



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

**POSTGRADO DE FITOSANIDAD
FITOPATOLOGÍA**

INDICADORES DE SALUD FORESTAL Y SU APLICACIÓN EN ÁREAS VERDES URBANAS

LUZ DE LOURDES SAAVEDRA ROMERO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2015

La presente tesis titulada: **Indicadores de salud forestal y su aplicación en áreas verdes urbanas**, realizada por la alumna: **Luz de Lourdes Saavedra Romero**, 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 FITOSANIDAD-FITOPATOLOGÍA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO: 
DR. DIONICIO ALVARADO ROSALES

ASESOR: 
DRA. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA

ASESOR: 
DR. TOMÁS MARTÍNEZ TRINIDAD

ASESOR: 
DR. JAIME VILLA CASTILLO

ASESOR: 
DR. GUSTAVO MORA AGUILERA

Montecillo, Texcoco, México, octubre de 2015.

Dedicatoria

Para Mau y Pet.

A mis padres y a toda mi familia.

Por su comprensión y por alentarme en todo momento a terminar esta nueva faceta.



Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para mi formación, y al Colegio de Postgraduados por aceptarme como estudiante después de diez largos años de ausencia.

Al Consejo Particular por su trato amable y siempre respetuoso, porque estuvieron presentes para mí en todo momento, orientándome y dando todo de sí mismos. Por la amistad que me han brindado y que deseo seguir conservando, gracias:

Dra. Patricia Hernández de la Rosa.
Dr. Tomás Martínez Trinidad.
Dr. Jaime Villa Castillo.
Dr. Gustavo Mora Aguilera.
Dr. Dionicio Alvarado Rosales.

Al Dr. Dionicio por la oportunidad que me ha dado de participar en distintos proyectos a lo largo de estos años.

A la M.C. Alfonsina Judith Hernández y al I.A. Efraín Colina Agapito, por su ayuda, y por permitir nuestro acceso al Laboratorio de Diagnóstico Integral Fitosanitario.

Al Dr. Sergio Aranda Ocampo por darme acceso a su equipo de laboratorio y a Carlos Martínez López por su amistad.

Para Carmen Galicia Jiménez, Dionicio Cortés Morales, Eduardo Paredes y M.C. Victoria Ayala Escobar porque nunca perdieron la confianza en mí, y por la amistad que me han brindado todo este tiempo.

A la M.C. Yadira Cornejo por todos sus consejos y porque siempre estuvo para apoyarme cuando más lo necesitaba.

A mis amigos y compañeros del Laboratorio 111.



Contenido

	Págs.
Resumen_____	vi
Abstract_____	viii
CAPÍTULO 1. Introducción general_____	1
CAPÍTULO 2. Diversidad y estructura arbórea, indicadores de salud aplicados al Bosque Urbano San Juan de Aragón, D.F._____	9
CAPÍTULO 3. La condición de copa como herramienta para evaluar la salud del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	35
CAPÍTULO 4. El indicador de daño forestal como instrumento para determinar la condición de salud del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	65
CAPÍTULO 5. Caracterización física, química y biológica de los suelos urbanos del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	92
CAPÍTULO 6. Detección de arbolado de riesgo en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	139
Índice de figuras y cuadros_____	167

Resumen

Indicadores de salud forestal y su aplicación en áreas verdes urbanas

Luz de Lourdes Saavedra Romero, Dra.

Colegio de Postgraduados, 2015

La importancia de las áreas verdes urbanas se ha incrementado en los últimos años, debido a los beneficios sociales y ambientales que aportan. El Bosque San Juan de Aragón (BSJA), es una de las pocas áreas verdes ubicadas al noreste del D.F., y la condición actual de su arbolado en materia de salud no se conoce. En el presente estudio se probaron las metodologías de cuatro **Indicadores de Salud** tradicionalmente utilizados en áreas naturales y uno para detección de arbolado de riesgo. Se establecieron aleatoriamente 28 parcelas circulares de 0.1 ha ($r=17.84$ m) en 10 de las 14 secciones que conforman el bosque. En cada parcela se evaluó exclusivamente el estrato arbóreo; 20 variables fueron registradas en la fase de campo y 16 en fase de gabinete y laboratorio. Los resultados más sobresalientes se indican a continuación para cada uno de los indicadores empleados:

Para el **Indicador Diversidad y Estructura (IDE)**, se evaluaron 760 árboles agrupados en 10 familias, 11 géneros y 12 especies. Las familias con mayor frecuencia fueron Casuarinaceae, Proteaceae y Cupressaceae con el 23.60, 17.50 y 17.24%, respectivamente. El 82.49% de las especies fueron angiospermas y el 17.50% gimnospermas. El Diámetro normal promedio fue de 17.5 cm, altura de 8.6 m y área basal de 0.40 m²/ha. El índice Shannon-Wiener osciló de 1.25 a 1.88, el de Simpson de 0.60 a 0.84 y el de Berger-Parker de 0.47 a 0.76; finalmente, el de Jaccard presentó un rango de 22 a 87% de similitud entre secciones. Se concluye que la diversidad y equitatividad del BSJA son reducidas, que existe una alta dominancia de especies no nativas y dominancia de árboles de diámetros pequeños.

Del **Indicador Condición de Copa (ICC)**, los valores promedio para las variables de copa fueron, 56.37% de Proporción de copa viva (Pcv), 44.38% de Densidad de copa (DenC), 4.04 de Muerte regresiva (Mreg) y 38.4% de Transparencia de copa (TraC). Solo la Pcv alcanzó los estándares establecidos de salud arbórea reportados en otros estudios, mientras que las DenC fueron bajas, aunque no para todas las especies. Los valores de TraC y Mreg fueron altos, lo cual indica que parte de la comunidad arbórea se está desarrollando en

condiciones de estrés. En general, la condición de copa de los árboles del BSJA se calificó de buena a pobre con base en los resultados.

Respecto al **Indicador Agentes de Daño**, se identificaron 26 tipos de daño de seis distintas categorías. Los órganos más afectados fueron tronco y ramas. Los daños que destacaron por su frecuencia fueron los canchros (19%), especialmente el ocasionado por *Seiridium unicorne* (53 a 61.9%), seguido por tumores (42%) y exudados (24-61%). *Schinus molle* y *Tamarix gallica* presentaron los ISD más altos, 8.2 a 9.04 y de 6.85 a 7.82, respectivamente. A través del uso del indicador agentes de daño, la población arbórea del BSJA, se clasificó con una salud de buena a pobre.

Para el **Indicador Condición de Suelo (ICS)**, los valores promedio obtenidos, fueron: pH 7.20, conductividad eléctrica 0.51 dS/m; densidad aparente 1.02 g/cm³, espacio poroso 61.68%, contenido de sales 324.91 mg/L, materia orgánica 3.6%, carbono orgánico 2.08% y tres tipos de textura: franca-limosa, franca arcillosa y la dominante, franca. Los suelos presentaron variabilidad horizontal en cuatro de las nueve propiedades y en seis en la vertical. Se identificaron 14 especies de hongos asociados al suelo, siendo el más frecuente *Aspergillus niger*.

La identificación de **Arbolado de Riesgo**, mostró que el 38.77% de los árboles presentaron daño estructural con porcentajes respectivos de 18.8, 15.44, 14.38, 9.93, 9.24 y 6.16%, para árboles inclinados, canchros, brotes epicórmicos, ramas muertas, tumores y cavidades, respectivamente. Las calificaciones de riesgo (CRi) obtenidas, fueron: bajo (89.22%) y moderado (10.77%), no se detectaron árboles en las categorías alta y extrema. Las CRi más altas fueron para *Schinus molle* con 7.3 y *Acacia retinodes* con 7.25, así mismo, las secciones K con 7.80 y F con 8.0.

Se concluye que los procedimientos empleados en este estudio, son factibles y fácil de aplicar en árboles urbanos. Por primera vez se realiza un estudio de este tipo en un área verde urbana de México.

Palabras clave: árboles urbanos, proporción de copa viva, densidad de copa, suelos urbanos, daños al arbolado.

Abstract

Forest health indicators and their application in urban green areas

Luz de Lourdes Saavedra Romero, Dra.
Colegio de Postgraduados, 2015

The importance of urban green areas is being increasing on recent years, due to the social and environmental benefits they provide. The Bosque San Juan de Aragón (BSJA), is one of the few green areas located northeast of Mexico City and its current health status is unknown. In this study, methodologies of four health indicators, traditionally utilized in natural areas, and one for detection of hazardous trees were tried. 28 circular plots (0.1 ha) were randomly distributed in 10 of the 14 sections of the BSJA. In each plot all the trees were evaluated. A total of 20 variables were measured in the field and 16 in the lab. The main results for each indicator are following:

For the Diversity and structure indicator, 760 trees grouped in 10 families, 11 genera and 12 species were evaluated. The most frequent families were Casuarinaceae, Proteaceae and Cupressaceae with 23.60, 17.50 and 17.24%, respectively. 82.49% of the species were angiosperms and 17.50% gymnosperms. The average diameter at breast height was 17.5 cm, tree height 8.6 m and basal area 0.40 m²/ha. The Shannon-Wiener index oscilated from 1.25 to 1.88, the Simpson index from 0.60 to 0.84, and the Berger-Parker index from 0.47 to 0.76; finally, the Jaccard index showed a range of similarity among sections of 22 to 87%. In conclusion, diversity and evenness are reduced, non native species and trees with small diameters are dominant.

Regarding the Crown condition indicator, the average values for the crown variables were the following percentages: 56.37% for Live crown ratio (Lcr), 44.38% for Crown density (Cden), 4.04% for Crown dieback (Cdie) and 38.4% for Foliage transparency (Ftran). Only Lcr reached the health tree standards reported in other studies, Cden was lower, however, not for all the species, and the values for Ftran and Cdie were high, indicating that part of this tree community is developing under stress conditions. In general, Crown condition for the trees of the BSJA was categorized as good to poor based on the results.

With the methodology of the Tree damage indicator, 26 types of damage, included in six categories, were identified. The most affected parts of the trees were trunk and branches.

The most frequent damages were cankers (19%), particularly by *Seiridium unicorne* (53 to 61.9%), galls (42.0%) and bleedings (24-61%). *Schinus molle* and *Tamarix gallica* showed the highest Damage Severity Index (DSI) with 8.2 to 9.04 and 6.85 to 7.82. With this indicator, health of the tree community of the BSJA was categorized as good to poor.

For the Soil condition indicator, the average values obtained were: pH 7.20, electrical conductivity 0.51 dS/m; bulk density 1.02 g/cm³, pore space 61.68%, salt content 324.91 mg/L, organic matter 3.6%, organic carbon 2.08% and three types of texture: silt-loam, clay-loam and the dominant, loam. The soils showed horizontal variability in four out nine properties and six vertically. Fourteen species of fungi associated to soil were identified; *Aspergillus niger* was the most frequent.

The hazardous trees detection showed that 38.77% of the trees evaluated in the BSJA showed structural damage with the following percentages: 18.8, 15.44, 14.38, 9.93, 9.24 y 6.16, for leaning trees, cankers, epicormic branches, death branches, galls and cavities, respectively. The score risk (SR) obtained were low (89.22%) and moderate (10.77%), no trees were detected in the high and extreme categories. SR was higher for *Schinus molle* with 7.3 and *Acacia retinodes* with 7.25, and for the sections K with 7.80 and F with 8.0.

In conclusion, the methodologies used in this study, are feasible and easy to be measured in urban trees. By the first time, one study like this is carried out in an urban green area of Mexico.

Key words. Urban trees, live crown ratio, crown density, urban soils, tree damage.

CAPÍTULO 1

Introducción General

Los inicios de la década de 1980 fueron decisivos en el desarrollo de nuevas metodologías para evaluar la Salud Forestal (Randolph, 2013). El deterioro y la muerte masiva de bosques de coníferas en varias partes del mundo fueron algunas de las detonantes (Pitelka y Raynal, 1989; Schütt y Cowling, 1985), debido a ello, se activo un alerta en el ámbito gubernamental y científico de Europa Central, señalando como principal responsable a la contaminación atmosférica de tales hechos (Fabianek *et al.*, 2012). Debido a ello, la UNECE¹, estableció un convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (CLRTAP, por sus siglas en inglés) y fundó en 1983 el programa ICP Forests² (Eichhornd *et al.*, 2013), con el propósito de definir las causas del **Nuevo tipo de daño forestal** o **Waldsterben**³ (Eichhornd y Roskams, 2010).

En 1984, el Servicio Forestal Canadiense estableció una red de monitoreo conocida como ARNEWS (Acid Rain National Early Warning System), con el fin de detectar signos tempranos de daño por la contaminación atmosférica en sus bosques (D'Éon *et al.*, 1994). Desde sus inicios, se han establecido 150 sitios de monitoreo para descubrir cambios en vegetación y suelo. Cabe mencionar, que el ARNEWS incluyó un sitio de monitoreo en el Desierto de los Leones, México, área boscosa al suroeste del Distrito Federal donde también se observó una muerte masiva de árboles, especialmente de *Abies religiosa* (HBK) Schltdl. *et Cham* (Saavedra-Romero *et al.*, 2003; Alvarado-Rosales y Hernández-Tejeda,

¹ UNECE: Comisión Económica de la Naciones Unidas para Europa.

² ICP Forests: Cooperación Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación sobre los Bosques (ICP Forest, 2010).

³ El término proviene del alemán Wald=bosque + sterben=muerte. Síntoma de decline forestal en Europa Central y que se consideraba era causado por la contaminación atmosférica (Schütt y Cowling, 1985).

2002; Ciesla y Macías, 1987). Desafortunadamente, el ARNEWS dio por terminada su investigación en el año 2000 en Canadá y México (Tckaz *et al.*, 2008).

En la actualidad, 41 países europeos, así como Canadá y Estados Unidos de Norte América participan en el establecimiento de políticas de reducción de contaminantes con el propósito de disminuir los efectos y la muerte de sus bosques templados y boreales (Lakatos y Mirtchev, 2014; Michell *et al.*, 2014).

A la fecha, dos programas sobresalientes se han enfocado en determinar el estado de salud de sus vastas áreas forestales; homólogos en los objetivos que persiguen, pero distintos en antigüedad y experiencia. El **primero**, el **ICP Forests** con 28 años de ejercicio, evalúa los efectos del estrés (natural y antropogénico) sobre la condición y desarrollo de especies forestales en Europa. Una de sus primeras actividades fue el desarrollo de un esquema de monitoreo armónico a gran escala, sobre un ráster transnacional de 16 x 16 km y cuya fase fue denominada "Level I", la cual incluye la evaluación de 7,500 conglomerados (Lakatos y Mirtchev, 2014) conformados por cuatro subsitios de tamaño variable, según la distribución del arbolado (**Figura 1.1A**). Una de las variables de mayor importancia en esta fase, es la estimación del porcentaje de defoliación arbórea (Eichhornd *et al.*, 2013). En una fase complementaria de monitoreo intensivo y permanente conocida como "Level II", se analizan las interacciones entre la condición de copa, la composición química de follaje y suelo, evaluación de reservas de carbono, cambio climático y biodiversidad forestal en 900 conglomerados (Michell *et al.*, 2014. Actualmente, el ICP Forests es una de las redes de biomonitoreo más grandes del mundo (CLRTAP, 2010).

Enfocado en determinar el estado actual, los cambios y tendencias del recurso forestal en territorio estadounidense, el **segundo** programa es el de **Monitoreo de Salud Forestal** (FHM, por sus siglas en inglés), el cual inició sus investigaciones en 1990 (Woodall *et al.*, 2010), a través de la implementación de un programa de monitoreo extensivo en sus 304 millones de

hectáreas de bosque (Randolph, 2006). Empleando una red hexagonal nacional, estableció un sitio de monitoreo permanente (conglomerado) por cada 38,364 ha de terreno forestal (Rapport *et al.*, 2003). El conglomerado empleado por el FHM consiste de un conjunto de cuatro subparcelas circulares en forma de "Y" invertida (**Figura 1.1B**).

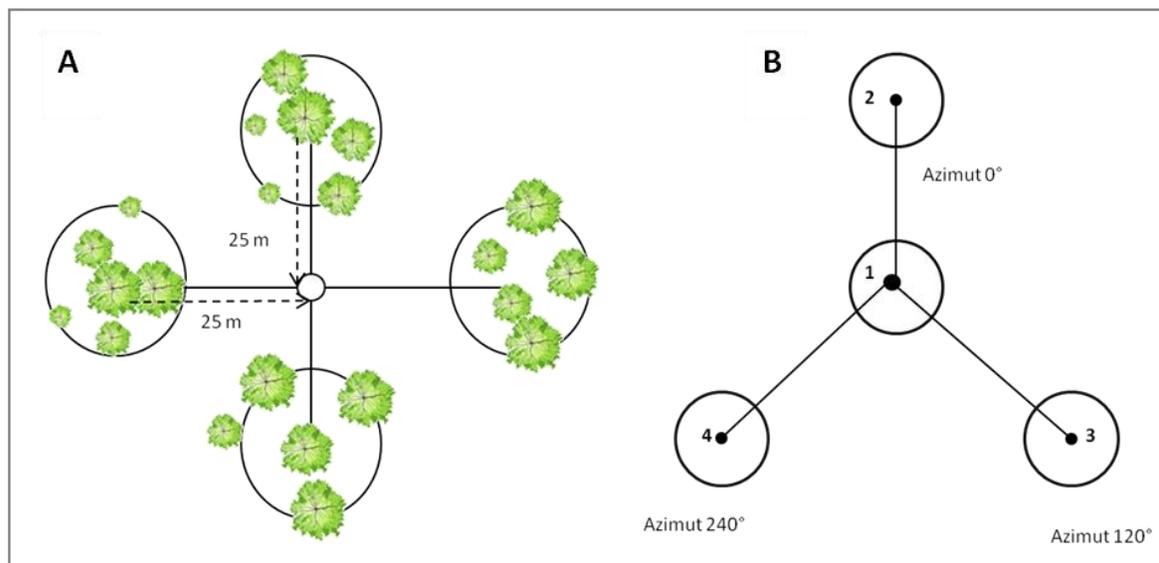


Figura 1.1. Diseño de los sitios de muestreo. A. Conglomerado del ICP Forests donde se evalúan seis árboles por subparcela. B. Conglomerado FHM en forma de "Y" invertida (Lakatos *et al.*, 2014; Bennett y Tkacz, 2008).

Para 1999, el **Inventario Forestal y Análisis (FIA)** de Estado Unidos de América del Norte, adquirió la responsabilidad de continuar con la tarea iniciada por el FHM, operando a través de un inventario multifases. El sistema de monitoreo del FIA realiza un levantamiento de información en tres fases: La Fase 1 (P1) comprendió la estratificación del terreno forestal y la colección de datos empleando imágenes satelitales y de percepción remota para la caracterización de áreas forestales y no forestales. La Fase 2 (P2), es la fase de colección de datos de campo; para ello, se instalaron conglomerados permanentes en los que se colecta información de más de 300 variables (por ejemplo: propietario, tipo de bosque, especies,

pendiente, orientación, etc.). Finalmente, la Fase 3 (P3), ejecuta evaluaciones anuales en materia de salud forestal en 8 mil sitios distribuidos en todo el territorio estadounidense (Bennett y Tkacz, 2008; Bechtold *et al.*, 2007; Riitters y Tkacz, 2004).

Al final, ambos esfuerzos (FHM y FIA), culminaron en el desarrollo de un conjunto de **Indicadores de Salud Forestal**, mismos que actualmente se emplean en varios países (Applegate y Steinman, 2005; Madoffe *et al.*, 2005). A la fecha, el FHM-FIA miden ocho indicadores de salud: Condición de copa, Daños al arbolado, Mortalidad arbórea, Comunidades liquénicas, Daño por ozono, Residuos maderables caídos, Diversidad y estructura de la vegetación y, Condición de suelo (Ritters y Tkacz, 2004).

En México, la salud forestal no se había abordado con profundidad (Tkacz *et al.*, 2008), sin embargo, era una necesidad. En 2008, después de una reunión de trabajo entre investigadores y autoridades de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), se integró un grupo de trabajo con el fin de atender a cada uno de los indicadores de salud. Con base en ello, el FIA a través de los líderes de cada indicador de salud forestal, iniciaron la capacitación de un grupo de investigadores mexicanos en torno a los indicadores antes mencionados. Los investigadores mexicanos adscritos al Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo y que actualmente son responsables de cada indicador, son: Dra. Patricia Hernández de la Rosa (Diversidad y Estructura); Dr. Armando Gómez-Guerrero (Condición de Suelo); Dr. Tomás Hernández-Tejeda (Ozono y Comunidades Liquénicas); Dr. Dionicio Alvarado-Rosales y M.C. Luz de Lourdes Saavedra-Romero (Condición de Copa, Daños al Arbolado y Residuos Maderables Caídos).

En 2009, éste grupo realizó un estudio piloto en las siete regiones ecológicas de México (CCA, 1997), donde se aplicaron los ocho protocolos del FIA, a través de un proyecto auspiciado por la CONAFOR (Hernández-De la Rosa *et al.*, 2009). Los resultados más

sobresalientes del estudio, indicaron que los protocolos de medición, podrían ser implementados de forma inmediata en bosques templados y selvas de México, con excepción de los protocolos de Contaminación por Ozono y el de Líquenes, los cuales requerían de ajustes y mayor experiencia (Jovan, 2008).

Desde 2013, la CONAFOR está midiendo al menos dos Indicadores de Salud Forestal, la **Condición de copa y Daños al arbolado** y, hasta la fecha se han evaluado más de 8 mil conglomerados en nuestro país (Alvarado-Rosales *et al.*, 2014). Estos protocolos, y los antes mencionados se utilizan para determinar la salud de bosques naturales, bosques periurbanos y, hasta hace poco tiempo, se empezaron a usar en áreas verdes urbanas y en arbolado de alineamiento (Buckelew *et al.*, 2008; 2007, 2001; Randolph, 2004).

Respecto al arbolado urbano, el monitoreo de su estado actual de salud no existe en nuestro país, por ello, la presente investigación tuvo por objetivo general determinar la factibilidad de aplicación de los siguientes protocolos de medición en el área verde urbana Bosque San Juan de Aragón, D.F.:

1. **Diversidad y Estructura Arbórea** (Schulz *et al.*, 2009).
2. **Condición de Copa** (Bechtold y Randolph, 2007; Westfall *et al.*, 2009).
3. **Agentes de Daño** (Campbell, 2009; Stolte *et al.*, 2012).
4. **Condición del Suelo** (Amacher *et al.*, 2010; Westfall *et al.*, 2009).
5. **Identificación de Árboles de Riesgo** (Dunster *et al.*, 2013, Matheny y Clark, 2003; 1994).

A partir de su estudio, se postuló la siguiente premisa: La generación de indicadores de salud para un bosque urbano confinado, se puede implementar a través de características intrínsecas a la planta, daños asociados, propiedades del suelo y de la influencia del hombre

(manejo e interacción). Con ello, se pretende conocer el estado de salud actual del arbolado urbano, con el fin de planear, tomar decisiones y asignar recursos para su manejo.

Literatura Citada

1. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero y Franco-Islas. 2014. Análisis de la información obtenida en el remuestreo nacional 2013 y estatal 2013 del INFyS de los indicadores de la condición de salud de los bosques y selvas en 14 entidades federativas de México. CONAFOR y COLPOS. Informe Técnico. 259 p.
2. Alvarado-Rosales, D., T. Hernández-Tejeda. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. *In: Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico City air basin* (Fenn M., Bauer, L.I. and Hernández, T. Eds). Springer-Verlag, N.Y. p. 243-260.
3. Amacher, M.C., K.P. O'Neil, C.H. Perry. 2010. Soil vital signs: A new Soil Quality Index (SQI) for assessing forest soil health. Res. Pap. RMRS-RP-65WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 15 p.
4. Applegate, J.R., J. Steinman. 2005. A comparison of tree health among forest types and conditions at Fort A.P. Hill, Virginia. *Southern Journal of Applied Forestry* 29(3): 143-147.
5. Bechtold, W.A., K.C. Randolph. 2007. FIA Crown-condition analysis workshop outline and class notes. Ogden Utah. March. 71 p.
6. Bechtold, W.A., B. Tkacz, K. Riitters. 2007. The historical background, framework, and application of forest health monitoring in the United States. In: *Korea forest conservation movement, 2007. Proceeding of the international symposium on forest health monitoring; 30-31 January; Seoul, Republic of Korea* (233 p.). <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/27570> [Mayo 04, 2011].
7. Bennett, D.D., B.M. Tkacz. 2008. Forest health monitoring in the United States: a program overview. *Australian Forestry* 71:223-228.
8. Buckelew, C.A., D.B. Twardus, D.J. Nowak. 2008. Urban forest health monitoring: large-scale assessment in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry* 34(6):341-346.
9. Buckelew, C.A., D.J. Nowak, D.B. Twardus, R. Hoehn, M. Mielke, R. Rideout. 2007. Urban forest of Wisconsin: Pilot Monitoring Project 2002. National Forest Health Monitoring Program. USDA Forest Service, Northeastern Area. NA-FR-05-07. 33 p.
10. Buckelew, C.A., M.F. Galvin, R.J. Rabaglia, J.R. Cumming, D.B. Twardus. 2001. Forest health monitoring protocol applied to roadside trees in Maryland. *Journal of Arbor.* 27(3):126-138.
11. Campbell, S. 2009. Damage codes and Protocols for the Mexican Forest Health Workshop. US Forest Inventory and Analysis (FIA). Guadalajara, Mexico. April 26-May 01. 47 p.
12. CCA. 1997. Regiones ecológicas de América del Norte: Hacia una perspectiva común. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal, Canadá. 71 p.
13. Ciesla, W.M., S.J.E. Macías. 1987. Desierto de los Leones a forest in crisis. *American Forest*. Nov-Dic. 1-5.

14. CLRTAP. 2010. Europe's forests 1985-2010. 25 years of monitoring forest condition by ICP Forests. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Germany. 11 p.
15. D'Eon, S. P. Magasi, L.P. Lachance, P. DesRochers. 1994. ARNEWS Canada's National Forest Health Monitoring Plot Network. Manual on plot establishment and Monitoring. Report PI-X-117. Petawawa National Forestry Institute, Ontario. 104 p.
16. Dunster, J.A., T.A. Smiley, N. Matheny, S. Lilly. 2013. Tree risk assessment manual. International Society of Arboriculture. Champaign. 198 p.
17. Eichhornd, J., P. Roskams. 2013. Assessment of tree condition. Chapter 8. Development in Environmental Science 12:139-167.
18. Eichhornd, J., P. Roskams, M. Ferretti. 2010. Visual assessment of crown condition and damaging agents. Manual part IV. *In*: Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg.
19. Fabiánek, P., K. Hellebrandová, M. Čapek. 2012. Monitoring of defoliation in forest stands of the Czech Republic and its comparison with results of defoliation monitoring in other European countries. Journal of Forest Science 58(5):193-202.
20. Ferreti, M. 1997. Forest health assessment and monitoring —issues for consideration. Environ. Monit. Assess. 48:45-72.
21. Hernández-De la Rosa, P., H. De los Santos-Posadas, D. Alvarado-Rosales, L.L. Saavedra-Romero, A. Gómez-Guerrero, T. Hernández-Tejeda. 2009. Desarrollo y validación de indicadores para el monitoreo de salud de bosques de México. Comisión Nacional Forestal y Colegio de Postgraduados (Fase B). Informe Técnico. 121 p.
22. ICP (International Co-operative Program). 2010. Europe's forest 1985-2010. 25 years of monitoring forest condition by ICP Forest. Institute for World Forestry. Germany. 10 p.
23. Jovan, S. 2008. Lichen bioindication of biodiversity, air quality, and climate: baseline results from monitoring in Washington, Oregon and California. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-737. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 115 p.
24. Lakatos, F., S. Mirtchev. 2014. Manual for visual assessment of forest crown condition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 18 p.
25. Madoffe, S., J. Mwang'ombe, B. O'Connell, P. Rogers, G. Hertel, J. Mwangi. 2005. Forest health monitoring in the eastern Arc Mountains of Kenya and Tanzania: a baseline report on selected forest reserves. 58 p.
26. Mangold, R. 2000. Overview of the forest health monitoring program. Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century: An international conference on the inventory and monitoring of forested ecosystems. Hansen, M., and T. Burk (eds.) Gen. Tech. Rep. NRCS-212. St. Paul MN. p. 129-140.
27. Matheny, N., J. Clark. 2009. Tree risk assessment. What we know? (and What we don't know?). Arborist News. www.isa-arbor.com. 20-31 p.

28. Michell, A., W. Seidling, M. Lorenz, G. Brecher (Eds.). 2014. Forest condition in Europe 2013 Technical Report of the ICP Forest. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Thünen Working Paper 19. Germany. 137 p.
29. Pitelka, L.F., D.J. Raynal. 1989. Forest decline and acid deposition. *Ecology* 79:2-10.
30. Randolph, K.C. 2013. Development history and bibliography of the U.S. Forest Service crown-condition indicator for forest health monitoring. *Environ. Monit. Assess.* 185:49977-4993.
31. Randolph, K.C. 2006. Descriptive statistics of tree crown condition in the southern United States and impacts on data analysis and interpretation. Gen. Tech. Rep. SRS-94. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. 17 p.
32. Randolph, K.C. 2004. An evaluation of change in tree crown characteristics to assess forest health in two Indiana State Parks. *Northern Journal of Applied Forestry* 21(1):50-55.
33. Rapport, D.J., W.L. Lasley, D.E. Rolston, N.O. Nielsen, C. Qualset, A.B. Damania. 2003. Managing for healthy ecosystems. Lewis Publishers. CRC Press Company. USA. 1510 p.
34. Riitters, K., B. Tkacz. 2004. Forest health monitoring program. In: B. Wiersma (Ed.), *Environmental Monitoring..* Boca Raton, FL: CRC Press. pp. 669-683.
35. Saavedra-Romero, L.L., Alvarado-Rosales, D., Vargas-Hernández, J., y T. Hernández-Tejeda. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK) Schltdl. et Cham., en el sur de la Ciudad de México. *Agrociencia* 37:57-64.
36. Schulz, B.K., W.A. Bechtold, S.J. Zarnoch. 2009. Sampling and estimation procedures for the vegetation diversity and structure indicator. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-781. Portland, OR. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 53 p.
37. Schütt, P., E.B. Cowling. 1985. Waldsterben, a general decline of forests in Central Europe: symptoms, development and possible causes. *Plant Disease* 69(7):548-558.
38. Stolte, K.W., B. Conkling, S. Fulton, M.P. Bradley. 2012. State of mid-atlantic region forests in 2000. Gen. Tech. Rep. SRS-162. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. 203 p.
39. Tkacz, B., B. Moody., J. Villa-Castillo, M. E. Fenn. 2008. Forest health conditions in North America. *Environmental Pollution* 155:409-425.
40. Westfall, J.A. 2009. FIA National Assessment of data quality for forest health indicators. USDA Forest Service. Northern Research Station. General Technical Report NRS-53. 86 p.
41. Woodall, C.W., M.C. Amacher, W.A. Bechtold, J.W. Coulston, S. Jovan, C.H. Perry, K. Randolph, B.K. Schulz, G.C. Smith, B. Tkacz, S. Will-Wolf. 2010. Status and future of the forest health indicators program of the USA. *Environ. Monit. Assess.* DOI 10.1007/s10661-010-1644-8.

CAPÍTULO 2

Diversidad y estructura arbórea, indicadores de salud aplicados al Bosque Urbano San Juan de Aragón, Distrito Federal

Resumen

El arbolado urbano es parte fundamental de la infraestructura en toda gran ciudad; sin embargo, a pesar de los beneficios ambientales y sociales que proporciona, se ha observado que su riqueza y diversidad es reducida. En el Distrito Federal, el Bosque San Juan de Aragón, es una de las pocas áreas verdes al noreste de la ciudad, y la condición actual de salud de su arbolado no se conoce con precisión. En el presente estudio se determinó la factibilidad de emplear el Indicador Diversidad y Estructura (IDE). Se evaluó el estrato arbóreo en 28 parcelas circulares de 0.1 ha, distribuidas aleatoriamente en el bosque. Las variables dasométricas medidas y calculadas fueron diámetro normal (Dn), altura total (At) y área basal (Aba). También se determinó la clasificación taxonómica de cada árbol. Se calcularon los índices de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D), Berger-Parker (1-d) y Jaccard. En total se evaluaron 760 árboles agrupados en 10 familias, 11 géneros y 12 especies. Las familias con mayor frecuencia fueron Casuarinaceae, Proteaceae y Cupressaceae con el 23.60, 17.50 y 17.24%, respectivamente. El 82.49% de las especies fueron angiospermas y el 17.50% gimnospermas. El Dn promedio fue de 17.5 cm, At de 8.6 m, Aba de 0.40 m²/ha. El índice Shannon osciló de 1.25 a 1.88, el de Simpson de 0.60 a 0.84 y el de Berger-Parker de 0.47 a 0.76; finalmente, el de Jaccard presentó un rango de 22 a 87% de similitud entre secciones. Los procedimientos del IDE fueron fácilmente aplicados al BSJA, determinando que su diversidad y equitatividad es reducida, similar a lo reportado en otros estudios. Con excepción de algunas secciones del bosque (E, G, y H), el resto presenta una alta dominancia de especies, principalmente no nativas, lo cual desde el punto de vista de salud, no es recomendable. Por otra parte, la alta frecuencia de árboles de

diámetros pequeños es fundamental, ya que en corto plazo estos individuos sustituirán a los árboles enfermos o en proceso de declinación reduciendo con esto el gasto económico que genera la plantación de nuevos individuos.

Palabras clave: bosque urbano, riqueza, estructura, índices de diversidad.

Introducción

La diversidad y estructura arbórea desempeñan un papel relevante en el entorno urbano, y en las últimas décadas ha sido motivo de numerosos estudios. En el análisis de la diversidad, un aspecto importante a considerar es que las especies no son iguales; varían en forma y tamaño, en hábitos de crecimiento y distribución espacial (Burkhardt y Tomé, 2012; Savard *et al.*, 2000), debido a ello, sus beneficios sociales, ecológicos y económicos se han correlacionado con la especie arbórea y sus dimensiones (Ying *et al.*, 2011; Troxel *et al.*, 2011), con su estado de salud actual (Schomaker *et al.*, 2007) y finalmente, con su porcentaje de cobertura. Se tiene registro que un incremento del 10% en la cobertura arbórea permite mayor intercepción de contaminantes atmosféricos en las copas de los árboles (Mori *et al.*, 2014; Räsänen *et al.*, 2013), no obstante, esta cifra, varía en función de otras características intrínsecas de cada especie, es decir, si es conífera o latifoliada, su altura, área superficial y volumen compuesto de copa, así como el índice de área foliar, topografía foliar, y finalmente, la edad del follaje (Beckett *et al.*, 2000).

En el ambiente urbano y suburbano, varios factores contribuyen a la pérdida de diversidad vegetal, entre ellos, la fragmentación del bosque natural, introducción y competencia de especies, mayores demandas sociales por espacio y servicios, y cambios ambientales rápidos. Disturbios drásticos, naturales o inducidos en la vegetación tienen la capacidad de desencadenar un efecto cascada, que se puede observar en escalas de tiempo variable, desde

uno a miles de años, según la escala espacial —local, paisajística, regional, continental o global (Willis y Whittaker, 2002) y según la intensidad y frecuencia del disturbio.

Actualmente, el Inventario Nacional Forestal de Estados Unidos de Norte América, evalúa un conjunto de Indicadores de Salud Forestal con el objeto de determinar sus existencias volumétricas y la condición de salud de las mismas. Uno de ellos, es el Indicador de Diversidad y Estructura de la Vegetación (IDE), a través del cual se realiza un inventario de plantas vasculares sobre una extensiva red sistemática de conglomerados a través de todo su territorio. El IDE provee desde hace varios años datos para evaluar las tendencias en la composición y riqueza de especies, la abundancia relativa, su distribución espacial y la estructura horizontal y vertical de las especies rasantes, herbáceas, arbustivas y arbóreas (Stolte *et al.*, 2002).

La metodología del IDE, se han reportado en diversas guías de campo (Schulz *et al.*, 2009), pero con el propósito de extender su uso, requiere aplicarse bajo diferentes condiciones para ajustarlos (Hernández-De la Rosa *et al.*, 2009). Con el propósito de contribuir al desarrollo de nuevas alternativas para evaluar la condición de salud del arbolado, la presente investigación tuvo por objetivo aplicar y adaptar los procedimientos del Indicador Diversidad y Estructura en un entorno urbano, para determinar por un lado su factibilidad y al mismo tiempo emitir un diagnóstico sobre el estado de salud actual en materia de diversidad del bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal, bajo la siguiente hipótesis de trabajo: Los procedimientos del IDE pueden ser aplicados a un bosque urbano confinado para determinar su estado general de salud en términos de diversidad.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Bosque de San Juan de Aragón (BSJA) localizado al noreste del Distrito Federal en la Delegación Gustavo A. Madero (19°27'32" N y 99°04'17" W), a una altura promedio de 2240 m. El sitio posee una superficie de 164 ha de las cuales 114 ha son áreas verdes y un lago que ocupa 12 ha. El clima del BSJA se define como seco-templado, con temperatura media anual de 16.5°C y precipitación total anual de 586 mm. Por su origen, el BSJA es considerado un bosque urbano inducido pues inicialmente el terreno donde se ubica, estaba destinado a la creación de un campamento de reforestación en la zona desecada del lago (que ya había agotado su reserva salina), para disminuir las tolvaneras que afectaban a la población aledaña, además de brindarles un espacio ambiental en el que pudieran recrearse (ALDF, 2013).

El área total que ocupa el BSJA se encuentra dividida de acuerdo a la relación de los elementos biofísicos y sociales presentes en cada área. Adicionalmente, cuenta con 14 secciones previamente establecidas en el programa de manejo (SMA, 2012). De éstas, para el presente estudio se seleccionaron al azar 10, identificadas con los caracteres B, C, E, F, G, H, J, K, L y M (**Figura 2.1**).

Sistema de muestreo

Aplicando una intensidad de muestreo de 2.5% (Schreuder *et al.*, 2004), se establecieron 28 parcelas circulares de 0.1 ha (1000 m²) (r = 17.84 m); cada parcela se geoposicionó, y cada árbol cuyo tronco o una porción de su copa quedara dentro de los límites de la parcela fue registrado y numerado en dirección de las manecillas del reloj, iniciando siempre por el norte (Schulz *et al.*, 2009). El marcaje se realizó con etiquetas laminadas de 3.5 x 5 cm. No

se evaluó el estrato arbustivo ni herbáceo y el levantamiento de la información se realizó durante la estación de crecimiento junio-agosto del 2013.

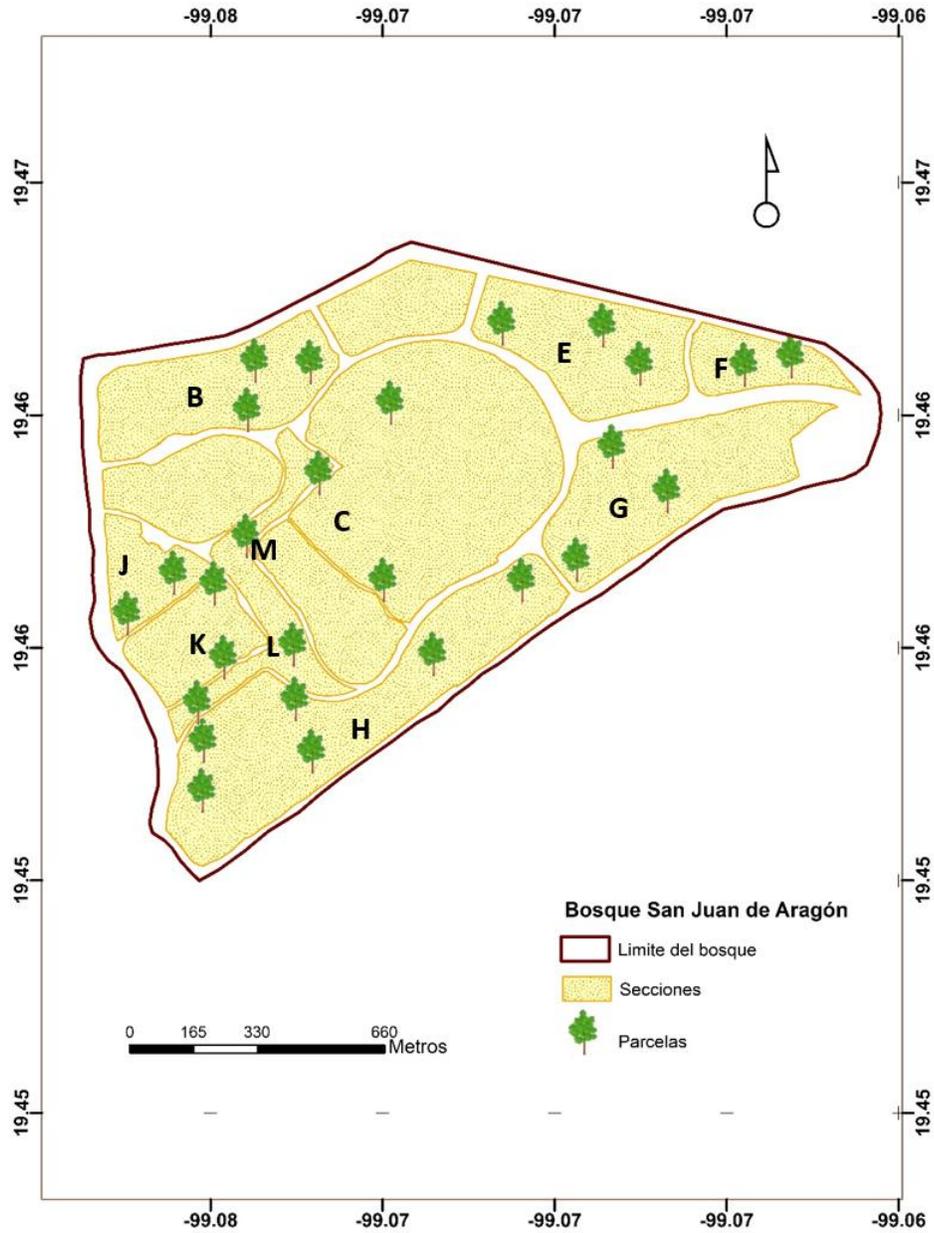


Figura 2.1. Polígono del Bosque San Juan de Aragón, D.F., ubicación de las secciones y parcelas de estudio.

