (McVaugh) R. M. King & H. Rob.
Asteraceae	Eupatorium	<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.
Asteraceae	Galingosa	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.
Asteraceae	Gnaphalium	<i>Pseudognaphalium attenuatum</i> (DC.) Anderb.
Asteraceae	Gnaphalium	<i>Pseudognaphalium liebmannii</i> (Sch. Bip. Ex Klatt) Anderb.
Asteraceae	Helianthus	<i>Helianthus laciniatus</i> A. Gray.
Asteraceae	Picris	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio angustifolius</i> (Thunb.) Willd.
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio cinerarioides</i> Kunth.
Asteraceae	Senecio	<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell
Asteraceae	Senecio	<i>Packera sanguisorbae</i> D. C.
Asteraceae	Sigesbeckia	<i>Sigesbeckia jorullensis</i> Kunth.
Asteraceae	Sonchus	<i>Sonchus oleraceus</i> L.
Asteraceae	Stevia	<i>Stevia monardifolia</i> Kunth.
Asteraceae	Stevia	<i>Stevia salicifolia</i> Cav.
Asteraceae	Stevia	<i>Stevia subpubescens</i> Lag.
Asteraceae	Trixis	<i>Trixis michuacana</i> Lex.
Asteraceae	Verbesina	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton.
Asteraceae	Verbesina	<i>Verbesina virgata</i> Cav.
Asteraceae	Vernonia	<i>Critoniopsis salicifolia</i> (DC.) Sch. Bip.
Berberidaceae	Berberis	<i>Berberis moranensis</i> Schult.& Schult. F.
Betulaceae	Alnus	<i>Alnus acuminata</i> Kunth.

<i>Betulaceae</i>	Alnus	<i>Alnus arguta</i> Schlecht.
<i>Betulaceae</i>	Alnus	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth.
<i>Bromeliaceae</i>	Tillandsia	<i>Tillandsia juncea</i> (Ruiz & Pavón) Poir
<i>Caprifoliaceae</i>	Symphoricarpos	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth.
<i>Commelinaceae</i>	Commelina	<i>Commelina tuberosa</i> L.
<i>Cupressaceae</i>	Cupressus	<i>Cupressus lusitanica</i> (Mill.) D. P. Little.
<i>Cupressaceae</i>	Juniperus	<i>Juniperus flaccida</i>
<i>Dryopteridaceae</i>	Polystichum	<i>Polystichum aculeatum</i> (L) Roth ex Mert.
<i>Ericaceae</i>	Arbutus	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.
<i>Ericaceae</i>	Chimaphila	<i>Chimaphila maculata</i> (L.) Pursh
<i>Fabaceae</i>	Desmodium	<i>Desmodium grahamii</i> A. Gray.
<i>Fabaceae</i>	Lupinus	<i>Lupinus montanus</i> Kunth.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus castanea</i> Née.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus crassipes</i> Humb. & Bonpl.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus deserticola</i> Trel.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus glaucoides</i> M. Martens & Galeotti
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.
<i>Fagaceae</i>	Quercus	<i>Quercus rugosa</i> Née
<i>Garryaceae</i>	Garrya	<i>Garrya laurifolia</i> subsp. <i>Laurifolia</i>
<i>Geraniaceae</i>	Genarium	<i>Geranium potentillaefolium</i> var. <i>Brevipedicellatum</i> R.
<i>Grossulariaceae</i>	Ribes	<i>Ribes affine</i> Kunth
<i>Grossulariaceae</i>	Ribes	<i>Ribes ciliatum</i> Humb. & Bonpl. Ex Roem. & Schult.
<i>Lamiaceae</i>	Lepechinia	<i>Lepechinia caulescens</i> (Ortega) Epling
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia cardinalis</i> Kunth.
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia concolor</i> Lamb. Ex. Benth.
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia elegans</i> Vahl.
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia fulgens</i> Cav.
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia gesneraeflora</i> Lindl. & Paxton
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia lavanduloides</i> Kunth.
<i>Lamiaceae</i>	Salvia	<i>Salvia polystachya</i> M. Martnes & Galeotti.
<i>Oleaceae</i>	Fraxinus	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.
<i>Onagraceae</i>	Fuchsia	<i>Fuchsia thymifolia</i> Kunth.
<i>Orobanchaceae</i>	Castilleja	<i>Castilleja tenuifolia</i> M. Martens & Galeotti.
<i>Pinaceae</i>	Abies	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. & Cham.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. Ex Schltld.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus greggii</i> Engelm. Ex Parl.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltld. & Cham
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus patula</i> Schltld. & Cham.
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus radiata</i> D. Don
<i>Pinaceae</i>	Pinus	<i>Pinus rudis</i> Endl.
<i>Plantaginaceae</i>	Penstemon	<i>Penstemon gentianoides</i> (Kunth) Poir.
<i>Plantaginaceae</i>	Penstemon	<i>Penstemon roseus</i> (Cer. Ex Sweet) G. Don
<i>Plantaginaceae</i>	Plantago	<i>Plantago nivea</i> Kunth
<i>Poaceae</i>	Avena	<i>Avena fatua</i> L.
<i>Poaceae</i>	Festuca	<i>Festuca tolucensis</i> Kunth.