En cada una de las parcelas, se identificó taxonómicamente cada árbol, se midió su diámetro normal (Dn) (con cinta diamétrica) y altura total en metros (con pistola Haga). En gabinete, se calculó el área basal (Aba) de cada árbol empleando la fórmula $Aba = \frac{\pi}{40000} \times Dn^2$, donde Aba = área basal en metros cuadrados y Dn = diámetro normal en centímetros (Muñoz *et al.*, 2014).

Con el propósito de estudiar la diversidad arbórea a distintos niveles en el BSJA, se calcularon cuatro índices de diversidad, los tres primeros determinaron la diversidad alfa (α), es decir, la diversidad local (número de especies en un área) y el cuarto, la diversidad beta (β) que se refiere a la tasa de recambio de especies conforme se cambia de una comunidad o condición a otra (Badii *et al.*, 2008). A continuación se describe la forma en que se determinó cada uno de ellos:

a) **Índice de Shannon-Wiener.** Indicador de riqueza y abundancia de especies, se calculó empleando el programa Species Diversity and Richness IV (Seaby y Henderson, 2006), así como MS-Excel a través de la ecuación:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde: $p_i = n_i/N$

n_i = Abundancia de la *i-ésima* especie

N = Total de especies en el área

b) **Índice de Simpson (ID_s).** Es un índice de dominancia a través del cual se determinó la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie. El cálculo se realizó a través de la ecuación (Magurran, 2004):

$$ID_s = \sum \left(\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right).$$

Donde:

IDS = Índice de Simpson: probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie y cuyos valores oscilan de 0 a 1.

n_i = número de organismos de la *i-ésima* especie.

N=Número total de organismos de todas las especies.

Finalmente, para determinar la diversidad el valor fue expresado como un complemento:

1 - IDS. Por lo tanto, cuando el valor se aproxima a 1, la diversidad es mayor.

- c) **Índice de Berger-Parker (IBP)**. Se empleó para determinar la abundancia proporcional de cada especie, es decir, la proporción que guarda la especie más abundante respecto al resto de las mismas. La fórmula empleada fue:

$$IBP = \frac{N_{max}}{N_{total}}$$

Donde:

N_{max} = número de individuos de la especie más abundante.

N_{total} = número total de especies.

Con el propósito de obtener una medida de diversidad más congruente, se empleó la ecuación: $d = 1 - \left(\frac{N_{max}}{N_{total}}\right)$. Por lo tanto, valores cercanos a la unidad se interpretaron como una diversidad alta (y menor dominancia), y los próximos a cero, con una diversidad baja y mayor dominancia (Badii *et al.*, 2008). A partir de los valores de este índice, se elaboraron gráficos de rango/abundancia con el propósito de conocer la proporción que ocupa cada especie arbórea dentro de la comunidad y dentro de cada una de las secciones del BSJA (Magurran, 1988).

- d) **Índice de similitud de Jaccard (IJ)**. Se empleó para estimar la similitud en la composición de especies entre parcelas. La ecuación empleada fue:

$$Ij = c/(a + b - c)$$

Donde:

a = número total de especies en el sitio A.

b = número de especies en el sitio B.

c = número total de especies compartidas por los sitios A y B.

Este índice fluctúa de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies, es decir, perfecta similitud entre sitios, parcelas o condiciones comparadas. El valor también puede expresarse en porcentaje (Hernández *et al.*, 2008; De la Maza *et al.*, 2002).

Análisis de datos

Con los datos de todas las variables colectadas en campo y calculadas en fase de gabinete, se creó una base de datos en MicroSoft Excel, la cual fue analizada estadísticamente con el programa SAS® (Statistical Analysis System) Versión 9.4. En el análisis de medidas dasométricas, se empleó estadística paramétrica a través de la prueba de diferencia significativa honesta de Tukey y, estadística no paramétrica (Prueba de Kruskal-Wallis), para obtener diferencias en los índices de diversidad entre las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón.

Resultados y Discusión

La comunidad evaluada en el Bosque San Juan de Aragón, incluyó 760 individuos arbóreos agrupados en 10 familias botánicas y una riqueza de 12 especies. Las familias Casuarinaceae, Proteaceae y Cupressaceae concentraron el 23.60, 17.50 y 17.24%, de la densidad, respectivamente. Las angiospermas representaron al 82.49% de los árboles evaluados, y las gimnospermas el 17.50% de la densidad total.

Las especies más frecuentes, *Casuarina equisetifolia* L., *Eucalyptus camaldulensis* Dnhh., *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br., *Cupressus lusitanica* Mill. y *Schinus molle* L. conformaron el 76.25% de los árboles evaluados (**Cuadro 2.1**).

Cuadro 2.1. Valores promedio de variables dasométricas por familia y especie para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F.

Familia*	Especie	Variables [†]				
		N	(%)	Dn (cm)	Ht (m)	Aba (cm ²)
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dnhh.	91	12.06	31.15 ^a	15.66 ^a	24.46 ^a
Tamaricaceae	<i>Tamarix gallica</i> L.	23	3.05	28.58 ^a	11.38 ^{ab}	22.45 ^a
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	73	9.68	26.62 ^{ab}	8.78 ^{bcd}	20.92 ^{ab}
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	178	23.60	26.11 ^{ab}	13.28 ^{ab}	20.51 ^{ab}
Fabaceae	<i>Acacia retinodes</i> Schltl.	57	7.55	12.63 ^{bc}	5.98 ^{dc}	9.92 ^{bc}
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	61	8.09	10.38 ^c	5.87 ^{dc}	8.15 ^{bc}
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> Aiton	6	0.79	12.76 ^{bc}	7.27 ^{cdc}	10.02 ^{bc}
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex. R. Br.	130	17.24	9.21 ^c	7.49 ^{cdc}	7.23 ^{bc}
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	103	13.66	10.90 ^c	6.62 ^{dc}	8.56 ^{bc}
Cupressaceae	<i>Cupressus semervirens</i> L.	29	3.84	6.43 ^c	4.15 ^{dc}	5.05 ^c

[†]Dn: diámetro normal; Ht: altura total; Aba: área basal. a,b,c,d: valores con la misma letra son significativamente iguales (p≤0.05).

**Acer negundo* (Sapindaceae) y *Ulmus parvifolia* (Ulmaceae) no se consideraron en el análisis debido a que solo se encontró un individuo de cada especie.

La riqueza de especies del Bosque San Juan de Aragón, es comparable a otros bosques urbanos del mundo, y en algunos casos, ligeramente menor. Por ejemplo, Jim y Liu (2001), reportan, una riqueza de 215 especies arbóreas en 14 bosques de distintos centros educativos sobre una extensión de 226 ha. Para el presente estudio, se determinó una riqueza de 12 especies en 2.8 ha (correspondiente a las 28 parcelas establecidas). En la Ciudad de Bangalore, India, Nagendra y Gopal (2010) determinaron para arbolado de alineamiento, seis especies arbóreas en una superficie de 24 ha, valores que sin duda son

menores a los registrados en el BSJA. Por otra parte, Muthulingam y Thangavel (2012) reportan una riqueza de 45 especies, representadas por 42 géneros y 21 familias para bosques urbanos y espacios verdes institucionales del Distrito de Chennai, China en tan sólo una hectárea de terreno, valor muy superior al del bosque de Aragón, sin embargo, casos como este son escasos no solo en nuestro país sino en el mundo.

Una característica adicional al valor de riqueza del Bosque San Juan de Aragón, es la alta frecuencia y dominancia de un sólo género, de una especie o de una familia botánica (**Cuadro 2.1**). Bajo la premisa de protección y conservación de los bosques urbanos contra plagas y enfermedades exóticas y/o nativas, Santamour (1990) planteó la regla conocida como 10-20-30. En torno a ella, se puede asumir que un bosque se considera saludable en términos de diversidad, cuando no excede en más del 10% la presencia de cualquier especie, no más del 20% de un género y no más del 30% de una familia (Kendal *et al.*, 2014; Galvin, 1999). En el presente estudio, al menos cuatro especies: *Cupressus lusitanica*, *Grevillea robusta*, *Eucalyptus camaldulensis* y *Casuarina equisetifolia* mostraron una frecuencia mayor al 10%. En lo que respecta a género, *Casuarina* rebasó el 20%, mientras que ninguna familia superó el 30% establecido por Santamour, pues sólo la familia Casuarinaceae alcanzó un 23.6% (**Cuadro 2.1**).

La uniformidad taxonómica, no sólo ocurre en el BSJA, sino también en otras áreas verdes urbanas del mundo. Caso específico es Flanders, Bélgica, donde el análisis de diversidad arbórea de 15 parques urbanos reveló que únicamente cuatro especies de angiospermas representan la mayor cobertura, entre ellas, *Fagus sylvatica* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L., y *Fraxinus excelsior* L. (Cornelis y Hermy, 2004). Un estudio más, para la ciudad de Guangzhou, China, reporta como especies más abundantes a *Ficus virens*

Aiton, *Maleleuca leucandendra* L. y una palmera, *Caryota mitis* Loureiro (Jim y Liu, 2001), las cuales sin duda están cobrando importancia en centros urbanos.

Debido a que al presente, las plagas y enfermedades exóticas se han incrementado con efectos devastadores en muchos países (Alvey, 2006), la diversidad biológica y genética pueden contribuir a reducir la vulnerabilidad del bosque urbano y al mismo tiempo evitar pérdidas catastróficas (Kendal *et al.*, 2014). La ausencia de barreras biológicas contra estos agentes de estrés y muerte, podrían desencadenar problemas fitosanitarios graves en el BSJA o áreas adyacentes (Zoológico de Aragón), o en cualquier parte de la ciudad.

La devastación de muchos bosques urbanos del mundo a causa de distintos agentes de daño, se ha ilustrado en diversos estudios. Ejemplo de ello, *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Menlin & Nannf., causante de la enfermedad del olmo holandés, la cual disminuyó las poblaciones de *Ulmus americana* en Estados Unidos de Norte América y Canadá (Tainter y Baker, 1996). Un caso similar, que ha provocado la muerte de 100 millones de fresnos, es el barrenador esmeralda (*Agilus planipennis* Fairmaire); investigaciones recientes indican que las especies más afectadas son *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. *F. americana* L., *F. nigra* Marsh, y *F. quadrangulata* Michx (Kendal *et al.*, 2014; USDA, 2008). Estos hechos y muchos otros han evidenciado la importancia de incrementar la diversidad de especies, especialmente cuando existen brotes de plagas o enfermedades como las mencionadas anteriormente (Alvey, 2006).

Desafortunadamente, la estabilidad de una comunidad arbórea no sólo depende de la diversidad de especies, sino también de la adaptación de las mismas a las diferentes condiciones ambientales y de sitio característicos de cada ubicación geográfica, historia urbana y tipo de área verde (Richard, 1983; Jim y Liu, 2002).

Introducidas de forma deliberada o involuntariamente por el hombre, algunas plantas exóticas pueden desaparecer, y otras, por el contrario se pueden establecer exitosamente tanto en ambientes naturales como en bosques urbanos (Wania *et al.*, 2006). En muchos casos, esto ha favorecido un incremento en la riqueza de especies en los centros urbanos y también ha contribuido a desplazar especies endémicas, fenómeno que se considera catastrófico (McKinney, 2008). De hecho, este efecto se puede ver a escalas mayores, lo cual muestra que las especies no nativas generalmente constituyen el porcentaje más alto de todas las especies de plantas dentro de un área urbana y para algunos científicos este fenómeno debería considerarse saludable, pues es una manera fácil y rápida de incrementar la diversidad (McKinney, 2006), sin embargo, no consideran la problemática que a largo plazo puede significar la introducción de nuevas especies en zonas con distintas condiciones ambientales.

En la actualidad, no se conoce con certeza cuántas, ni cuáles especies son endémicas en el Distrito Federal. En el BSJA se observó que la riqueza de especies está en función de especies no nativas (10 especies), tres de ellas, australianas, *E. camaldulensis*, *C. equisetifolia* y *A. retinodes*, las cuales al parecer se han adaptado a este bosque y a varias zonas de nuestro país, sin embargo, no por ello son la mejor opción. Por otro lado, se encontró sólo una especie endémica, *Fraxinus uhdei* (Martínez y Chacalo, 1994), desafortunadamente, su frecuencia en la zona de estudio es muy baja (8.09%) por lo que se recomienda incrementar sus poblaciones en el BSJA y áreas verdes aledañas.

En términos generales, las cuatro especies anteriormente mencionadas forman el eje primario de la diversidad arbórea en el área de estudio, sin embargo, de acuerdo con la fórmula 10-20-30, esta homogeneidad de géneros y especies no es recomendable en términos de salud (Yang *et al.*, 2012; Li *et al.*, 20011), pero desde el punto de vista de

manejo, podría ser útil. Áreas verdes con presencia de especies dominantes típicamente tendrían un menor costo de mantenimiento debido a que las actividades de manejo serían repetitivas y más eficientes, lo que sin duda representa una ventaja económica. No obstante, también se podría incurrir en grandes costos durante un solo año, o en unos pocos años, cuando el declinamiento natural, enfermedad o senescencia de la especie dominante requiriera en poco tiempo un gran número de remociones y replantes (McPherson y Rowntree, 1989).

Variables dasométricas

Ahora bien, considerando las variables dasométricas medidas en los árboles de BSJA, se empleó la ecuación de Sturges (Herrera y García, 2010) con el propósito de obtener los histogramas de frecuencia respectivos (**Figura 2.2**); con base en ellos, se observó que el 31.73% de los árboles presentaron diámetros en el rango de 7.6 a 15.1 cm (**Figura 2.2A**). En altura, la categoría más representativa incluyó individuos de 5.1 a 10 m, con el 44.88% de los individuos (**Figura 2.2B**). En términos generales, la comunidad arbórea evaluada en el BSJA se caracterizó por la presencia de árboles de bajas dimensiones (jóvenes), agrupando a más del 50% de los individuos evaluados y cuyos diámetros fueron menores a 20 cm.

Richards (1983), menciona, que una distribución de edades (tomando como base al diámetro normal), aceptable para un bosque urbano, debe contar con las siguientes categorías: 40% < 20 cm, 30% de 20 a 40 cm, 20% de 40 a 60 cm y 10% mayor a 60% de diámetro normal promedio; de acuerdo al autor, comunidades con esta distribución de diámetros se pueden considerar estables. A futuro, una alta proporción de individuos en clases bajas compensará la mortalidad relacionada con el establecimiento de nuevos árboles

y reducirá al mismo tiempo los costos de extracción de árboles maduros (McPherson y Rowntree, 1989).

Respecto a la densidad, la cual puede definirse como el número (o área basal) de árboles por unidad de área (Thomas y Gill, 2015), se observó que la densidad de árboles por parcela (0.1 ha) en el BSJA, osciló de 12 a 57 árboles, mientras que el promedio por sección fue de 30 árboles para la sección M y menor para la sección H con 11, las cuales fueron significativamente distintos ($p < 0.001$) (Figura 2.3). En lo referente al área basal, ésta agrupó árboles de 5.1 a 10 cm^2 (38.34%) (Figura 2.2C).

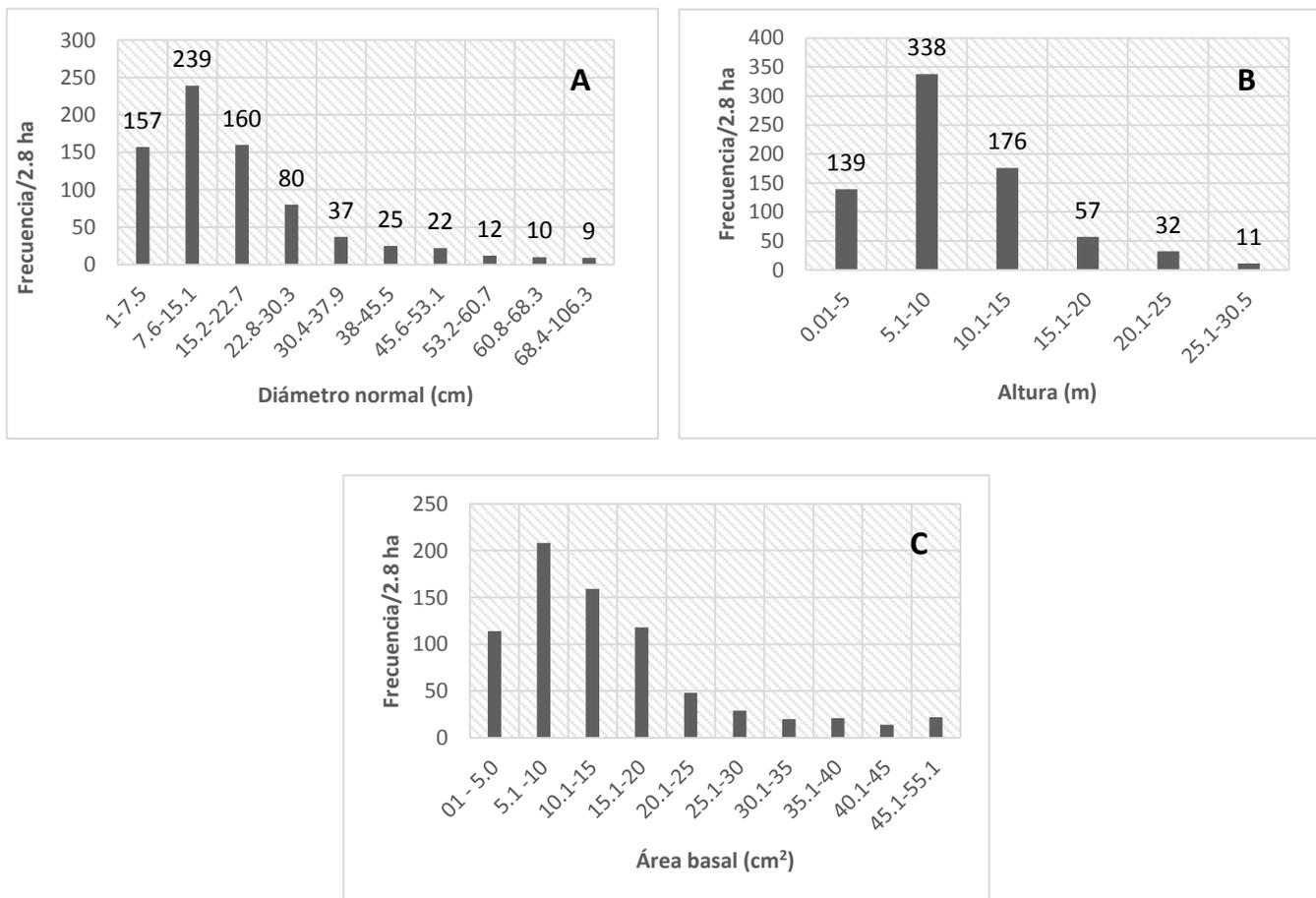


Figura 2.2. Histogramas de frecuencia para diámetro normal (A), altura (B) y área basal (C) para el arbolado evaluado del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Las variables dasométricas presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre especies (Cuadro 2.1). *Eucalyptus*, *Casuarina* y *Tamarix*, presentaron los valores promedio más altos para Dn, At y Aba, pero en el caso de *Tamarix*, los valores se incrementaron debido a que la mayoría de los individuos eran multifustales (característica fenotípica de rebrote).

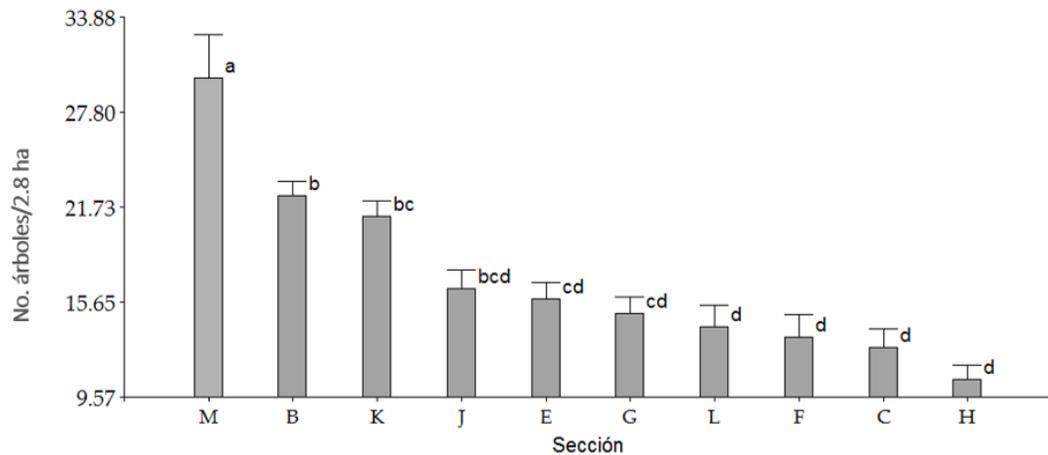


Figura 2.3. Número de árboles promedio por sección dentro del Bosque San Juan de Aragón (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.001$).

En nuestro país, hace falta mayor información sobre el tipo, tamaño y cantidad del recurso árbol urbano, pues en general no se cuenta con información al respecto. En lo que concierne al BSJA, los árboles evaluados son de tallas menores, con excepción de algunos individuos con tallas grandes como *E. camaldulensis* y *C. equisetifolia*. A pesar de que en angiospermas es complejo estimar la edad, se infiere que la mayoría del arbolado es joven, no mayor a 50 años (debido a la antigüedad del BSJA), o bien, que las comunidades arbóreas han estado sometidas a distintas presiones, ambientales, antropogénicas y de calidad de sitio, las cuales han contribuido a reducir su tasa de crecimiento. Reflejo de esto fueron los diámetro normales registrados, los que en su mayoría fueron < 20 cm, un altura menor a 15 m y un área basal no mayor a los 25 cm^2 .

Árboles de grandes dimensiones pueden proveer de mayores servicios ecosistémicos (mayor remoción de contaminantes y toneladas de carbono secuestrado y almacenado), comparado con árboles de menor talla (Baró *et al.*, 2014). En lo que respecta al BSJA, los árboles presentaron en general diámetros pequeños y sólo pocos individuos (10.12%), tienen diámetros > 30 cm. La carencia de árboles grandes son posible reflejo de acciones de manejo pasadas (Cumming *et al.*, 2001), además, la alta frecuencia de árboles de bajas dimensiones en el BSJA, puede considerarse benéfico debido a que a mediano plazo estos árboles podrán reemplazar en el futuro a individuos maduros o enfermos.

Índices de diversidad

Los índices de diversidad calculados, Shannon-Wiener, Simpson y Berger-Parker se presentan en el Cuadro 2.2.

Cuadro 2.2. Índices de diversidad para las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Sección	Shannon H'	Simpson 1-D	Berger-Parker (1-d)
B	1.59	0.72	0.52
C	1.25	0.65	0.47
E	1.75	0.82	0.75
F	1.32	0.68	0.52
G	1.85	0.84	0.76
H	1.88	0.83	0.73
J	1.27	0.60	0.40
K	1.25	0.66	0.55
L	1.69	0.77	0.61
M	1.50	0.73	0.53

Para el primer índice, los valores oscilaron de 1.25 a 1.88. En cuanto al índice de Simpson, el rango fue de 0.60 a 0.84, mientras que el de Berger-Parker presentó valores de 0.40 a 0.76. A partir del análisis estadístico, donde se empleó la prueba de rangos de Kruskal-

Wallis, se identificaron diferencias significativas ($p < 0.001$) para los índices mencionados entre las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón. De esta forma, se puede observar que la sección menos diversa fue la J, considerando los índices de Simpson y Berger-Parker y la que presentó también, la menor riqueza de especies, junto con la sección C y K, de acuerdo al valor de Shannon-Wiener (**Cuadro 2.2**).

La mayor riqueza de especies arbóreas, enfatizada por el índice de Shannon-Wiener fue la sección H con el valor más alto, 1.88; mientras que la de mayor equidad (o uniformidad), menor dominancia y por lo tanto la más diversa fue la sección G, la cual alcanzó los índices más altos de 0.84 y 0.76, para Simpson y Berger-Parker, respectivamente (**Cuadro 2.2**; **Figura 2.4**). Aunque no en la misma magnitud, las secciones E y L también fueron medianamente diversas, comparadas con el resto de las secciones.

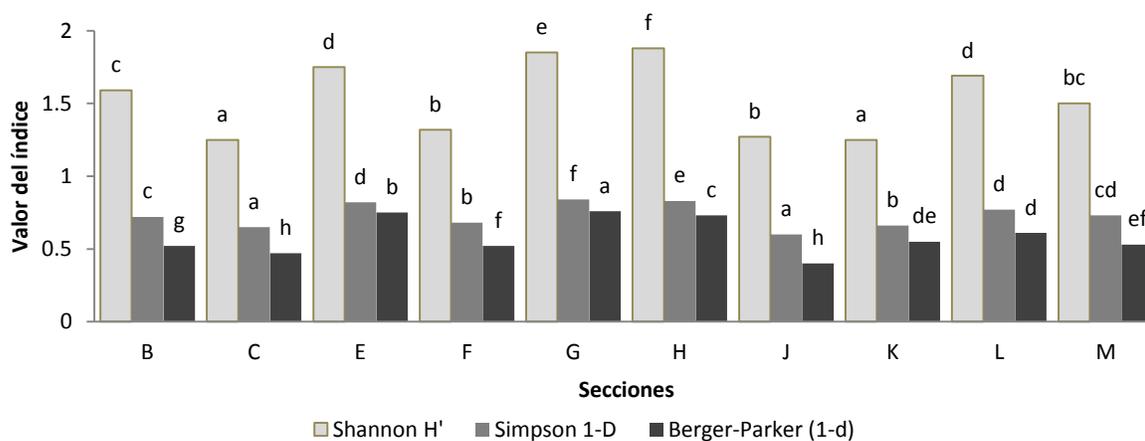


Figura 2.4. Diferencias significativas entre los distintos índices de diversidad para las diez secciones del bosque San Juan de Aragón ($p < 0.001$).

Tomando como base la abundancia proporcional de cada especie dentro de la comunidad evaluada en el BSJA, la curva rango-abundancia para todas las especies identificadas, indica que *Casuarina equisetifolia* consiguió la mayor abundancia relativa con un valor de 0.24,

seguida por *Grevillea robusta* con 0.17 y *Cupressus lusitanica*, 0.14 (Figura 2.5), por lo que éstas se consideran las especies dominantes.

Las curvas rango/abundancia para las 10 secciones del BSJA, mostraron que las secciones B y H presentan la mayor riqueza de especies con 8 y 10 cada una, respectivamente, mientras que las secciones E, G, J, L y M presentaron siete especies y la K solamente cinco especies (Figura 2.6AB). Al considerar en conjunto los estadísticos de diversidad, el índice Shannon-Wiener, Simpson y Berger-Parker respaldan que las secciones E, G y H fueron las más diversas y al mismo tiempo las más equitativas, reflejo de que cada una de sus especies presentaron abundancia relativas muy semejantes con lo que se logró obtener curvas ligeramente pronunciadas (Figura 2.6AB).

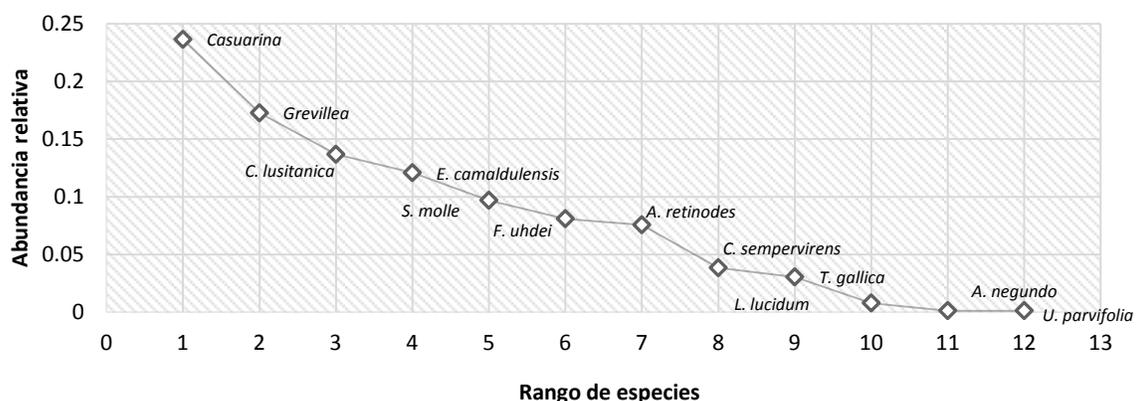


Figura 2.5. Curva rango/abundancia para las especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

En lo que respecta al Índice de Jaccard, éste mostró moderada similitud en la composición de especies entre secciones (Cuadro 2.3). La mayor similitud con valores ligeramente cercanos a 1 (perfecta similitud), se observó entre las secciones G-K (0.71), las cuales comparten cinco especies; por su parte, las secciones G-L con un índice de 0.87 tienen seis especies compartidas. Así mismo, las secciones H-B presentaron un índice de similitud de

0.70 con siete especies compartidas. El resto de las secciones presentaron cifras menores a 0.66, lo que representó menor similitud en la composición de especies entre éstas secciones (Cuadro 2.3).

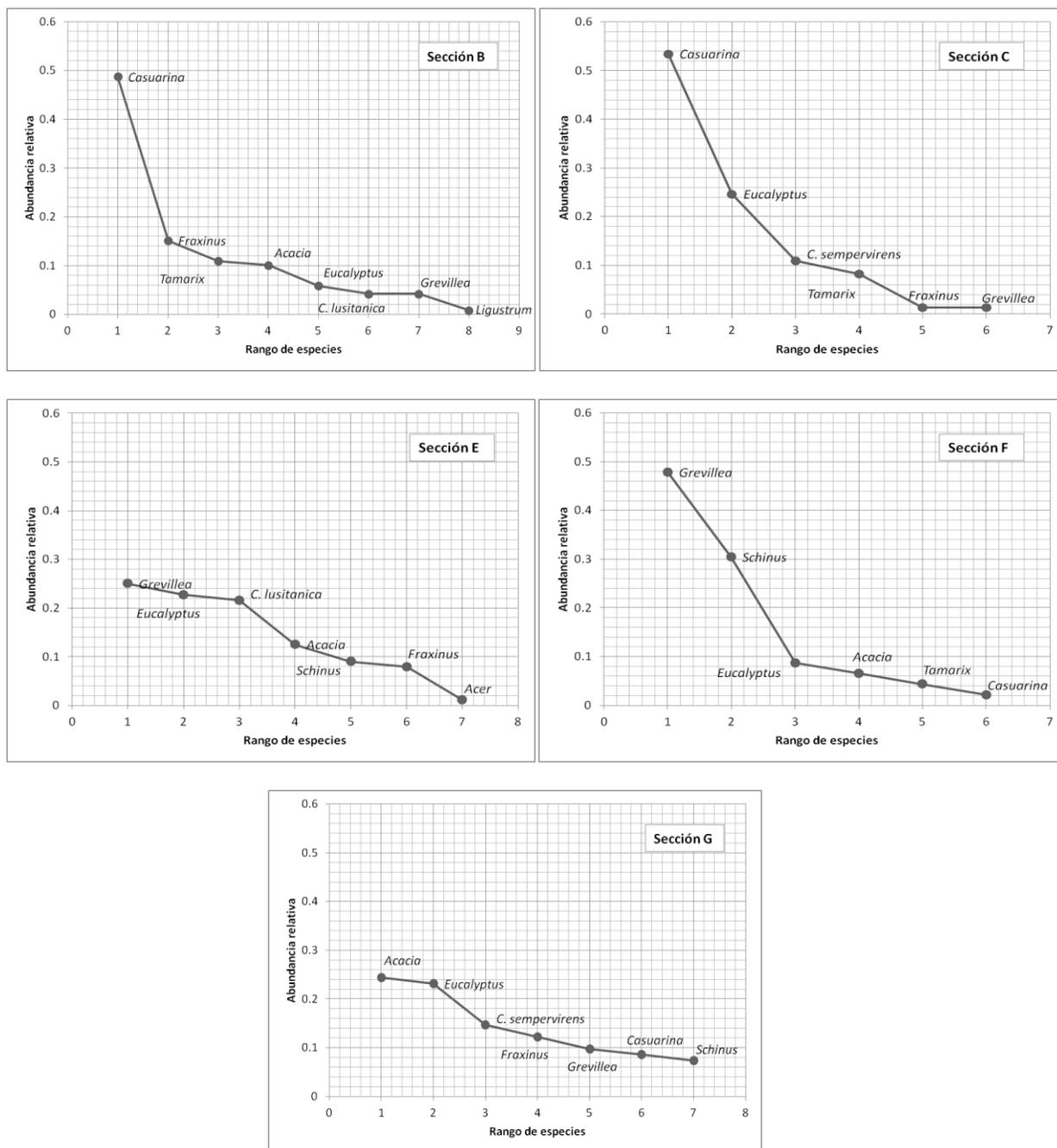


Figura 2.6A. Curvas rango/abundancia para las secciones B, C, E, F y G del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

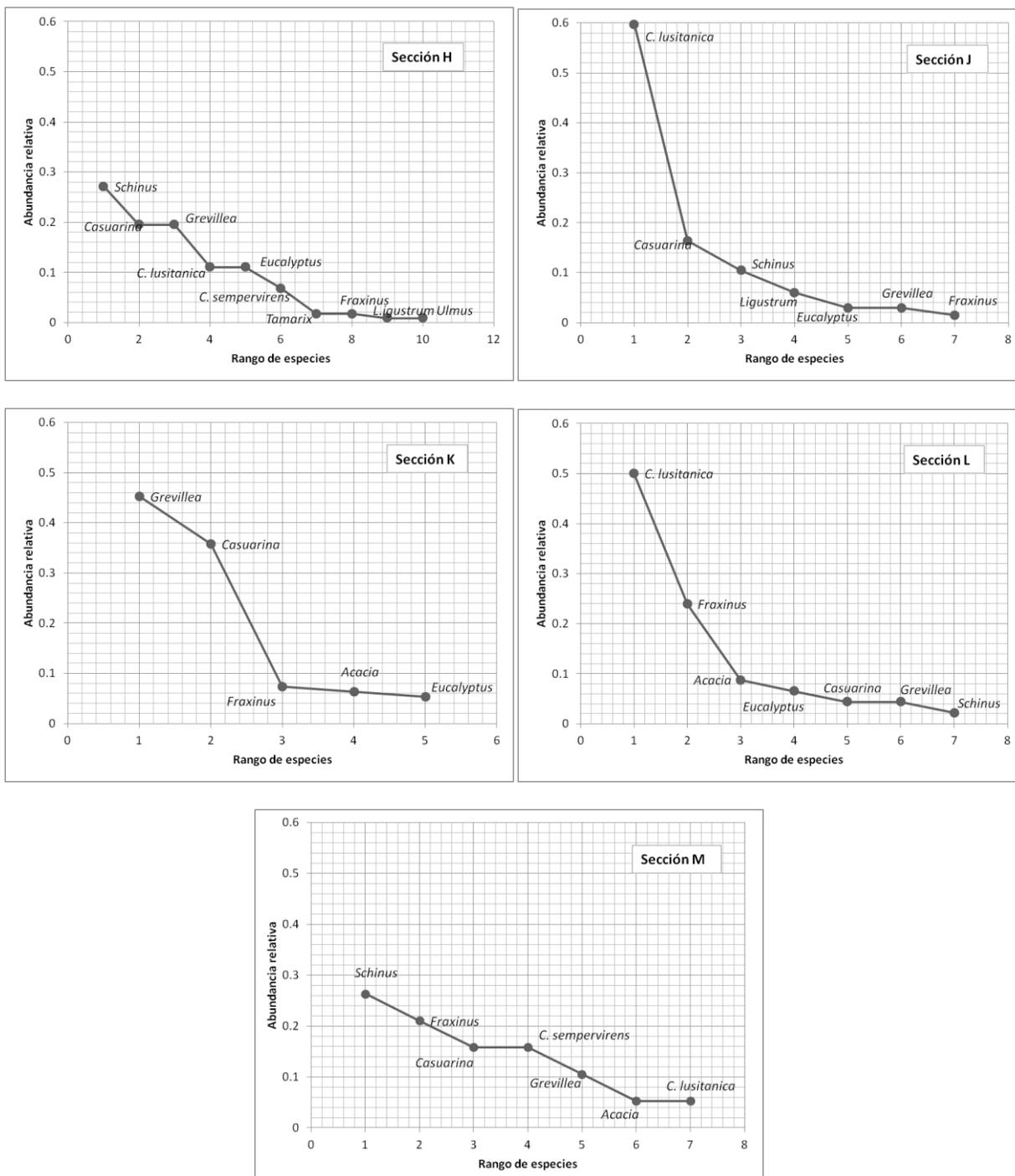


Figura 2.6B. Curvas rango/abundancia para las secciones H, J, K, L y M del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Cuadro 2.3. Matriz de similitud entre las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón, de acuerdo con el Índice de Jaccard.

	B	C	E	F	G	H	J	K	L	M
B	1.00	0.55	0.55	0.44	0.55	0.70	0.66	0.50	0.66	0.50
C		1.00	0.30	0.50	0.62	0.60	0.44	0.57	0.55	0.37
E			1.00	0.44	0.55	0.54	0.55	0.50	0.66	0.33
F				1.00	0.62	0.45	0.44	0.57	0.55	0.22
G					1.00	0.54	0.55	0.71	0.87	0.33
H						1.00	0.70	0.36	0.63	0.50
J							1.00	0.50	0.66	0.50
K								1.00	0.62	0.42
L									1.00	0.44
M										1.00

Las investigaciones sobre diversidad vegetal en centros urbanos y suburbanos es limitada y a menudo su estudio ha quedado restringido a un grupo específico de especies, por ejemplo, plantas vasculares. La principal razón de dicha carencia es la complejidad de los parques urbanos (Cornelis y Hermy, 2004). Información relativa y que al mismo tiempo pueda ser comparable entre la diversidad arbórea de áreas verdes urbanas es escasa. Uno de los estudios más completos de diversidad arbórea es el de McPherson y Rowntree (1989). Los autores recopilaban información de diversidad de 22 ciudades de Estados Unidos de Norte América, las cuales representaban variedad de condiciones demográficas y climáticas. En su estudio, se concluye un índice de Shannon-Wiener en el rango de 2.1 a 3.9. Para el presente estudio, el índice de Shannon osciló en el rango de 1.25 a 1.88; si lo comparamos con el estudio previamente citado, o bien, con los índices de 2.2 a 2.83, reportados por Zarco *et al.*, (2010), para un parque de Tabasco, México, se podrían catalogar como ligeramente baja, o bien, extremadamente baja si los comparamos con el 4.68 obtenido por Jim y Liu (2001), sin embargo, estos valores no son comparables debido a que la intensidad de muestreo, forma y tamaño de los sitios no fue la misma.

En lo que respecta al índice de Simpson y Berger-Parker, éstos reflejan que en el BSJA existe una diversidad, equitatividad y similitud moderada, por lo menos en tres secciones. A futuro, se sugiere tomar como modelo tales secciones con el propósito de establecer programas de manejo que mejoren la diversidad y la abundancia por géneros, especies y familias (Badii *et al.*, 2008).

La identificación de secciones con alta similitud (cercana a 1), alta dominancia y baja equidad de especies, podrá permitir tomar mejores y prontas decisiones sobre posibles procesos de degradación del recurso área verde urbana, incluso, emitir recomendaciones sobre las especies que poseen una baja representatividad en el área de estudio y sugerir en el corto plazo, una mayor plantación de las mismas. La alta dominancia y el incremento en la diversidad de especies no nativas en los centros urbanos, que para algunos científicos es infortunado (McKinney, 2008), para otros más es favorable ya que, mediante su introducción se favorece una mayor diversidad fenotípica y genotípica, sin embargo, a largo plazo, podría desencadenar serios problemas fitosanitarios y de adaptación.

Una amplia diversidad de especies dará lugar a una mayor diversidad genética y estética, así como la presencia de árboles sanos en las zonas urbanas. Sin embargo, el panorama general es que unas pocas especies constituyen una gran proporción de las poblaciones arbóreas. Por ejemplo, a través de toda Europa, Pauleit *et al.*, 2002 encontró una pobre diversidad arbórea. En Chicago, E.U.A., sólo cuatro de las especies más comunes comprenden dos terceras partes de las comunidades arbóreas (Li *et al.*, 2011) y en México, de acuerdo con Chacalo *et al.*, 1994, cuatro especies constituyen el 49% de las comunidades arbóreas.

Uno de los retos para evaluar la diversidad arbórea en áreas verdes urbanas, es la aplicación de índices ecológicos. El desafío para su uso, consiste en evaluar dichas medidas para ayudarnos a observar posibles patrones y tendencias en la diversidad de dichas áreas (McPherson y Rowntree, 1989).

Conclusiones

Los procedimientos de Indicador Diversidad y Estructura fueron fácilmente aplicables al escenario del Bosque San Juan de Aragón, identificándose que la riqueza de especies equiparable a distintos bosques del mundo, misma que corresponde a especies no nativas. La diversidad arbórea a través de los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Berger-Parker y Jaccard fue ligeramente baja y equitativa en algunas secciones del área de estudio, en otras, sin embargo, algunas especies presentan alta dominancia y alta uniformidad, lo cual no es recomendable desde el punto de vista de salud. Por otra parte, la alta frecuencia de árboles de diámetros pequeños constituye una parte importante del bosque, debido a que conforman una reserva de biomasa que a futuro podrá sustituir individuos enfermos, muertos o en proceso de declinamiento.

Literatura Citada

1. ALDF. 2013. Rescatar bosque de Aragón debe ser prioridad. ALDF-Asamblea legislativa del Distrito Federal. [consultado marzo 24, 2014]. <http://aldf.gob.mx/comsoc-rescatar-bosque-aragon-debe-ser-prioridad-8503.html>.
2. Alvey, A.A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. Urban For. Urban Greening 5:195-201.
3. Badii, M.H., J. Landeros, E. Cerna. 2008. Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. International Journal of Good Conscience 3(1):632-660.
4. Baró, F., L. Chaparro, B.E.Gómez, J. Langemeyer, D.J. Nowak, J. Terradas. 2014. Contribution of ecosystem service to air quality and climate change mitigation policies. The case of urban forest in Barcelona, Spain. Ambio 43:466-479.
5. Beckett, K.C., P. Freer-Smith, G. Taylor. 2000. Effective tree species for local air-quality management. J. Arboric. 26(1):12-19.