<i>Poaceae</i>	Muhlenbergia	<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitch.
<i>Poaceae</i>	Muhlenbergia	<i>Muhlenbergia nigra</i> Hitchc.
<i>Poaceae</i>	Muhlenbergia	<i>Muhlenbergia vaginata</i> Swallen
<i>Poaceae</i>	Muhlenbergia	<i>Muhlenbergia quadridentata</i> H.B.K.
<i>Poaceae</i>	Trisetum	<i>Peyritschia deyeuxioides</i> (Kunth) Finot
<i>Poaceae</i>	Trisetum	<i>Trisetum virletii</i> E. Fourn.
<i>Poaceae</i>	Vulpia	<i>Festuca myrus</i> L.
<i>Polemoniaceae</i>	Loeselia	<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand.
<i>Polygonaceae</i>	Rumex	<i>Rumex flexicaulis</i> Rech. F.
<i>Polypodiaceae</i>	Phlebodium	<i>Phlebodium areolatum</i> (Humbold & Bonpl ex. Willd.)J. Willdenow) J. Smith.
<i>Polypodiaceae</i>	Polypodium	<i>Polypodium madreense</i> J. Smith
<i>Pteridaceae</i>	Adiantum	<i>Adiantum andicola</i> Liebm.
<i>Pteridaceae</i>	Cheilanthes	<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Willd.) Proctor
<i>Rhamnaceae</i>	Ceanothus	<i>Ceanothus coeruleos</i> Lag.
<i>Rosaceae</i>	Acaena	<i>Acaena elongata</i> L.
<i>Rosaceae</i>	Alchemilla	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose
<i>Rosaceae</i>	Prunus	<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>Capuli</i> (Cav.) McVaugh
<i>Rubiaceae</i>	Bouvardia	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldtdl.
<i>Rubiaceae</i>	Galium	<i>Galium praetermissum</i> Greenm
<i>Rubiaceae</i>	Richardia	<i>Richardia tricocca</i> (Torr. & Gray) Standl.
<i>Salicaceae</i>	Salix	<i>Salix paradoxa</i> Kunth.
<i>Scrophulariaceae</i>	Buddleia	<i>Buddleia cordata</i> Kunth.
<i>Scrophulariaceae</i>	Buddleia	<i>Buddleia microphylla</i> Kunth.
<i>Scrophulariaceae</i>	Buddleia	<i>Buddleia parviflora</i> Kunth.
<i>Scrophulariaceae</i>	Buddleia	<i>Buddleia sessiliflora</i> Kunth.
<i>Solanaceae</i>	Physalis	<i>Physalis peruviana</i> L.
<i>Solanaceae</i>	Physalis	<i>Physalis nicandroides</i> Schldtdl.
<i>Solanaceae</i>	Solanum	<i>Solanun argentinum</i> Bitter & Lillo y <i>Solanum pubigerum</i> Dunal
<i>Solanaceae</i>	Solanum	<i>Solanum nigrescens</i> Mart. & Galeotti
<i>Urticaceae</i>	Urtica	<i>Urtica mexicana</i> Liebm.
<i>Urticaceae</i>	Urtica	<i>Urtica urens</i> L.