6. Burkhart, H.E., M. Tomé. 2012. Modeling forest trees and stands. Springer. N.Y. 461 p.
7. Burton, M.L., L.J. Samuelson, S. Pan. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosyst.* 8:93-106.
8. Cornelis, J., M. Hermy. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landsc. Urban Plan.* 69:385-401.
9. Cumming, B.A., D.J. Nowak, D.B. Twardus, R. Hoehn, M. Mielke, R. Rideout. 2007. Urban forest of Wisconsin: Pilot Monitoring Project 2002. National Forest Health Monitoring Program. USDA Forest Service, Northeastern Area. NA-FR-05-07. 33 p.
10. Cumming, B.A., M.F. Galvin, R.J. Rabaglia, J.R. Cumming, D.B. Twardus. 2001. Forest health monitoring protocol applied to roadside trees in Maryland. *J. Arboric.* 27(3):126-138.
11. De la Maza, C.L., J. Hernández, H. Bown, M. Rodríguez, F. Escobedo. 2002. Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *J. Arboric.* 26:347-357.
12. Galvin, M.F. 1999. A methodology for assessing and managing biodiversity in Street tree population: a case study. *J. Arboric.* 25(3):124-128.
13. Hernández-De la Rosa, P., H. De los Santos-Posadas, D. Alvarado-Rosales, L.L. Saavedra-Romero, A. Gómez-Guerrero y T.T. Tejeda. 2009. Desarrollo y validación de indicadores para el monitoreo de salud de los bosques de México (Fase B). Comisión Nacional Forestal y Colegio de Postgraduados. México. 126 p.
14. Hernández, P., A.M. Giménez, R. Gerez. 2008. Situación actual de la biodiversidad vegetal en el interfluvio salado-dulce, Santiago de Estero, Argentina. *Revista de Ciencias Forestales-Quebracho* 16:20-31.
15. Herrera, H.J.G., A.C. García. 2010. Bioestadística en ciencias veterinarias. Procedimientos de análisis de datos con SAS. Colegio de Postgraduados y Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense, España. CERSA. 251 p.
16. Jim, C.Y., H.T. Liu. 2001. Species diversity of three major urban forest types in Guangzhou city, China. *For. Ecol. Manage.* 146:99-114.
17. Kendal, D., C. Dobbs, V.I. Lohr. 2014. Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule?. *Urban For. Urban Greening* 13:411-417.
18. Li, Y.Y., X.R. Wang, C.L. Huang. 2011. Key street tree species selection in urban areas. *African Journal of Agricultural Research* 6(15):3539-3550.
19. Martínez, G.L., A. Chacalo. 1994. Los árboles de la Ciudad de México. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. México. 351 p.
20. McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11:161-176.
21. McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv* 127:247-260.
22. McPherson, E.G., R.A. Rowntree. 1989. Using structural measures to compare twenty-two U.S. street tree populations. *Landscape J.* 8:13-23.

23. Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo. CYTED, UNESCO Y SEA. España. 86 p.
24. Mori, J., H.M. Haslin, G. Burchi, A. Saebo. 2014. Particulate matter and element accumulation on coniferous trees at different distances from a highway. *Urban Forestry and Urban Greening*. On line [<http://www.sparrho.com/article/Umf3QXJ0aWNsZQ==/910091/?title=particulate-matter-and-element-accumulation-on-coniferous-trees-at-different-distances-from-a-highway>][Consultado octubre 2014].
25. Muller, D.D., H. Ellenberg. 1974. *Aims & methods of vegetation ecology*. NY. Wiley and Sons. 137 p.
26. Muñoz, R.M., L.J.R. Valdez, H. De los Santos-Posadas, P.G. Ángeles, R.A.I. Monterroso. 2014. Inventario del bosque templado de Hidalgo, México mediante datos del satélite spot y de campo. *Agrociencia* 48:847-862.
27. Muthulingam, U., S. Thangavel. 2012. Density, diversity and richness of woody plants in urban green spaces: A case study in Chennai metropolitan city. *Urban For. Urban Greening* 11:450-459.
28. Nagendra, H., D. Gopal. 2010. Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition and distribution. *Urban For. Urban Greening*. 9:129-137.
29. Räsänen, J.V., T. Holopainen, J. Joutsensaari, C. Ndam, P. Pasenen, R. Rinnan. 2013. Effects of species-specific leaf characteristics and reduce water availability on fine particle capture efficiency of tree. *Environ. Pollut.* 183:64-70.
30. Richard, N.A. 1983. Diversity and stability in a street tree population. *Urban Ecology* 7:159-171.
31. Santamour, F. 1990. Trees for urban planting: diversity, uniformity and common sense. *In: Proceedings of the 7th METRIA Conference*, June 11-12, Lisle, Illinois. Pp. 57-66.
32. Savard, J.P.L., P. Clergeau and G. Mennechez. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 48:131-142.
33. Schomaker, M.E., S.J. Zarnoch, A.W. Bechtold, J.D. Latelle, G.W. Burkman, S.M. Cox. 2007. *Crown-condition classification: A guide to data collection and analysis*. USDA Forest Service. General Technical Report SRS-102. 78 p.
34. Schreuder, H.T., R. Ernst, H. Ramírez. 2004. *Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources*. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-126. 100 p.
35. Schulz, B.K., A.W. Bechtold, J.S. Zarnoch. 2009. *Sampling and estimation procedures for the vegetation diversity and structure indicator*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-781. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 53 p.
36. Seaby R.M., P.A. Henderson. 2006. *Species diversity and richness*. Version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
37. Stolte, K., B. Conkling, S. Campbell, A. Gillespie. 2002. *Forest health indicators Bulletin FS-746*. Arlington, VA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 24 p.
38. Tainter, F.H. and F.A. Baker. 1996. *Principles of forest pathology*. John Wiley. 805 p.
39. Thomas, G., R.A. Gill. 2015. Patterns of urban forest composition in Utah's growing mountain communities. *In: Proceedings of the National Conference on Undergraduate Research (NCUR)*. April 16-18. Eastern Washington University, Cheney, WA. Pp. 10.

40. Troxel, B., M. Piana, S.M. Ashton, D.C. Murphy. 2011. Relationships between bole and crown size for young urban trees in the northeastern USA. *Urban For. Urban Greening* 12:144-153.
41. USDA. 2008. El barrenador esmeralda del fresno. Departamento de Agricultura de Estados Unidos, Servicio Forestal. NA-PR-02-04. 2 p.
42. Wania, A., I. Kühn, S. Klotz. 2006. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany —spatial gradients of species richness. *Landsc. Urban Plan.* 75:97-110.
43. Westfall, J.A., A.W. Bechtold, K.C. Randolph. 2009. Section 1: Tree crown indicator. *In: FIA National Assessment of data quality for forest health indicators.* (Westfall, J.A. Eds.). USDA Forest Service. Northern Research Station. General Technical Report NRS-53. p. 3-15.
44. Willis, K.J., R.J. Whittaker. 2002. Species diversity—scale matters. *Science.* 295: 1245-1248.
45. Yang, J., J. Zhou, J. Xiao. 2012. Assessing the structure and stability of street trees in Lhasa, China. *Urban For. Urban Greening* 11:432-438.
46. Ying, Y.L., E.X. Rong, C.L. Huang. 2011. Key street tree species selection in urban areas. *Afr. J. Agric. Res.* 6(15):3539-3550.
47. Zarco, E.W.M., H.J.L. Valdez, P.G. Ángeles, A.O. Castillo. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del parque estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 26(1):1-17.
48. Zarnoch, S.J., A.W. Bechtold, K.W. Solte. 20004. Using crown condition variables as indicators of forest health. *Can. J. For. Res.* 34:1057-1070.

CAPÍTULO 3

La condición de copa como herramienta para evaluar la salud del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Resumen

Las áreas verdes urbanas aportan diversos servicios a la sociedad y al ambiente. El Bosque San Juan de Aragón (BSJA), es una de las pocas áreas verdes ubicadas al noreste del D.F., y la condición actual de su arbolado en materia de salud no se conoce con precisión. En el presente estudio se empleó el Indicador Condición de Copa (ICC) que tradicionalmente se ha utilizado en áreas naturales, con el fin de determinar su factibilidad. Se establecieron aleatoriamente 28 parcelas circulares de 0.1 ha. Se midió el diámetro normal y altura total a todos los árboles dentro de cada parcela, su clasificación taxonómica y la condición de copa. Seis variables fueron medidas: proporción de copa viva no compactada (Pcv), densidad de copa (Dnc), transparencia de copa (Trc), muerte regresiva (Mrg), posición de copa (Pco) y exposición a la luz (ExL). Las primeras cuatro se midieron en clases a intervalos de 5% y las dos restantes a través de una escala ordinal. También, se determinó un Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU) empleando valores relativos de cinco variables: Volumen Compuesto de Copa y Área Superficial de Copa (medidas tridimensionales), así como la Dominancia, Altura y Frecuencia. Se evaluaron 760 árboles, agrupados en 10 familias, 11 géneros y 12 especies. Los valores promedio para las variables de copa fueron, 56.37% de Pcv, 44.38% de Dnc, 4.04 de Mrg y 38.4% de Trc. Solo la Pcv alcanzó los estándares establecidos de salud arbórea reportados en otros estudios, mientras que las DnC fueron bajas, aunque no para todas las especies, y los valores de TrC y Mrg fueron altos, lo cual indica que parte de la comunidad arbórea está desarrollándose en condiciones de estrés. El mayor IVIU fue para *C. equisetifolia* con 28.19%, especie que

presentó la mayor cantidad de biomasa y cobertura. En general, la condición de copa de los árboles del BSJA se calificó de buena a pobre con base a los estándares establecidos previamente. Finalmente, se determinó que es factible aplicar los procedimientos del ICC en áreas verdes urbanas.

Palabras clave: arbolado urbano, transparencia, proporción de copa, muerte regresiva.

Introducción

En la actualidad, más de la mitad de la población mundial vive en ciudades y la tendencia irá en aumento en los próximos años (Lorenz, 2005). La velocidad de urbanización alcanzará para el 2025 los seis billones de personas (Awal *et al.*, 2010); esto, ha contribuido a incrementar el valor y la necesidad del arbolado (Peckham *et al.*, 2013; Nowak y Walton, 2005), pues en muchos casos la frecuencia de áreas verdes dentro del entorno urbano disminuye con nuestro estilo de vida (Torrens, 2008). En México, por ejemplo, las áreas verdes han desaparecido a una tasa anual del 3.7% (Benítez *et al.*, 1987; Ezcurra, 1996).

En el entorno de una ciudad, el árbol constituye un recurso invaluable para la sociedad; la belleza escénica y los hoy denominados “servicios ecosistémicos” (Baró *et al.*, 2014), que los árboles confieren a los espacios públicos y privados son diversos. Desde el punto de vista ambiental, los árboles impactan en diversos procesos. Altos índices de área foliar tienen mayor influencia en la modificación de ambientes locales (Nowak, 1994), reduciendo el efecto “isla de calor” y regulando la temperatura (Chow y Roth, 2006). Según Konijnendijk *et al.*, (2005), un árbol puede proveer un factor de protección solar (SPF) de entre 6 y 10, lo que significa una considerable reducción en el riesgo de quemaduras de piel por la exposición a rayos ultravioleta.

También, los árboles mejoran la calidad del aire al interceptar contaminantes gaseosos y particulados en sus hojas (Escobedo y Chacalo, 2008a; Finlayson y Pitts, 1986), y en lo social, el componente arbóreo incrementa el valor patrimonial, disminuyen la fatiga mental, la agresión humana y contribuyen a mejorar la salud física y psicológica de la población (Escobedo *et al.*, 2008b; Nowak *et al.*, 2006; Todorova *et al.*, 2004).

A diferencia de árboles que crecen en áreas naturales, el árbol urbano se desarrolla en un entorno más cambiante y depende fuertemente de procesos antropogénicos (Escobedo y Chacalo, 2008a). En general, el árbol urbano presenta un bajo promedio de vida que en muchos casos no excede 25 años (Galvin, 1999). La reducida esperanza de vida, está en función de diversos factores, entre los que destacan la edad, genética de la especie y la compactación del suelo (Scharenbroch *et al.*, 2005; Craul, 1999), superficies impermeables (pavimentos y concreto) (Celestian y Martín, 2005), altas temperaturas y la contaminación atmosférica (Alvarado y Saavedra, 2007; Konijnendijk *et al.*, 2005), el restringido espacio vital y, por supuesto, la falta de buenas prácticas de manejo. La asociación negativa y en algunos casos sinérgica de estos agentes promueve la presencia de árboles enfermos reduciendo también su calidad y estética (Cibrián *et al.*, 2007). Todos estos factores afectan la arquitectura y estructura del árbol tornándolos en elementos de riesgo para los usuarios de las áreas verdes (Angwin *et al.*, 2012).

Aunque el Distrito Federal cuenta con numerosas áreas verdes (alamedas, bosques, jardines, parques ecológicos y otras áreas vegetadas), éstas no son suficientes debido a la sobrepoblación (Jaúregui y Heres, 2008), sumado a que su conservación y manejo no han sido los más apropiados (Escobedo y Chacalo, 2008a). Con excepción de algunos casos, se encuentran en un estado avanzado de deterioro (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2005). Por otra parte, su condición de salud actual se desconoce, debido a lo cual es preciso realizar monitoreos exhaustivos para detectar cambios eventuales o permanentes en el

recurso árbol urbano. Esta actividad proveerá información útil para la toma de decisiones en el ámbito político, social y biológico con fines de manejo sustentable (Baker, 1993; McPherson, 1993).

En general, los primeros síntomas de deterioro del árbol se expresan en la apariencia de sus copas, las dimensiones que influyen en la producción primaria neta; árboles con altas proporciones de copa viva, diámetros grandes, altas densidades de copa y una baja muerte regresiva y transparencia tienen mayores tasas de crecimiento y altas posibilidades de sobrevivencia (Awal *et al.*, 2010). Copas densamente foliadas están asociadas con árboles vigorosos, mientras que las pequeñas y de follaje disperso podrían encontrarse en un estado de declinamiento (Shomaker *et al.*, 2007), por lo cual, través de su evaluación se podrá determinar su estado actual de salud.

Un conjunto de mediciones han sido empleadas para evaluar la salud de árboles individuales o del bosque natural. Las mediciones incluyen mortalidad, daños al arbolado, diversidad arbórea, propiedades físicas y químicas del suelo, y la condición de copa. El programa de salud forestal en Estados Unidos de Norte América es el único inventario nacional que evalúa la condición de copa (Metzger y Oren, 2001). El Indicador Condición de Copa se ha reportado en diversas guías de campo (USDA, 2009; Schomaker *et al.*, 2007). Sin embargo, se requiere aplicarlos en diferentes entornos para ajustarlos. Con el propósito de contribuir al desarrollo de nuevas alternativas para evaluar la salud de árboles urbanos, el presente estudio tuvo por objetivos: (a) Aplicar y adecuar la metodología del Indicador Condición de Copa (ICC) para determinar con base a este, el estado actual de salud del Bosque de San Juan de Aragón (BSJA) en el Distrito Federal y (b) Determinar un índice de valor de importancia urbano (IVIU) para las distintas especies arbóreas, mediante el empleo de variables absolutas y compuestas de copa.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Bosque de San Juan de Aragón, localizado al noreste de la Ciudad de México (19°27'32" N y 99°04'17" W), en la Delegación Gustavo A. Madero a una altitud promedio de 2240 m. El sitio posee una superficie de 164 ha de las cuales 114 ha son de áreas verdes. En el bosque, se seleccionaron al azar 10 secciones identificadas por los caracteres B, C, E, F, G, H, J, K, L y M (**Figura 3.1**); en cada una se aplicó una intensidad de muestreo del 2.5% (Schreuder *et al.*, 2004) quedando establecidas entre 1 y 6 parcelas de muestreo circulares de 0.1 ha (1000 m²) (r = 17.84 m) por sección (28 parcelas totales). Cada parcela se geoposicionó y todos los árboles dentro de los límites de las mismas se numeraron en dirección de las manecillas del reloj, iniciando por el norte. El marcaje se realizó con etiquetas laminadas de 3.5 x 5 cm.

Procedimiento de medición

De acuerdo con el protocolo que utiliza el FIA (Forest Inventory and Analysis) de Estados Unidos de América del Norte, para medir el indicador condición de copa y sus variables absolutas, se requiere de una brigada conformada mínimamente por dos personas, las cuales se ubicaron a una distancia horizontal equivalente a la altura del árbol de interés, y en un ángulo de 90°, una de otra, aproximadamente (Schomaker *et al.*, 2007).

Es importante mencionar, que el procedimiento fue diseñado exclusivamente para evaluar el estrato arbóreo de aquellos individuos que tienen una copa definida (Bechtold y Randolph, 2009). Las variables y su forma de medición se describen a continuación (**Figura 3.2**):



Figura 3.1. Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Argón, D.F. (Polígono en ArcMap Versión 10).

1. **Proporción de copa viva no compactada (Pcv):** definida como la relación entre el largo de copa y la altura total del árbol (Westfall, 2009). Su evaluación, incluye espacios vacíos entre ramas a lo largo del tronco, siempre y cuando la distancia entre dos ramas adyacentes no exceda los 1.5 m (conocida en términos científicos como regla de los 1.5 ft (pies). Su evaluación se realizó con una reglilla graduada de 0 a 99 dividida en clases de 5% (Schomaker *et al.*, 2007).

2. **Densidad de copa (Dnc):** un índice de biomasa de copa que representa la densidad de todos los componentes de la copa incluyendo follaje, ramas y estructuras reproductivas (Randolph, 2006; Bechtold *et al.*, 2008).
3. **Transparencia de copa (Trc):** estima cuan denso es el follaje sobre las ramas. Mide la cantidad de luz que penetra través de la copa viva (Weztger y Oren, 2009). Trc y Dnc fueron evaluadas con la tarjeta densidad-transparencia propuesta por Shomaker *et al.*, (2007) (Figura 3.3).

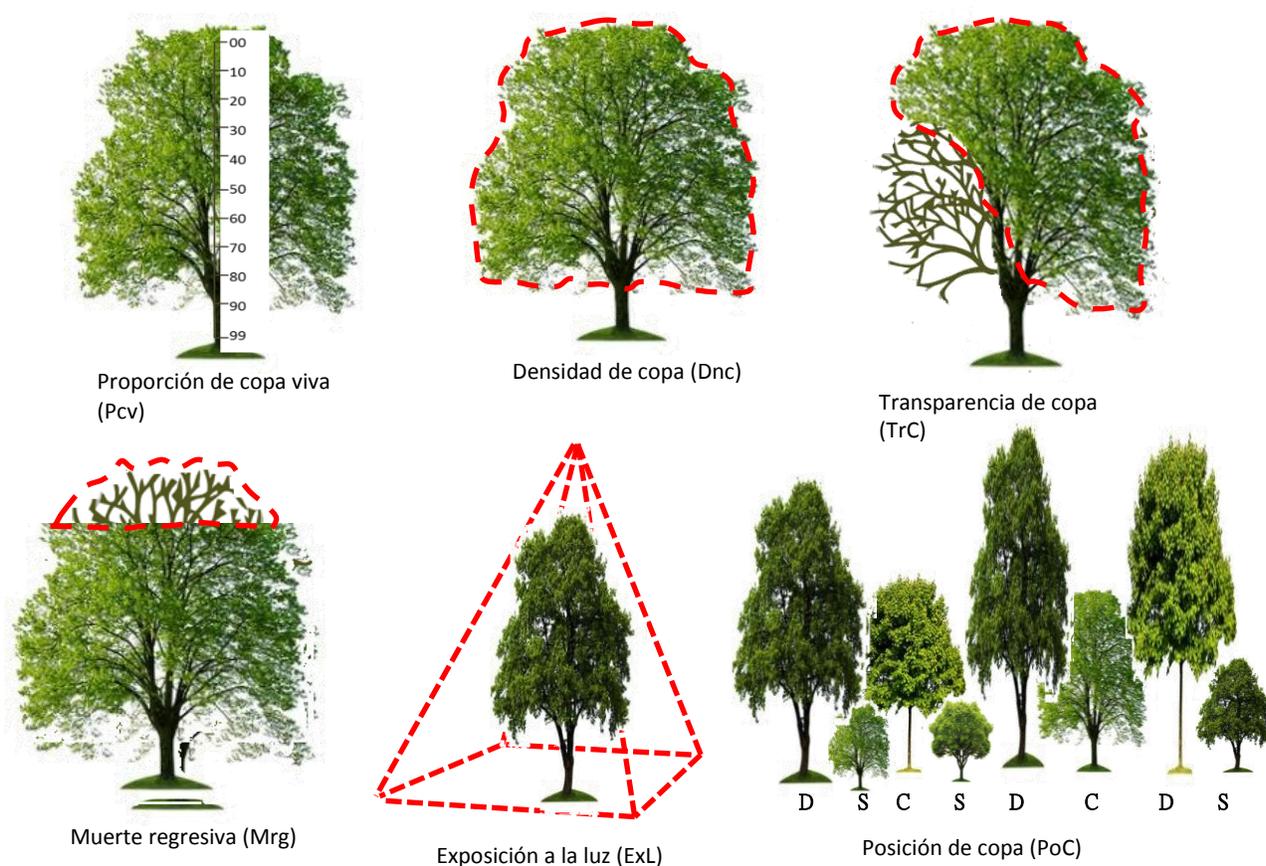


Figura 3.2. Representación esquemática de las variables absolutas del indicador condición de copa.

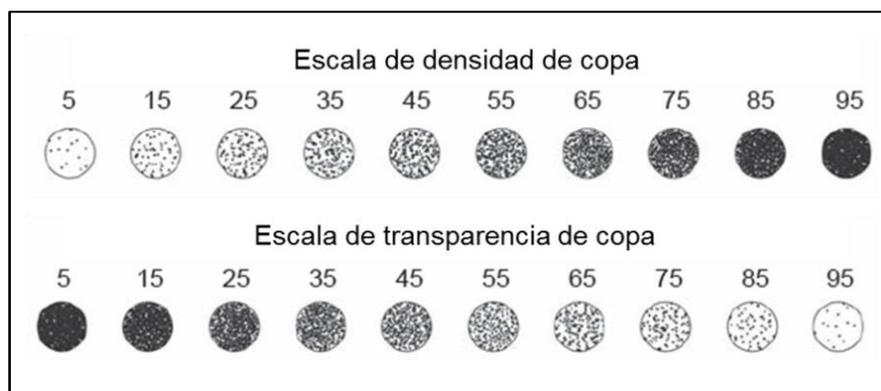


Figura 3.3. Tarjeta empleada para la evaluación de la densidad y transparencia de copa en campo (Modificada de Schomaker *et al.*, 2007).

4. **Muerte regresiva (Mrg):** es una medida de la extensión de ramillas defoliadas en la periferia de la copa superior y que progresa hacia abajo (Bechtold y Randolph, 2009). Esta variable indica pérdida de vigor o de crecimiento potencial (Weztger y Oren, 2001).
5. **Posición de copa (Pco):** clasifica la posición vertical de cada individuo dentro de cada parcela (Zarnoch *et al.*, 2004), se registró con valores de 1 al 3 para árboles dominantes, codominantes y suprimidos, respectivamente.
6. **Exposición a la luz (Exl):** mide la cantidad de luz del sol directa que recibe el árbol y se calificó con valores del 0 al 5 dependiendo del número de caras del árbol que reciben luz (Bechtold, 2003; Zarnoch *et al.*, 2004).

Las primeras cuatro variables se evaluaron en incrementos de 5% y se registraron en códigos de dos dígitos: 00, 05, 10...99%. Cada código representó el límite superior de la clase, p.e. 1% a 5% fue registrado como código 05, y 96 a 100% como código 99) (Randolph, 2013a). El levantamiento de la información se realizó durante la estación de crecimiento junio-agosto del 2013.

Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU)

A partir de este índice se determinó la cantidad de biomasa por especie y su cobertura, variables que se seleccionaron debido al hecho que poseen mayor significancia ecológica, inclusive mayor a la densidad absoluta la cual se emplea generalmente para su cálculo (Muller y Ellenberg, 1974); de esta forma y con el propósito de obtener un índice más robusto, se calculó un Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU).

Para su determinación, se incluyeron dos medidas tridimensionales de copa (variables compuestas), éstas fueron: el volumen compuesto de copa (Zarnoch *et al.*, 2004) y el área superficial de copa (Schomaker *et al.*, 2007; Larocque y Marshall, 1994ab), incluyendo en su cálculo, dos variables absolutas de copa, es decir, la proporción de copa viva (Pcv) y la densidad de copa (Dnc), las cuáles fueron previamente obtenidas en la fase de campo. Las ecuaciones empleadas para su cálculo se presentan de forma explícita en el **Cuadro 3.1**.

Cuadro 3.1. Ecuaciones empleadas para calcular las variables compuestas de copa.

Volumen compuesto de copa (Zarnoch <i>et al.</i> , 2004)	Área superficial de copa (Shomaker <i>et al.</i> , 2007; Larocque y Marshall, 1994ab)
$V_{cc} = (0.5\pi r^2(Lc)) \left(\frac{DnC}{100} \right)$ <p>Donde: Vcc = Volumen compuesto <i>r</i> = <i>radio</i> (m) <i>Lc</i> = <i>At</i> $\left(\frac{Pcv}{100} \right)$ (m) Pcv = Proporción de copa viva Lc = Largo de copa <i>At</i> = Altura total del árbol (m) Dnc = Densidad de copa (%) $\pi = 3.1416$</p>	$A_{sc} = \frac{4\pi Lc}{3r^2} \left[\left(r^2 + \frac{r^4}{4Lc^2} \right)^{1.5} - \left(\frac{r^4}{4Lc^2} \right)^{1.5} \right] \frac{DnC}{100}$ <p>Donde: Asc = Área superficial de copa <i>r</i> = <i>radio</i> (m) <i>Lc</i> = <i>At</i> $\left(\frac{Pcv}{100} \right)$ (m) Pcv = Proporción de copa viva (%) Lc = Largo de copa (m) <i>At</i> = Altura total del árbol (m) Dnc = Densidad de copa (%) $\pi = 3.1416$</p>

La expresión empleada para calcular el IVIU quedó definida por la suma de valores relativos de la Dominancia (D_r), Altura (A_r), Frecuencia (F_r), Volumen compuesto de copa relativo (V_{ccr}) y Área superficial de copa relativa (A_{scr}):

$$IVIU = \frac{(Dr + Fr + Ar + Vccr + Ascr)}{5}$$

Finalmente, para obtener el valor final del IVIU por especie, se emplearon las ecuaciones especificadas en el **Cuadro 3.2**.

Cuadro 3.2. Ecuaciones para calcular el Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU) del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

<p>DA = Dominancia Absoluta $DA = Ab_{ai}/Ab_{at}$ Ab_{ai} = Área basal en m^2 de la i-ésima especie Ab_{at} = Área basal en m^2 de todas las especies</p>	<p>Dr = Dominancia relativa $Dr = (DA_i/DA_t) \times 100$ DA_i: Dominancia absoluta de la i-ésima especie DA_t = Dominancia absoluta de todas las especies.</p>
<p>Frecuencia Absoluta Fr_A = número de parcelas donde aparece la i-ésima especie.</p>	<p>Frecuencia Relativa $Fr = (Fr_A_i/Fr_A_t) \times 100$ F_i = Frecuencia absoluta de la i-ésima especie. F_t: Total de las frecuencia del muestreo</p>
<p>Altura Absoluta $Al_a = Al_i/Al_t$ Al_{ai} = Altura en m de la i-ésima especie Al_{at} = Altura en m de todas las especie</p>	<p>Altura Relativa $AL_r = (Al_i/Al_t) \times 100$ Al_i = Altura de la i-esima especie Al_t = Altura total de todas las especies</p>
<p>Volumen compuesto absoluto $V_{cc} = V_{cci}/V_{cct}$ V_{cc_i} = Volumen en m^3 de la i-ésima especie V_{cc_t} = Volumen en m^3 de todas las especies</p>	<p>Volumen compuesto de copa relativo $V_{ccr} = (V_{cc_i}/V_{cc_t}) \times 100$ V_{cc_i} = Volumen de la i-ésima especie V_{cc_t} = Volumen total de todas las especies</p>
<p>Área superficial absoluta $\hat{A}_s = \hat{A}_{s_i}/\hat{A}_{s_t}$ \hat{A}_{s_i} = Área superficial en m^2 de la i-ésima especie. \hat{A}_{s_t} = Área superficial den m^2 de todas las especies.</p>	<p>Área superficial de copa relativa $\hat{A}_{sr} = (\hat{A}_{s_i}/\hat{A}_{s_t}) \times 100$ \hat{A}_{s_i} = Área superficial de la i-ésima especie \hat{A}_{s_t} = Área superficial total de todas las especies</p>

Análisis de datos

Con los datos de campo, se creó una base de datos en Excel y se analizó estadísticamente con el programa SAS® (Statistical Analysis System) Versión 9.4. Para determinar la distribución de los datos se realizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilk cuando $n \leq 2000$ con $\alpha = 0.05$. La normalidad se comprobó para los valores brutos en porcentaje así como para su conversión a través de la función arcoseno; finalmente y debido a que ambos datos cumplieron se comportaron de forma normal, se decidió trabajar con los valores en porcentaje empleando un análisis paramétrico. Además, se realizó una comparación de medias con la prueba DSH (diferencia significativa honesta de Tukey) y un $\alpha = 0.05$.

Resultados y Discusión

La comunidad arbórea evaluada estuvo conformada por 760 árboles, de los cuales el 0.92% se encontraban muertos. Se identificaron 10 familias, 11 géneros y 12 especies. Las familias más frecuentes fueron Casuarinaceae, Proteaceae y Cupressaceae las que alcanzaron el 23.60, 17.50 y 17.24% de la densidad, respectivamente.

Las variables dasométricas, diámetro normal (Dn) y la altura (At) se distribuyeron en 10 y seis categorías, respectivamente, de acuerdo con la fórmula de Sturges (Herrera y García, 2010). Los Dn más frecuentes incluyeron árboles de 1 a 22.7 cm, los cuales representaron al 74% de los árboles medidos (**Figura 3.4A**); para la At, las categorías de 5 a 15 m fueron las más frecuentes con un 90% (**Figura 3.4B**). Ambas variables, mostraron diferencias significativas ($p < 0.0001$ y $\alpha = 0.05$) entre especies, con los valores más bajos para *Cupressus sempervirens* L., y los mayores para *Eucalyptus camaldulensis* Dnh. (**Cuadro 3.3**).

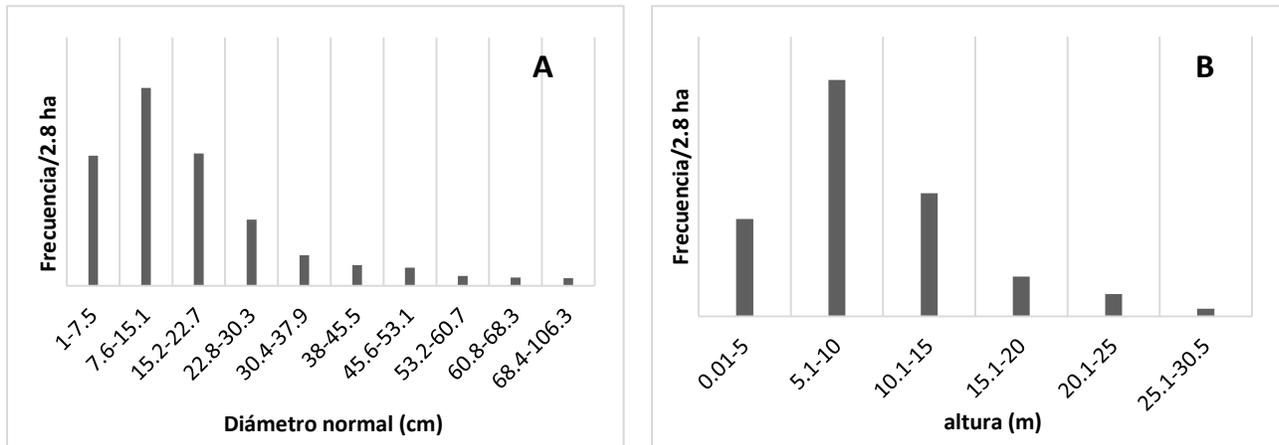


Figura 3.4. Histogramas de frecuencia para diámetro normal (A) y altura (B) en 753 árboles vivos y evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F.

Cuadro 3.3. Valores promedio de variables dasométricas en 753 árboles del Bosque de San Juan de Aragón, D.F.

Especie	N	Dn (cm)	At (m)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dhnh.	91	31.15 ^a	15.66 ^a
<i>Tamarix gallica</i> L.	23	28.58 ^a	11.38 ^{abc}
<i>Schinus molle</i> L.	73	26.62 ^{ab}	8.78 ^{abc}
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	178	26.11 ^{ab}	13.28 ^{ab}
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	6	12.76 ^{ab}	7.27 ^{bc}
<i>Acacia retinodes</i> Schldl.	57	12.63 ^{ab}	5.98 ^{bc}
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	103	10.90 ^{ab}	6.62 ^{bc}
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	61	10.38 ^{ab}	5.87 ^{bc}
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. Ex R. Br.	130	9.21 ^{ab}	7.49 ^{bc}
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	29	6.43 ^b	4.15 ^c

Análisis general del indicador condición de copa

El análisis de las variables de copa se realizó para todos los árboles vivos (753 árboles) y para los dos grupos de plantas vasculares, es decir, angiospermas y gimnospermas. En el primer caso, se presentan histogramas de frecuencia y frecuencia acumulada los cuales muestran que la Pcv osciló de 5 a 95% (**Figura 3.5A**), la Dnc de 5 al 90% (**Figura 3.5C**), mientras que la Trc y la Mrg (**Figuras 3.5BD**) presentaron un rango similar de 0 a 90%.

En lo que respecta a la posición de copa, el 47.34% de los árboles exhibieron una posición suprimida y, codominante el 36.07%; en menor número se encontraron árboles dominantes (16.58%) (**Figura 3.5E**). Árboles con menor exposición a la luz (0 y 1) tuvieron un porcentaje de 44.03%, lo que coincide con la posición suprimida que ocupaban. Mientras que los árboles con exposición 4 y 5 son un reflejo de árboles dominantes con un 24.66% (**Figura 3.5F**).

A pesar de que las Pcv, Dnc y Trc se distribuyen en un rango amplio (**Cuadro 3.4**), la mayoría de las observaciones se distribuyeron en una pequeña porción. Este comportamiento se confirmó a través de los rangos intercuartiles (25 y 75), utilizados como una medida de la dispersión y cuya amplitud para cada una de las tres variables fue de 20%. La amplitud en el caso de la Mrg fue menor (5%). Finalmente, el percentil 90, indicó que son pocos los individuos con altas proporciones de copa viva, densidad de copa, y altas transparencias de copa (Randolph, 2006).

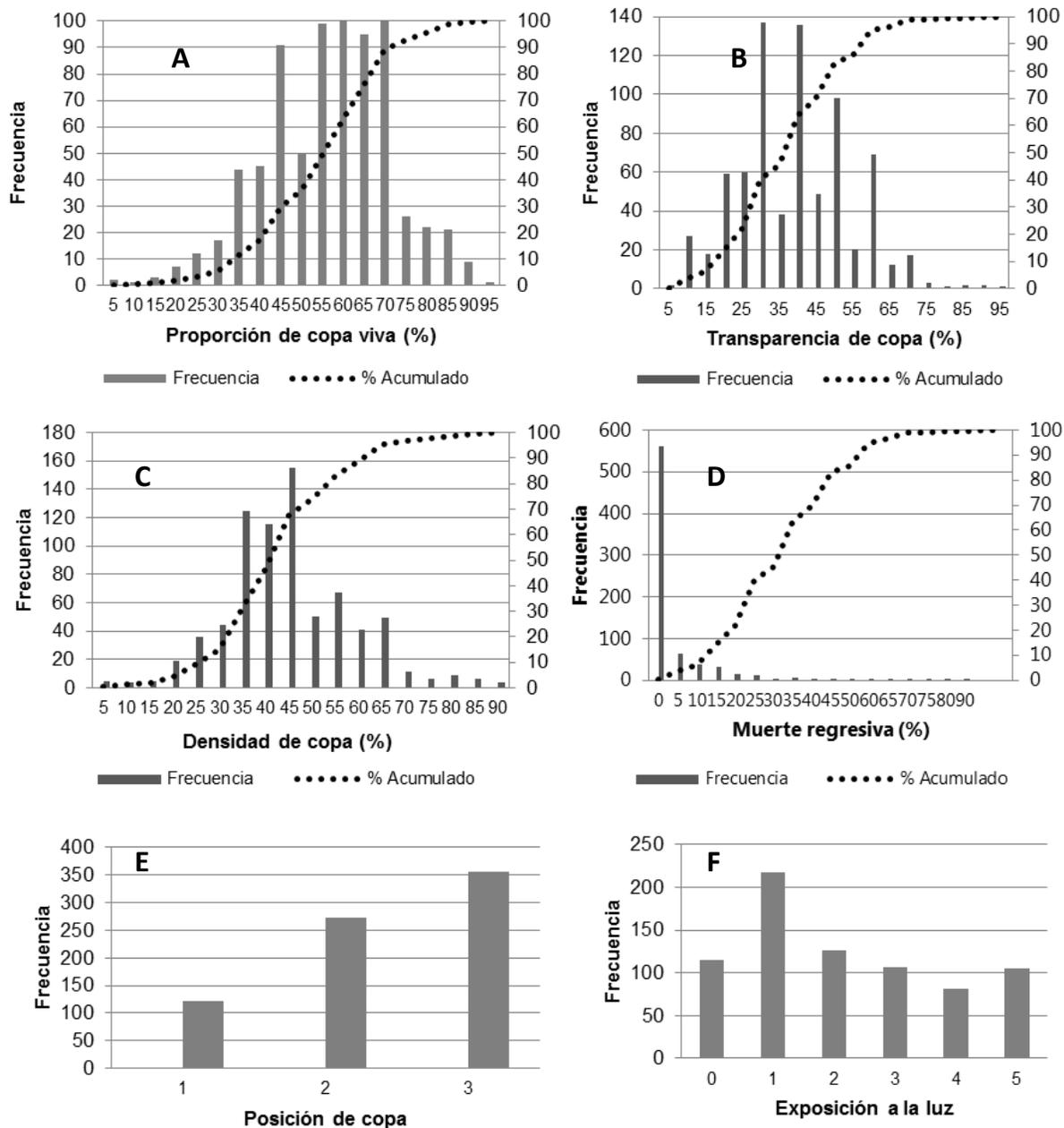


Figura 3.5. Histogramas de frecuencia y frecuencia acumulada (línea punteada), para las variables absolutas de copa en los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa viva. B. Transparencia de copa. C. Densidad de copa. D. Muerte regresiva. E. Posición de copa y F. Exposición a la luz.

Cuadro 3.4. Estadísticos descriptivos de las variables absolutas de copa para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón.

Variable*	N	Media	Asimetría	Curtosis	Min	Percentiles					Max
						10	25	50	75	90	
Pcv	753	56.37	-0.27	0.04	5	35	45	60	65	75	95
Dnc	753	44.38	0.40	0.73	5	30	35	45	55	65	90
Trc	753	33.84	0.32	-0.02	0	15	25	35	45	55	90
Mrg	753	4.04	4.12	21.76	0	0	0	0	5	15	90

*Pcv:Proporción de copa viva; Dnc:Densidad de copa; Trc:Transparencia de copa; Mrg:Muerte regresiva.

Análisis por especie

Los valores promedio entre coníferas fueron significativamente diferentes, con excepción de la muerte regresiva que no presentó diferencias entre las dos especies de cedro. La mayor Pcv y Dnc fue para *Cupressus sempervirens*, mientras que la Trc fue más alta en *C. lusitanica* (Cuadro 3.5).

Cuadro 3.5. Comparación de variables de copa para las dos especies de coníferas presentes en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Especie	Pcv	Dnc	Trc	Mrg
<i>Cupressus sempervirens</i>	68.62a*	66.55a	12.24a	1.21a
<i>Cupressus lusitánica</i>	58.01b	48.45b	26.65b	2.04a

*Letras similares no son significativamente diferentes. Pcv (p=0.0026); Dnc y Trc (p<0.0001).

En angiospermas, la Pcv más alta fue para *Grevillea robusta* con 60.19% y menor para *Fraxinus uhdei* y *Ligustrum lucidum* con 48.61 y 32.50%, respectivamente (Figura 3.6A). La Dnc fue significativamente más alta en *Acacia retinodes* con 47.19 y menor en *Tamarix gallica* con 35% (Figura 3.6B). La Trc más baja fue para *Acacia* y *Ligustrum*, significativamente diferentes al resto de las especies (Figura 3.6C).

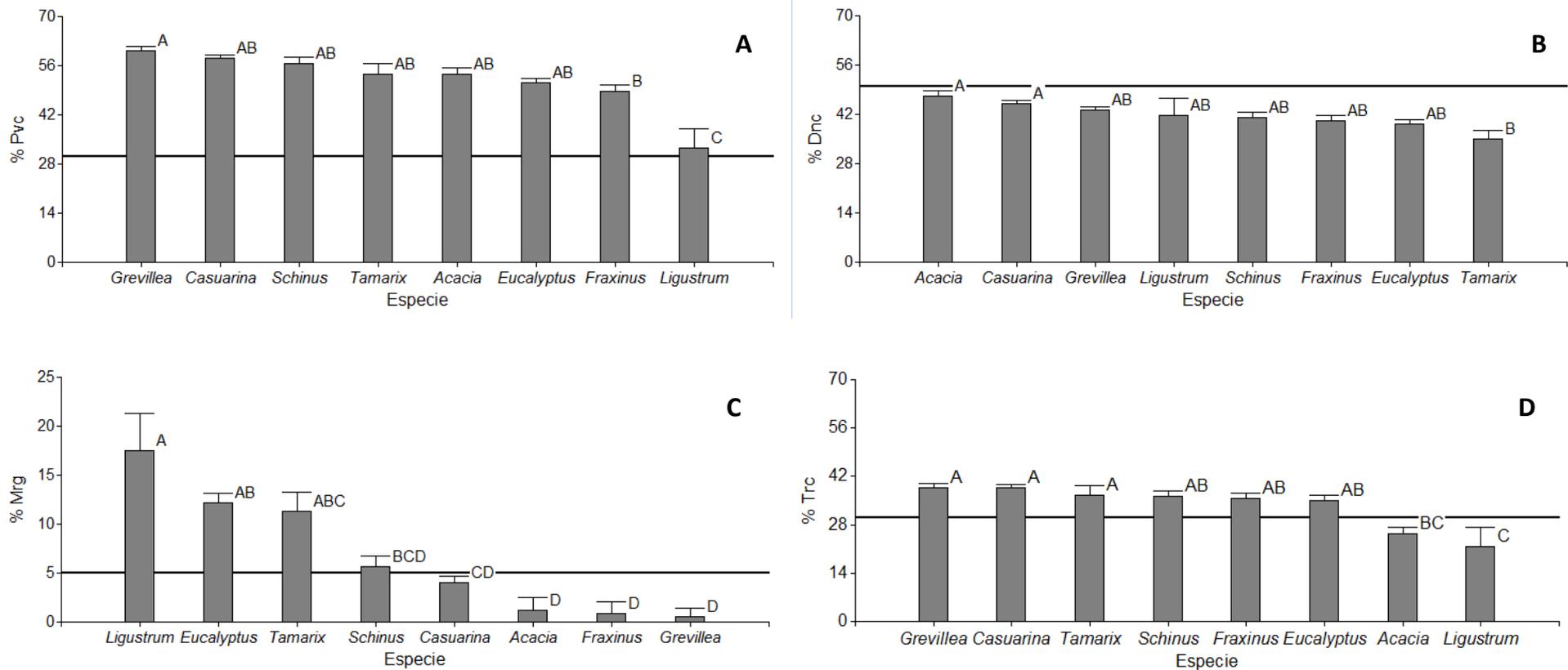


Figura 3.6. Comparación de variables de copa por especie de angiosperma y error estándar asociado. A. Proporción de copa viva. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$. Línea horizontal indica promedios estándar obtenidos en otros estudios.

El promedio más alto de muerte regresiva fue para *L. lucidum* con 17.50% y la más baja para *Acacia*, *Fraxinus* y *Grevillea* (**Figura 3.6D**). En general, la densidad de copa, transparencia y muerte regresiva tiende a ser mejor en coníferas que en angiospermas.

El monitoreo extensivo e intensivo del indicador condición de copa en escenarios forestales y urbanos de Estados Unidos de Norteamérica les ha permitido generar estándares de salud arbórea por especie y para distintas regiones. En términos generales, árboles poseedores de las siguientes características son considerados saludables: **(a)** Proporción de copa viva >30%; **(b)** Densidad de copa >50%; **(c)** Transparencia de copa <30% y **(d)** Muerte regresiva <5% (Randolph, 2013b, 2004; Bechtold *et al.*, 2008; Metzger y Oren, 2001).

Con base en los estándares anteriormente citados, todos los árboles, grupos (coníferas y angiospermas) y especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, presentaron Pcv_s superiores al 30% (**Cuadro 3.4; Figura 3.6A: línea de corte eje «Y»**) e incluso fueron mayores.

De las coníferas, *C. sempervirens* fue la única en superar el estándar de Dnc establecido >50% (**Cuadro 3.5**), el resto de las especies, una conífera (*C. lusitanica*) y ocho latifoliadas presentaron densidades de copa menores (**Figura 3.6B, línea de corte eje «Y»**). Aún cuando la densidad de copa puede variar entre especies, edades, genotipos y periodo de evaluación (Zaragoza-Hernández *et al.*, 2014; Cumming *et al.*, 2001), se ha comprobado que árboles con copas densas crecen con mayor celeridad en diámetro comparado con árboles que poseen copas dispersas, debido a ello, esta variable junto con la transparencia de copa, son componentes clave en la determinación de la condición de salud arbórea (Dobbertin, 2005; Belanger y Anderson, 1992).

Los estudios de Steinman (2000), indican que tanto coníferas como angiospermas con densidades de copa menores al 30%, tienen mayores probabilidades de morir en el lapso de un año. La identificación oportuna de individuos con tales características dentro del bosque urbano, permitiría implementar actividades de manejo justificadas y dirigidas a mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles con reducido vigor, o en su defecto, establecer programas de saneamiento destinados a reducir el riesgo sobre los usuarios del área verde urbana.

Con excepción de *Acacia* y *Ligustrum*, las especies restantes tienen altas transparencia de copa, que superan el 30% establecido (**Figura 3.6C; línea de corte eje «Y»**), lo que indica que estos árboles están creciendo en condiciones de un estrés moderado a severo (Weztger y Oren, 2001). De acuerdo con Winn *et al.*, (2011) un incremento en Trc de un año a otro puede ser indicativo de un árbol fuertemente estresado, lo que va en detrimento de su crecimiento potencial, sobrevivencia e incluso en su potencial reproductivo. Diferentes causas pueden incrementar la transparencia de copa, pero las más comunes incluyen insectos defoliadores, enfermedades y contaminación atmosférica (Cibrián *et al.*, 2007), compactación de suelo, disminución de tamaño foliar y pérdida repentina de ramas (Dunster *et al.*, 2014; Schomaker *et al.*, 2007).

Los árboles con mayor muerte regresiva mostraron copas pobres, follaje disperso y abundancia de ramillas muertas en la copa superior. *Tamarix*, *Eucalyptus*, *Schinus* y *Ligustrum* fueron las especies con Mrg superiores al 5%, calificándose como no saludables (Metzger y Oren, 2001) (**Figura 3.6C; línea de corte eje «Y»**). La presencia de factores externos, entre ellos largos periodos de sequía, suelos inundados, compactación de suelo y patógenos de raíz son posiblemente responsables de la muerte prematura de ramas (Brooks *et al.*, 1990) y en el BSJA al menos los dos primeros factores fueron frecuentes.

Los estudios de Zaragoza-Hernández *et al.*, (2014) en tres alamedas de la Ciudad de México, concluyen que las especies arbóreas que destacan por su buena condición de salud de copa fueron *Cupressus sempervirens*, *Ligustrum lucidum*, *Populus alba* y *Fraxinus uhdei*. La Dnc de *C. sempervirens* fue de 62.19%, ligeramente más baja a la estimada para el BSJA. Por su parte, la Mrg de 3.75 y Trc de 29.33% fueron considerablemente mayores. Si bien, los valores promedio de estas especies son distintos a los resultados obtenidos para el Bosque de Aragón, se debe considerar que las condiciones climáticas (temperatura y precipitación) y de sitio (por ejemplo, condición de suelo) son diferentes también en el Distrito Federal (GDF, 2000).

Análisis por sección

Para resaltar diferencias espaciales, se realizó una comparación entre secciones (**Cuadro 3.6**). Con excepción de Dnc, las variables restantes fueron significativamente diferentes ($p > 0.0001$). La mayor Pcv se presentó en las secciones E-C, y la menor en B. La Dnc de las 10 secciones osciló de 39.23 a 47.88% y en seis secciones, la Trc fue superior al 30%, con un intervalo de 32.42 a 41.84%. Por último, la Mrg, fue mayor al 5%, sólo en J y C.

El análisis de las variables absolutas respecto a la posición de copa de los individuos, mostró diferencias significativas ($p < 0.001$) (**Figura 3.7**). La Trc y Mrg fue mayor en árboles dominantes, respecto a los suprimidos (**Figura 3.7CD**), en tanto que la proporción de copa y la densidad presentaron valores promedio similares en los tres estratos (**Figura 3.7AB**). El porcentaje de defoliación (Trc) fue mayor en árboles dominantes y codominantes con un intervalo de 34.30 a 35.37%, en tanto que para suprimidos, fue más bajo, 31.90%. Por su parte, los árboles dominantes presentaron mayor muerte descendente con 10.53%, y para codominantes y suprimidos de 2.14 a 3.65%.

Cuadro 3.6. Comparación de variables de copa por sección en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Sección	Pcv (%)	Dnc (%)	Trc (%)	Mrg (%)
C	65.07a*	43.63a	34.79abc	7.05ab
E	62.48ab	47.78a	27.73cd	3.35ab
G	59.7abc	47.5a	24.57d	4.09ab
H	56.78abcd	46.36a	32.46bcd	3.39ab
K	55.05abcd	46.32a	41.84a	0.68b
L	53.94bcd	39.23a	27.79cd	3.94ab
F	53.7bcd	42.39a	33.91abc	3.59ab
M	53.08bcd	39.23a	27.31cd	4.62ab
J	52.09cd	41.27a	39.55ab	8.66a
B	50.13d	41.89a	39.20ab	4.12ab

*Medias con letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0.0001$).

La exposición a la luz (ExL) tuvo influencia únicamente sobre las medidas de abundancia foliar, es decir, la densidad y la transparencia (**Figura 3.8**). En el caso de Dnc, los árboles con menor exposición a la luz (0 y 1 caras), presentaron también las menores densidades de copa, con un intervalo de 39.06 a 41.21%. Las ExL de 2 a 5 fueron significativamente mayores, oscilando entre 45.14 y 48.06%. En lo que se refiere a Trc, los árboles con una ExL de 1, mostraron copas más ralas con 35.64, que las de ExL de 4, cuyo porcentaje de transparencia fue menor (29.81%).

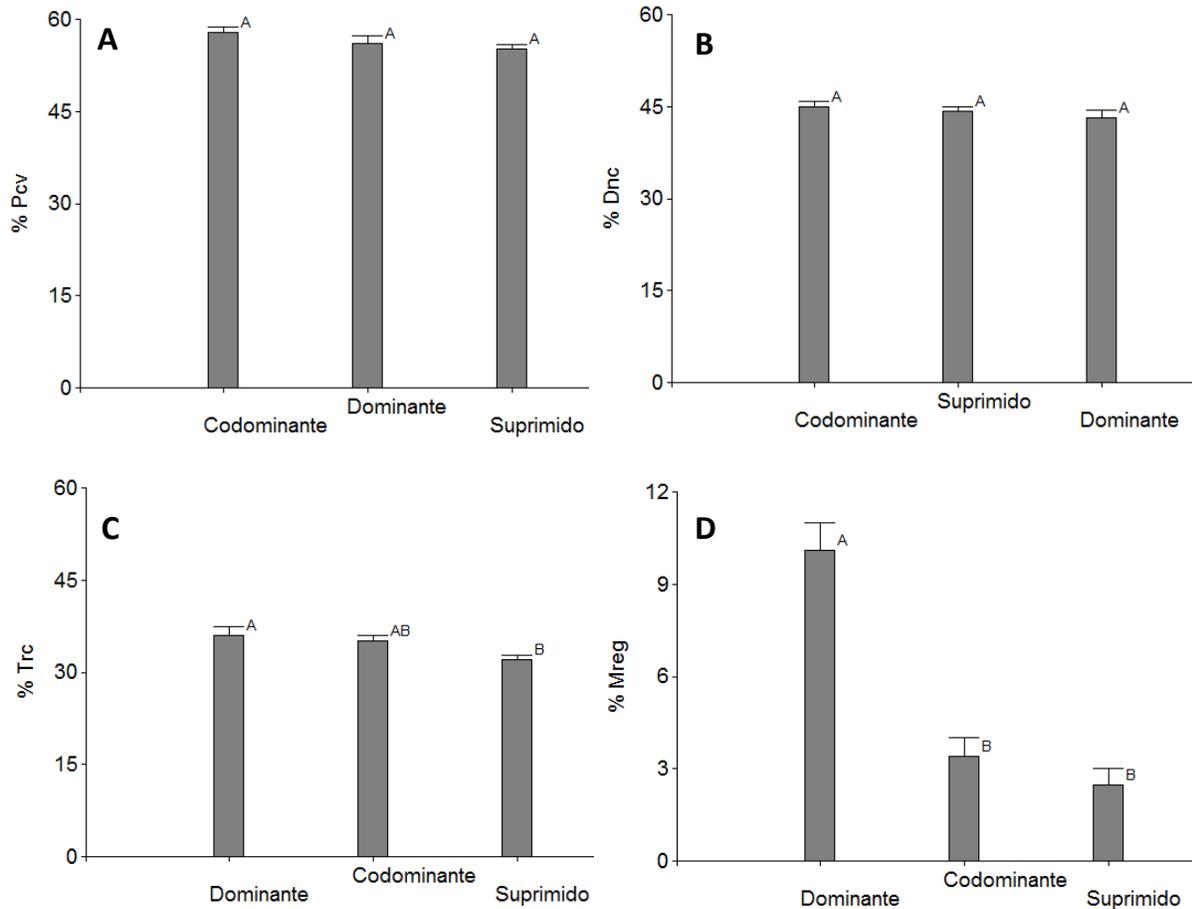


Figura 3.7. Valores promedio de variables de copa y error estándar con base a la posición de copa de los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Barras con letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.001$; $\alpha = 0.05$).

Se sabe que la estructura de un árbol, está determinada por el tamaño, forma y la fisiología de su copa (Ford, 1985). Las copas colectan y compiten por recursos, especialmente con árboles vecinos, pero quizás la competencia por espacio de crecimiento y luz son las más importantes pues determinan el adecuado crecimiento y desarrollo del árbol. Para Rouvinen y Kuuluvainen (1997), el incremento en biomasa está determinado por la cantidad y calidad de luz interceptada por la copa del árbol. En el presente estudio, se observó que los árboles con mayor número de caras expuestas a la luz (2 a 5), poseen también las mayores

densidades de copa (**Figura 3.8B**), a diferencia de los que se encuentran menos expuestos (0 caras).

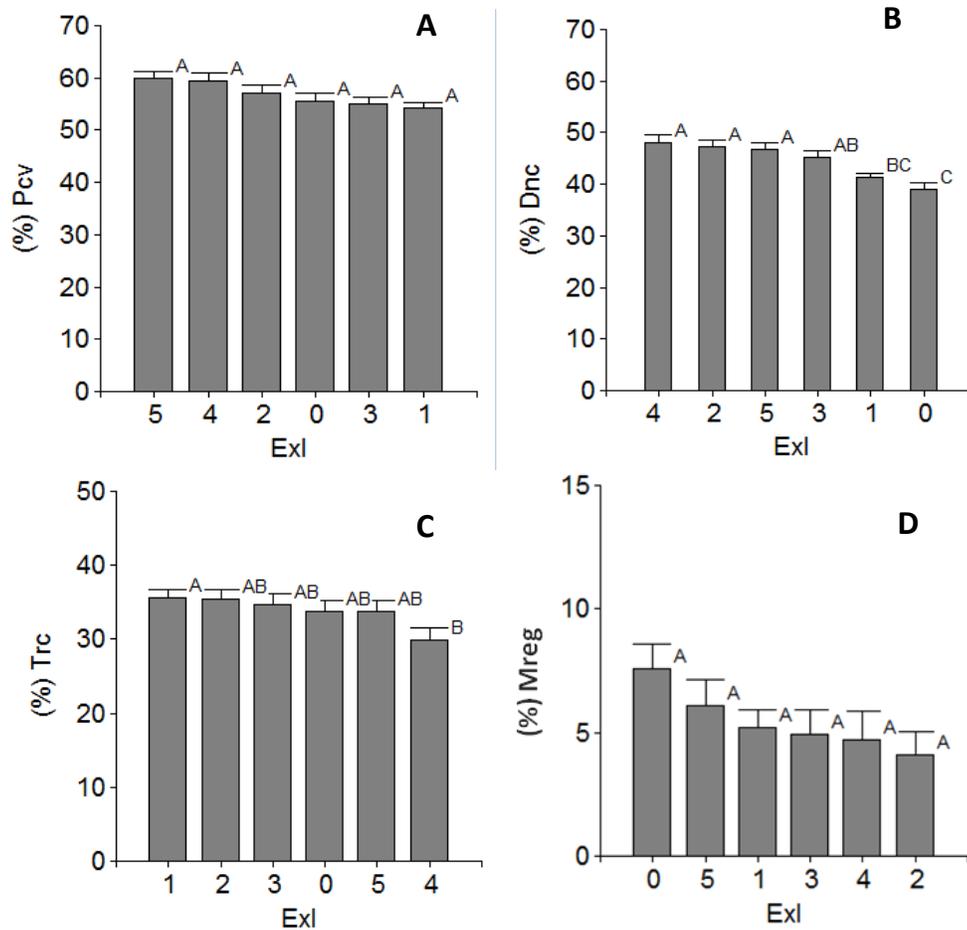


Figura 3.8. Valores promedio de variables de copa y error estándar con base a la exposición de la copa a la luz para los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Barras con letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0.0001$; $\alpha = 0.05$).

Por otra parte, árboles dominantes y codominantes presentaron mayores valores de transparencia de copa y muerte regresiva (**Figura 3.8**). Suponemos, que al ser árboles de una madurez mayor, su tiempo de exposición a distintos factores de estrés ha menguado su salud, comparado con los árboles suprimidos y al parecer más jóvenes. En adición a lo

anterior, cuando la copa arbórea se desarrolla y crece, una gran proporción de su volumen se encuentra ocupado por tejido leñoso (tronco y ramas primarias); estos tejidos leñosos contribuyen poco a la producción de fotosintatos, sin embargo, sí los consumen para la producción de nueva madera y en la respiración (Ford, 1985). La elevada demanda de fotosintatos para soportar las copas de árboles dominantes y suprimidos podría explicar también su mayor transparencia y muerte regresiva debido a una demanda no satisfecha.

La copa es el principal componente de la productividad primaria. Sus dimensiones, formas y distribución de su biomasa (ramas y follaje) pueden reflejar el estado general de salud de un árbol (Cumming *et al.*, 2007). Copas simétricas y densamente foliadas están asociadas a un alto potencial fotosintético (Randolph 2013a; Awal *et al.*, 2010), mientras que las copas pequeñas y dispersas apuntan a condiciones desfavorables de crecimiento (pobres condiciones de sitio, enfermedades, competencia, estrés hídrico, compactación de suelo, estrés crónico, etc.) y son típicas de árboles en declinación (Nadolny, 1995). La apariencia y condición respecto a la cantidad y distribución del follaje proporcionan una idea clara de la historia de vida de cada individuo y del ambiente donde se está desarrollando.

Índice de Valor de Importancia Urbano

Con base a los estudios de McPherson y Rowntree (1989) se determinaron dos patrones para el Índice de Valor de Importancia Urbano en el área de estudio. El primero, al que llamamos dominante, en el cual quedó inserta *Casuarina equisetifolia* con el IVIU más alto, el codominante que incluye a *Eucalyptus camaldulensis* mientras que el tercero o de débil dominancia, estuvo integrado por *Schinus molle* y *Grevillea robusta* cuyos valores de importancia fueron similares (**Figura 3.9**). Cabe destacar, que las diferencias porcentuales entre la especie con el patrón dominante, y el resto de las especies estuvo en función de que la primera posee las mayores cifras de todas las variables que se incluyeron en el análisis.

De esta forma, *C. equisetifolia* es la especie que presentó la mayor cantidad de biomasa aérea, y la que ocupa también, la mayor cobertura dentro del Bosque San Juan de Aragón. También, se presentaron diferencias considerables en el IVIU de angiospermas, los cuales fueron mayores al de las coníferas; existiendo incluso, diferencias entre las dos especies de cedro.

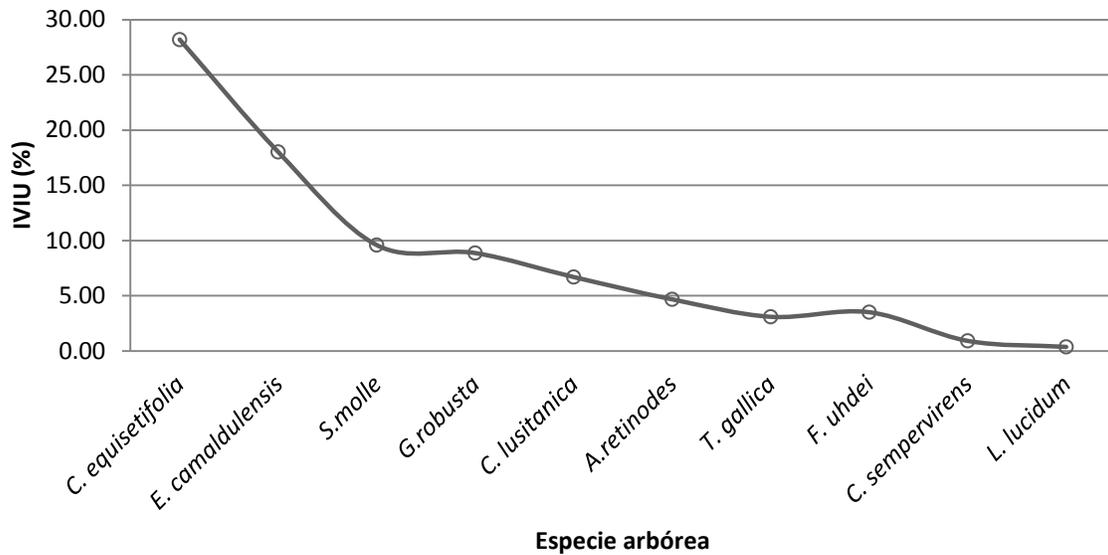


Figura 3.9. Índice de valor de importancia urbano (IVIU) de las diez especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Debido a sus altos valores de dominancia, frecuencia y tamaño (mayor altura, alta área superficial y volumen compuesto de copa), las especies *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus camaldulensis* y *Grevillea robusta* son de gran importancia dentro del BSJA, cuyos valores para el IVIUs fueron de 28.19, 18.02 y 8.86%, respectivamente. Estudios similares al presente, emplean distintas variables ecológicas para determinar valores de importancia. Por ejemplo, Burton *et al.*, (2005), determinó IVIs 64.2% para *Ligustrum sinense* Lour y de 47% para *Liquidambar styraciflua* L., estos valores fueron obtenidos empleando medidas relativas comunes como densidad, frecuencia y área basal de las distintas especies. Esto

hace patente, la versatilidad de calcular índices de valor de importancia específicos para cada área, objetivos del estudio y la función que desempeña el área verde dentro de cada ciudad.

Cuadro 3.7. Índices de valor de importancia urbana (IVIU) de cada una de las especies arbóreas evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Espece arbórea	Dominancia Relativa	Altura Relativa	Frecuencia Relativa	Volumen Compuesto Relativo	Área Superficial Relativa	IVIU
<i>Casuarina equisetifolia</i>	33.04	32.71	4.72	34.45	36.02	28.19
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	20.15	19.72	2.41	24.01	23.80	18.02
<i>Schinus molle</i>	14.04	8.96	1.93	12.03	10.96	9.59
<i>Grevillea robusta</i>	8.51	13.48	3.45	9.17	9.71	8.86
<i>Cupressus lusitanica</i>	7.98	9.44	2.73	6.68	6.63	6.69
<i>Acacia retinodes</i>	5.12	4.72	1.51	6.46	5.55	4.67
<i>Tamarix gallica</i>	4.67	3.62	0.61	3.15	3.39	3.09
<i>Fraxinus uhdei</i>	4.50	4.95	1.62	3.28	3.18	3.51
<i>Cupressus sempervirens</i>	1.33	1.66	0.77	0.38	0.41	0.91
<i>Ligustrum lucidum</i>	0.55	0.60	0.16	0.27	0.26	0.36

Finalmente y con base a los resultados obtenidos de la aplicación del Indicador Condición de copa, se determinó que sus procedimientos son factibles de aplicar en un entorno urbano. Todas las variables que fueron evaluadas fueron útiles para determinar de una forma rápida y sencilla la condición del arbolado urbano.

Conclusiones

El indicador condición de copa y sus variables absolutas aportaron información confiable sobre el estado actual del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F., específicamente durante la estación de crecimiento julio-agosto 2013. Todos los procedimientos fueron fácilmente implementados.

La proporción de copa viva y la densidad permitieron determinar la cantidad de biomasa presente en la copa; mientras que con la muerte regresiva y la transparencia de copa se identificaron árboles con declinamiento prematuro. En general, la condición de salud de los árboles en este bosque urbano se calificó de buena a pobre con base a los estándares establecidos en estudios previos.. Altos porcentajes de proporción de copa viva y densidad fueron reflejo de buena salud, mientras que altas transparencias de copa y muerte regresiva, son equivalentes de una salud reducida. Sin embargo, los valores son dependientes de la especie y del sitio. Futuras investigaciones requieren identificar los diferentes agentes de estrés que afectan a las especies con una pobre condición de copa.

El Índice de Valor de Importancia Urbano propuesto por primera vez en este estudio, reflejó que las especies *Casuariana equisetifolia* y *Eucalyptus camaldulensis* presentaron los mayores porcentajes de biomasa y cobertura dentro del Bosque San Juan de Aragón.

El indicador condición de copa, ha sido ampliamente usado con el propósito de identificar cambios y tendencias en el recurso bosque urbano. En México, es posible implementar y extender el uso de estos procedimientos para determinar la condición actual de sus áreas verdes.

Literatura Citada

1. ALDF. 2011. Rescatar el bosque de Aragón debe ser prioridad. ALDF-Asamblea legislativa del Distrito Federal. [consultado marzo 24, 2014]. <http://aldf.gob.mx/comsoc-rescatar-bosque-aragon-debe-ser-prioridad-8503.html>.
2. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero. 2007. Declinación del oyamel/Fir decline. *In*: Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico (Cibrián, T.D., Alvarado R.D., García, D.S.E, Eds.). Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. p. 444-447.

3. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero. 2005. El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1):5-9.
4. Angwin, P.A., D.R. Cluck, P.J. Zambino, B.W. Oblinger, W.C. Woodruff. 2012. Hazard tree guidelines for Forest Service facilities and roads in the Pacific Southwest Region. *Forest Health Protection. Report RO-12-01.* 40 p.
5. Awal, M.A., T. Ohta, K. Matsumoto, T. Toba, K. Daikoku, S. Hattori, T. Hiyama, H. Park. 2010. Comparing the carbon sequestration capacity of temperate deciduous forests between urban and rural landscapes in central Japan. *Urban For. Urban Greening* 9:261-270.
6. Baker, F.A. 1993. Monitoring the urban forest: case studies and evaluations. *Environmental Monitoring and Assessment* 26:153-163.
7. Baró, F., L. Chaparro, E. Gómez, J. Langemeyer, D.J. Nowak, J. Terradas. 2014. Contribution of ecosystem service to air quality and climate change mitigation policies. The case of urban forest in Barcelona, Spain. *Ambio* 43:466-479.
8. Belanger, R.P., R.L. Anderson. 1992. A guide for visually assessing crown densities of Loblolly and Shortleaf pines. Res-Note SE-352. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service. Southern Forest Experimental Station. 4 p.
9. Benítez, G., A. Chacalo, I. Barois. 1987. Evaluación comparativa de la pérdida de la cubierta vegetal y cambios en el uso del suelo en el sur de la Ciudad de México. *Irr: Aportes a la ecología urbana de la Ciudad de México* (Rapoport E., I. López, Eds.). Limusa. México. 228 p.
10. Bechtold, W.A., K.C. Randolph. 2009. The crown-condition indicator. *Forest Health Indicators US/Mexico Workshop.* Guadalajara, México. April 26-May 01. 63 p.
11. Bechtold, W.A., K.C. Randolph, S.J. Zarnoch. 2008. The power of FIA phase 3 Crown-indicator. *Irr: Forest Inventory and Analysis (FIA) Symposium* (McWilliams, W., Moisen, G., Czaplewski, R. Comps). October 1-23, 2008. Park City, UT. Proc. RMRS-P-56CD. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 1-21.
12. Bechtold, W.A. 2003. Crown position and light exposure -an alternative to field-assigned crown class. *North. J. Appl. For.* 20(4):154-160.
13. Celestin, S.B., C.A. Martin. 2005. Effects of parking lot location on size and physiology of four southwestern U.S. landscape trees. *J. Arboric.* 31(4):191-197.
14. Brooks, R.T., W.M. Miller, W. Burkman. 1990. *Forest Health Monitoring, New England.* USDA Forest Service, Northeastern Area. NE-INF-94-91. 9 p.
15. Chow, W.T.L., M. Roth. 2006. Temporal dynamics of the urban heat island of Singapore. *Int. J. Climatol.* 26:2243-2260.
16. Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales, S. García-Díaz (Eds.). 2007. *Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico.* Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 p.
17. Craul, P.J. 1999. *Urban soils. Applications and practices.* John Wiley & Sons, Inc. USA. 366 p.

18. Cumming, B.A., D.J. Nowak., D.B. Twardus., R. Hoehn., M. Mielke and R. Rideout. 2007. Urban forest of Wisconsin: Pilot Monitoring Project 2002. National Forest Health Monitoring Program. USDA Forest Service, Northeastern Area. NA-FR-05-07. 33 p.
19. Cumming, B.A., M.F. Galvin, R.J. Rabaglia, J.R. Cumming, D.B. Twardus. 2001. Forest health monitoring protocol applied to roadside trees in Maryland. *J. Arboric.* 27(3):126-138.
20. Dobbertin, M. 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and tree reaction to environmental stress: a review. *Eur. J. Forest Res.* 124:319-333.
21. Dunster, J.A., T.A. Smiley, N. Matheny, S. Lilly. 2013. Tree risk assessment manual. International Society of Arboriculture. Champaign. 198 p.
22. Escobedo, F., A. Chacalo. 2008a. Estimación preliminar de la descontaminación atmosférica por el arbolado urbano de la Ciudad de México. *Interciencia* 33(1):29-33
23. Escobedo, F.J., J. Wagner, D.J. Nowak, C.L. de la Maza, M. Rodríguez, E.D. Crane. 2008b. Analyzing the cost-effectiveness of Santiago Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *J. Env. Manag.* 86:148-157.
24. Ezcurra, E. 1996. De las chinampas a la megalópolis. El medio ambiente en la Cuenca de México. FCE. México. 85 p.
25. Finlayson, P.B., J.N. Pitts. 1986. Atmospheric chemistry: fundamental and experimental techniques. John Wiley & Sons. USA. 1065 p.
26. Ford, E.D. 1985. Branching, crown structure and the control of timber production. In: Attributes of trees as crop plants. (Cannel, M.G.R., Jackson, J.E. Eds.). Abbotts Ripton, ITE. 228-252.
- Galvin, M.F. 1999. A methodology for assessing and managing biodiversity in Street tree population: a case study. *J. Arboric.* 25(3):124-128.
27. GDF. 2000. Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal. Tomo I. Gobierno del Distrito Federal. México. 236 p.
28. Jaúregui-Ostos, E., M.E. Heres-Pulido. 2008. El clima/bioclima de un parque periurbano de la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 67:102-112.
29. Konijnendijk, C.C., R.M. Richard, A. Kenney, T.B. Randrup. 2005. Defining urban forestry —A comparative perspective of North America and Europe. *Urban For. Urban Greening.* 4:93-103.
30. Konijnendijk, C.C., K. Nilsson, T.B. Randrup, J. Schipperijn (Eds.). 2005. Urban forest and trees. Springer. Printer in Netherlands. 525 p.
31. Larocque, G.R., P.L. Marshall. 1994a. Crown development in red pine stands. I. Absolute and relative growth measures. *Can. J. For. Res.* 24:762-774.
32. Larocque, G.R., P.L. Marshall. 1994b. Crown development in red pine stands. II. Relationships with stem growth. *Can. J. For. Res.* 24: 775-784.
33. Lorenz, K., E. Kandeler. 2005. Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biol. Biochem.* 37:1373-1385.
34. Metzger, J.M., R. Oren. 2001. The effect of crown dimensions on transparency and the assessment of tree health. *Ecol. Appl.* 11(6):1634-1640.

35. McPherson, E.G. 1993. Monitoring urban forest health. *Environ. Monit. Assess.* 26:165-174.
36. Nadolny, C. 1995. Causes of tree decline /dieback in NSW. *In: Proceeding of the after dieback conference* (Kater, A. Ed.). Redressing rural tree decline. Greening Australia, Orage. p. 11-18.
37. Nowak, D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Greening* 4:115-123.
38. Nowak, D.J., J.T. Walton. 2005. Projected urban growth (2000-2005) and its estimated impact on the US forest resource. *J. For.* 103:383-389.
39. Nowak, 1994. Urban forest structure: the state of Chicago's urban forest. Chapter 2. In: Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago urban forest climate Project (McPherson, E.G., Nowak, D.J., and R. Rowan, Eds.). General Technical Report NE-186. Radnor, PA. USDA Forest Service. Northeast Forest Experiment Station. 201 p.
40. Peckham, S., P.N. Duinker, C. Ordóñez. 2013. Urban forest values in Canada: views of citizens in Calgary and Halifax. *Urban For. Urban Greening* 12:154-162.
41. Randolph, K.C., A.K. Rose, C.M. Oswalt, M.J. Brown. 2013a. Status of black walnut (*Juglans nigra* L.) in the eastern United States of the discovery of thousand cankers disease. *Southern Appalachian Botanical Society* 78(1):2-14.
42. Randolph K.C. 2013b. Development history and bibliography of the U.S. Forest Service crown-condition indicator for forest health monitoring. *Environ. Monit. Assess.* 185:49977-4993.
43. Randolph, K.C. 2006. Descriptive statistics of tree crown condition in the Southern United States and impacts on data analysis and interpretation. Gen. Tech. Rep. SRS-94. Asheville, NC:US. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. 17 p.
44. Randolph, K.C. 2004. An evaluation of change in tree crown characteristics to assess forest health in two Indiana State Parks. *Northern Journal of Applied Forestry* 21(1):50-55.
45. Rouvinen, S., T. Kuuluvainen. 1997. Structure and asymmetry of tree crowns in relation to local competition in a natural mature Scots pine forest. *Can. J. For. Res.* 27:890-902.
46. Scharenbroch, B.C., J.E. Lloyd, J.L. Johnson. 2005. Distinguishing urban environments with physical, chemical and biological soil properties. *Pedobiologia* 49:283-296.
47. Schomaker, M.E., S.J. Zarnoch, W.A. Bechtold, D.J. Latelle, W.G. Burkman, S.M. Cox. 2007. Crown-condition classification: A guide to data collection and analysis. USDA Forest Service. General Technical Report SRS-102. 78 p.
48. Schreuder, H.T., R. Ernst, M.H. Ramírez. 2004. Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-126. 100 p.
49. Steinman, J. 2000. Tracking the health of trees over time on forest health monitoring plots. *In: Proc. of the IUFRO Conference integrated tools for natural resources inventories in the 21st century* (Hansen, M., and T. Burk, Eds). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NC-212. P. 334-339.
50. Todorova, A., S. Asakawa, T. Aikoh. 2004. Preference for and attitudes towards streets flowers and trees in Sapporo, Japan. *Landsc. Urban Plan.* 69:403-416.
51. Torrens, P.M. 2008. A toolkit for measuring sprawl. *Appl. Spatial Analysis* 1:5-36.

52. USDA. 2009. Forest inventory and analysis national core field guide (Phase 2 and 3), version 4.0. Washington, D.C. U.S. Department of Agriculture Forest Service. [<http://fia.fs.fed.us/library/field-guides-methods-proc/>].
53. Westfall, J. A. 2009. FIA national assessment of data quality for forest health indicators. Gen. Tech. Rep. NRS-53. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Service. 80 p.
54. Winn, M., P.A. Araman, L. Sang-Mook. 2011. Urban Crowns: an assessment and monitoring tool for urban trees. Gen. Tech. Rep. SRS-135. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 14 p.
55. Zaragoza-Hernández, A., V.M. Cetina-Alcalá, M.A. López-López, A. Chacalo-Hilú, M.L. De la Isla y H. González. 2014. General health condition in forest species in three parks in Mexico, City: Crown condition. Research Journal Environmental Sciences 8(1):1-16.
56. Zarnoch, S.J., W.A. Bechtold, K.W. Solte. 2004. Using crown condition variables as indicators of forest health. Can. J. For. Res. 34:1057-1070.

CAPÍTULO 4

El indicador de daño forestal como instrumento para determinar la condición de salud del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Resumen

Los árboles urbanos están sometidos a distintos agentes de daño a lo largo de su desarrollo. Con el propósito de contribuir al desarrollo de nuevas alternativas para evaluar la salud de árboles urbanos, el presente estudio tuvo por objetivos: (a) implementar un sistema de evaluación de daño específico para arbolado urbano y, (b) determinar la incidencia de los distintos agentes de daño asociados para generar un Índice de Severidad de Daño (ISD) y finalmente, categorizar la salud del Bosque San Juan de Aragón (BSJA) del D.F. Se establecieron aleatoriamente 28 parcelas circulares de 0.1 ha en 10 secciones del BSJA y se midió el diámetro normal, área basal e identificó taxonómicamente cada árbol dentro de las parcelas. El ISD se determinó como una variable compuesta que incluyó: localización del daño, naturaleza del agente de daño y su intensidad. Se evaluaron un total de 760 árboles de 12 especies. Se identificaron 26 tipos de daño de seis distintas categorías. Los órganos más afectados fueron tronco y ramas. Los daños que destacaron por su frecuencia fueron los canchales (19%), especialmente el ocasionado por *Seiridium unicorne* (53 a 61.9%), seguido por tumores (42%) y exudados (24-61%). *Schinus molle* y *Tamarix gallica* presentaron los ISD más altos, 8.2 a 9.04 y de 6.85 a 7.82, respectivamente, para las secciones H y E. A través del uso del indicador daño, la población arbórea del BSJA, se clasificó con una salud de buena a pobre. Este estudio demuestra que los procedimientos aplicados al arbolado urbano constituyen un sistema fácil y sencillo de aplicar.

Palabras clave: bosque urbano, agente de daño, índice de severidad de daño.

Introducción

El árbol es de los pocos organismos que se ha adaptado a distintos ambientes, cualidad que ha quedado plasmada en su larga esperanza de vida, dimensiones y alta acumulación de biomasa (Konijnendijk *et al.*, 2005), sin embargo, en la ciudad, el árbol tiene una vida útil más corta que sus homólogos de áreas naturales, ya que el espacio artificial donde se desarrollan y la exposición crónica a distintos agentes de daño —patógenos, insectos, factores ambientales, actividades humanas y de manejo, pueden afectar adversamente su condición y salud (Stone *et al.*, 2003a), disminuir su potencial biológico y en algunos casos, ocasionar su muerte (Stolte *et al.*, 2012; USDA, 2009).

En el ambiente urbano, los árboles se encuentran en un estado de estrés permanente. Por un lado, su espacio vital de crecimiento es limitado y por otro, los recursos necesarios —agua, nutrimentos, materia orgánica y pH óptimos para su buen desarrollo se encuentran a menudo restringidos (Craul, 1999). Sumado a esta limitante, en la mayoría de los casos, la selección de especies es inadecuada, lo que trae como consecuencia la aparición o desarrollo de enfermedades y un incremento en su costo de mantenimiento (McPherson, 1993).

La identificación y análisis de tipos de daño se puede expresar como la incidencia de factores bióticos y ambientales que afectan la salud de un árbol (Ferreti, 1997). Cualquier factor que afecte negativamente la vitalidad, valor ambiental y económico de un árbol, se reconoce como un agente de daño (Wulff, 2011). Éstos, pueden actuar de forma individual o sinérgica, causando pérdidas directas de tejido a través de escisión foliar (p.e. defoliadores), muerte celular localizada en tronco o follaje (necrosis) (Stone *et al.*, 2003a) o pudrición de tejido cortical de tronco, ramas y raíz (pudrición) (Cibrián-Tovar *et al.*, 2007).

Existen numerosos casos de estrés y muerte de árboles urbanos por distintos agentes de daño, pero pocos se han documentado (Alvarado-Rosales *et al.*, 2007); entre estos, el efecto de la salinidad del suelo provocada por la aplicación de cloruro de sodio para el descongelamiento de autopistas en el oeste europeo, donde han muerto más de 700 mil árboles (Nilsson y Randrup, 2011). Otro caso fue el barrenador esmeralda *Agriilus plannipennis* Fairmaire, responsable de la muerte de 20 millones de fresnos, aproximadamente, tan solo en Estados Unidos de Norte América (USDA, 2009).

En México, un caso que atrajo la atención fue el efecto del muérdago verdadero *Cladocolea loniceroides* Van Tieghem en la zona chinampera de Xochimilco, donde murieron alrededor de 2500 árboles de ahuejote (*Salix bonplandiana* Kunth) y fue necesaria la poda de más de 50 mil para reducir los niveles de infección (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2005).

La pérdida de vigor en un árbol afecta su fisiología, morfología, estructura y arquitectura (Bechtold *et al.*, 2007). De acuerdo con Alexander y Palmer (1999), el grado de debilidad en un árbol se puede determinar a través de la inspección visual de cada uno de sus órganos, lo que permite determinar su estado general de salud y estimar sus posibilidades de sobrevivencia. Determinar los daños asociados al arbolado ha sido abordado en distintas formas (Innes, 1993ab), primero, para los propósitos de la investigación, y por otro, por las características intrínsecas de cada especie, la parte afectada y el agente involucrado (Stone *et al.*, 2003a).

La evaluación de la condición de salud de un árbol debe verse como un proceso integral basado en la inspección completa de su copa, cuello, tronco, raíz y follaje (Stone *et al.*, 2003b). Los agentes de daño que afectan la raíz, cuello y tronco tienen mayor potencial para afectar la fisiología integral del árbol por lo que su presencia se considera de mayor

peligro (Campbell, 2009). Por otro parte, los daños ocasionados a las partes aéreas y en crecimiento activo (ramas y follaje) puede ser temporales debido a que hojas o acículas, brotes y estructuras reproductivas pueden ser reemplazadas en el corto o mediano plazo (Winn *et al.*, 2011; Conkling *et al.*, 2005). Desafortunadamente, en otros casos el daño puede ser permanente, cuando está involucrado un agente patogénico, alguna plaga exótica devastadora, o bien, cuando las respuestas de defensa del árbol no son lo suficientemente rápidas y efectivas (Chavarriaga, 2011).

Dentro de los pocos estudios para la generación y aplicación de Índices de daño están los de Conkling *et al.*, (2005) e Indra y Purnadjaya (2001), y muy reciente, la metodología de ICP Forest (Monitoring of Air Pollution Effects on Forest), la cual promueve la determinación de daños al árbol implementando tres pasos básicos: (a) Descripción del síntoma (devorado, roto, bronceado); (b) Determinación de las causas (hongo, bacteria, insecto, agente abiótico) y (c) Cuantificación del síntoma (extensión del daño), enfocándose exclusivamente en aquellos daños que pueden afectar al árbol como un individuo completo (Michel *et al.*, 2014; Lorenz, 2013). Otro caso, es el Índice de Daño en Copa (IDC), generado para plantaciones jóvenes de *Eucalyptus* spp. Éste, fue desarrollado para uso exclusivo de manejadores de plantaciones, silvicultores y otros, los cuales a menudo necesitaban cuantificar sus daños, al mismo tiempo de proveerse de datos fidedignos para inventariar la condición de su recurso, calcular sus pérdidas e implementar actividades de manejo en los sitios más impactados (Stone *et al.*, 2003a).