Cuadro 2.6 Índice de valor de importancia relativa (VIR), de las especies de acuerdo a su forma de vida en los bosques Suburbanos del Distrito Federal

F/V	Especie	VIR %
A	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	100.00
H	<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitch.	65.23
Ar	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton.	49.40
H	<i>Packera sanguisorbae</i> D. C.	48.75
H	<i>Salvia elegans</i> Vahl.	46.08
A	<i>Pinus rudis</i> Endl.	43.60
H	<i>Salvia concolor</i> Lamb. Ex. Benth.	42.89
Ar	<i>Ribes ciliatum</i> Humb. & Bonpl. Ex Roem. & Schult.	42.20
A	<i>Alnus arguta</i> Schlecht.	41.78
A	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	41.72
Ar	<i>Ageratina areolaris</i> (DC.) Gage ex. B. L. Turner	40.83
Ar	<i>Senecio angustifolius</i> (Thunb.) Willd.	39.89
Ar	<i>Baccharis conferta</i> Kunth	38.90
Ar	<i>Senecio cinerarioides</i> Kunth.	38.59
H	<i>Sigesbeckia jorullensis</i> Kunth.	38.49
H	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldtdl.	38.34
A	<i>Quercus castanea</i> Née.	36.99
H	<i>Penstemon roseus</i> (Cer. Ex Sweet) G. Don	34.18
H	<i>Brayulinea densa</i> (Humb.&Bonpl.ex Schult.) Small	32.78
A	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schldtl. &Cham.	31.92
A	<i>Quercus rugosa</i> Née	31.56
A	<i>Cupressus lusitanica</i> (Mill.) D. P. Little.	30.56
Ar	<i>Acaena elongata</i> L.	30.16
Ar	<i>Berberis moranensis</i> Schult.& Schult. F.	29.67
H	<i>Muhlenbergia nigra</i> Hitchc.	28.80
Ar	<i>Fuchsia thymifolia</i> Kunth.	27.21
A	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	27.10
Ar	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth.	26.50
H	<i>Physalis nicandroides</i> Schldtl.	25.19
Ar	<i>Ageratina rubricaulis</i> H.B.K.	25.13
Ar	<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	25.12
H	<i>Stevia salicifolia</i> Cav.	24.29
H	<i>Festuca tolucensis</i> Kunth.	24.05
A	<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	23.66
H	<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth	23.03
H	<i>Solanun argentinum</i> Bitter &Lillo y <i>Solanum pubigerum</i> Dunal.	22.74
H	<i>Salvia polystachya</i> M. Martnes & Galeotti.	22.43
A	<i>Quercus crassipes</i> Humb. & Bonpl.	21.49
H	<i>Lepechinia caulescens</i> (Ortega) Epling	21.43
H	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose	20.80

A	<i>Sambucus nigra</i> var. <i>Canadensis</i> (L.) Bolli	20.71
A	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	20.40
A	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth.	20.07
H	<i>Festuca myrus</i> L.	19.55
H	<i>Iresine schaffneri</i> S. Wats	19.06
Ar	<i>Salvia cardinalis</i> Kunth.	18.63
H	<i>Erygium carlinae</i> F. Delaroche	18.38
A	<i>Garrya laurifolia</i> subsp. <i>Laurifolia</i>	17.31
H	<i>Chaptalia transiliens</i> G. L. Nesom	16.80
H	<i>Bidens serrulata</i>	16.72
H	<i>Penstemon gentianoides</i> (Kunth) Poir.	16.59
H	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub	16.46
H	<i>Castilleja tenuifolia</i> M. Martens & Galeotti.	16.06
H	<i>Erigeron canadensis</i> L.	15.96
H	<i>Commelina tuberosa</i> L.	15.62
H	<i>Rumex flexicaulis</i> Rech. F.	15.62
A	<i>Buddleja microphylla</i> Kunth	15.54
H	<i>Eryngium longifolium</i> Cav.	15.19
H	<i>Stevia monardifolia</i> Kunth.	14.57
A	<i>Alnus acuminata</i> Kunth.	14.39
H	<i>Salvia gesneraeflora</i> Lindl. & Paxton	14.14
H	<i>Plantago nivea</i> Kunth	13.99
H	<i>Richardia tricocca</i> (Torr. & Gray) Standl.	13.45
H	<i>Desmodium grahamii</i> A. Gray.	13.36
H	<i>Galium praetermissum</i> Greenm	13.21
H	<i>Hydrocotyle mexicana</i> C. & S.	13.20
H	<i>Physalis peruviana</i> L.	13.20
H	<i>Urtica mexicana</i> Liebm.	12.99
H	<i>Psedognaphalium liebmannii</i> (Sch. Bip. Ex Klatt) Anderb.	12.59
A	<i>Quercus deserticola</i> Trel.	12.56
H	<i>Solanum nigrescens</i> Mart. & Galeotti	12.09
H	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	12.04
Ar	<i>Verbesina virgata</i> Cav.	11.75
Ar	<i>Ageratina choricephala</i> (B. L. Rob.) R. M. King & H. Rob.	11.64
H	<i>Chimaphila maculata</i> (L.) Pursh	11.19
Ar	<i>Ageratina espinosarum</i> A. Gray	11.06
Ar	<i>Tritix michuacana</i> Lex.	11.06
H	<i>Iresine celosia</i> L.	10.45
H	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	9.69
A	<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. Ex Schltld.	9.53
A	<i>Juniperus flaccida</i>	9.36
Ar	<i>Stevia subpubescens</i> Lag.	9.07
Ar	<i>Ageratina vernicosa</i> (Sch. Bip. Ex Greenm.) R. M. King & H. Rob.	8.75