Con el propósito de contribuir al desarrollo de nuevas alternativas para evaluar la condición de salud de árboles urbanos, el presente estudio tuvo como objetivos: (1) Implementar a las condiciones del arbolado urbano, un sistema de evaluación de daño para identificar los distintos agentes y tipos de daño, su incidencia e impacto sobre la salud de los árboles; (2)

Generar Índices de Severidad de Daño (ISD) y (3) Determinar la condición de salud actual del arbolado del bosque San Juan de Aragón, D.F., bajo las siguientes hipótesis: La salud del arbolado está determinada por un conjunto de factores bióticos y abióticos por lo que su evaluación integral mediante índices de severidad de daño permiten una valoración de la salud más efectiva con fines de manejo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Bosque de San Juan de Aragón ubicado al noreste del Distrito Federal (19°27'32" N y 99°04'17" W), dentro de los límites de la Delegación Gustavo A. Madero. Este bosque, segundo en importancia posee una superficie es de 114 ha de área verde (ALDF, 2011). De las 14 secciones que originalmente conforman al bosque, se seleccionaron al azar 10, identificadas con los caracteres B, C, E, F, G, H, J, K, L y M. Empleando una intensidad de muestreo del 2.5%, se establecieron de 28 parcelas permanentes de estudio de forma circular con dimensiones de 0.1 ha (1000 m²) (r = 17.84 m) (**Figura 4.1**). Todas las parcelas fueron geoposicionadas y todos los árboles dentro de sus límites se numeraron en dirección de las manecillas del reloj, iniciando por el norte geográfico.

Cada árbol numerado se identificó taxonómicamente hasta especie y se midió su diámetro normal (cinta diamétrica) para calcular posteriormente su área basal. La fórmula empleada para su cálculo fue: $Aba = \frac{\pi}{40000} \times Dn^2$, donde: Aba = Área basal en metros cuadrados y Dn = diámetro normal en centímetros (Muñoz-Ruiz *et al.*, 2014).



Figura 4.1. Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Polígono en ArcMap, Versión 10).

Procedimiento de medición de daño

Para identificar los principales agentes de daño, se utilizó el Indicador Daños al Arbolado, propuesto por el Servicio Forestal de Estados Unidos de América del Norte (Campbell, 2009; Conkling *et al.*, 2005), el cual consistió en determinar dos distintos tipos de daño por árbol (Daño 1 y Daño 2), la localización de cada daño, y la intensidad respectiva. De forma individual, cada árbol fue inspeccionado visualmente con un recorrido de 360° para obtener una panorámica completa (Matheny y Clark, 2009) y con el propósito de salvaguardar la estabilidad estructural de cada individuo, el orden de evaluación fue siempre en sentido

ascendente raíz-cuello>tronco>ramas y follaje (Alvarado-Rosales *et al.*, 2014ab; Conkling *et al.*, 2005).

El umbral de daño evaluado consideró únicamente aquellos lo suficientemente serios para incrementar la probabilidad de muerte o caída prematura del árbol y los que podrían afectar su crecimiento y potencial reproductivo (Campbell, 2009; Ambrose, 2003); por lo anterior, se estableció un umbral mínimo del 20% para registrar cada daño. La intensidad del síntoma observado en sitio fue simplemente una estimación porcentual del área afectada, misma que se registró en intervalos de clase de 5%. En tronco, se evaluó el porcentaje de circunferencia dañada, mientras que en copa, el porcentaje de ramas o follaje afectado.

Para el registro de datos, se utilizó una guía de campo con discriminación por tipo de agente (biótico y abiótico) y códigos de identificación (Alvarado-Rosales *et al.*, 2014ab, 2007; CONAFOR-CP, 2012). Esta información fue enriquecida con observaciones realizadas durante los primeros muestreos al área de estudio, quedando finalmente agrupada en seis categorías generales de agentes y 38 agentes específicos (**Cuadro 4.1**).

Índices de Severidad de Daño (ISD)

Con la información registrada en campo se generaron Índices de Severidad de Daño (ISD). Cada ISD estuvo integrado por tres componentes: (1) Localización del daño, (2) Naturaleza del agente e (3) Intensidad del daño (Stolte *et al.*, 2012, 2002). La fórmula empleada para su cálculo fue la siguiente:

$$\text{ISD} = \text{Localización del daño} + \text{Naturaleza del agente} + \text{Intensidad del daño}$$

El valor del ISD obtenido para cada combinación particular de los tres componentes, se realizó con base a la asignación de códigos, los cuales se especifican en el **Cuadro 4.1**.

Cuadro 4.1. Códigos para la identificación de agentes y tipos de daño en el arbolado urbano del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Categoría	Agente general, específico o daño	Clave de registro	Códigos para naturaleza del agente
Ausencia de daño	Sano	0000	
Agentes bióticos	General	1000	1
	Cancro <i>Cytospora</i>	1001	2
	Cancro <i>Fusarium</i>	1002	4
	Cancro <i>Seiridium</i>	1003	4
	Cancro <i>Tubercularia</i>	1004	2
	Tumores	1005	4
	Exudados	1006	2
	Manchas foliares	1007	1
	Pudridores	1008	4
	Enfermedades de raíz	1009	4
Plantas parásitas y epífitas	General	2000	1
	<i>Struthanthus</i>	2001	3
	<i>Cladocolea</i>	2002	3
	<i>Cuscuta</i>	2003	2
	<i>Tillandsia</i>	2004	3
Insectos	General	3000	1
	<i>Glycaspis</i>	3001	2
	<i>Stenomacra</i>	3002	1
	<i>Tropidosteptes</i>	3003	1
	<i>Calophya</i>	3004	1
	Insectos en tronco	3005	3
Animales	General	4000	
	Aves	4001	1
	Roedores	4002	1
Agentes abióticos	General	5000	1
	Viento	5001	4
	Exceso de agua inundados	5003	2
	Salinidad	5004	1
	Fuego	5005	3
	Contaminación atmosférica	5006	1
Agentes antropogénicos	General	6000	1
	Vandalismo	6001	2
	Desmoche	6002	2
	Cinchado	6003	4
	Heridas en general	6004	2
	Malas prácticas de mantenimiento	6005	2

Localización del daño

Debido a que la ubicación del daño tiene un impacto sobre la salud integral del árbol (Coulston *et al.*, 2005), los daños identificados en órganos inferiores (raíz, cuello y tronco) se consideraron de mayor amenaza y se ponderaron con mayor peso, de la siguiente forma: 1-Follaje (hojas o acículas); 2-Ramas; 3-Tronco y 4-Raíz y cuello.

Naturaleza del agente de daño

Para su codificación se consideró el efecto del agente de daño sobre el árbol, el cual se clasificó por orden de importancia con base en el peligro que representa para la salud e integridad del árbol, es decir, desde efectos sobre la fotosíntesis, estética y lento crecimiento, para el caso de los agentes que afectan follaje (no plagas exóticas), hasta aquellos que pueden causar la muerte como las enfermedades de raíz, pudridores o alguna plaga exótica. Los códigos asignados para la naturaleza se presentan en el **Cuadro 4.1**.

Es importante mencionar que ante la posible presencia de agentes de daño con carácter catastrófico en follaje o ramas, el código asignado para naturaleza del agente puede incrementarse de 1 a 4 (**Cuadro 4.1**), aunque en el Bosque San Juan de Aragón, no se identificaron agentes con tales características.

Intensidad del daño

En cuanto al componente intensidad y tomando como punto de partida el umbral establecido previamente (20%), se determinaron siete categorías con intervalos de clase de 10%. Los códigos asignados se muestran en el **Cuadro 4.2**.

Cuadro 4.2. Intervalos de clase y códigos empleados para determinar la intensidad del daño observado en campo.

Porcentaje de circunferencia y copa dañada	Código
≥20-29	1
30-39	2
40-49	3
50-59	4
60-69	5
70-79	6
≥ 80	7

Finalmente, para obtener el Índice de Severidad Integral (ISDs), se procedió a sumar los ISD parciales de cada árbol, utilizando la ecuación propuesta por Conkling *et al.*, (2005) e Indra y Purnadjaya (2001):

$$ISD_s = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^2 f(d_{ij}, l_{ij}, s_{ij}) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ISD_i.$$

Donde:

d_{ij} = Agente de daño (1 y 2)

l_{ij} = Localización del daño (1 y 2)

s_{ij} = Intensidad del daño (1 y 2)

n = Número de árboles por sección

$f(d, l, s)$ = Intensidad de daño 1 y 2

ISD_i = Índice de severidad de daño por árbol i

ISDs = Índice de severidad de daño integral

El análisis de los datos se realizó empleando estadística no paramétrica a través de la prueba de rangos de Kruskal-Wallis y el programa estadístico SAS® versión 9.4, empleando un $\alpha=0.05$.

Resultados y Discusión

El Indicador de daño fue aplicado a 760 individuos arbóreos del Bosque San Juan de Aragón (BSJA), representados en 12 especies (10 latifoliadas y dos coníferas): *Acer negundo* Linn (0.13%), *Acacia retinodes* Schlecht (7.55%), *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh (12.06%), *Casuarina equisetifolia* Forst (23.60%), *Cupressus lusitanica* (13.66%), *C. sempervirens* Linn (3.84%), *Fraxinus uhdei* (Wenzing) Lingelsheim (8.09%), *Grevillea robusta* Cunn (17.24%), *Ligustrum lucidum* Ait (0.79%), *Tamarix* aff. *gallica* L. (H) (3.05%), *Schinus molle* Linn (9.68%) y *Ulmus parvifolia* Jacq (0.13%) y 10 familias, siendo las más representativas, Casuarinaceae (23.60%), Proteaceae (17.50%) y Cupressaceae (17.24%).

Incidencia del número de daños

Con base en los dos daños evaluados por árbol (Daño 1 y Daño 2), se observó que el 51.39% (388 árboles) presentó un solo daño, mientras que el 21.92% (165 individuos) tuvo dos. Por otra parte, el 48.61% de los árboles no presentó daños significativos, o bien, éstos se encontraron por debajo del umbral $\leq 20\%$. El porcentaje de árboles muertos fue menor al 1%.

La mayor parte de los estudios sobre agentes de daño a nivel mundial, especifican la superficie afectada y la distribución espacial de agentes generales o específicos (USDA, 2009), desafortunadamente, son escasos los estudios que mencionan el número de daños individuales, su diversidad y la incidencia de los mismos, incluso determinar su severidad ha sido difícil de implementar. En 2012, el ICP Forest (Monitoring of Air Pollution Effects on Forest), realizó una evaluación de daños en 64 mil árboles de 25 países europeos, sus resultados mostraron, que 46,500 individuos (72%) presentaron algún tipo de daño, sin

embargo, debido a que un árbol pudo albergar a más de un agente de daño, el número total de casos de daño registrados al final fue de 62 mil (Michell *et al.*, 2014).

En otro estudio realizado en Tanzania, se determinaron los daños asociados a 251 árboles en tres sitios de monitoreo: dos reservas, la de Kimbosa y la Universidad de Profesores, y un área montañosa en Usambara. El porcentaje de árboles con un daño fue de 32, 53 y 23%, respectivamente; mientras que con dos daños fue menor con un 3, 29 y 9% (Madoffe *et al.*, 2006). Con base en estos datos y en los resultados del presente estudio, se puede concluir parcialmente, que la evaluación de dos daños por árbol fue un número suficiente para obtener información confiable sobre los principales agentes y/o tipos de daño que afectan la salud de una comunidad arbórea dentro de un área verde específica.

Incidencia de agentes de daño para todo el arbolado, por sección y especie

En la comunidad arbóreas evaluada, se identificaron 26 tipos y/o agentes de daño (15 generales y 11 específicos). Los órganos afectados fueron tronco en un 61%, ramas 32%, follaje con 4% y en cuello solo el 3%; en raíz se identificó un sólo árbol con daño por hongos pudridores. Para los árboles con daño en tronco y cuello, se determinó el área basal afectada (**Figura 4.2**). En *Schinus molle* se determinó un área de afectación de 1076.65 cm², seguido de *Casuarina* con 885.7 cm² y, en tercer lugar a *C. lusitanica* con 524.41 cm².

Para el **Daño 1** (**Figura 4.3A**), destacaron por su frecuencia, los canchros con un 19%. En lo que respecta al **Daño 2**, el psílido del eucalipto, *Glycaspis brimblecombei* Moore y *Calophya rubra* (Tuthill) fueron los de mayor frecuencia, ambos con un 14% (**Figura 4.3B**).

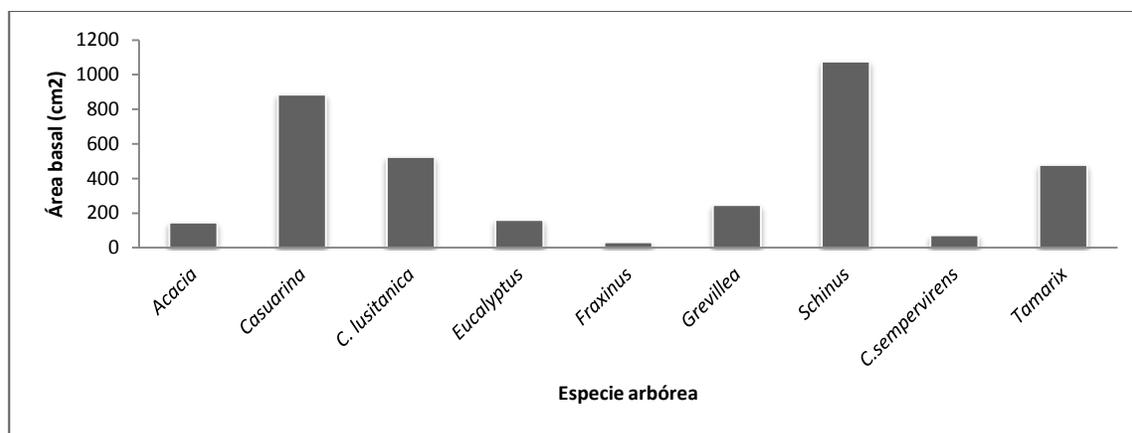


Figura 4.2. Área basal afectada por los distintos agentes de daño registrados en tronco y cuello y para cada especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Applegate y Steinman (2005), reportan seis agentes de daño para las especies *Pinus virginiana*, *Pinus taeda* y *Quercus spp.*, dentro de campos de entrenamiento del Fuerte A.P. Hill en Virginia, E.U.A., siendo más frecuentes, los que causan pudriciones de tronco y las heridas de diversa índole. Por su parte, Rogers (2002), identificó 12 tipos de daño, con una mayor frecuencia de canchros, pudriciones, heridas y ramas rotas en la parte alta de la copa, mientras que Madoffe *et al.*, (2006), solo concluye que las pudriciones de tronco y las enredaderas son los agentes de daño más serios.

Comparado con estos estudios, el número de agentes de daño identificados en el Bosques San Juan de Aragón fue mayor, sin duda debido a que la identificación de algunos de ellos se realizó a nivel específico, aunado a que el número de categorías incluidas fue mayor.

Un caso similar al presente estudio, fue publicado por Maresi y Salvadori (2004), quienes tras realizar la evaluación de daños en diez especies forestales de Trentino, Italia, concluyen la presencia de 13 agentes específicos, siendo los agentes bióticos más frecuentes,

Gnomonia qercina Kleb., y *Epinotia tedella* (Clerk), cuatro abióticos (nieve, ruptura de ramas, rayos, sequía y heladas) y dos tipos de mecánico.

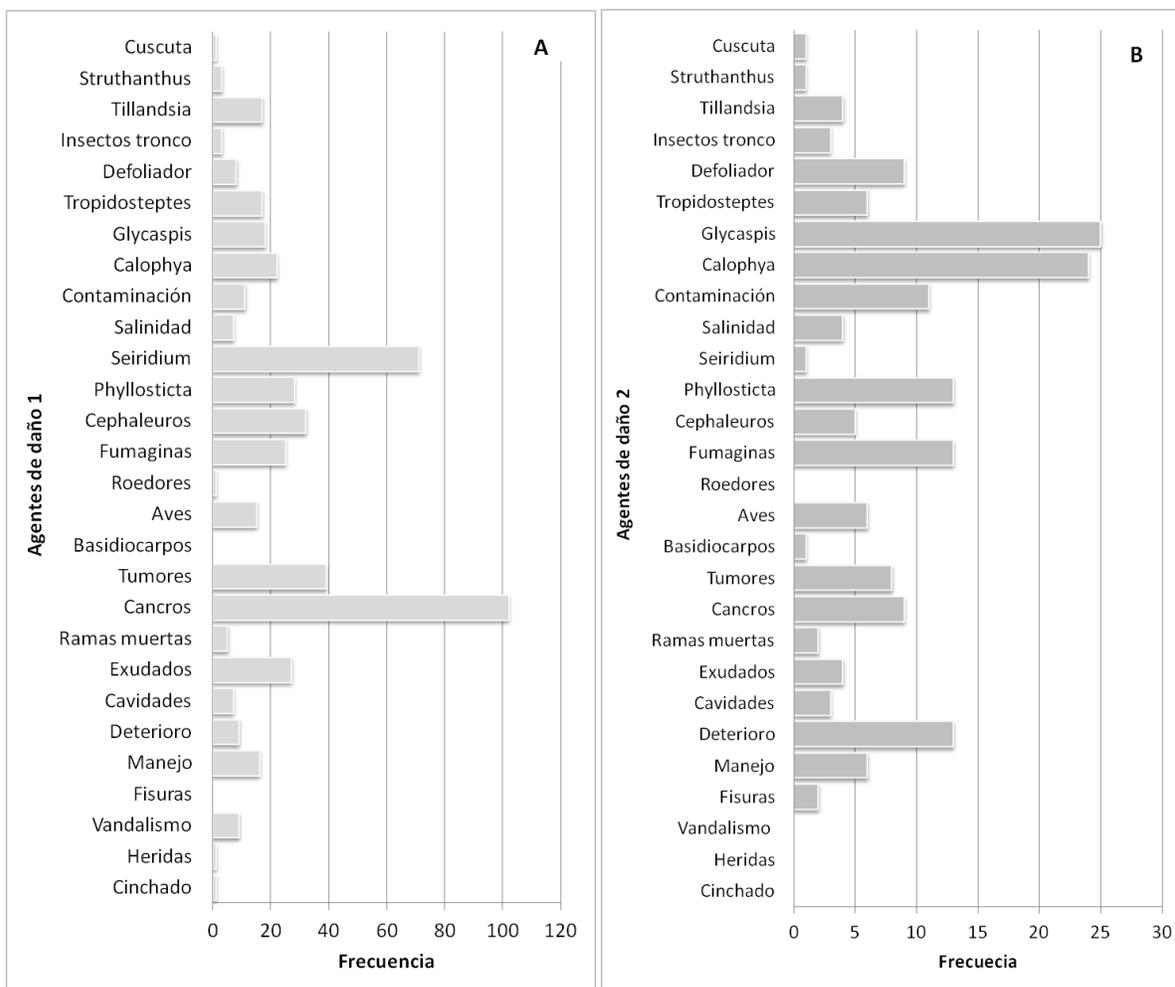


Figura 4.3. Frecuencia de los distintos tipos y/o agentes de daño identificados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (A) Daño 1 y (B) Daño 2.

En sentido práctico, la identificación de un mayor número de agentes y/o tipos de daño por árbol, a pesar de que implica un mayor esfuerzo, tiene la ventaja de proporcionar un panorama completo sobre los daños que pueden estar menguando la salud de los árboles. Al final, esta información ayudará en la toma de mejores y prontas decisiones de manejo en caso de ser requeridas. Por otro lado, se debe tomar en cuenta que el árbol urbano está

expuesto a una fuerte presión antropogénica por lo que es importante crear conciencia ecológica en los usuarios del bosque con la finalidad de preservar este recurso.

Daño integral por área espacial

En lo que respecta a las diez secciones del BSJA incluidas en el presente estudio, se observó que los canchales fueron el tipo de daño más frecuente; el 28% de los árboles de la sección E, presentaron afectaciones por este tipo de daño. La sección H con el 11.86% y las secciones F, G, L y B presentaron porcentajes en el rango de 8.40 a 10.97%. La presencia de canchales fue menor en la sección K y C con valores porcentuales de 3.15 y 4.10, respectivamente. Estos resultados muestran que las especies más frecuentes y que por ende muestran mayor predisposición a este tipo de daño cortical, ejercen un efecto considerable en los porcentajes encontrados.

De manera general, una gran proporción de los daños identificados en el BSJA, pueden atribuirse a diversos factores, entre ellos, un manejo mal implementado, y un creciente estrés generado por los miles de visitantes que recibe anualmente el bosque. Se observó, que en algunas secciones, las actividades deportivas y de esparcimiento han propiciado el vandalismo en los árboles.

Otro aspecto importante y que podría estar incrementando la incidencia de daños, es la edad de los árboles (Rogers *et al.*, 2002). Aparentemente, el Bosque San Juan de Aragón tiene una antigüedad no superior a los 50 años (Reporte 98.5, 2014), sin embargo, el terreno anteriormente improductivo, con suelos salitroso (SEDEMA, 2014), podría estar contribuyendo a reducir el vigor y la resiliencia del arbolado. Árboles estresados y con capacidades de defensa disminuidas pueden propiciar la aparición y dispersión de enfermedades e insectos.

Daño por especie

Teniendo como base sólo los árboles que presentaron algún tipo de daño, es decir, el 51.96% de los individuos, se identificaron 15 tipos y/o agentes de daño en las distintas especies arbóreas evaluadas (**Cuadro 4.3**). Diez especies presentaron canchros de diversa índole, alcanzando una incidencia del 32.3%. *Casuarina equisetifolia*, *Grevillea robusta* y *Cupressus lusitanica* fueron las especies más afectadas por este tipo de daño.

Cuadro 4.3. Frecuencia de agentes de daño (1 y 2) por especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Especie	Agentes de daño														
	Fisuras	Cinchado	Heridas	Deterioro	Cavidades	Exudados	Ramas muertas	Canchros	Tumores	Insectos tronco	Defoliador	Salinidad	Contaminación	Manejo	Vandalismo
<i>Acacia retinodes</i>	2	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	6	-	-	-
<i>Casuarina equisetifolia</i>	11	-	9	3	-	13	4	18	1	-	-	-	1	4	4
<i>Cupressus lusitanica</i>	2	-	-	-	-	-	-	15	-	1	-	-	-	2	8
<i>Cupressus sempervirens</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	1	-
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	-	1	-	-	-	-	1	4	-	-	17	-	-	2	2
<i>Fraxinus uhdei</i>	1	-	-	-	-	-	1	12	-	2	-	-	-	3	3
<i>Grevillea robusta</i>	1	8	-	-	-	22	-	25	-	-	-	-	20	5	5
<i>Schinus molle</i>	1	-	-	15	9	-	-	11	27	3	-	-	-	-	-
<i>Tamarix gallica</i>	-	-	-	4	1	-	-	-	19	-	-	-	-	-	-

De las causas desconocidas, los exudados en tronco y cuello, presentaron una incidencia del 24% en *C. equisetifolia* y 61% en *G. robusta*. En el corto plazo, este tipo de daño podría incrementarse, favorecido por la incorrecta profundidad de plantación y por la excesiva incorporación de residuos de poda en la base del tronco. Este manejo cultural mal implementado, ha favorecido un microclima de alta humedad y un incremento en la

presencia de exudados en *Grevillea robusta*. Cabe mencionar que esta información, permitirá sugerir que la atención debe ser prioritaria en esta especie, pues podría tratarse de una enfermedad de origen bacteriano, que en algunos casos son difíciles de manejar.

Otro daño representativo, fueron los tumores en *Schinus* y *Tamarix*, los cuales alcanzaron una incidencia de 42 y 100%, respectivamente. En pirúl, el agente causal de los tumores e identificado en estudios previos (Fucikovsky, 2007) es *Agrobacterium tumefaciens*. Su presencia en tronco, cuello y ramas reduce el flujo de agua y nutrientes en el árbol, incidiendo en su adecuado desarrollo y reduciendo su estética.

De los 11 agentes específicos (**Cuadro 4.4**), destaca el daño en tronco por el cancro *Seiridium*. Lesiones extensas en corteza y cambium en las dos especies de cedro fueron evidentes. La incidencia en *Cupressus lusitanica* fue de 53% y mayor en *C. sempervirens*, 62%. El tamaño de las lesiones ocasionadas por este hongo anamórfico rebasa en algunos casos el 50% de la circunferencia del tronco; en casos como este, las probabilidades de compartimentación (Shigo, 1986) son casi nulas, primero, por lo avanzado de la infección y, segundo, por la lenta respuesta de defensa del hospedante (Chavarriaga, 2011). Se sabe que este tipo de enfermedades tiene efectos a largo plazo, siendo favorecida por las pobres condiciones del sitio, inadecuadas prácticas culturales (heridas provocadas por podadora) y la alta densidad de plantación de cedros en algunas áreas, lo que favorece la dispersión del patógeno.

Un factor más que puede estar contribuyendo a incrementar la incidencia de *Seiridium* en el BSJA son las carentes medidas preventivas, ya que no existen programas de extracción y derribo de arbolado muerto o enfermo debido a ello, el inóculo está presente todo el año.

Cuadro 4.4. Distribución de agentes de daño primarios y secundarios por especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Especie arbórea	Agentes de daño											
	<i>Sciridium</i>	<i>Phyllosticta</i>	<i>Cephaleuros</i>	Fumaginas	<i>Glycaspis</i>	<i>Calophya</i>	<i>Tropidosteptes</i>	<i>Tillandsia</i>	<i>Struthanthus</i>	<i>Cuscuta</i>	Aves	Roedores
<i>Acacia retinodes</i>	-	-	37	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casuarina equisetifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	17	2	-	19	1
<i>Cupressus lusitanica</i>	52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cupressus sempervirens</i>	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	-	40	-	37	43	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fraxinus uhdei</i>	-	-	-	-	-	-	23	-	1	-	-	-
<i>Schinus molle</i>	-	-	-	-	-	46	-	4	-	2	1	-

Otro agente que está ocasionando severos daños foliares es *Cephaleuros* sp., con incidencias de 64.91% en *Acacia retinodes*; este organismo, además de reducir la estética del árbol, reduce considerablemente el área foliar fotosintéticamente activa, esto a largo plazo afectará el crecimiento y adecuado desarrollo de esta especie arbórea. Las fumaginas y el psílido *Glycaspis* también presentaron incidencias elevadas, con porcentajes de 45% y 57%, respectivamente, al mismo tiempo, los efectos fisiológicos causados en *E. camaldulensis* son equiparables a los registrados en acacia.

Con menor frecuencia, se identificaron al muérdago verdadero *Struthanthus* y el heno motita *Tillandsia* sp. El último, aunque es considerado epífita, compite con el hospedante por espacio y luz. Aunado a ello, *Tillandsia* sp., produce una especie de compresión (cinchado) en las ramas de sus hospederos restringiendo el flujo de nutrimentos (Kaplansky y Venier, 2014). En lo que respecta al muérdago, los árboles con presencia de este agente de daño presentaron niveles de infección bajos, desafortunadamente, estos dos agentes de

daño podrían en el corto plazo convertirse en un gran problema debido a que existen árboles con altos niveles de severidad en áreas aledañas al BSJA.

Índice de Severidad de Daño Integral (ISD_s) para todo el arbolado, sección y especie

La escala de ISD_s implementada en el presente estudio alcanzó valores de 0 hasta un teórico máximo de 30. Del total de árboles dañados, el 47.14% presentaron índices de severidad que fluctuaron de 7 a 10; los ISD_s de 3 a 6 fueron menos frecuentes con un 16.22% (Figura 4.4).

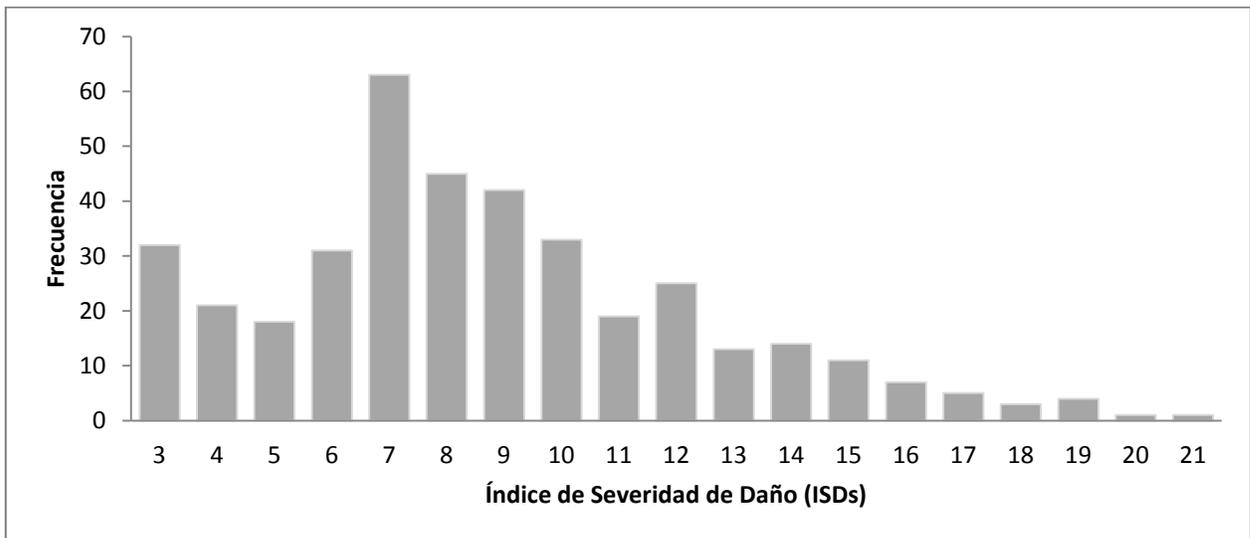


Figura 4.4. Frecuencia del Índice de severidad de daño integral en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Una calificación igual a cero, no significó necesariamente que el árbol estuviera libre de daños; algunos patógenos, insectos o daños abióticos pudieron estar presentes, pero con porcentajes por debajo del umbral establecido (<20%). Este análisis, nos permitió determinar que existe una amplia gama de ISD_s en la zona de estudio e identificar que tipos de daños estuvieron asociados a cada uno de ellos.

ISD_s a nivel de sección

Empleando la prueba de rangos de Kruskal-Wallis se compararon los Índices de Severidad de Daños entre las secciones del BSJA. De forma general, los ISD_s se distribuyeron en dos categorías significativamente distintas ($p < 0.0001$); la primera, integrada por ocho secciones con un intervalo de 7.38 a 10.05, y la segunda, para la sección C, con el ISD más bajo de 6.26 (Figura 4.5). Desde el punto de vista de manejo, esto permitió identificar las áreas que requieren atención inmediata y calendarizar otras para un manejo a corto plazo.

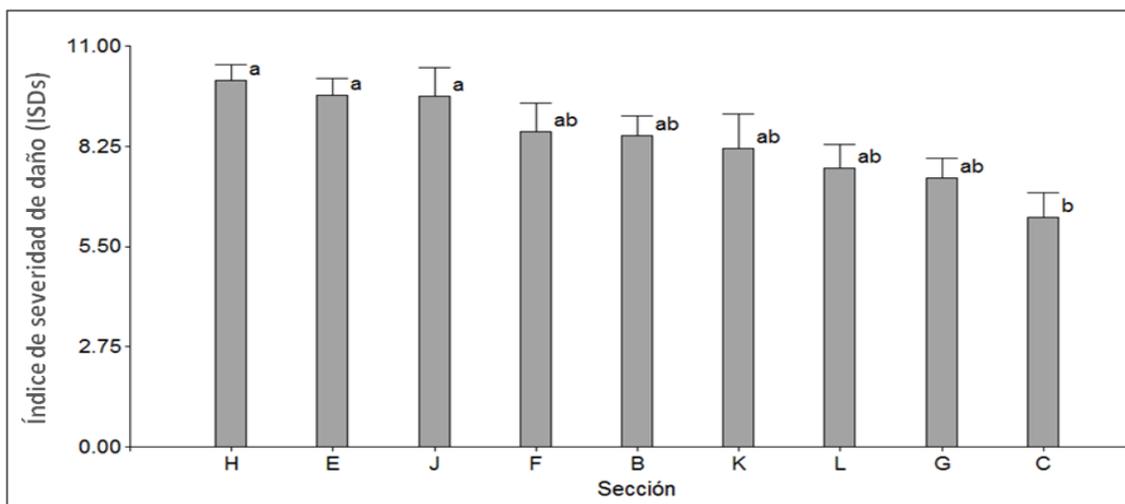


Figura 4.5. Índice de severidad de daño para cada sección del Bosque San Juan de Aragón, D.F. (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$).

ISD_s por especie arbórea

De las 12 especies, *Schinus molle* presentó el ISD más alto de 10.52, esta especie junto con *Tamarix* (10.06) y *C. lusitanica* (9.83), fueron significativamente mayores que *Fraxinus* (5.95) y *Eucalyptus* (7.23). El resto de las especies presentaron valores muy cercanos que oscilaron de 8.50 a 8.82 (Figura 4.6). Este tipo de análisis permitió detectar problemas a nivel de especie, lo que desde el punto de vista de manejo puede ser de gran utilidad.

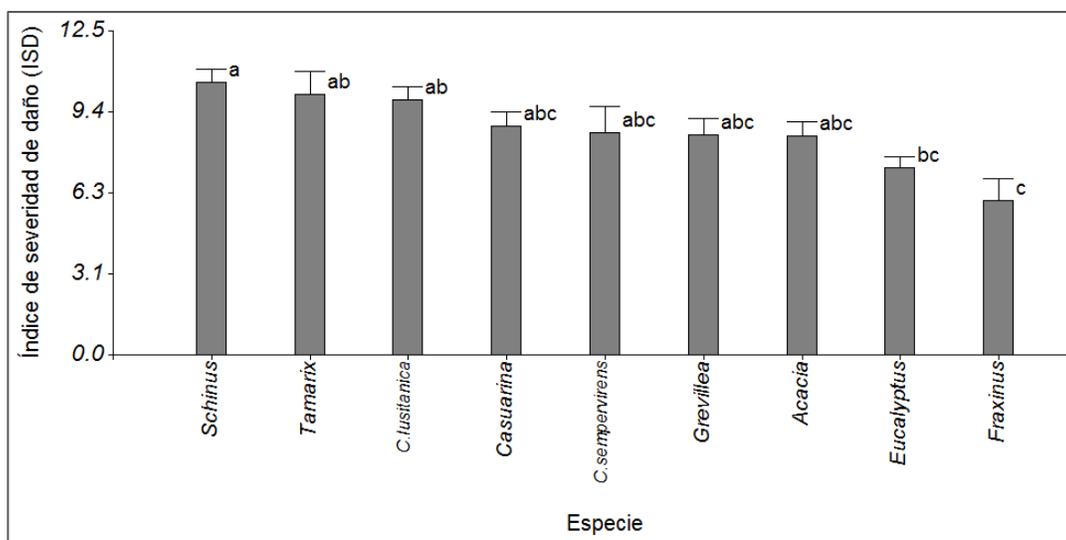


Figura 4.6. Índice de severidad de daño por especie evaluada en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$).

Condición general de daño

Con el propósito de categorizar la condición de daño de todo el arbolado, la de cada sección y especie, en el presente estudio se definieron cuatro categorías (**Cuadro 4.5**; este análisis se realizó con base en los valores promedio de los componentes del ISD, es decir, Localización del daño, Naturaleza del agente e Intensidad del daño).

Con base en las categorías anteriormente mencionadas, la sección C se clasificó en la categoría **Buena**. Las secciones B, F, G, K y L en **Media**, mientras que en la categoría **Pobre**, se encontraron tres secciones, la E, H y J. Es importante resaltar, que las últimas secciones se caracterizaron por sus daños en tronco y cuello, así como la presencia de agentes de daño de naturaleza peligrosa (**Cuadro 4.6**).

Respecto a especie, sólo *Fraxinus uhdei* se clasificó con una condición de daño **Buena**, mientras que *Acacia*, *Casuarina*, *Eucalyptus*, *C. sempervirens* y *Grevillea* presentaron una

condición **Media**. Las especies *C. lusitanica*, *Tamarix* y *Schinus* presentaron valores de ISD de 9.83 a 10.52, clasificándose con una condición de daño **Pobre** (Cuadro 4.5).

Cuadro 4.5. Categorías de daño generadas con base en los componentes del Índice de Severidad de Daño para el arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Categoría	Condición	Descripción	Rango ISD
1	Sano	Con daño no visible o menor al umbral de <20%.	—
2	Buena	Daños circunscritos al follaje y ramas, mínimos daños en tronco, aunque la severidad puede ser ≥ 20 y menor al 42%.	$3 < \text{ISD} < 6.5$
3	Media	Daños principalmente en cuello y tronco, menor en ramas o follaje, pero con severidades menores al 42% y naturaleza del agente 2, 3 y 4.	$6.5 \geq \text{ISD} \leq 9.5$
4	Pobre	Daños principalmente en tronco y cuello del árbol, de naturaleza 3 y 4 y severidades superiores al 42%.	$\text{ISD} \geq 9.5$

Cuadro 4.6. Valores promedio [♦] para los componentes del Índice de severidad de daño por sección.

Sección	Localización	Naturaleza	Intensidad (%)	ISD	Categoría de daño
B	2.91ab	2.87a	41.49a	8.53ab	3
C	2.39abc	2.35abc	43.06a	6.29b	2
E	3.10a	3.10a	52.99a	9.66 ^a	4
F	2.83abc	2.83ab	49.57a	8.05ab	3
G	1.88c	1.88b	52.40a	7.38ab	3
H	3.31a	3.26a	52.01a	10.05a	4
J	3.08a	3.08a	47.08a	9.63a	4
K	1.94bc	1.87b	55.00a	8.19ab	3
L	2.76abc	2.76ab	40.38a	7.65ab	3

[♦]Valores con letra distinta son significativamente distintos ($p > 0.0001$).

Cuadro 4.7. Valores promedio [♦] para los componentes del Índice de severidad de daño por especie arbórea.

Especie arbórea	Localización	Naturaleza	Intensidad (%)	ISD	Categoría de daño
<i>Acacia retinodes</i>	1.96 ^b	1.93 ^b	60.28 ^a	8.46 ^{abc}	3
<i>Casuarina equisetifolia</i>	2.27 ^a	3.22 ^a	36.89 ^c	8.82 ^{abc}	3
<i>Cupressus lusitanica</i>	3.46 ^a	3.46 ^a	42.31 ^{abc}	9.83 ^{ab}	4
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	1.91 ^b	1.86 ^b	57.28 ^{ab}	7.23 ^{bc}	3
<i>Fraxinus uhdei</i>	1.84 ^b	1.84 ^b	38.42 ^c	5.95 ^c	2
<i>Grevillea robusta</i>	3.11 ^a	3.05 ^a	39.58 ^{bc}	8.50 ^{abc}	3
<i>Schinus molle</i>	3.70 ^a	3.70 ^a	52.41 ^{abc}	10.52 ^a	4
<i>Cupressus sempervirens</i>	3.00 ^a	3.00 ^a	41.07 ^{bc}	8.57 ^{abc}	3
<i>Tamarix gallica</i>	3.33 ^a	3.33 ^a	52.22 ^{abc}	10.06 ^{ab}	4

[♦]Valores con letra distinta son significativamente distintos (p>0.0001).

Existen casos que resaltan, como el de *Acacia retinodes* y *Eucalyptus camaldulensis* en los que a pesar de que los daños estaban circunscritos al follaje y en menor porcentaje a ramas, la severidad promedio fue superior al 60%, lo cual le concedió un ISD en la condición de daño **Medio**. La contraparte de este comportamiento, está ocupada por los ISD más altos, con valores superiores a 9.5 y cuyo daños se registraron principalmente en tronco y cuello, y severidades que oscilaron de 42 a 52.41% (**Cuadro 4.7**).

En forma general y como se esperaba, los índices de severidad de daño mayores de 9.5, fueron reflejo de la presencia de múltiples daños, altos porcentajes de severidad y daños localizados en cuello y tronco. Esto, permitió identificar las áreas y especies dentro del bosque que están en riesgo de verse afectadas en su crecimiento potencial o en incrementar su mortalidad en un corto tiempo.

A pesar de que se han propuesto distintos índices y escalas para evaluar los daños asociados a un árbol, la generación de índices debe ser una tarea sencilla, objetiva y sobre todo reproducible. La generación de este tipo de metodologías, ayudará a identificar los principales agentes de estrés que están afectando el arbolado urbano, determinar la proporción del área afectada e identificar si algunos de ellos son específicos de una especie. La identificación de daños, permitirá planear actividades, asignar recursos y capacitar al personal responsable de llevar a cabo las prácticas de manejo de la mejor manera.

Conclusiones

El Indicador de daño fue implementado de forma sencilla en arbolado urbano espacialmente confinado y manejado. En el Bosque San Juan de Aragón, se identificaron 26 tipos y/o agentes de daño, siendo los más frecuentes los canchros, tumores, exudados y diversos géneros de insectos, aunque las malas prácticas culturales también fueron importantes. La incidencia e intensidad de los daños fue variable entre las diferentes secciones del bosque y especies arbóreas identificadas.

La definición de daño y la implementación de umbrales de daño permitieron mejorar la calidad y repetitividad de las mediciones. Así mismo, la generación de Índices de Severidad de Daño (ISD), permitió determinar cuáles especies y áreas dentro del Bosque San Juan de Aragón son las más afectadas. Las especies *Tamarix*, *Schinus*, *Cupressus lusitanica* y *Acacia*, así como las secciones E, H y J destacaron por sus altos ISD. Esta investigación, pretende establecer una plataforma para caracterizar la salud arbórea urbana por medio de umbrales críticos e índices de severidad de daño.