H	<i>Muhlenbergia vaginata</i> Swallen	8.75
H	<i>Asplenium monanthes</i> L.	8.71
H	<i>Bidens triplinervia</i> H. B. K.	8.66
A	<i>Salix paradoxa</i> Kunth.	8.63
H	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	8.57
H	<i>Geranium potentillaefolium</i> var. <i>Brevipedicellatum</i> R.	8.42
A	<i>Pinus pseudostrobus</i>	8.39
A	<i>Buddleja sessiliflora</i>	8.22
H	<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand.	8.22
H	<i>Lupinus montanus</i> Kunth.	7.84
H	<i>Pseudognaphalium attenuatum</i> (DC.) Anderb.	7.68
Ar	<i>Ageratina dolichobasis</i> McVaugh velaff	7.38
H	<i>Muhlenbergia quadridentata</i> H.B.K.	7.22
H	<i>Phlebodium areolatum</i> (Humbold & Bonpl ex. Willd.)J. Willdenow) J. Smith.	7.04
A	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	7.03
H	<i>Adiantum andicola</i> Liebm.	6.95
Ar	<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell	6.82
Ar	<i>Ribes affine</i> H.B.K.	6.75
H	<i>Cirsium subuliforme</i> G.B. Ownbey	6.72
H	<i>Salvia fulgens</i> Cav.	6.24
A	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schtdl. & Cham	6.18
H	<i>Peyritschia deyeuxioides</i> (Kunth) Finot	6.13
H	<i>Polystichum aculeatum</i> (L) Roth ex Mert.	5.96
A	<i>Buddleja cordata</i> Kunth.	5.89
A	<i>Quercus glaucoides</i> M. Martens & Galeotti	5.76
A	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	5.59
A	<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>Capuli</i> (Cav.) McVaugh	5.48
H	<i>Trisetum virletii</i> E. Fourn.	5.39
H	<i>Polypodium madrense</i> J. Smith	5.37
Ar	<i>Critoniopsis salicifolia</i> (DC.) Sch. Bip.	5.32
H	<i>Helianthus laciniatus</i> A. Gray.	5.11
Ar	<i>Chromolaena haenkeana</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	4.91
H	<i>Avena fatua</i> L.	4.84
H	<i>Eryngium monocephalum</i> Cav.	4.61
A	<i>Buddleja parviflora</i> Kunth.	4.60
Ar	<i>Ageratina deltoidea</i>	4.51
A	<i>Pinus patula</i> Schtdl. & Cham.	4.50
H	<i>Salvia lavanduloides</i> Kunth.	3.90
H	<i>Urtica urens</i> L.	3.88
H	<i>Laennecia schiedeana</i> (Less.) G. L. Nesom	3.87
A	<i>Pinus greggi</i> Engelm. Ex Parl.	3.79
A	<i>Ceanothus coeruleos</i> Lag.	3.60
H	<i>Tillandsia juncea</i> (Ruiz & Pavón) Poir	3.60

A	<i>Pinus radiata</i> D. Don	3.43
H	<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Willd.) Proctor	2.90

F/V=Forma de vida, A=arbóreas, Ar=arbustivas y H=herbáceas