Literatura citada

1. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero, J. Villa-Castillo, D. Quiroz-Reygadas. 2014a. Condición de copa y daños al arbolado en México: Remedición 2012 del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Colegio de Postgraduados y Comisión Nacional Forestal. Informe Técnico. México. 72 p.
2. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero, Y. Franco-Islas. 2014b. Análisis de la información obtenida en el remuestreo nacional 2013 y estatal 2013 del INFyS de los indicadores de la condición de salud de bosques y selvas en 14 entidades federativas de México. Colegio de Postgraduados y Comisión Nacional Forestal. Campus Montecillo. México. 260 p.
3. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero, M. Fenn, T. Hernández-Tejeda, D. Cibrián-Tovar. 2007. Agentes abióticos, causantes de estrés y muerte/Abiotic factors that causes stress and death. *In: Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico* (Cibrián, T.D., Alvarado R.D., y S.E. García Eds.). Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. p. 11-41.
4. Alvarado-Rosales, D., L.L. Saavedra-Romero. 2005. El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1):5-9.
5. Alexander, S.A. and C.J. Palmer. 1999. Forest health monitoring in the US: First four years. *Environ. Monit. Assess.* 55:267:277.
6. Ambrose, M.J. 2003. Criterion 3 —Maintenance of ecosystem health and vitality. USDA Forest Service. 21 p.
7. Applegate, J.R., J. Steinman. 2005. A comparison of tree health among forest types and conditions at Fort A.P. Hill, Virginia. *Southern Journal of Applied Forestry* 29(3): 143-147.
8. Bechtold, W., B. Tkacz and K. Riitters. 2007. The historical background, framework and application of forest health monitoring in the United States. *International Symposium on Forest Health Monitoring*. Seoul, Korea. January 30-31. 24p.
9. Campbell, S. 2009. Damage codes and protocols for the Mexican Forest Health Workshop. US Forest Inventory and Analysis (FIA). Guadalajara, México. April 26-May 01. 47 p.
10. Chavarriaga, H.D.M. 2011. Protección fitosanitaria forestal. ICA. Colombia. 229 p.
11. Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales, S. García-Díaz (Eds.). 2007. *Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 p.
12. Conkling, B.L., J.W. Coulston, M.J. Ambrose (eds.). 2005. *Forest health monitoring: 2001 National Technical report*. Gen. Tech. Rep. SRS-84. Ashville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 204 p.
13. Coulston, J.W., M.J. Ambrose, K.H. Riitters, B.L. Conkling. 2005. *Forest health monitoring: 2002 National Technical report*. Gen. Tech. Rep. SRS-84. Ashville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 97 p.

14. CONAFOR-Colegio de Postgraduados. 2012. Guía pictórica de campo: Agentes de daño en los bosques de México. Gerencia de Sanidad de la Comisión Nacional Forestal y Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. México. 60 p. [https://www.google.com.mx/?gfe_rd=cr&ei=rZeuVJ28HOWn8wfG54CwBw&gws_rd=ssl#safe=active&q=Guia+pictorica+de+campo+CONAFOR] [Consultado 18 de noviembre, 2013].
15. Craul, P.J. 1999. Urban soils. Applications and practices. John Wiley & Sons, Inc. USA. 366 p.
16. Ferreti, M. 1997. Forest health assessment and monitoring —issues for consideration. *Environ. Monit. Assess.* 48:45-72.
17. Fucikovsky, Z.L. 2007. Tumor bacteriano/Crown gall. *Agrobacterium tumefaciens* (Smith El Townsed). (Tenericutes, Rhizobiaceae). In: Cibrián, T.D., D. Alvarado R., y S.E. García D. (Eds.) Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico. Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. p. 314-317.
18. Jim, C.Y. 1998. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landsc. Urban Plan.* 40:235-249.
19. Indra, P.E. and Purnadjaya. 2001. Data collection, analysis and management. In: Forest Health Monitoring to monitor the sustainability of Indonesian tropical rain forest. ITTO Project No. PD 16/95 Rev 2. p. 31-40.
20. Innes, J.L. 1993a. Forest health: Its assessment and status. CAB International, Wallingford, Oxon. UK. 677 p.
21. Innes, J.L. 1993b. Methods to estimate forest health. *Silva Fennica* 27:145-157.
22. Kaplanski, M., J.A. Venier. 2014. El patrimonio arbóreo de Capilla del Señor: Provincia de Buenos Aires, Argentina. XVI Congreso Nacional de Arboricultura. Octubre 23-25. Valencia, España. p. 56-64.
23. Konijnendijk, C.C., K. Nilsson, T.B. Randrup, J. Schipperijn (Eds.). 2005. Urban forest and trees. Springer. Printer in Netherlands. 525 p.
24. Lorenz, M. (ed.) 2013. FutMon Scientific Report. Thünen Institute for World Forestry, Hamburg, 191 p.
25. Madoffe, S., G.D. Hertel, P. Rodgers, B.O. O'Connell, K. Raymond. 2006. Monitoring the health of selected eastern arc forests in Tanzania. *Afr. J. Ecology.* 44: 171-177.
26. Maresi, G., C. Salvatori. 2004. Crown condition and damage in two forest ecosystems in Trentino (Italy). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* 81(1):253-260.
27. Matheny, N., J. Clark. 2009. Tree risk assessment. What we know? (and What we don't know?). *Arborist News.* www.isa-arbor.com. 20-31 p.
28. McPherson, E.G. 1993. Monitoring urban forest health. *Environ. Monit. and Assess.* 26:165-174.
29. Michell, A., W. Seidling, M. Lorenz, G. Brecher (Eds.). 2014. Forest condition in Europe 2013 Technical Report of the ICP Forest. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Thünen Working Paper 19. Germany. 137 p.

30. Muñoz-Ruiz, M., J.R. Valdez-Lazalde, H. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, A.I. Monterroso-Rivas. 2014. Inventario del bosque templado de Hidalgo, México mediante datos del satélite spot y de campo. *Agrociencia* 48:847-862.
31. Nilsson, K., T.B. Randrup. 2011. Urban and periurban forestry. Denmark. 19 p.
32. Reporte 98.5. 2014. Aragón: 50 años al servicio de los habitantes de la Ciudad de México. Reporte informativo 98.5 FM. [<http://www.reporte.com.Aragon-50-anos-servicio-habitantes-Ciudad-Mexico>] [Consultado Enero 08, 2014].
33. Rogers, P.C., B. O'Connell, J. Mwang'ombe, S. Madoffe, G. Hertel. 2008. Forest health monitoring in the Ngangao Forest, Taita Hills, Kenya: a five year assessment of change. *Journal of East African Natural History* 97(1):3-17.
34. Rogers, P. 2002. Using forest health monitoring to assessment aspen forest cover change in the southern Rockies ecoregion. *For. Ecol. Manage.* 155:223-236.
35. SEDEMA. 2014. Bosque de San Juan de Aragón. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal. [www.sedema.df.gob.mx/bosquedesanjuandearagon/][Consultado Noviembre, 2013].
36. Shigo, A.L. 1986. A new tree biology dictionary. Shigo and Trees Associates. New Hampshire. 132 p.
37. Stolte, K.W., B. Conkling, S. Fulton, M.P. Bradley. 2012. State of mid-atlantic region forests in 2000. Gen. Tech. Rep. SRS-162. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. 203 p.
38. Stolte, K.W. 2001. Forest health monitoring and forest inventory analysis programs monitor climate change effects in forest ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment* 7(5):1-20.
39. Stolte, K.W., B. Conkling, S. Campbell, A. Gillespie. 2002. Forest health indicators: Forest inventory and analysis program. US Department of Agriculture Forest Service. Washington, D.C. FS-746. 24 p.
40. Stone, C., M. Matsuki, A. Carnegie. 2003a. Pest and disease assessment in young eucalypt plantations: field manual for using the Crown Damage Index (Ed. Parsons) M. National Forest Inventori Bureau of Rural Science. Canberra. 38 p.
41. Stone, C., T. Wardlaw, R. Floyd, A. Carnegie, R. Wylie, D. Little. 2003b. Harmonisation of methods for the assessment and reporting of forest health in Australia —a starting point. *Australian Forestry* 66(4):233-246.
42. USDA. 2009. Major forest insect and disease conditions in the United States 2007. USDA Forest Service FS-919. Washington, D.C. 68 p.
43. Winn, M.F., P.A. Araman and L. Sang-Mook. 2011. Urban crowns: an assessment and monitoring tool for urban trees. Gen. Tech. Rep. SRS-135. Asheville, NC:U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 20 p.

Capítulo 5

Caracterización física, química y biológica de los suelos urbanos del Bosque

San Juan de Aragón, D.F.

Resumen

Debido a la falta de estudios sobre caracterización de suelos urbanos y con el objetivo de determinar la factibilidad de aplicación de la metodología del Indicador Condición de Suelo propuesto por el FIA (Forest Inventory and Analysis Program), se caracterizaron física, química y biológicamente los suelos del bosque San Juan de Aragón. Se determinó la variabilidad espacial y vertical en el perfil del suelo de nueve propiedades: pH, conductividad eléctrica, contenido de sales, textura, densidad aparente, porcentaje de materia orgánica y carbono orgánico, espacio poroso y micoflora asociada. Se colectaron 192 muestras de suelo en 28 parcelas circulares de 0.1 ha, previamente establecidas. El muestreo se realizó a tres profundidades: 0-5, 5-10 y 10-15 cm, con dos muestreos (temporada seca y lluviosa 2013). Se empleó estadística paramétrica para determinar la variabilidad espacial y vertical en sus propiedades. Los valores promedio obtenidos, fueron: pH (7.20), conductividad (0.51 dS/m); densidad aparente (1.02 g/cm³), espacio poroso (61.68%), contenido de sales (324.91 mg/L), materia orgánica (3.6%), carbono orgánico (2.08%) y tres tipos de textura: franca-limosa, franca arcillosa y la dominante, franca. Los suelos presentaron variabilidad horizontal en cuatro de las nueve propiedades y en seis en la vertical. Se identificaron 14 especies de hongos asociados al suelo: *Aspergillus niger*, *A. fumigatus*, *A. flavus*, *A. niger* y *Penicillium* sp., fueron las más frecuentes, con poblaciones oscilantes de 2000 a 109 mil ufc/g de suelo. Se concluye que los procedimientos del Indicador Condición de Suelo son asequibles y fácilmente aplicables al escenario urbano; al

mismo tiempo, su aplicación permitió obtener un panorama real sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos del Bosque San Juan de Aragón.

Palabras clave: suelo urbano, densidad aparente, materia orgánica, espacio poroso.

Introducción

Por cientos de años, la progresiva expansión urbana, la necesidad de espacio para infraestructura y el interés por mejorar la productividad de los suelos han contribuido a modificar el paisaje natural (Beyer *et al.*, 2001). Cambios abruptos en el uso de suelo con fines urbanos, han transformado áreas forestales a un diferente tipo de suelo, el denominado suelo urbano (Hagan *et al.*, 2010; Craul, 1985).

Del presente al 2030 se espera que el uso del suelo urbano en todo el mundo aumente un 250%, ocupando un total de 1,1 millones de km². En general, el incremento de la superficie urbana, tiende a crear parches desconectados de la vegetación autóctona en medio de las áreas edificadas (Newbound *et al.*, 2010), generándose nuevos espacios verdes, incrementando también el número de especies vegetales introducidas y en general, una estructura dinámica y creciente en las zonas urbanas.

La manipulación física del material edáfico, se cataloga como uno de los eventos más catastróficos, contribuyendo a enmascarar los procesos de génesis del suelo y su antigüedad (Seymour y Balluff, 1989). Por ello, para conservar la calidad de los suelos, se requiere de un manejo adecuado (USDA, 2000).

Los suelos que han sido influidos por la actividad humana se denominan «suelos antropogénicos», y un subgrupo de estos, son los suelos con fines de desarrollo urbano (Penízek y Rohosková, 2006). En un contexto amplio, estos suelos se pueden definir como

—material no consolidado, con una capa superficial no-agrícola (no mayor de 50 cm de espesor) y que ha sido creado por la mezcla, relleno o por contaminación con materiales de origen antropogénico para diferentes propósitos (Craul, 1999). A la fecha, el suelo urbano no ha recibido la misma atención que los agrícolas o forestales (Penízek y Rohosková, 2006), por lo cual, existen muchas dudas respecto a su dinámica, materiales que lo conforman y edad. Se conoce y se ha documentado poco, al menos en México sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

En general, el concepto que se tiene de los suelos urbanos es que poseen una baja fertilidad (Pouyat *et al.*, 2007, 1995; Craul, 1999), sin embargo, existen otras características que los reconocen, entre ellas: (a) Alta heterogeneidad (vertical y horizontal) (Craul, 1985); (b) Estructura modificada hacia la compactación (Urban, 2008ab); (c) Presencia de costras superficiales en suelos desnudos y usualmente repelentes al agua (Seymour y Balluff, 1989); (d) Reacción del suelo generalmente elevada (alcalinidad), con regímenes de temperatura y humedad alterados (Penízek y Rohosková, 2006); (e) Baja difusión de oxígeno (Pritchett y Fisher, 1987); (f) Poblaciones de microorganismos modificadas y muchas veces disminuidas (Roper y Ophel-Keller, 1997) y (g) Presencia de materiales de origen antropogénico y otros contaminantes (Craul, 1999).

Debido a que la calidad del suelo (función) y su salud (no renovable y dinámica) no se pueden medir directamente, algunas propiedades que son sensibles al cambio han sido propuestas como indicadores (Andrews *et al.*, 2004). Sin embargo, éstos pueden variar de acuerdo a la localización y nivel de sofisticación de los métodos empleados (Riley, 2001). Desafortunadamente, hasta la fecha no ha sido posible desarrollar una lista básica de indicadores que sirva a todos los propósitos (Schindelbeck *et al.*, 2008; Kinyangi, 2007).

A pesar de que numerosas propiedades del suelo se emplean para determinar su estado actual (Schindelbeck *et al.*, 2008), pocas han sido probadas como indicadores eficientes de la calidad y salud del suelo, así como del estrato vegetal que soportan, especialmente en áreas verdes urbanas y forestales (Amacher *et al.*, 2007). Entre las más estudiadas, destacan: la densidad aparente (Urban, 2008ab), conductividad eléctrica y pH (Smith y Doran, 1996), textura, porcentaje de materia orgánica y porosidad (Ahad *et al.*, 2015), contenido de carbono orgánico, estabilidad de agregados y contenido de fósforo y plomo (Hagan *et al.*, 2010), así como el tamaño y la distribución de poblaciones de hongos, bacterias, algas y actinomicetos (Kul'ko y Marfenina, 2001).

La mayoría de los estudios de suelos urbanos se centran en profundidades de 0 a 30 cm (Hagan *et al.*, 2010), debido principalmente a su origen, a su bajo espesor y a que la mayor parte de raíces absorbentes de árboles urbanos se concentran en las capas de suelo más superficiales (Pallardy *et al.*, 2008; Kozłowski *et al.*, 1991). Aunado a esto, la actividad de las poblaciones microbianas generalmente se encuentran restringidas a los primeros 20 cm donde existen mejores condiciones de humedad, temperatura, nutrimentos y difusión de oxígeno (Benintende y Sánchez, 2004).

Al presente, numerosas propiedades físicas y químicas del suelo son medidas como parte del programa de indicadores de salud del FIA (Forest Inventory and Analysis), con el propósito de evaluar su estado, detectar cambios y tendencias en la calidad del mismo (Amacher *et al.*, 2007). Los métodos empleados y que hoy se están implementando en áreas verdes urbanas, autopistas, suelos institucionales, comerciales, agrícolas y humedales, han permitido publicar casos exitosos de su uso. Sin embargo, su implementación requiere de ajustes para su uso adecuado en distintos países, condiciones y objetivos de estudio.

Por tanto, con el propósito de caracterizar física, química y biológicamente los suelos del bosque San Juan de Aragón, se empleó el procedimiento del indicador condición de suelo propuesto por el FIA. Un segundo objetivo fue determinar la variabilidad espacial y vertical en sus propiedades, esto bajo la premisa de que los suelos urbanos del área de estudio no poseen las características físicas, químicas y biológicas adecuadas para el sostenimiento de un estrato arbóreo saludable.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Bosque de San Juan de Aragón (**BSJA**) localizado al noreste de la Ciudad de México en la Delegación Gustavo A. Madero (19°27'32" N y 99°04'17" W), a una altura promedio de 2240 m. Por su origen, es considerado un bosque urbano inducido ya que inicialmente el terreno donde se ubica actualmente, estaba destinado a la creación de un campamento de reforestación en la zona desecada del lago (que ya había agotado su reserva salina) para disminuir las tolvaneras que afectaban a la población aledaña, además de brindarles un espacio ambiental en el que pudieran recrearse (ALDF, 2013). El clima del BSJA se define como seco-templado, con temperatura media anual de 16.5°C y precipitación total anual de 586 mm.

Al azar, fueron seleccionadas 10 de las 14 secciones que conforman al bosque, identificadas con los caracteres B, C, E, F, G, H, J, K, L y M (**Figura 5.1**). Aplicando una intensidad de muestreo de 2.5% (Schreuder *et al.*, 2004), se establecieron un total de 28 parcelas de forma circular con una superficie de 0.1 ha (1000 m²) ($r = 17.84$ m) cada una. En nueve de las diez secciones, se establecieron tres parcelas, mientras que para la sección H (la de mayor tamaño) fueron seis.

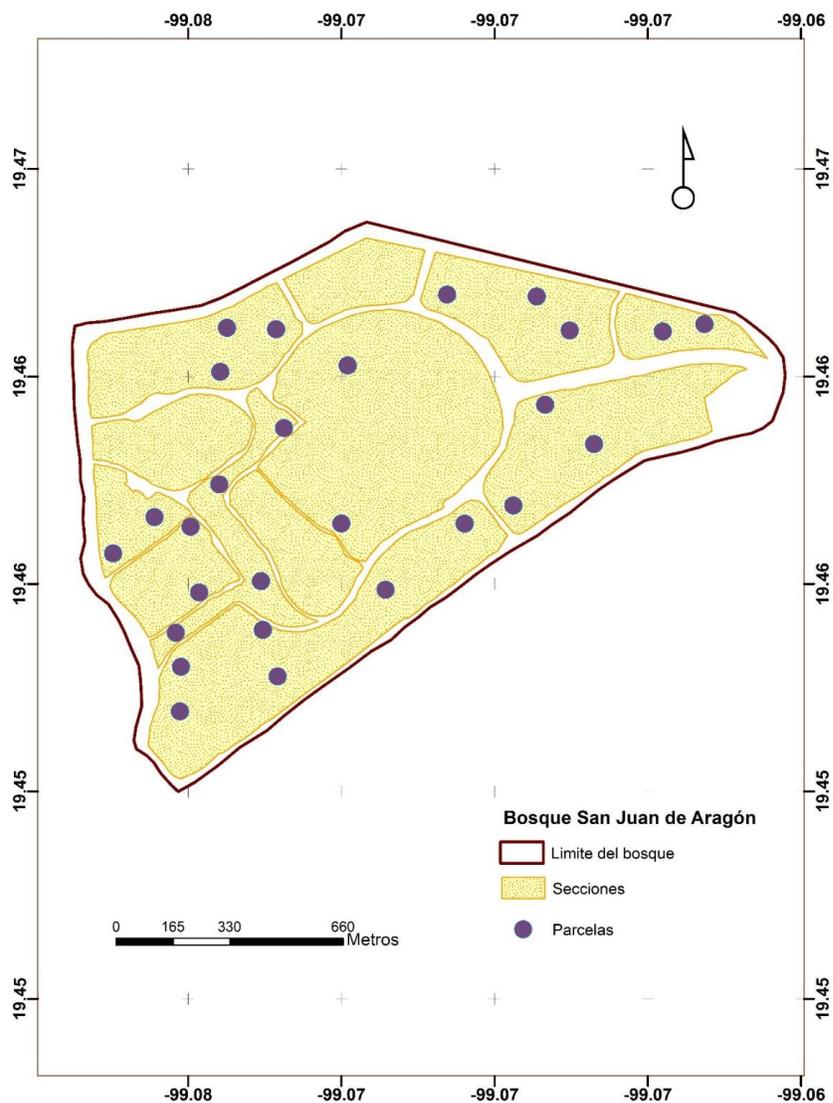


Figura 5.1. Distribución de las secciones y parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Argón, D.F.

Sistema de muestreo de suelo

Si bien, la presente investigación, tomó como modelo de estudio los procedimientos del Indicador Condición de Suelo del FIA, en el cual se determinan 26 propiedades físicas y químicas (O'Neil *et al.*, 2005). Para el presente estudio se consideraron sólo nueve, las cuales tienen mayor peso en la descripción de suelos urbanos, son de fácil medición e interpretación.

Se colectaron un total de 32 muestras de suelo, cada una constituida por tres núcleos de suelo subdivididos en capas de 5 cm (submuestras) hasta 15 cm de profundidad. Se empleó un equipo manual (barrena), construido especialmente para la presente investigación, el cual está compuesto, en un extremo, por un molde cilíndrico de acero inoxidable de 20 cm de largo y 5.4 cm de diámetro interno. En el interior, tres cilindros consecutivos de 4.7 cm de diámetro, 5 cm de altura y un volumen promedio de 87 cm³ (Figura 5.2), permitieron fraccionar cada muestra de suelo, las cuales se embolsaron, etiquetaron y transportaron inmediatamente al laboratorio de Patología Forestal del Colegio de Postgraduados, para su análisis.



Figura 5.2. A. Barrena empleada en el muestreo de suelo. B. Cilindros fraccionados para la obtención de las submuestras.

Se realizaron dos muestreos, uno en la temporada de estiaje (mayo) y otro al final del periodo lluvioso (octubre-noviembre) del 2013. El número total de muestras para ambos periodos fue de 64 y 192 submuestras (64 x 3 profundidades). El suelo colectado en el segundo muestreo se analizó exclusivamente para micoflora, con el fin de determinar

cambios estacionales en las poblaciones de hongos filamentosos con origen en el suelo (Alvarado *et al.*, 2005; Bills *et al.*, 2004).

Variables evaluadas y métodos empleados en laboratorio

Las muestras de suelo se procesaron en el Laboratorio de Patología Forestal del Colegio de Postgraduados, dónde, empleando métodos estandarizados, se determinaron las nueve propiedades de suelo mencionadas en el **Cuadro 5.1**.

Análisis de datos

Se realizó con el programa estadístico SAS versión 9.4, empleando estadística paramétrica una vez que se comprobó la normalidad de los datos. Se realizaron pruebas de significativa para determinar diferencias entre secciones del BSJA y profundidades de muestreo, para lo cual se empleó la prueba de Tukey con un nivel de significancia del 0.05. También, se utilizó el análisis de correlación de Pearson para obtener el grado de asociación de las nueve propiedades de suelo evaluadas.

Cuadro 5.1. Propiedades físicas, químicas y biológicas evaluadas en los suelos del Bosque San Juan de Aragón, métodos de laboratorio y periodos de muestreo.

Propiedad	Variable	Descripción del método empleado	Periodo de muestreo	Referencia
FÍSICA	Densidad aparente	Masa de suelo seco (g) por unidad de volumen (cm ³). Esta variable se utiliza para determinar la compactación del suelo. Para su determinación, los núcleos de suelo de 5 cm (c/u) fueron pesados inmediatamente y secados en la estufa a 110°C hasta peso constante. La fórmula empleada fue $DnAp = \frac{\text{Peso de suelo (g)}}{\text{Volumen cilindro (cm}^3\text{)}}$, donde: DnAp = densidad aparente.	Temporada seca (2013)	Birkeland (1993)
	% Espacio Poroso	Proporción de suelo no ocupada por partículas sólidas. Su cálculo a través de la fórmula $Ep = 100 \left(1 - \frac{Dap}{Dr}\right)$, donde: Ep= espacio poroso en porcentaje; DnAp=densidad aparente en g/cm ³ ; Dr=densidad real equivalente a 2.65 g/cm ³ .	Temporada seca (2013)	Birkeland (1993); Ortiz-Villanueva y Ortiz-Solorio, (1990)
	Clase textural	Composición porcentual de las fracciones minerales que conforman la fase sólida e inorgánica del suelo y las cuales se clasificaron con base en los siguientes diámetros: (a) arcillas (< 0.002 mm), (b) limos (>0.002-0.05 mm) y (c) arenas (>0.05 a 2 mm). Las muestras se secaron al aire y se tamizaron en malla de 2 mm. Un paso fundamental en su determinación fue la eliminación de materia orgánica, la cual se eliminó con peróxido de hidrógeno concentrado y calentado en baño María. La separación de partículas se realizó por el método del hidrómetro (Método de Bouyoucos).	Temporada seca (2013)	Jackson (1999); Bouyoucos (1962)

Continuación

Cuadro 5.1. Propiedades físicas, químicas y biológicas evaluadas en los suelos del Bosque San Juan de Aragón, métodos de laboratorio y periodos de muestreo.

Propiedad	Variable	Descripción del método empleado	Periodo de muestreo	Referencia
QUÍMICA	Reacción del suelo (pH)	Reacción del suelo, expresada como la concentración de iones hidrógeno e hidróxido en solución, se determinó empleando una relación suelo-agua, 1:2.5. La lectura se realizó con potenciómetro marca Denver Instrument UB-10 (UltraBasic), con electrodo de vidrio, el cual fue calibrado previamente con soluciones buffer pH 7 y 5. La temperatura de medición promedio fue de 25°C.	Temporada seca (2013)	Chaudhari <i>et al.</i> , (2013)
	Conductividad eléctrica	La conductividad eléctrica (CE), se determinó empleando una relación 1:2.5 (suelo:agua),	Temporada seca (2013)	Chaudhari <i>et al.</i> , (2013)
	Contenido de sales disueltas	De forma indirecta, se determinó el contenido de sales disueltas en el suelo expresadas en miligramos/L. La fórmula empleada fue: Sales disueltas = 640 * (CE en dS/m). Donde: CE= Conductividad eléctrica en deciSiems/m.	Temporada seca (2013)	Smith y Doran (1996)
	% Materia orgánica	Compuesta de organismos parcial o totalmente descompuestos (principalmente plantas), se utilizó el método de Walkley-Black (oxidación húmeda con dicromato de potasio 1 N en medio sulfúrico y titulación con sulfato ferroso heptahidratado).	Temporada seca (2013)	Jackson (1999)
	% Carbono orgánico	Se empleó la fórmula %CO = 0.724 * (%M.O.) . Donde: CO=porcentaje de carbono orgánico.	Temporada seca (2013)	Chaudhari <i>et al.</i> , (2013)

Continuación

Cuadro 5.1. Propiedades físicas, químicas y biológicas evaluadas en los suelos del Bosque San Juan de Aragón, métodos de laboratorio y periodos de muestreo.

Propiedad	Variable	Descripción del método empleado	Periodo de muestreo	Referencia
BIOLÓGICA	Micoflora asociada al suelo	Se determinó la cantidad de unidades formadoras de colonias (ufc) de hongos filamentosos en cada submuestra. Se utilizó el método de dilución de suelo y siembra en placa con medio PDAT-S (papa, dextrosa, agar, tergitol y estreptomycin). Para ello, el suelo de cada submuestra se homogenizó dentro de cada bolsa y se pesó un gramo de suelo por muestra, mismo que se adicionó a un tubo de ensayo con 9 mL de agua destilada estéril (un tubo por submuestra) y se realizaron diluciones hasta 10^{-3} . De ésta, se sembró una alícuota de 0.1 mL por caja (10 repeticiones por submuestra), posteriormente, a cada caja se le agregó medio PDAT-S tibio y se agitó ligeramente con un “L” de vidrio previamente flameada. Las cajas se incubaron a temperatura ambiente con luz blanca incidente de 7 a 9 días, periodo tras el cual se contaron todas y cada una de las unidades formadoras de colonias de cada uno de los distintos hongos que se desarrollaron. La concentración final se expresó en ufc/g suelo.	Temporada seca y lluviosa (2013)	Alvarado <i>et al.</i> , (2005); Bills <i>et al.</i> , (2004)

Resultados y Discusión

Análisis general del suelo

En el Cuadro 5.2 se incluye la estadística descriptiva global (media \pm error estándar) y los límites de confianza calculados para las propiedades físicas y químicas de los suelos del Bosque San Juan de Aragón, Distrito Federal.

Cuadro 5.2. Estadística descriptiva e intervalos de confianza para las propiedades físicas y químicas de los suelos del Bosque San Juan de Aragón.

Variable	N	Media	E.E. ¹	L.I. ²	L.S. ²
Reacción del suelo (pH)	96	7.20	0.03	7.14	7.26
Densidad aparente (g/cm ³)	96	1.02	0.05	0.92	1.11
Espacio poroso (%)	96	61.68	1.82	57.95	65.41
Conductividad eléctrica (dS/m)	96	0.51	0.04	0.42	0.60
Contenido de sales (mg/L)	96	324.91	28.66	266.29	383.52
Materia orgánica (%)	96	3.60	0.40	2.78	4.40
Carbono orgánico (%)	96	2.08	0.23	1.61	2.56
Contenido de arcilla (%)	96	23.92	1.72	20.41	27.43
Contenido de limo (%)	96	42.62	1.64	39.26	45.97
Contenido de arena (%)	96	33.35	1.81	29.64	37.06

¹E.E. Error estándar. ²Límites de confianza inferior (L.I.) y superior (L.S.) al 95%.

En lo que respecta a la **reacción del suelo**, el pH en el BSJA es cercano a la neutralidad (7.20), con un intervalo de confianza muy estrecho, aunque algunas muestras se registraron con valores ligeramente ácidos (6.69). De acuerdo con Amacher *et al.*, (2007) y Costello *et al.*, (2003) a este pH promedio, la solubilidad y disponibilidad de macronutrientes debería ser adecuada, sin embargo, podrían presentarse deficiencias de P y de algunos micronutrientes como el Zn, Mn y Fe (Bennet, 1994).

Muchos de los efectos visibles del **pH** sobre el crecimiento arbóreo, pueden ser resultado de efectos indirectos en su condición, entre ellos, la alteración en la actividad microbiana, el

grado de descomposición de la fase orgánica (Craul, 1999), y como se mencionó anteriormente, la disponibilidad de nutrientes (Alcántar y Trejo, 2010). Los estudios de Pritchett y Fisher (1987), indican que la mayoría de las especies arbóreas, tanto latifoliadas como coníferas se pueden cultivar y desarrollar con éxito a una escala de pH de 5.2 a 6.2. Un efecto secundario de pH alcalinos, es que tienden a reducir la producción de biomasa, (Pritchett y Fisher, 1987) y en los cercanos a la neutralidad, como los registrados en el BSJA, algunas especies arbóreas pueden presentar cierta dificultad para obtener suficiente hierro y manganeso por lo que su crecimiento y desarrollo podría verse limitado (Bennet, 1994).

Como una estimación del nivel de compactación del suelo, la **densidad aparente** (o peso por volumen), presentó un valor promedio de 1.02 g/cm³ y un intervalo de confianza de 0.92-1.11 g/cm³ (**Cuadro 5.3**), sólo pocas muestras presentaron valores bajos 0.51 g/cm³ (Hagan *et al.*, 2010). Los valores de densidad aparente que se han reportado para distintas localidades urbanas, son muy similares a las encontradas en el Bosque de Aragón (**Cuadro 5.2**).

Cuadro 5.3. Rangos de densidad aparente y espacio poroso en distintos suelos urbanos del mundo.

Localidad/País	Densidad aparente	Espacio poroso	Referencia
	(g/cm ³)	(%)	
Kupwara, India	1.24-1.46	42.86-51.18	Ahad <i>et al.</i> , (2015)
Coimbatore, India	1.26-1.55	39.22-48.57	Chaudhari <i>et al.</i> , (2013)
Florida, E.U.	1.30- 2.20	16.98-50.04 [♣]	Hagan <i>et al.</i> , (2012ab)
Gainesville, E.U.	1.01-1.52	42.64-61.88 [♣]	Hagan <i>et al.</i> , (2012ab)
Tampa, E.U.	0.59-1.33	61.50-77.73 [♣]	Hagan <i>et al.</i> , (2010)
California, E.U.	0.79-1.39	47.54-70.18 [♣]	Shestak y Busse (2005)
Hong-Kong, China	1.14-2.16	18.49-56.98	Jim (1998ab)

[♣] Valores calculados con base a Ortiz-Villanueva y Ortiz-Solorio (1995).

Por ejemplo, algunos suelos urbanos, residenciales e institucionales de Tampa, Estados Unidos poseen una densidad aparente promedio de 1.02 g/cm^3 y un rango de 0.59 g/cm^3 (considerado bajo) a 1.33 g/cm^3 , no obstante, algunos suelos forestales pueden presentar valores incluso de 0.2 g/cm^3). En este estudio, los autores concluyen que estos suelos tienen una mayor densidad que los de uso agrícola (Hagan *et al.*, 2012; 2010). Para suelos de Florida, las densidades son mayores, alcanzando 1.63 g/cm^3 en promedio para áreas residenciales, áreas comerciales y bosque natural.

Los estudios de Hagan *et al.*, (2012ab), proponen que los suelos con densidad aparente $\leq 1.33 \text{ g/cm}^3$ son excelentes, ya que poseen las condiciones adecuadas para un buen desarrollo y crecimiento vegetal, además, presentan menor resistencia mecánica a la penetración de raíces, promueven su proliferación y aumentan las tasas de infiltración. Amacher *et al.*, (2007), por su parte, proponen un umbral de 1.5 g/cm^3 de densidad, concluyendo que valores superiores a ésta incrementan la probabilidad de efectos adversos, es decir, mayor compactación e incremento en el contenido de material rocoso.

El USDA (2006), menciona indica que un suelo se encuentra moderadamente compactado cuando su densidad es superior a 1.44 g/cm^3 , y para algunas especies forestales, esta densidad puede restringir la penetración de raíces en el suelo, especialmente cuando se cuenta con una clase textural franco-limosa (Kozłowski *et al.*, 1991). En un estudio realizado con plantas de *Alnus rubra* Bong. y *Abies alba* Mill de dos años de edad, se mostró que ambas especies fueron totalmente competentes para penetrar suelos con densidades aparentes de 1.32 , 1.45 y 1.59 g/cm^3 , presentando un buen desarrollo; por otra parte, especies como *Picea sitchensis* (Bong.) Carr y *Tsuga canadensis* (L.) Carrière no mostraron la misma eficiencia para desarrollarse en este tipo de sustratos (Pritchett y Fisher, 1987).

Con base en estas cifras, podemos exponer que los suelos del Bosque de Aragón no presentaron compactación considerable para el espacio y tiempo en que fueron muestreados. Por otro lado, su origen aluvial podría haber contribuido en gran medida a los resultados encontrados.

En general, un incremento en la densidad aparente, tiende a disminuir el **espacio poroso** del suelo, reduciendo especialmente el número y tamaño de los macroporos ($> 50 \mu\text{m}$ de diámetro), lo que limita el drenaje, la difusión de O_2 atmosférico hacia el suelo, y la difusión del CO_2 fuera de éste (Pallardy *et al.*, 2008). En este sentido, el espacio poroso promedio de las muestras analizadas se encontraron dentro de un intervalo de confianza de 57.95 a 65.41%. (**Cuadro 5.2**).

Para un crecimiento óptimo de la vegetación, más del 50% del volumen total del suelo debe ser espacio poroso, el cual, a su vez debe estar equitativamente ocupado de agua y aire (Fisher y Binkley, 2000); los estudios de Urban (2008ab) concuerdan con ello. Suelos con esta característica presentan menor resistencia a la penetración de raíces, retienen mayor cantidad de agua y contribuyen con una adecuada difusión de oxígeno en la interfase suelo-atmósfera; este espacio, también contribuye a incrementar la diversidad de micro y macrofauna, así como de hongos, bacterias y ascomicetes, los cuales encuentran además refugio contra depredadores (Ropher y Ophel-Keller, 1997).

En general, el volumen de espacio poroso de aquellos suelos que soportan un estrato arbóreo en un ambiente natural, suele ser mayor que los suelos de uso agrícola. Pritchett (1986), reporta que los suelos que sostienen bosques mixtos pueden tener un volumen poroso más grande que los bosques con una sola especie dominante. Con base en esto, y en los estudios anteriores, se concluye que los suelos del Bosque San Juan de Aragón, son

adecuados para el desarrollo de un estrato arbóreo debido a que su valor promedio de porosidad fue del 60%.

La estrecha relación de la **conductividad eléctrica** y la **concentración de sales** en la solución del suelo (Rhoades *et al.*, 1999), permitió determinar el grado de salinidad de los suelos del Bosque San Juan de Aragón. La conductividad eléctrica que indirectamente determina la concentración de solutos inorgánicos (Na^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ , Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- , NO_3^- y CO_3^-), fluctuó en un intervalo de confianza de 0.42 a 0.60 dS/m, con un promedio de 0.51 dS/m, mientras que el contenido de sales solubles presentó un intervalo de 266.29 a 383.52 mg/L, con un promedio de 324.91 mg/L (**Cuadro 5.2**).

En condiciones naturales, el suelo contiene una mezcla de sales solubles necesarias para el adecuado funcionamiento y crecimiento arbóreo, sin embargo, cuando algunas de ellas están presentes en concentraciones altas, pueden causar daño en especies arbóreas sensitivas como el fresno (*Fraxinus* sp.) y el sicomoro (*Acer pseudoplatanus* L.) (Pallardy *et al.*, 2008; Costello *et al.*, 2003), causando un desbalance nutrimental, reduciendo su potencial osmótico y alterando diversos procesos enzimáticos (Dick, 1997).

Ahora bien, debido a que las plantas varían en su tolerancia a la salinidad, los estudios de Costello *et al.*, (2003), indican que conductividades de 0.5 a 2.0 dS/m se consideran seguras, ya que contienen menos de 450 mg/L de sales solubles. Ortiz-Villanueva y Ortiz-Solorio (1990), concuerdan con ello. Conductividades menores de 2 dS/m, se considera despreciable pues no ejerce ningún efecto negativo en el desarrollo de cultivos. Un suelo se considera moderadamente impactado por sales, cuando su concentración es superior a 600 mg/L y severamente impactado cuando asciende a 1000 mg/L (USDA, 2006).

Los iones que forman parte de las sales del suelo tienen varios orígenes; se pueden formar durante el proceso de intemperización de la roca madre en el caso de suelos forestales, o bien, pueden ser artificialmente adicionadas a través de distintas actividades de manejo como ocurre en suelos urbanos (Seymour y Balluff, 1989). Generalmente, las áreas verdes urbanas son regadas con aguas no tratadas (Craul, 1999), por ello, es indispensable analizar la calidad del agua para prevenir entradas adicionales de sales solubles y evitar problemas futuros en la vegetación. Un volumen de 25 cm³ de agua con un contenido promedio de 500 mg/L de sales solubles, podría añadir hasta 1250 kg de sales por hectárea al suelo, lo que en el corto plazo, podría estar desplazando el pH hacia un valor fuertemente alcalino (Pritchett, 1986). Estos valores de pH pueden ir en detrimento del desarrollo de algunas especies arbóreas sensibles.

Otras fuentes externas de sales, son la fertilización e incorporación de enmiendas orgánicas (Costello *et al.*, 2003), principalmente, cuando éstas no han tenido un proceso de maduración adecuado (Craul, 1999). Con base en esta información, se considera que para el Bosque San Juan de Aragón, el contenido de sales y de conductividad eléctrica se encuentran dentro de límites aceptables.

La **materia orgánica (MO)**, es el mayor componente del suelo y la principal fuente de energía de los organismos del suelo, especialmente de hongos, bacterias y algas (Boul *et al.*, 2011); abastece, también, de nutrimentos suficientes (N, P y S) y de muchos otros compuestos orgánicos necesarios para un crecimiento saludable de la vegetación (Craul, 1999). En el presente estudio, se determinó un contenido promedio de materia orgánica de 3.60%, con un intervalo de confianza de 2.78 a 4.40%. Por otra parte, el contenido de **carbono orgánico (CO)** fue de 2.08% promedio, dentro de un intervalo que fluctuó de 1.61 a 2.56% (**Cuadro 5.2**). Estos valores son ligeramente menores a los reportados por Hagan y

colaboradores (2012), con un promedio de 4.8% de MO y de 2.78% de CO. Los valores publicados por Ahad *et al.*, (2015) fueron más bajos, con 1.04% de MO y 0.57% de CO en suelos urbanos del distrito de Kupwara, India.

Un estudio realizado en siete tipos de suelo (agrícolas, comercial, forestal, recreativo, residencial, entre otros), del condado de Miami-Dade, se determinó un contenido de materia orgánica de 9.5%, mientras que en Gainesville y Tampa fue de 3.8% y 4.8%, respectivamente (Hagan *et al.*, 2012). Schindelbeck *et al.*, (2008), mencionan que un porcentaje de 5.4% de MO es excelente, mientras que uno de 2.3% se considera muy bajo, lo que demerita la calidad del suelo agrícola y urbano.

De acuerdo al USDA (2006), los suelos urbanos se clasifican de moderada a severamente impactados cuando contienen porcentajes de MO menores a 1, por lo que se clasifican con una fertilidad baja. Con base en los porcentajes de MO y CO cuantificados en el presente estudio, se puede concluir que contienen un adecuado reservorio de nutrientes disponibles y una buena estructura que favorece el movimiento y almacenaje de agua, mejor difusión gaseosa, penetración, crecimiento y extensión de raíces de los árboles que soporta (Craul, 1999). Dada la naturaleza de los suelos urbanos, la MO también tiene el potencial de adsorber contaminantes del suelo (especialmente metales pesados) (Toor y Shober, 2009), además de que en ella se almacena hasta el 50% de carbono orgánico; por ello, la MO se considera el principal reservorio de carbono atmosférico, auxiliar indispensable en el amortiguamiento del cambio climático (Barry *et al.*, 2010).

En lo que se refiere a la **fracción mineral**, las arcillas conformaron el 23.92% de dicha fracción, los limos el 42.62% y las arenas el 33.35%. La literatura, reporta que los suelos con un contenido de arcilla y arena mayor a 50% y 75%, respectivamente, pueden en el corto plazo presentar problemas de compactación, específicamente en áreas de uso

intensivo (USDA, 2006). El BSJA, a pesar de ser un área de uso constante, los niveles de estas dos fracciones minerales fueron menores.

Interpolando los resultados de cada fracción en el triángulo de texturas, la clase textural correspondiente a los suelos del Bosque de Aragón se clasificó como Franca (Bikerland, 1993). Este tipo de suelos, se consideran adecuados para soportar el desarrollo de especies forestales debido a que poseen un adecuado balance de nutrientes y suficiente retención de humedad (Amacher *et al.*, 2007).

Niveles de asociación de variables físicas y químicas

El contenido de materia orgánica presentó una estrecha correlación con otras propiedades del suelo, entre ellas, la densidad aparente, el espacio poroso y el contenido de carbono. En el primer caso, la relación fue inversa (**Figura 5.3A**), es decir, un aumento de la densidad aparente (mayor compactación), conforme la MO disminuye. Teóricamente, un suelo saludable debe contener 45% de fracción mineral, 50% de agua y aire y 5% de materia orgánica. Cuando este equilibrio se altera, los suelos tienden a mostrar un comportamiento similar al mostrado en la **Figura 5.3A**. A medida que se incrementan el contenido de MO, mejora la estructura del suelo, aumenta la retención de agua, facilita el flujo de aire, disminuye la resistencia a la penetración y por ende mejoran las condiciones física para el crecimiento de las raíces (Salamanca y Sadeghian, 2005). El aumento de MO en el suelo, también favorece el incremento del espacio poroso (**Figura 5.3B**) y contenido de carbono (**Figura 5.3C**) ya que existe mayor espacio entre las partículas. Ahora bien, debido a que la compactación es definida como un incremento en la densidad aparente o decremento en su porosidad, estas variables se han propuesto como excelentes predictoras de cambios en la compactación de distintos tipos de suelo (Arvidsson, 1998), especialmente de los suelos con uso urbano.

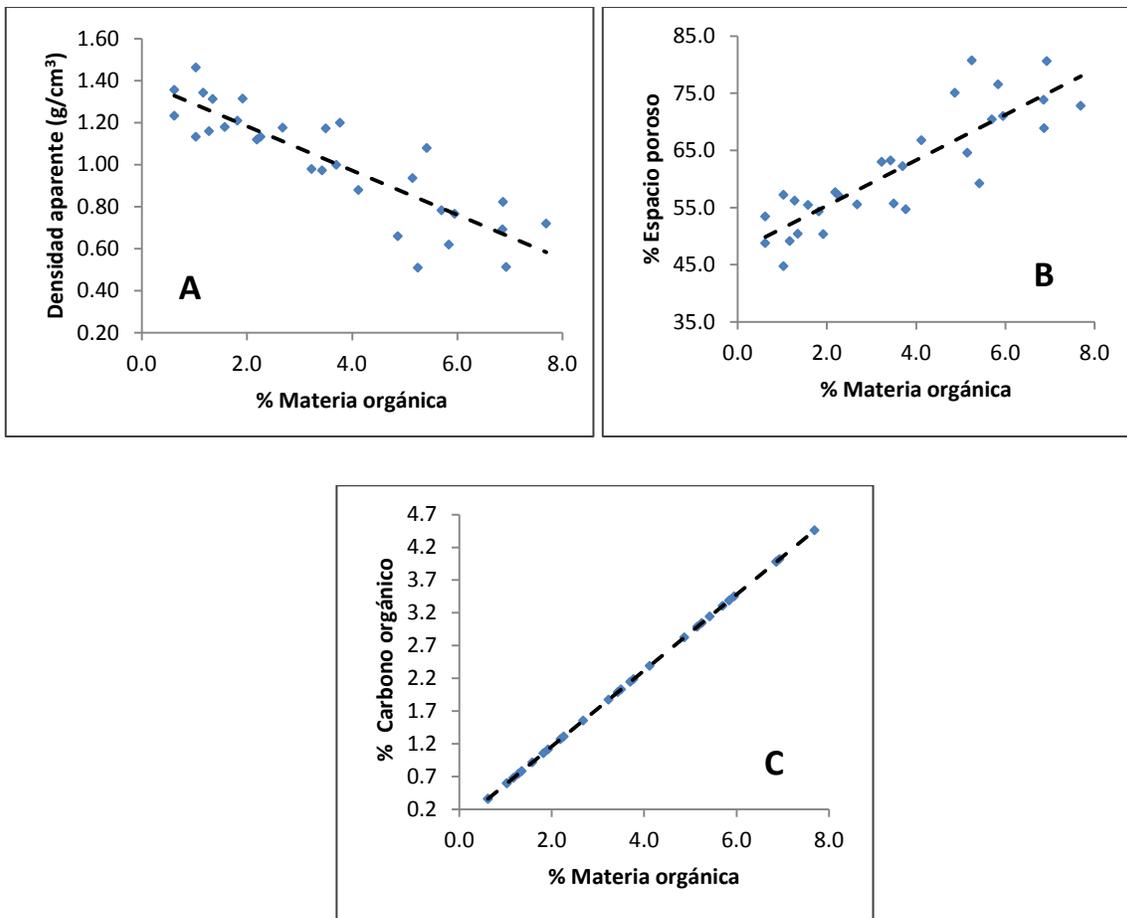


Figura 5.3. Relación del contenido de materia orgánica versus densidad aparente (A), espacio poroso (B) y contenido de carbono orgánico (C).

El grado de asociación de seis variables de suelo, a través de los coeficientes de correlación de Pearson y sus valores-p asociados se presenta en el **Cuadro 5.4**. Se encontró una correlación significativamente positiva del %EP con la MO (0.87) y CO (0.87). La conductividad eléctrica y contenido de sales también se correlacionaron con las mismas variables; mientras que la densidad aparente se correlacionó negativamente con la MO (-0.87) y el espacio poroso (-1.0). Ahad *et al.*, (2015) y Askin y Özdemir (2012), reportan resultados similares al presente, con una relación significativa entre el %MO Vs. la densidad aparente, coincidiendo en que ésta disminuye cuando aumenta la fase orgánica.

Cuadro 5.4. Coeficientes de correlación de Pearson* y valores-p asociados para seis propiedades físicas y químicas de los suelos del bosque San Juan de Aragón, D.F.

	%MO	%CO	Conductividad	Sales	Densidad	%EP
%MO	1.00	1.00	0.60	0.60	-0.87	0.87
%CO	<0.0001	1.00	0.60	0.60	-0.87	0.87
Conductividad	0.0005	0.0005	1.00	1.00	-0.40	0.40
Sales	0.0005	0.0005	<0.0001	1.00	-0.40	0.40
Densidad	<0.0001	<0.0001	0.0277	0.0277	1.00	-1.00
%EP	<0.0001	<0.0001	0.0273	0.0273	<0.0001	1.00

* Área sombreada incluye los coeficientes de correlación y el área blanca, los valores-p.

Análisis entre secciones

Las propiedades químicas pH, conductividad eléctrica y contenido de sales, presentaron diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre las secciones evaluadas en el BSJA. En lo que respecta a la **reacción del suelo**, ésta fluctuó de 6.84 a 7.32 con el valor más bajo para la sección K (ácido), localizada al suroeste del bosque, y los más altos para las secciones J y H, al poniente y sur, respectivamente (**Figura 5.4A**). La **conductividad eléctrica** y su **contenido de sales** fueron más inestables; para la primera, se obtuvieron valores de 0.27 a 0.82 dS/m (**Figura 5.4B**) y para la segunda, de 172.80 a 526.93 mg/L.

A pesar de que los valores de estas dos variables están dentro de los límites normales, las observaciones de campo indicaron indicios de salinización, fenómeno muy común en suelos urbanos (Craul, 1999). Físicamente, se presentó una acumulación de sales en la capa superficial del suelo, expresada en forma de costras blanquecinas, las que pudieron ser lixiviadas por esorrentías superficiales hacia depresiones dentro de la misma área o por iluviación, es decir, migración ascendente de materiales de un horizonte a otro del suelo. Cabe mencionar, que en algunas áreas adyacentes a las parcelas de estudio, el fenómeno descrito arriba fue común, y a pesar, de que las cifras de conductividad y de sales no lo

reflejan, podríamos estar frente a un proceso lento de salinización, por ello, se recomienda realizar análisis periódicos de suelo y de la calidad del agua empleada en el riego.

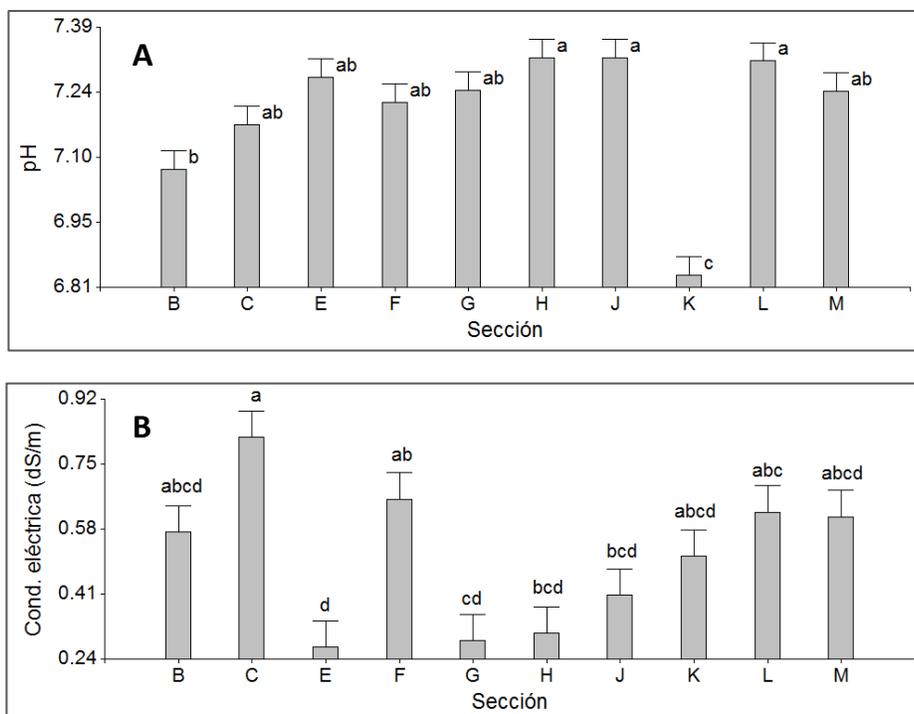


Figura 5.4. Propiedades químicas promedio (+ error estándar) para cada una de las secciones del Bosque San Juan de Argón. A. Potencial de hidrógeno y B. Conductividad eléctrica (barras con letras iguales no son significativamente distintas con $p < 0.0001$).

La **densidad aparente** y el **espacio poroso** presentaron un comportamiento distinto y no presentaron diferencias significativas espaciales (**Cuadro 5.5**). La densidad aparente presentó valores promedio que fluctuaron de 0.87 a 1.14 g/cm^3 , con espacios porosos de 57.12 a 67.29%. Estos resultados, hacen suponer, que no todos los suelos urbanos son variables espacialmente, como lo reporta la literatura (Craul, 1999; Shestak y Busse, 2005), al menos no, para estas propiedades físicas, ya que en este estudio ambas se encuentran dentro de límites favorables (Urban, 2008a).

Cuadro 5.5. Propiedades* físicas y químicas promedio de los suelos analizados en cada una de las secciones del bosque San Juan de Aragón, D.F.

Sección	No. muestras	No. submuestras	pH	Dn.Ap	EP	CE	[Sales]	MO	C _{org.}	Fracciones (%)			Clase textural
			(1:2.5)	g/cm ³	(%)	(dS/m)	(mg/L)	(%)	(%)	Arcilla	Limo	Arena	
B	3	9	7.05	1.07 ^a	59.54a	0.57	364.80	3.36a	1.95a	38.72	45.09	16.19	Franco-arcilloso
C	4	12	7.19	1.03 ^a	61.16a	0.82	524.80	4.73a	2.75a	22.00	41.33	36.67	Franco
E	3	9	7.27	1.13 ^a	57.15a	0.27	172.80	2.84a	1.65a	28.72	41.95	29.33	Franco
F	3	9	7.10	1.14 ^a	57.12a	0.66	422.40	3.22a	1.87a	18.00	33.45	48.55	Franco
G	3	9	7.23	0.94 ^a	64.69a	0.29	185.60	3.84a	2.23a	23.33	46.91	29.76	Franco
H	4	12	7.32	0.87 ^a	67.29a	0.31	198.40	3.73a	2.16a	31.45	32.00	36.55	Franco-arcilloso
J	3	9	7.34	0.96 ^a	63.77a	0.41	262.40	4.22a	2.45a	14.91	49.33	35.76	Franco
K	3	9	6.86	1.03 ^a	61.10a	0.51	326.40	3.39a	1.96a	24.28	53.18	21.41	Franco-limoso
L	3	9	7.30	0.92 ^a	65.10a	0.63	403.2	3.62a	2.10a	22.00	35.33	42.67	Franco
M	3	9	7.20	1.06 ^a	59.87a	0.61	390.40	3.00a	1.74a	15.81	47.57	36.61	Franco

*Dn.Ap: densidad aparente; EP: espacio poroso; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; C_{org.}: Carbono orgánico.

La variación de la textura del suelo de una capa a otra, puede ser empleada para descifrar la historia pedogenética y geológica del suelo (Birkeland, 1993). En la zona de estudio, la fracción arenosa, a diferencia de los limos y arcillas, mostró mayor variabilidad. El promedio más alto en el caso de las arenas, fue para la sección F (al noreste), con 48.55% y significativamente distinta ($p < 0.0001$) a las secciones B, E, G, H, J y K (**Figura 5.5C**). Para las arcillas, dos secciones, la M y J (suroeste y poniente) presentaron los porcentajes más bajos, 14.91 y 15.81%, respectivamente y significativamente distintos a la sección B (noroeste), cuyo porcentaje fue de 38.72% (**Figura 5.5A**). Finalmente, en el caso de limos, la sección H (sur) obtuvo un valor de 32% (**Figura 5.5B**), significativamente menor a la K cuyo valor fue de 53.18%.

Con base en los porcentajes de cada fracción mineral, se identificaron tres clases texturales en los suelos del Bosque San Juan de Aragón: (a) Franca, (b) Franca-limosa y, (c) Franca-arcillosa (**Cuadro 5.5**). Las dos primeras se consideran de **textura mediana**, mientras que la última se clasifica en **textura fina** (USDA, 2006). La textura franca fue dominante ya que ocho de las 10 secciones del bosque la presentaron (**Cuadro 5.5**).

De acuerdo con Chaudhari *et al.*, (2003), un suelo ideal debe retener suficiente agua y difundir grandes cantidades de oxígeno para satisfacer las demandas de la vegetación, así como suficiente espacio poroso para facilitar la penetración de raíces y al mismo tiempo, contener una balanceada proporción mineral (arcillas, limos y arenas); ello, proveerá de un adecuado soporte físico y suficiente cantidad de nutrimentos esenciales. Con base en los resultados obtenidos, todas las secciones del área de estudio están provistas de niveles adecuados de espacio poroso, densidad aparente, conductividad eléctrica y una textura balanceada.

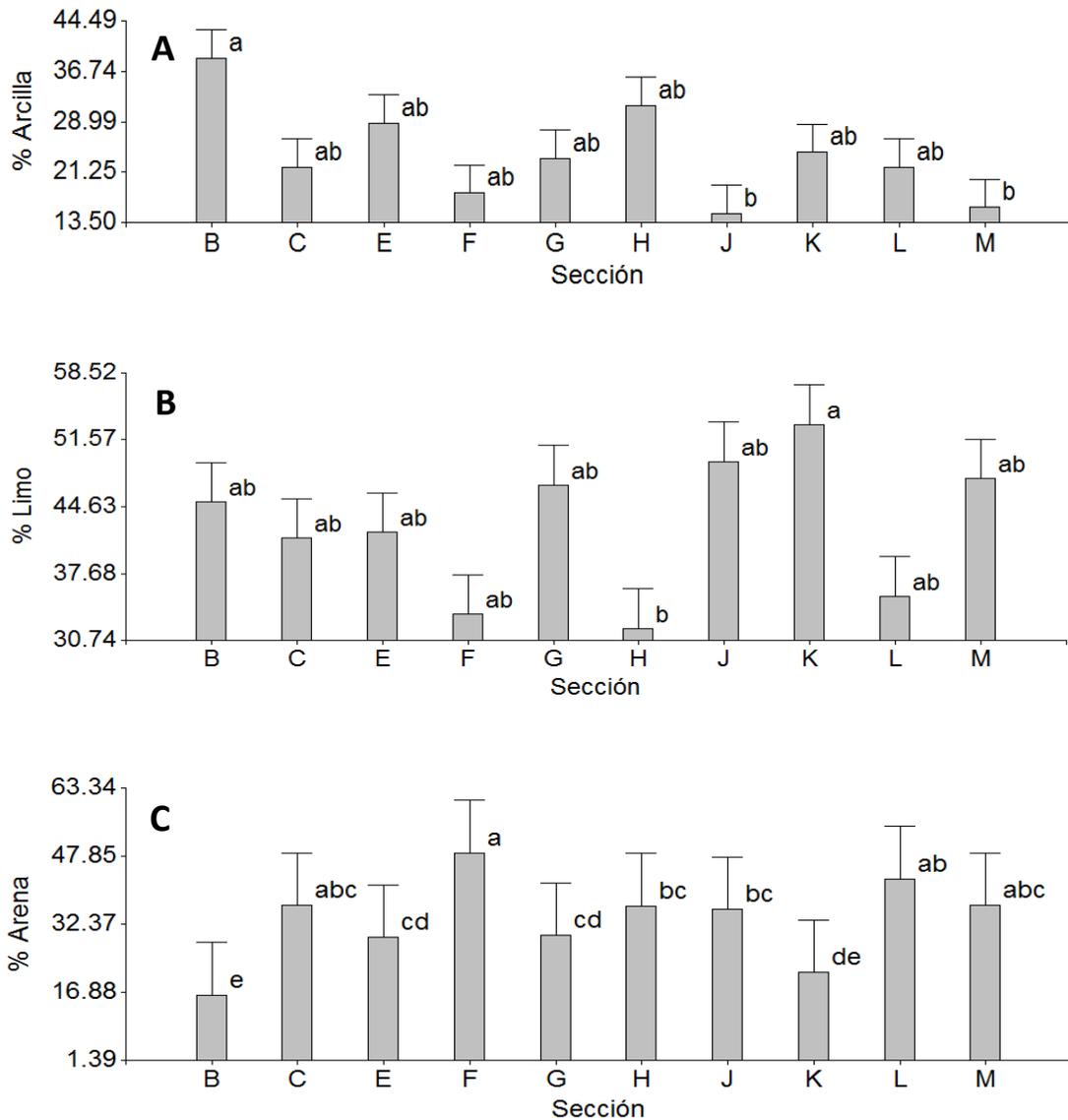


Figura 5.5. Porcentajes de las fracciones minerales en cada una de las secciones evaluadas en el bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Arcilla, B. Limos y C. Arenas (Barras indican el valor promedio y su error estándar) (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0206$, $p < 0.015$ y $p < 0.0001$, respectivamente).

Análisis vertical

El análisis por profundidad permitió observar un **pH** uniforme a lo largo de las capas muestreadas, no se obtuvieron diferencias en este sentido (**Figura 5.6A**). Respecto a la

densidad aparente, un valor máximo de 1.27 g/cm^3 se registró a los 15 cm de profundidad y, mínimo de 0.70 g/cm^3 en los primeros 5 cm (**Figura 5.6B**). Caso similar ocurrió con el porcentaje de **espacio poroso**, el cual fue significativamente distinto ($p < 0.0001$). Un 73.47% de espacio poroso se determinó en la capa superficial y de 52.03% a los 15 cm, es decir, una reducción del 70% (**Figura 5.6C**).

Resultados similares a los del presente estudio, los reporta Harris y colaboradores, (2003), quienes mencionan que el efectos del tránsito peatonal y vehicular usualmente se ve confinado a los 10 primeros centímetros del suelo, sin embargo, la mayor compactación, en general, ocurre cerca de los 20 cm por debajo de la superficie.

A pesar de que el Bosque de Aragón presentó densidades aparentes y espacios porosos dentro de lo normal (Fisher y Binkley, 2000), un proceso de compactación lento podría presentarse en sitios específicos, tales como veredas no autorizadas, áreas de pic-nic y áreas para ejercicios de bajo impacto, ya que la fuerza de compactación, está en función del peso del objeto, del área superficial donde dicho peso se distribuye, de la frecuencia de la fuerza ejercida y del contenido de humedad del suelo. Por ejemplo, una persona en pie ejerce una presión de 5 lb/in^2 , mientras que una persona trotando desarrolla una presión cinco veces mayor (25 lb/in^2). Una persona que camina la misma ruta diariamente durante 100 días lluviosos causará mayor compactación que 100 personas siguiendo la misma ruta en días secos (Urban, 2008a).

En lo que respecta al muestreo vertical de la **conductividad eléctrica** (**Figura 5.6D**) y el **contenido de sales** (**Figura 5.6E**), se observó que ambas fueron significativamente distintas. Las dos variables presentaron los mayores valores en la capa superficial (5 cm), con 0.69 dS/m y 440.96 mg/L , respectivamente, mismas que decrecieron en profundidad. La capa de

5 a 10 cm fue homogénea y significativamente similar a las capas adyacentes. Es importante notar, que en el corto plazo, los niveles de salinidad podrían incrementarse en el horizonte superficial debido a que ahí se identificaron las mayores conductividades.

El contenido de **materia orgánica** y **carbono orgánico** fueron significativamente distintos entre las tres profundidades muestreadas ($p < 0.0001$). La materia orgánica mostró un comportamiento decreciente de la superficie hacia la capa de 10 a 15 cm, con valores de 6.11, 3.43 y 1.24%, respectivamente (**Figura 5.6F**). Caso similar ocurrió con el carbono orgánico cuyos porcentajes fueron 3.59, 1.99 y 0.72% (**Figura 5.6F**); cabe destacar que la materia orgánica presentó un contenido de carbono orgánico $>56\%$, valor teórico común en suelos urbanos y forestales (Toor y Shober, 2008).

Similar al comportamiento del pH, la **fracción mineral** no presentó diferencias significativas entre fracciones homólogas en sus distintas profundidades de muestreo, no así para los distintos componentes, siendo, la fracción limosa la mayor.

El comportamiento homogéneo a lo largo de todo el gradiente de muestreo (**Figura 5.7**), puede tener dos posibles explicaciones. Primero, que los suelos a pesar de ser urbanos, fueron rellenados con materiales de la misma calidad y en proporciones similares, y segundo, que las áreas específicas de muestreo, conservan aún parte de su origen natural.

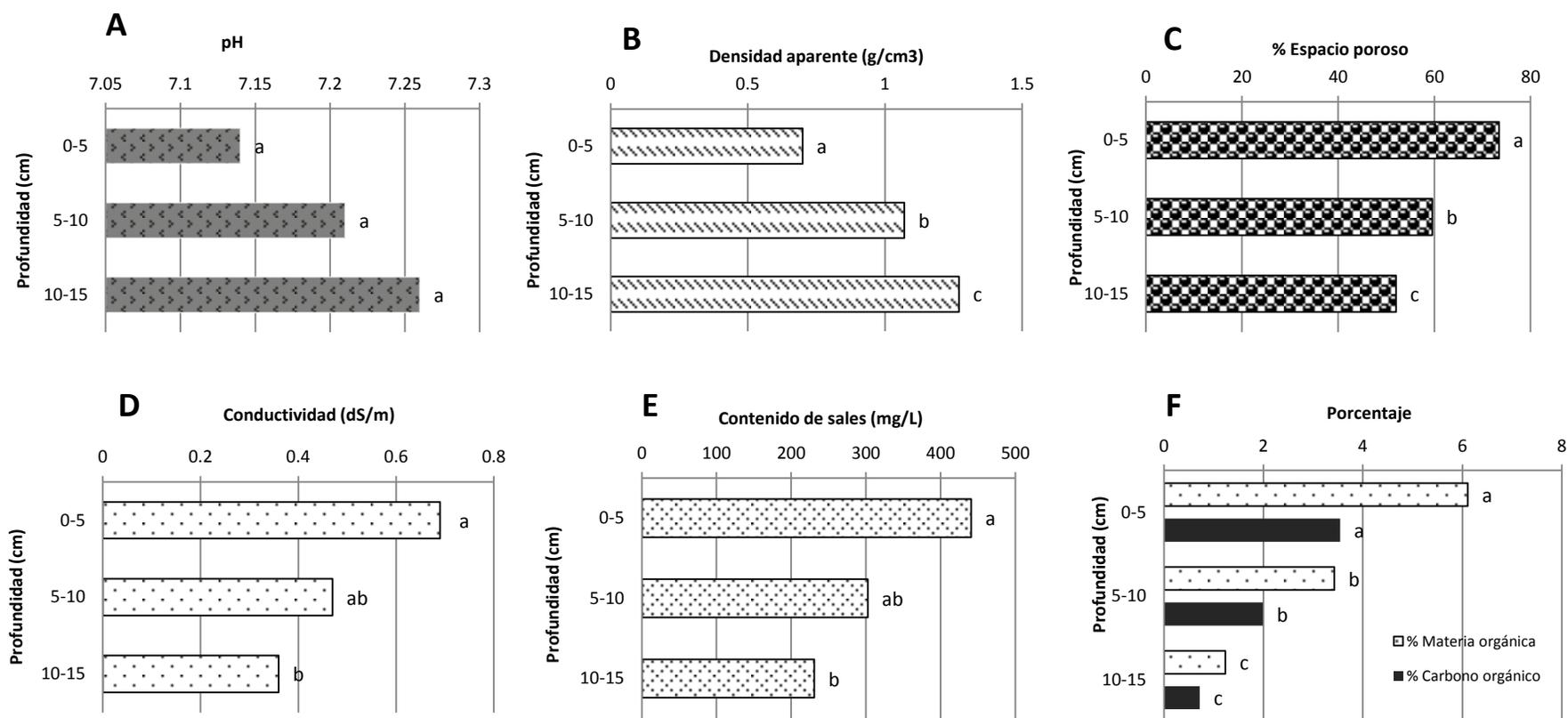


Figura 5.6. Propiedades físicas y químicas de los suelos del Bosque San Juan de Aragón y su relación con la profundidad de muestreo. A. Potencial de hidrógeno. B. Densidad aparente. C. Espacio poroso. D. Conductividad eléctrica. E. Contenido de sales. F. Porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico (diferencias significativas con $p < 0.0001$).

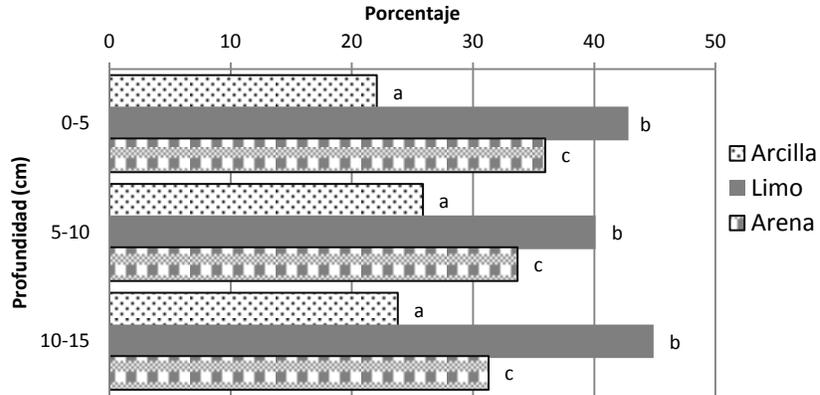


Figura 5.7. Porcentaje de las fracciones de arcillas, limos y arenas respecto a la profundidad de muestreo en el bosque San Juan de Aragón (no se identificaron diferencias significativas entre las mismas fracciones).

De acuerdo con Harris *et al.*, (2003), las partículas minerales, especialmente arcillas y la materia orgánica, son los principales reservorios de 13 de los 16 elementos reconocidos como esenciales para el crecimiento de las plantas, por lo tanto, la clase textural franca, franca arcillosa y franca limosa determinada para el BSJA, sumada a los adecuados porcentajes de materia orgánica, hace suponer, que no existen problemas para el abasto continuo de macro y micronutrientes (Mortvedt *et al.*, 1991), y suficientes niveles de humedad para soportar las distintas especies leñosas que se desarrollan en el área de estudio.

Micoflora asociada al suelo

Análisis general

El suelo es una matriz multifases (fracción mineral, agua, aire, materia orgánica) (O'Neill *et al.*, 2005), un ecosistema con infinidad de microscópicos hábitats, sin embargo, a pesar de la reconocida importancia de los hongos con origen en el suelo, se conoce poco sobre su

diversidad y sus relaciones ecológicas. De los cerca de 1,5 millones de especies de hongos que se cree que existen, solamente 72 mil han sido descritas (Neubound *et al.*, 2010).

De reciente preocupación es la disminución de las poblaciones microbianas del suelo en todo el mundo, especialmente originadas por las distintas actividades del hombre (Neubound *et al.*, 2010). La microflora del suelo, incluyendo hongos, bacterias y algas tiene el potencial para ser indicadores de la calidad y salud del suelo. Representada por poblaciones billonarias, se estima que los microorganismos edáficos representan cerca del 25% de la biomasa total del planeta, con una función básica, la descomposición y transformación de la materia orgánica (Ropher y Ophel-Keller, 1997).

Actualmente, uno de los grupos de mayor interés para ecólogos y microbiólogos, son los hongos debido a su importancia en los ciclos biogeoquímicos, en la estabilización de suelos, su parasitismo vegetal y como los principales degradadores de la materia orgánica que se incorpora al suelo (Bills *et al.*, 2004).

Con base en caracteres morfológicos (Barnett y Hunter, 1998; Leslie y Summerell, 2006; Klich, 2006.), se identificó una riqueza de 15 especies de hongos asociados a los suelos del Bosque San Juan de Aragón, con densidades poblacionales variables. En torno a éstas, quedaron representados los siguientes órdenes y especies: a) **Moniliales**: *Aspergillus niger*, *A. flavus* y *A. fumigatus*, *Cladosporium* sp., *Trichoderma* sp., *Paecilomyces* sp., *Penicillium* sp. y *Gliocladium* sp., b) **Sphaeropsidales**: *Phoma* sp., c) **Hipocreales**: *Fusarium circinatum*., d) **Mucorales**: *Rhizopus* sp. y *Mucor* sp., y e) Ascomicetes: *Epicoccum* sp. y *Eurotium* sp.

Durante el muestreo de la temporada seca-2013, se identificaron los hongos mencionados, con densidades mínimas de 2,000 y máximas de 109,000 ufc/g (unidades formadoras de colonias por gramo de suelo) (**Figura 5.8A**). En la temporada lluviosa del mismo año, a

pesar de que se esperaba encontrar poblaciones más elevadas debido al incremento en la humedad en el suelo, las densidades poblacionales y la riqueza de especies fueron menores (ocho especies), con poblaciones mínimas de 1000 y máximas de 24,000 ufc/g (**Figura 5.8B**), debido tal vez a un carácter predominantemente xerofílico de estos microorganismos.

Una dinámica estacional de microorganismos en suelos superficiales (15 cm de espesor) de la Ciudad de Nanchang, China también fue reportada por Zhao y Guo (2010), demostrando que la cantidad de hongos fue diferente en un gradiente de muestreo urbano-suburbano y rural, con un sentido decreciente primavera>verano>otoño>invierno, principalmente por efecto de una disminución de temperatura. La cantidad de hongos fue de 32,000 en el escenario rural, mientras que en el urbano fue de 136,000 ufc/g suelo.

Shazia *et al.*, (2011) reportó 18 especies de hongos en suelos periurbanos contaminados por metales pesados en Pakistán y Alemania, destacando *Aspergillus flavus*, *A. fumigatus*, *A. niger*, *A. versicolor* y los géneros *Fusarium*, *Paecilomyces*, *Mucor*, *Rhizopus*, *Rhizoctonia* y *Penicillium*, con poblaciones variables de 4000 a 14,000 ufc. Estos estudios indican la capacidad de estos organismos de absorber y transformar distintos metales pesados promoviendo la detoxificación de algunos suelos contaminados.

La acidez o alcalinidad del suelo, son factores de estrés a menudo observados en muchos tipos de suelo y cada microorganismo tiene un rango de pH dentro del cual puede crecer y desarrollarse sin problema. Con base en el rango de pH, los hongos aislados en el área de estudio podrían categorizarse como organismos neutrófilos debido a que se están desarrollando dentro de un pH de 6 y 8 (valores determinados en la relación suelo:agua ;1:2.5).

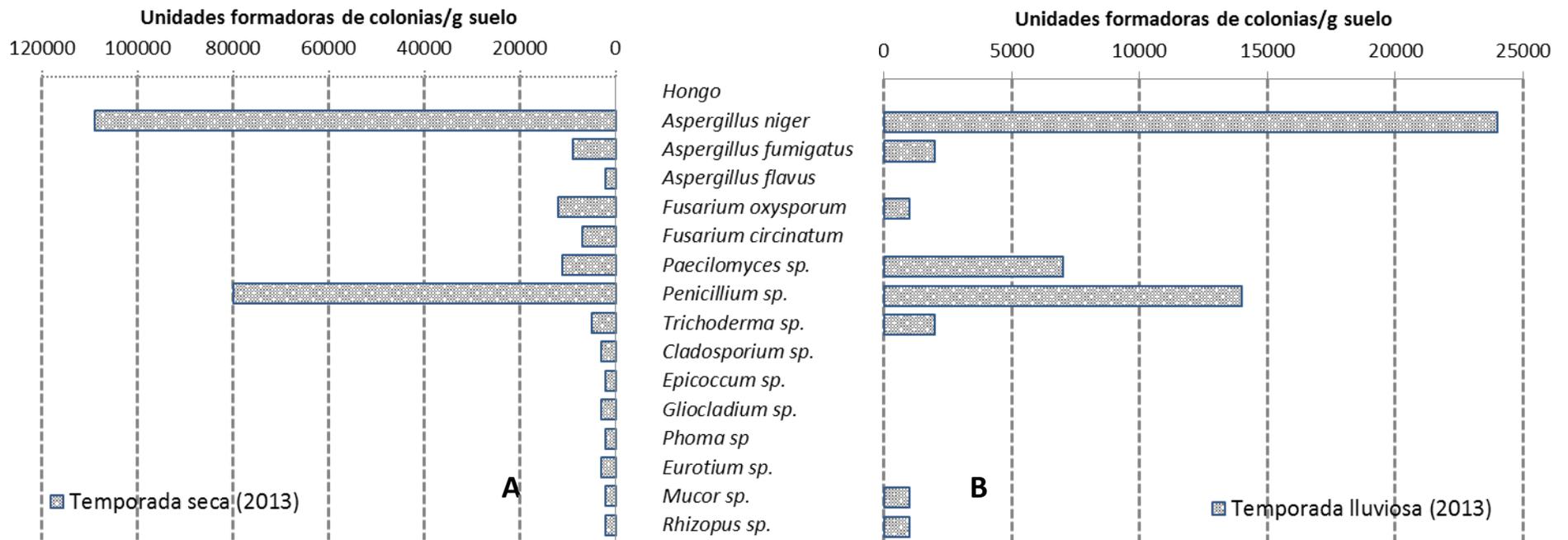


Figura 5.8. Densidad poblacional de hongos asociados a los suelos del Bosque San Juan de Aragón durante los muestreos de la temporada seca (A) y lluviosa 2013 (B).

Aspergillus, sin duda, fue el género más abundante en los suelos del Bosque San Juan de Aragón, en especial *A. niger* cuyas poblaciones fueron cinco veces superiores a sus homólogos. El impacto positivo de este hongo como agente de fermentación, y el negativo como degradador de productos agrícolas y su toxicidad en humanos, ha contribuido a incrementar el interés por conocer más de sus relaciones ecológicas en el suelo. Un estudio de revisión del género *Aspergillus* concluye que, de las 52 especies aisladas en distintos estudios, solo cinco fueron reportadas en más de 100 publicaciones científicas, entre ellas: *Aspergillus fumigatus*, *A. versicolor*, *A. flavus*, *A. niger* y *A. terreus*; con excepción del último, el resto se pueden encontrar casi en todos los biomas posibles (suelos forestales, de pradera, humedales, desiertos y suelos agrícolas) (Klich, 2002).

De acuerdo con Zak y Wildman (2004), *Aspergillus*, posee una capacidad de adaptación extrema, pues algunas de sus especies son consideradas las más xerotolerantes y, junto con *Penicillium*, tienden a poblar sustratos con muy bajo contenido de humedad. Los organismos xerofílicos como *Aspergillus*, son capaces de crecer en sustratos con una actividad hídrica (a_w) menor a 0.85 (el agua pura tiene un $a_w=1.0$, lo que significa que todas sus moléculas están disponibles). Muller *et al.*, (2004), mencionan que las especies de *Aspergillus* son mejores competidores que las de *Penicillium* en ambientes termotolerantes y xerofílicos. Muchos otros hongos, entre ellos ascomicetes y sus anamorfos son capaces de tolerar actividades de agua menores a 0.90_{a_w} .

Otro caso especial en el área de estudio, fue *Aspergillus fumigatus* como agente infeccioso en humanos. Este hongo caracterizado como saprófito y cosmopolita es responsable de causar varios tipos Aspergilosis en humanos (pulmonar, tumoral, etc.), con síntomas como tos frecuente, dolor torácico, escalofríos, úlceras cutáneas, entre otros, por lo que su importancia en el ambiente clínico es evidente. Esta especie causa el 85% de los casos de aspergilosis, mientras que a *A. flavus* se le atribuye el 10%, particularmente causando

afecciones rinosinusales. Por otra parte, casos de otitis severa son ocasionados por *A. niger* (Buendía y López-Brea, 2015). En el BSJA, las poblaciones de estos hongos en sentido creciente fueron: *A. niger* (41,000) > *A. fumigatus* (9000) > *A. flavus* (3000 ufc/g de suelo), las cuales son considerables.

Otro hongo presente en el suelo fue *Eurotium* (teleomorfo de *Aspergillus*), microorganismo halófilico y nativo de ambientes salinos; se considera extremófilo debido a que es capaz de crecer en sustratos con bajas actividades de agua ($a_w < 0.85$) y altas concentraciones de solutos (genotipo xerófilico). Este género es importante productor de micotoxinas, sin que se reporten estudios sobre su diversidad biológica en sus nichos naturales (Butinar *et al.*, 2005) y aún menos su importancia en el ambiente urbano.

Aunque las poblaciones de *Fusarium* fueron bajas, de las dos especies identificadas, *F. circinatum* con 2000 ufc/g, es quizás la de mayor importancia, especialmente en el ámbito forestal (Cibrián-Tovar *et al.*, 2007). Agente causal del cancro resinoso y patógeno para varias especies de pino en México, Japón, Sudáfrica, Chile, España y Estados Unidos. Otros estudios también reportan la presencia de *Fusarium circinatum* en suelo (Dobbie *et al.*, 2006), mientras que en aire fue identificado por Schweigkofler *et al.*, (2004). La segunda especie, *F. oxysporum* (7000 ufc/g), además de ser patógeno en coníferas, representa actualmente un modelo original como agente de control biológico en el caso de marchitamientos originados por distintos hongos del suelo. Alabouvette y colaboradores, (2009), han trabajado con cepas modificadas y protegidas con buenos resultados.

En un estudio similar al del presente estudio, Paramo-Aguilera *et al.*, (2012), aislaron de superficies impermeables (piedra) del Castillo de Chapultepec de la Ciudad de México, ocho géneros de hongos filamentosos: *Fusarium*, *Trichoderma*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Alternaria*, *Mucor*, *Penicillium*, *Pestalotiopsis*, un hongo dimórfico como *Aureobasidium* y

una levadura *Rhodotorula*. Kul'ko y Marfenina (2001) tomaron muestras del horizonte superficial durante la primavera, verano y otoño en suelos urbanos de Moscú reportando una elevada cantidad de unidades formadoras de colonias, de 2.7 a 3.6 millones/g de suelo. Además, reportan que existe gran densidad de hongos pigmentados en los bordes carreteros que en terreno abierto, posiblemente porque las temperaturas son mayores.

Numerosos factores físicos y biológicos contribuyen a la respuesta y presencia de los microorganismos del suelo. Cambios en el hábitat físico, principalmente, compactación y la alteración en la distribución de poros, pueden beneficiar a la comunidad microbiana por incremento del volumen habitable de macroporos. Alternativamente, una compactación inducida puede declinar la proporción de poros llenos de aire, y restringir la difusión de oxígeno, incrementar la acumulación de CO₂ y favorecer las condiciones anaeróbicas en detrimento de la comunidad en general (Shestak y Busse, 2005).

Varios autores han observado que cambios en el contenido y composición de materia orgánica, así como del porcentaje de arcillas están estrechamente unidos a cambios en la estructura, función, tamaño y composición de las poblaciones microbianas. Los suelos de textura arcillosa (fracción coloidal), soportan mayor número y una alta diversidad de microorganismos debido a sus abundantes cargas negativas, además de que este tipo de textura previene la desecación de los organismos al mismo tiempo que les proporciona protección contra depredadores y parasitismo (Ropher y Ophel-Keller, 2007).

Análisis horizontal

En el presente estudio, la diversidad de hongos y sus densidades poblacionales respecto a cada profundidad y sección muestreada se incluyen en el **Anexo 5.1**. Respecto al análisis horizontal, se observó que las poblaciones fúngicas fueron homogéneas a lo largo de todas

las secciones (**Figura 5.9**), con un promedio mínimo de 15,825 ufc/g suelo y un máximo de 91,075 ufc/g.

Como se expuso anteriormente, cuatro propiedades (físicas y químicas del suelo), se mantuvieron constantes en el mismo sentido. Los porcentajes de MO, CO, Densidad aparente y espacio poroso fueron homogéneos, esto, posiblemente explica el comportamiento espacial de las poblaciones de hongos.

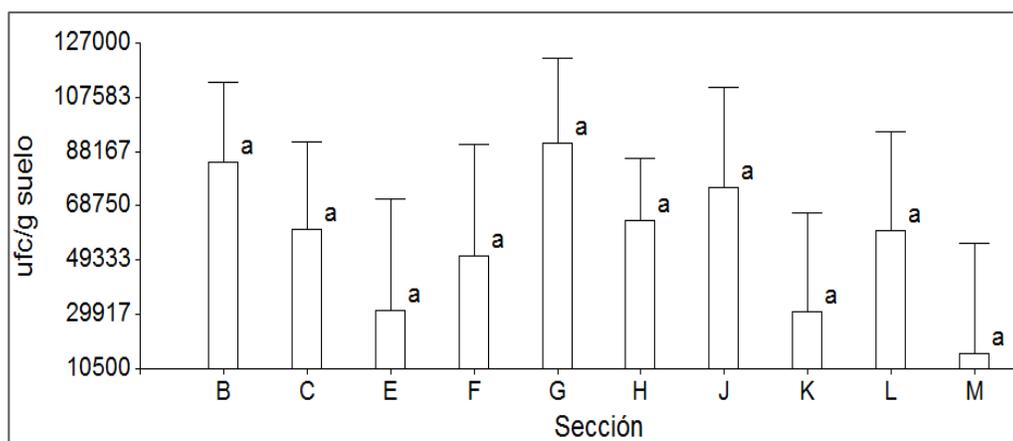


Figura 5.9. Densidades poblacionales de hongos para las 10 distintas secciones de muestreo en el Bosque San Juan de Aragón (no hubo diferencias significativas).

De las 15 especies identificadas en los suelos del área de estudio, únicamente *Aspergillus niger* estuvo presente en todas las secciones, mostrando diferencias significativas en sus poblaciones ($p < 0.0001$). Las secciones H, G y B presentaron el mayor número de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo en un intervalo de 184,000 a 253,000; mientras que para el resto de las áreas fluctuó de 19,000 a 108,000 (**Figura 5.10**).

Penicillium por su parte, se encontró sólo en cinco secciones, siendo F significativamente mayor al resto ($p = 0.0139$), con una población de 66,000 ufc/g, mientras que para las secciones restantes sus poblaciones fueron más bajas (**Figura 5.10**). No fue posible realizar

un análisis espacial para el resto de las especies de hongos debido a su escasa representatividad en cada área.

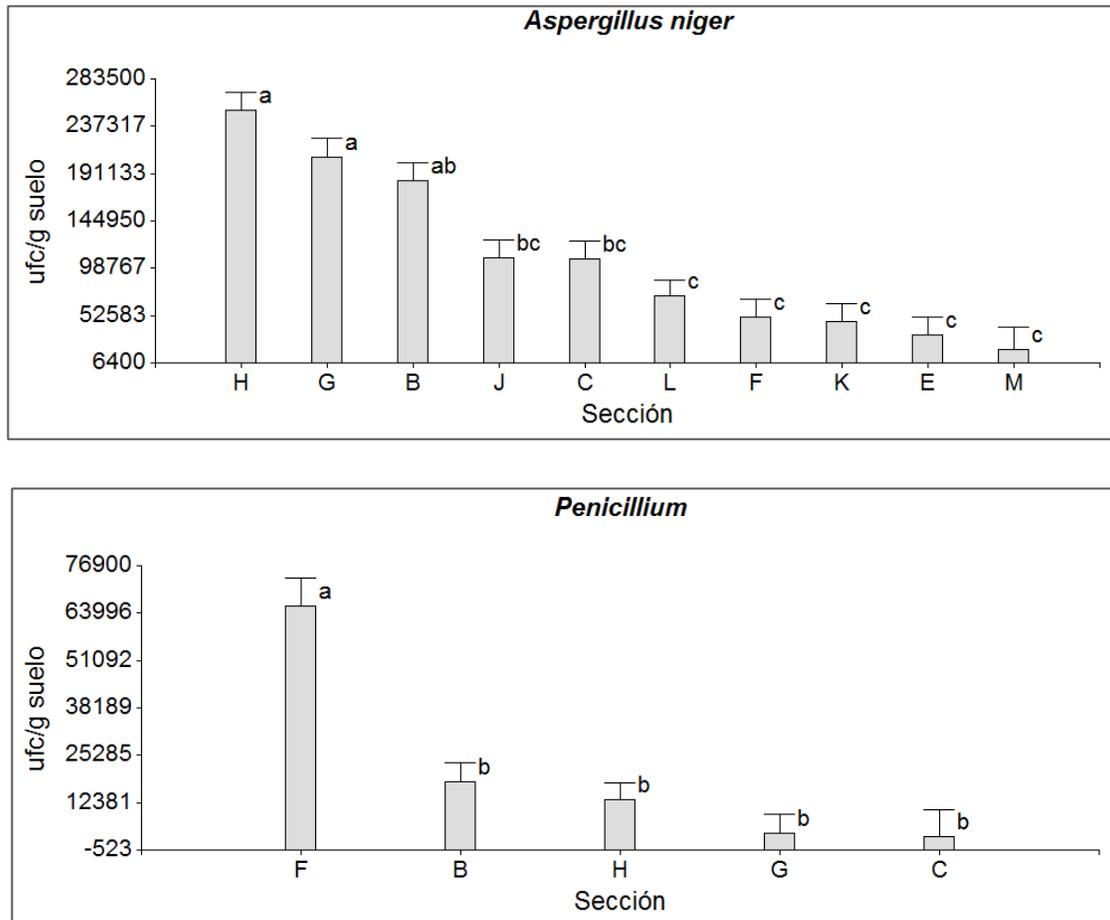


Figura 5.10. Densidades poblacionales de *Aspergillus niger* y *Penicillium* sp., en las secciones donde fue posible aislarlos (letras distintas indican diferencias significativas) (+error estándar).

Análisis vertical

Los estudios de Benintende y Sánchez (2004), indican que la mayor actividad de los microorganismos del suelo se centra desde la superficie hasta unos 20 cm de profundidad. Las distintas colonias se adhieren a las partículas de arcilla y humus, así como a las raíces

de las plantas quienes suministran sustancias orgánicas y abrigo para su reproducción. Similar a lo ocurrido en el análisis espacial, la densidad poblacional también fue homogénea a lo largo del gradiente de muestreo vertical (**Figura 5.11**). El promedio mínimo para la capa superficial fue de 34,072 ufc/g de suelo, y el máximo en la capa más profunda con 71,084 ufc/g, sin embargo, no se identificaron diferencias significativas.

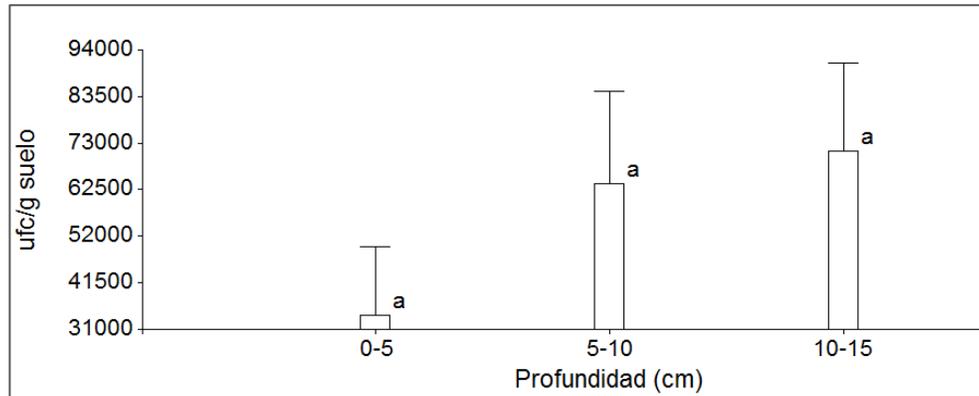


Figura 5.11. Análisis de las densidades poblacionales en el gradiente de muestreo vertical realizado en el Bosque San Juan de Aragón.

De las diez secciones evaluadas, sólo la C, E, M y F, presentaron diferencias significativas en el análisis por profundidad (**Figura 5.12**). Todas, coincidieron en presentar las poblaciones más bajas en la capa superficial (0-5 cm), mientras que en general la capa intermedia (5-10 cm) presentó las poblaciones más altas.

De acuerdo con el USDA (2007) un suelo se puede calificar como saludable bajo las siguientes características: (1) Bueno, cuando existen tres o más tipos de microorganismos presentes en una muestra de suelo; (2) Regular, cuando existen entre una y dos tipos, y (3) Pobre, cuando no se logra aislar a ningún organismo. Con base en los resultados de este estudio, se puede concluir que los suelos del Bosque de Aragón poseen una riqueza de

especies alta (15), calificando a estos suelos como saludables desde el punto de vista microbiológico.

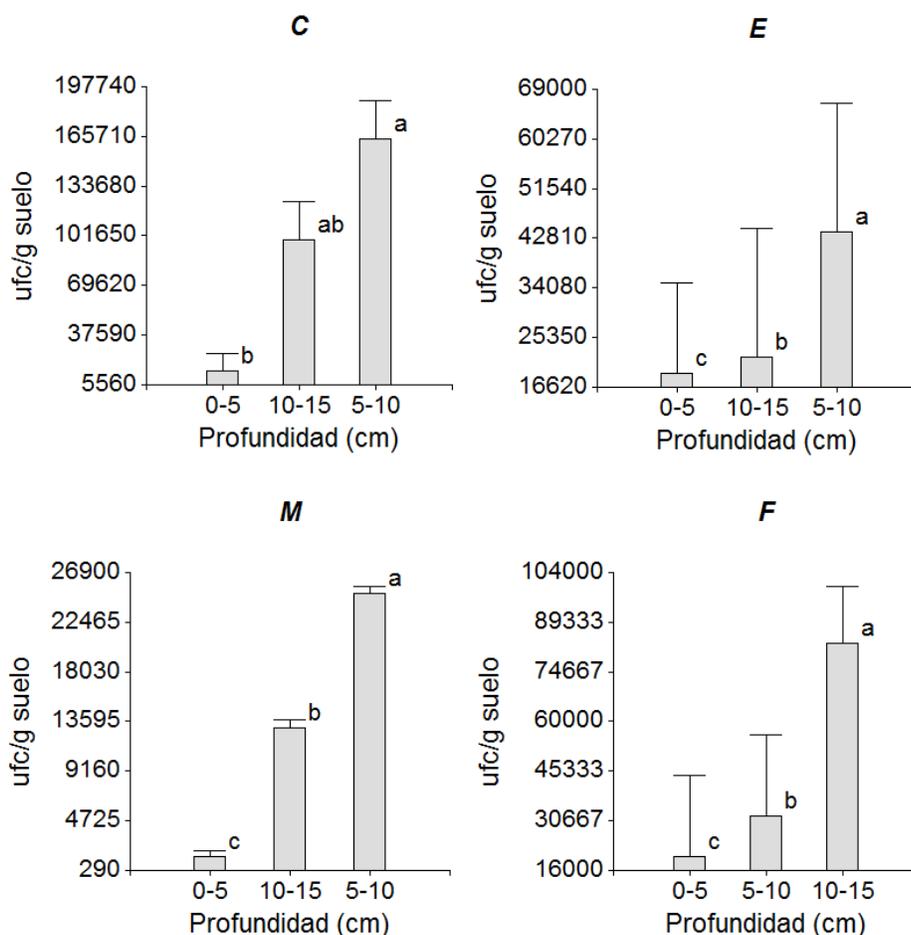


Figura 5.12. Densidades poblacionales registradas en cuatro secciones respecto a la profundidad. (Letras distintas indican diferencias significativas. (C/p=0.0196; M/p=0.0363; E/p=0.04 y F/p=0.039).

Desafortunadamente, desde el punto de vista clínico-hospitalario, la presencia de especies causantes de enfermedades en animales y humanos del género *Aspergillus*, lleva a clasificar a estos suelos como no saludables; y dado que los servicios ambientales y sociales que el Bosque de Aragón provee a los miles de usuarios que los visitan anualmente son

altísimos, es importante realizar otro tipo de estudios para determinar el posible impacto en la salud de los usuarios frecuentes.

Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos en el presente estudio, podemos concluir que los procedimientos del Indicador Condición de Suelo se adaptó sin ningún problema al escenario urbano del Bosque San Juan de Aragón. Las propiedades físicas, químicas y biológicas evaluadas, presentaron características bien definidas, encontrándose todas, dentro de límites favorables para soportar vegetación leñosa.

El pH se clasificó de ligeramente ácido a ligeramente alcalino, en general, ideal para el suministro de nutrimentos (macro y micro). La conductividad eléctrica y la concentración de sales presentaron valores bajos y al mismo tiempo favorables. El contenido de materia orgánica y carbono orgánico mostraron niveles superiores al estándar recomendado. Mientras que la textura franca es ideal pues teóricamente contiene adecuados niveles de nutrimentos y humedad.

La poblaciones de hongos del suelo se consideraron diversas, clasificando a estos suelos como saludables, pero al mismo tiempo existen algunos organismos que se considera deben ser estudiados debido a las enfermedades que pueden ocasionar en el hombre.

Los suelos no mostraron una marcada variabilidad horizontal y vertical como suele referirse en la literatura de suelos urbanos. Con base en los resultados se puede concluir que desde el punto de vista edáfico, los suelos del área de estudio cuentan con la calidad para sostener adecuadamente el estrato arbóreo que ahí se desarrolla.

Literatura citada

1. Ahad, T., T.A. Kanth, S. Nabi. 2015. Soil bulk density as relate to texture, organic matter content and porosity in Kandi soils of District Kupware (Kashmir Valley), India. IJSR 4(1):198-200.
2. Alabouvette, C., C. Olivain, Q. Migheli, C. Seinberg. 2009. Microbiological control of soil-borne phytopathogenic fungi with special emphasis on wilt-inducing *Fusarium oxysporum*. New Phytol. 184(3):529-544.
3. ALDF. 2013. Creación de un fideicomiso a favor de Bosque de Aragón. Asamblea Legislativa del Distrito Federal. VI Legislatura. 7 p. [<http://www.aldf.gob.mx/archivo-fc8fd12e9df4c8a4b2a0216227f463e8.pdf>] (Consultado Agosto, 2015).
4. Alcántar, G. G., L. I. Trejo. 2010. Nutrición de cultivos. COLPOS y Mundi-Prensa. 454 p.
5. Alvarado-Rosales, D., B. Tlapal-Bolaños, A. Almaraz-Sánchez, G. Mora-Aguilera, L. L. Saavedra-Romero. 2005. Diagnóstico fitosanitario y alternativas para el manejo de *Phytophthora cinnamomi* en los bosques de Encino de “El Arrayanal” Colima. CONAFOR. Informe Técnico. 34 p.
6. Amacher, M.C., K. O’Neil, C.H. Perry. 2007. Soil vital signs: A new Soil Quality Index (SQI) for assessing forest soil health. Res. Pap. RMRS-RP-65WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 15 p.
7. Arvidsson, J. 1998. Influence of soil texture on organic matter content on bulk density, air content, compression index and crop yield in field and laboratory compression experiments. Soil and Tillage Research 49:159-170.
8. Andrews, S. S., D.L. Karlen, C. A. Cambardella. 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation. Soil. Sci. Soc. Am. J. 68:1945-1962.
9. Askin, T., N. Özdemir. 2003. Soil bulk density as related to soil particle size distribution and organic matter content. [http://www.pfos.hr/~poljo/sites/default/data/2003_2/8_ASKIN.pdf] [Consultado mayo 05, 2015]. 4 p.
10. Barnett, H. L., B. B. Hunter. 2010. Illustrated genera of imperfect fungi. APS Press. USA. 218 p.
11. Barry, D., D. Bray, S. Madrid, L. Merino, I. Zúñiga. 2010. El manejo forestal sostenible como estrategia de combate al cambio climático: las comunidades nos muestran el camino. CCMSS e Iniciativa para los Derechos y los Recursos. Monterrey, N.L. 40 p.
12. Benintente, S., C. Sánchez. 2004. Microorganismos del suelo. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional entre Ríos. 11 p.
13. Bennett, W.F. 1994. Plant nutrient utilization and diagnostic plant symptoms. APS Press. USA. 202 p.
14. Beyer, L., P. Kahle, H. Kretschmer, O. Wu. 2001. Soil organic matter composition of man-impacted urban sites in North Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci 164:359-364.
15. Bills, G. F., M. Christensen, M. Powell, G. Thorn. 2004. Saprobic soil fungi. *In*: Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods (G. M. Mueller, G. F. Bills, M. S. Foster Eds.). Elsevier, Amsterdam. pp. 271-302.
16. Birkeland, P. W. 1993. Pedology, weathering, and geomorphological research. Oxford University Press. USA. 285 p.

17. Boul, S.W., R.J. Southars, R.C. Graham. 2011. Soil genesis and classification. 6th edition. Wiley-Blackwell. 543 p.
18. Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal* 54(5):464-465.
19. Buendía, B., M. López-Brea. 2015. ¿Qué debemos saber sobre *Aspergillus*?. [<http://www.elsevier.es>]. [Consultado Abril 18, 2015].
20. Butinar, L., P. Zalar, J.C. Frisvad, N. Gunde-Cimerman. 2005. The genus *Eurotium* — members of indigenous fungal community in hypersaline waters of salterns. *FEMS Microbiology Ecology* 51:155-166.
21. Chaudari, P. R., D.V. Ahire, M. Chkravarty, S. Maity. 2013. Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. *International Journal of Scientific and Research Publicatio* 3(2):1-8.
22. Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales, S.E. García-Díaz (eds.). 2007. Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico. Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 p.
23. Costello, L. R., E.J. Perry, N.F. Matheny, J.M. Henry, P.M. Geisel. 2003. Abiotic disorders of landscape plants. A diagnostic guide. University of California. Agriculture and Natural Resources. Publication 3420. Canada. 242 p.
24. Craul, P. J. 1999. Urban soils. Applications and practices. John Wiley & Sons, Inc. USA. 366 p.
25. Craul, P. J. 1985. A descriptions of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture* 11:330-339.
26. Dick, R. P. 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. *In: Biological indicators of soil health* (C.E. Pankhurst, B. M. Doube, V.V.S.R. Gupta, Eds.). CAB International. 451 p.
27. Dobbie, K., M.W. Power, M.A. Dick, T.D. Ramsfield. 2006. Detection of *Fusarium circinatum* in soil. *New Zealand Plant Protection* 59:369.
28. Fisher, R.F., D. Binkley. 2000. Ecology and management of forest soils. 3rd. edition. N.Y. John Wiley and Sons. N.Y. 489 p.
29. Hagan, D., C. Dobbs, N. Timilsina, F. Escobedo, G.S. Toor, M. Andreu. 2012a. Anthropogenic effects on the physical and chemical properties of subtropical coastal urban soils. *Soil Use and Management* 28:78-88.
30. Hagan, D., F. Escobedo, G. Toor, H. Mayer, J. Klein, C. Dobbs. 2012b. Soil bulk density and organic matter in urban Miami-Dade County, Florida. Soil and Water Science Department. SL 327:1-5.
31. Hagan, D., F. Escobedo, G. Toor, C. Dobbs, M. Andreu. 2010. Urban soils in Tampa: key physical and chemical properties in an urban and urbanizing watershed. Soil and Water Science Department. SL 324:1-4.
32. Harris, R.W., J.R. Clark, N.P. Matheny. 2003. Arboriculture. Integrated management of landscape trees, shrubs and vines. 4th edition. Prentice Hall. Second Edition. USA, New Jersey. 674 p.
33. Jackson, M. L. 1999. Análisis químico de suelos. Omega. Barcelona. 662 p.

34. Jim, C.Y. 1998a. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environmental Management* 22(5):683-695.
35. Jim, C.Y. 1998b. Urban soils characteristics and limitation for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning* 40:235-249.
36. Kinyangi, J. 2007. Soil health and soil quality: A review. [<http://worldagroinfo.org/files/Soil%20Health%20Review.pdf>] [Consultado Noviembre 2014]. 16 p.
37. Klich, M. A. 2002. Biogeography of *Aspergillus* species in soil and litter. *Mycologia* 94(1):21-27.
38. Kozłowski, T.T., P.J. Kramer, S.G. Pallardy. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press, Inc. 657 p.
39. Kul'ko, A. B., O. E. Marfenina. 2001. The distribution of microscopic fungi along Moscow roads. *Microbiology* 70(5):613-616.
40. Leslie, J.F., B. A. Summerell. 2006. The Fusarium laboratory manual. Blackwell Publishing. USA. 387 p.
41. Mortvedt, J. J., F.R. Cox, L.M. Shuman, R. M. Welch. 1991. Micronutrients in agriculture. Published by Soil Science Society of America, Inc. USA. 666 p.
42. Muller, G. M., G.F. Bills, M. S. Foster. 2004. Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods. Elsevier Academic Press. 777 p.
43. Newbound, M., M.A. McCarthy, T. Lebel. 2010. Fungi and the urban environment: A review. *Landscape and Urban Planning* 96:138-145.
44. O'Neill, K. P., M.C. Amacher, C.H. Perry. 2005. Soil as an indicator of forest health: A guide to the collection, analysis, and interpretation of soil indicator data in the Forest Inventory and Analysis Program. USDA Forest Service North Central Research Station. Gen. Tech. Rep. NC-258. 60 p.
45. Ortiz-Villanueva, B. y C.A. Ortiz-Solorio. 1990. Edafología. Universidad Autónoma Chapingo, Depto. de Suelos. México. 394 p.
46. Pallardy, S.D. 2008. Physiology of woody plants. Third edition. Elsevier and Academic Press. 464 p.
47. Páramo-Aguilera, L., B.O. Ortega-Morales, J. A. Narváez-Zapata. 2012. Culturable fungi associated with urban stone surfaces in Mexico City. *Journal of Biotechnology* 15(4):1-17.
48. Penízek, V., M. Rohosková. 2006. Urban soils: a part of man's environment. Chapter 26. In: Environmental health in central and eastern Europe. (K.C. Donnelly and L. H. Cizmas, Eds). Springer. Printed in Netherlands. P. 213-220.
49. Pouyat, R. V., J. Russell-Anelli, N.K. Neerchal. 2007. Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types. *SSSAJ* 71(3):1110-1119.
50. Pouyat, R.V., M.J. McDonell, S.T. Picket. 1995. Soil Characteristics of oak stands along an urban-rural use gradient. *Environ. Qual.* 24:516-526.
51. Pritchett, W. L., R.F. Fisher. 1987. Properties and management of forest soils. John Wiley & Sons, Inc. 634 p.
52. Pritchett, W.L. 1986. Suelos forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. Limusa. México. 634 p.

53. Riley, J. 2001. The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87:119-120.
54. Rhoades, J. D., F. Chanduvi, S. Lesch. 1999. Soil salinity assessment: methods and interpretation of electrical conductivity measurements. *FAO Irrigation and Drainage Paper* 57. 164 p.
55. Ropher, M. M., K. M. Ophel-Keller. 1997. Soil microflora as bioindicator of soil health. *In: Biological indicators of soil health* (C.R.E. Pankhurst, B.M Doube, V.V.S.R. Gupta, Eds.). CAB International. 451 p.
56. Salamanca, J. A., K.H. Sadeghian. 2005. La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera colombiana. *Cenifacé* 56(4):381-397.
57. Schreuder, H.T., R. Ernst, H. Ramírez-Maldonado. 2004. Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-126. 100 p.
58. Schindelbeck, R. R., H.N, Van Es, G.S. Abawi, D.W. Wolfe, T.L. Whitlow, B.K. Gugino, O.J. Idowu, B. N. Moebius-Clune. 2008. Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management. *Landscape and Urban Planning* 88:73-80.
59. Schweigkofler, W., K. O'Donnell, M. Garbelotto. Detection and quantification of airborne conidia of *Fusarium circinatum*, the causal agent of pine pitch canker, from two California sites by using a real-time PCR approach combined with a simple spore trapping method. *Appl. Environ Microbiol.* 70(6):3512-3520.
60. Seymour, F. D., M.C. Balluff. 1989. Soil morphology, genesis and classification. John Wiley & Sons. USA. 395 p.
61. Shazia, I., A. Iftikhar, N. Kainat, A. Shazia. 2011. Study of fungi from the contaminated soils of peri-urban agricultural areas. *Pak. J. Bot.* 43(4):2225-2230.
62. Shestak, C.J., M.D. Busse. 2005. Compaction alters physical but not biological indices of soil health. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:236-246.
63. Smith, K. K., P.B. May, G. M. Moore. 2001. The influence of compaction and soil strength on the establishment of four Australian landscape trees. *Journal of Arbor.* 27 (1):1-7.
64. Smith, J. L., J. W. Doran. 1996. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. *In: Methods for assessing soil quality, Special Publication* 49. USA. 169-185.
65. Toor, G. S., A. L. Shober. 2009. Soil and fertilizers for master gardeners: soil organic matter and organic amendments. *UF/IFAS Extension. SL273.* 3p.
66. Urban, J. R. 2008a. Urban soils. Part 1: Understanding compaction. www.isa-arbor.com. P. 25-28.
67. Urban, J. R. 2008b. Urban soils. Part 2: Measuring compaction. www.isa-arbor.com. P. 25-27.
68. USDA 2007. Soil vital signs: Soil quality index (SQI) for assessing forest soil health. [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_rp065.pdf][Consultado: Marzo 25, 2015].
69. USDA (U.S. Department of Agriculture). 2006. Urban Watershed Forestry Manual. Part 3. Urban Tree Planting Guide. Prepared by the Center for Watershed Protection.
70. USD (U.S. Department of Agriculture). 2000. Urban soil compaction. Urban Technical Note 2. USDA Forest Service and NCRS. 4 p.

71. Zhao, Z., H. Guo. 2010. Effects of urbanization on the quantity changes of microbes in urban-to-rural forest soil. *Agricultural Science and Technology Human* 11(3):118.122.
72. Zak, J. C., M. R. Wildman. 2004. Fungal biodiversity patterns. *In: Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods.* (G.M. Mueller, G.F. Bills, M.S. Foster, Eds.). Elsevier, Amsterdam. p. 59-74.

Anexo 5.1.

Cuadro 5.6A. Unidades formadoras de colonias (ufc/g suelo)♦ promedio para cada sección y profundidad de suelo muestreada en el Bosque San Juan de Aragón (Temporada seca 2013).

Sección	Profundidad (cm)	Hongo asociado	Total
B	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	247000
		<i>Aspergillus flavus</i>	2000
		<i>Penicillium</i> sp.	9000
		<i>Fusarium oxysporum</i>	1000
		<i>Fusarium circinatum</i>	2000
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	160000
		<i>Penicillium</i> sp.	27000
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	145000
	C	0-5	<i>Aspergillus niger</i>
<i>Aspergillus fumigatus</i>			2000
<i>Trichoderma</i> sp.			4000
<i>Eurotium</i> sp.			3500
<i>Penicillium</i> sp.			3000
5-10		<i>Aspergillus niger</i>	164000
10-15		<i>Aspergillus niger</i>	99000
E	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	35000
		<i>Gliocladium</i> sp.	3000
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	44000
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	22000
F	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	20000
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	32000
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	100000
		<i>Penicillium</i> sp.	66000
G	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	192000
		<i>Penicillium</i> sp.	4000
		<i>Phoma</i> sp.	2000
		<i>Aspergillus niger</i>	232000
	5-10	<i>Paecilomyces</i> sp.	4000
		<i>Fusarium circinatum</i>	4000
		<i>Penicillium</i> sp.	4000
		<i>Aspergillus niger</i>	198000

♦ufc/g = unidades formadoras de colonias por gramo de suelo.

Cuadro 5.6B. Unidades formadoras de colonias (ufc/g suelo)♦ promedio para cada sección y profundidad de suelo muestreada en el Bosque San Juan de Aragón (Temporada seca 2013).

Sección	Profundidad (cm)	Hongo asociado	Total	
H	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	241000	
		<i>Fusarium oxysporum</i>	4000	
		<i>Penicillium</i> sp.	19000	
		<i>Paecilomyces</i> sp.	2000	
		<i>Aspergillus fumigatus</i>	7000	
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	238000	
		<i>Fusarium circinatum</i>	1000	
		<i>Penicillium</i> sp.	13000	
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	280000	
		<i>Trichoderma</i> sp.	1000	
		<i>Mucor</i> sp.	1000	
		<i>Rhizopus</i> sp.	2000	
	J	0-5	<i>Penicillium</i> sp.	8000
			<i>Aspergillus niger</i>	111000
<i>Cladosporium</i> sp.			3000	
5-10		<i>Epicoccum</i> sp.	2000	
		<i>Aspergillus niger</i>	93000	
10-15	<i>Aspergillus niger</i>	122000		
K	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	30000	
		<i>Aspergillus fumigatus</i>	59000	
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	57000	
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	52000	
		<i>Paecilomyces</i> sp.	3000	
L	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	61000	
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	72000	
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	92000	
		<i>Fusarium oxysporum</i>	6000	
M	0-5	<i>Aspergillus niger</i>	61000	
		<i>Fusarium oxysporum</i>	1000	
		<i>Paecilomyces</i> sp.	2000	
	5-10	<i>Aspergillus niger</i>	25000	
	10-15	<i>Aspergillus niger</i>	13000	

♦ufc/g = unidades formadoras de colonias por gramo de suelo.

Capítulo 6

Detección de arbolado de riesgo en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Resumen

El manejo de las áreas verdes urbanas requiere de un programa de detección de árboles de riesgo, para favorecer el resguardo de vidas humanas, bienes y servicios. Con el propósito de detectar el arbolado de riesgo del Bosque San Juan de Aragón, se aplicó un procedimiento específico para este fin. Aleatoriamente, dentro del bosque se establecieron 28 parcelas circulares de 0.1 ha; todos los árboles dentro de éstas se identificaron taxonómicamente, se midió diámetro normal (Dn), altura (Alt) e índice de esbeltez (IE); así como tres componentes del protocolo de riesgo: (a) Probabilidad de caída (PC); (b) Probabilidad de impactar un blanco con base al uso del área (PIB-UA), y (c) Tamaño de la parte afectada (TPA). Se elaboró una matriz de probabilidad previa a la obtención de la Calificación de Riesgo (CRi) por árbol, sección y especie. 760 árboles fueron evaluados, siendo *Casuarina equisetifolia* L. (23.60%), *Eucalyptus camaldulensis* Dnhh (12.06%) y *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (17.24%), las más frecuentes. Las clases diamétricas de 7.6 a 15.1 cm, alturas de 5.1-10 m e IE de 26-75, fueron las más representativas. El 38.77% de los árboles presentaron daño estructural con porcentajes respectivos de 18.8, 15.44, 14.38, 9.93, 9.24 y 6.16%, para árboles inclinados, canchales, brotes epicórmicos, ramas muertas, tumores y cavidades. La categoría inminente respecto a probabilidad de caída tuvo el 57.62%; el uso de área fue bajo en un 47%, mientras que el tamaño de la parte afectada fue insignificante (61%). Con base en esto, las CRi obtenidas fueron: bajo (89.22%) y moderado (10.77%), no se detectaron árboles en las categorías alto y extremo. Las CRi más altas fueron para *S. molle* con 7.3 y *Acacia retinodes* con 7.25, así mismo, las secciones K con 7.80 y F con 8.0. El procedimiento de árboles de riesgo adaptado al

Bosque San Juan de Aragón, permitió identificar los principales defectos estructurales que afectan al arbolado.

Palabras clave: árbol urbano, riesgo, daño estructural, inclinación, cavidades.

Introducción

Las actividades de recreación y deportivas al aire libre, proveen al ser humano experiencias únicas, especialmente cuando se realizan al abrigo de áreas arboladas; desafortunadamente, durante la realización de estas prácticas existen riesgos asociados con la vegetación que la mayoría de las veces, son inadvertidos (Robbins, 1989). Miles de árboles en bosques públicos y privados en todo el mundo se encuentran en un estado de madurez avanzado, pese a ello, un gran porcentaje de usuarios de las áreas verdes (bosques urbanos, periurbanos o áreas de campamento), están convencidos que todos los árboles, independientemente de su localización, de su edad y en especial de su estado general de salud, deben ser conservados, sin pensar por un momento en el alto costo que genera su mantenimiento, ni el peligro que encierra conservar y proteger individuos con un potencial de riesgo alto o latente (Harris *et al.*, 2003; Krishnamurthy y Rente-Nascimento, 1998).

Un árbol se considera de **riesgo**, si reúne al menos dos características: la primera, **inestabilidad estructural** y, la segunda, una **localización a corta distancia de impactar bienes materiales del dominio público o privado** —autos, vidas humanas, casas habitación e infraestructura (edificios, líneas telefónicas, eléctricas y de agua potable), a los cuales se les conoce bajo los nombres de objetivo de impacto o blanco. Estos árboles, conocidos como "Árboles de riesgo" incluyen, entre otros: (a) Árboles muertos o en declinación; (b) Partes muertas adheridas a árboles vivos (muñones o ramas) y (c) Árboles inestables derivados de cualquier defecto en su estructura. Un defecto es cualquier característica

perceptible en el árbol, que contribuye a debilitar su estructura y a incrementar su potencial de caída (Angwin *et al.*, 2012).

A pesar de la alta estima hacia las áreas verdes por parte de los ciudadanos, un árbol completo o partes de sí mismo (tronco líder o ramas secundarias), pueden caer aún en condiciones ambientales normales, característica conocida como caída repentina de ramas (Dunster *et al.*, 2014). Esta situación, puede ocasionar daños en la propiedad, o bien, puede lesionar o matar personas, especialmente cuando el árbol obstruye un radio de visión crítico, como ocurre en las autopistas.

Toda área verde urbana debe contar con un programa de manejo e identificación de árboles de riesgo (Dunster *et al.*, 2014; Harris *et al.*, 2003), debido a ello, diversas agencias forestales y de parques han desarrollado diversos programas de monitoreo (Mills y Russell, 1981; Johnson, 1981; Morrison y Ross, 1980); dichos programas han sido enfocados, principalmente, a árboles nativos dentro de áreas recreativas y actualmente existen diferentes métodos para evaluar y determinar cuáles y cuántos árboles son considerados riesgosos (Paine, 1971). Siendo, responsabilidad de los administradores de las áreas verdes urbanas, ofrecer un ambiente seguro en todo momento a los visitantes y a su propiedad (Trummer y Hennon, 2009; Robbins, 1989).

La evaluación de árboles de riesgo tiene por sustento, identificar y calificar su condición estructural con el objetivo de determinar su probabilidad de caída (Matheny y Clark, 2009). La extensión del daño ocasionado por un árbol o parte de él, depende de la especie arbórea, del tamaño y del sitio donde se localiza él o los defectos dentro del mismo; la edad también es un factor que incrementa el riesgo (Bellows, 2008). La presencia de troncos codominantes (liderazgo múltiple), ramas grandes que surgen cerca del mismo nivel en un

tronco y ramas con uniones débiles son actualmente las causas más frecuentes de ruptura de ramas y punta de los árboles (Harris *et al.*, 2003). Árboles inclinados se pueden considerar de riesgo o no, dependiendo del origen de su defecto (Dunster *et al.*, 2014). Por ejemplo, un árbol que ha crecido la mayor parte de su vida en posición inclinada, tiende a desarrollar un tipo de madera diferente en el tronco (de reacción), así como un sistema radical fuerte para compensar dicha inclinación, sin embargo, árboles que originalmente crecían verticales, pero que posteriormente se encuentran inclinados por efecto del viento, daño por pudrición de raíces, o por presión de otros árboles, presentan un sistema de anclaje dañado o desbalanceado y poca resistencia para soportar el peso del individuo (Harris *et al.*, 2003; Robbins, 1989). Otros factores que pueden reducir la estabilidad de un árbol son las enfermedades (pudriciones) y algunos insectos (termitas, barrenadores, etc.) (Cibrián-Tovar *et al.*, 2007).

Una variedad de métodos de evaluación de árboles de riesgo se han desarrollado a través de los años para orientar a profesionales (arboricultores, silvicultores o personal de mantenimiento), sobre la forma adecuada de inspeccionar y evaluar un árbol (Koeser *et al.*, 2013; Smiley *et al.*, 2013), a pesar de ello, las distintas publicaciones coinciden en los siguientes componentes: (1) Evaluación visual de la estructura del árbol; (2) Descripción y localización de sus defectos presentes; (3) Evaluación de la probabilidad de caída y (4) Grado de daño probable en bienes, servicios o vidas humanas, en caso de caída.

En la actualidad, diversos bosques urbanos en el mundo cuentan con estudios de árboles de riesgo, por ello, el presente estudio tuvo como objetivo, identificar y evaluar la presencia de árboles de riesgo dentro de Bosque San Juan de Aragón, uno de los tres bosques de mayor importancia ambiental para el Distrito Federal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Bosque de San Juan de Aragón (BSJA), el cual se localiza al noreste del Distrito Federal (19°27'32" N y 99°04'17" W) y cuenta con una extensión territorial de 162 ha de las cuales 114 ha son áreas verdes, con una altitud promedio de 2240 m. En 2008, este bosque fue declarado área de valor ambiental por el gobierno capitalino y, junto con el Bosque de Chapultepec conforman el 6.5% de las áreas verdes más importantes del D.F. A pesar de esta declaratoria, el bosque está sujeto a una fuerte presión por la afluencia anual de más de 3 millones de visitantes provenientes, principalmente, de los municipios conurbados del Estado de México. Si bien, el BSJA se ubica en la Delegación Gustavo A. Madero, administrativamente, no depende de ésta, siendo totalmente dependiente del Gobierno del Distrito Federal, a través de la Secretaría del Medio Ambiente (SMA, 2012; GDF, 2008).

El área ocupada por el BSJA, se encuentra dividida de acuerdo a su uso y a las demandas sociales y de infraestructura distinguiéndose 14 secciones, de las cuales, se seleccionaron al azar 10 (B, C, E, F, G, H, J, K, L y M) para realizar el presente estudio (**Figura 6.1**).

En cada sección, se aplicó una intensidad de muestreo del 2.5% (Schreuder *et al.*, 2004), quedando con ello establecidas 28 parcelas de muestreo circulares de 0.1 ha (1000 m²) (r = 17.84 m). Cada parcela se geoposicionó y todos los árboles dentro los límites de las mismas se numeraron en dirección de las manecillas del reloj, iniciando por el norte geográfico. El marcaje se realizó con etiquetas laminadas de 3.5 x 5 cm. Todos los árboles, se identificaron taxonómicamente hasta especie, se midió su diámetro normal (Dn, con cinta diamétrica), altura (m) (con pistola Haga), así como su índice de esbeltez (IE), mediante el

cociente $\frac{Altura}{Dn} = IE$, con el objetivo de determinar la estabilidad de cada uno (Dunster *et al.*, 2013); este índice se obtuvo en la fase de gabinete.

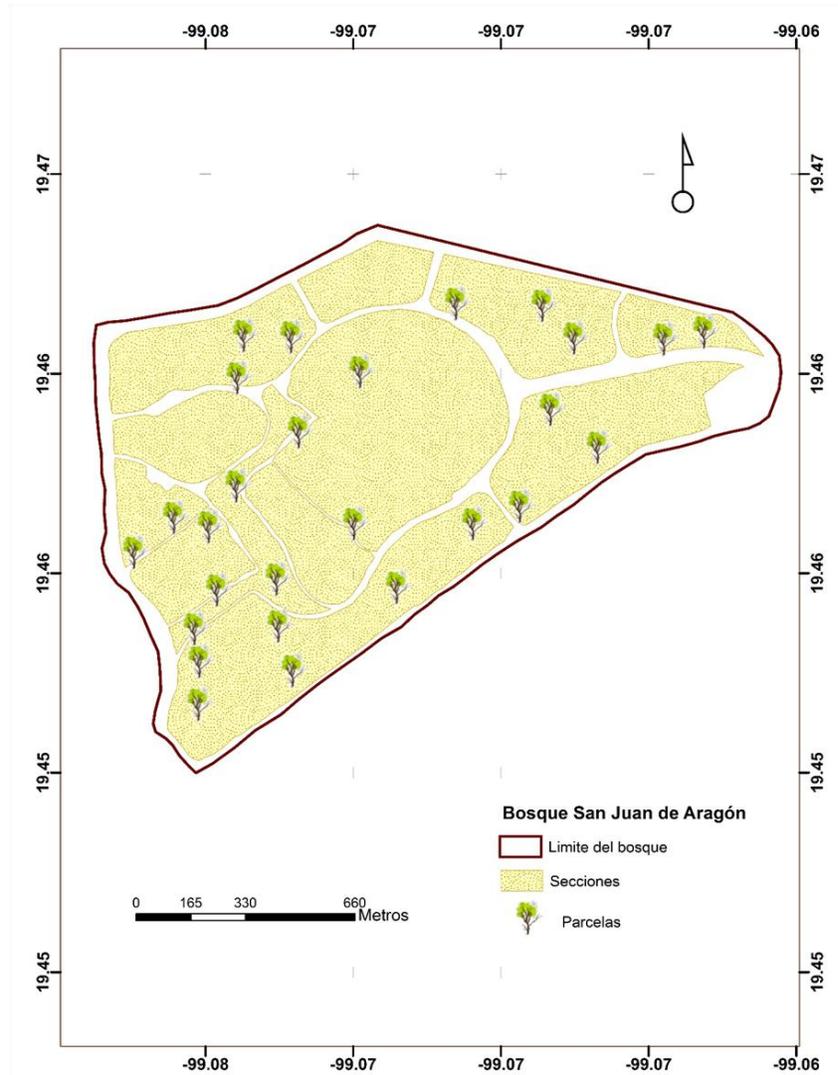


Figura 6.1. Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Polígono en ArcMap Versión 10).

Procedimiento de evaluación en campo

Se empleó un protocolo con base en el método propuesto por la Sociedad Internacional de Arboricultura (ISA) (Matheny y Clark, 2009, 1994) y el de Buenas Prácticas de Manejo de la ISA (Dunster *et al.*, 2013). El levantamiento de la información de campo, inició con la

inspección visual e individual de cada árbol dentro de cada parcela y sección, en sentido ascendente (raíz>cuello>tronco>ramas y follaje) y con un desplazamiento de 360° para obtener una perspectiva completa. La evaluación se realizó de mayo a julio del 2013.

Se identificaron los tipos de defecto y se asignó a cada uno un código, con base en el **Cuadro 6.1 (Anexo 6.1)**. Las variables medidas en campo se registraron en un formato elaborado para dicho fin.

Análisis de datos

Con los datos de todas las variables obtenidas en campo, se creó una base de datos en MS-Excel, la cual se analizó con estadística no paramétrica (prueba de Kruskal-Wallis), para muestras independientes y se realizaron contrastes de medias pareadas por sección y especie, empleando el programa SAS® (Statistical Analysis System) Versión 9.4.

Cálculo de la Calificación de Riesgo (CRi)

Para la generación de una Calificación de Riesgo (CRi), se consideraron tres componentes, los cuales se encuentran integrados en la siguiente expresión y se describen posteriormente:

$$CRi = PC + TPA + PIB_UA$$

Donde:

CRi = Calificación de Riesgo.

PC = Probabilidad de Caída.

TPA = Tamaño de la Porción Afectada.

PIB_UA = Probabilidad de Impacto de un Blanco_con base en el Uso del Área.

- 1. Probabilidad de caída (PC).** Este componente, se obtuvo con base en la significancia de los defectos estructurales identificados en campo, así como de las condiciones climáticas

prevalentes al momento de realizar la evaluación (**Cuadro 6.2**). No todos los defectos tuvieron el mismo impacto sobre la estructura del árbol, por lo cual, la probabilidad de caída fue categorizada con base en el tipo de defecto (**Cuadro 6.1; Anexo 6.1**). Este elemento fue calificado en escala 1 a 4 en orden creciente de probabilidad de caída. La descripción de cada uno se incluye en el **Cuadro 6.2** y se ejemplifica en la **Figura 6.2**.

Cuadro 6.2. Categorías de probabilidad de caída con base en el tipo de defecto y las condiciones climáticas en un tiempo específico (Dunster *et al.*, 2013; Matheny y Clark, 1994).

Código	Calificativo	Descripción
1	Improbable	Presencia de defectos estructurales menores: brotes epicórmicos y grietas superficiales.
		Condiciones climáticas normales o severas en un tiempo definido.
2	Posible	Defectos presentes y obvios: heridas, insectos en tronco, exudados, rama principal muerta, incluida.
		Podría ocurrir caída pero no en condiciones climatológicas normales.
3	Probable	Defectos significantes y numerosos: cinchado, peso excesivo al final, pudriciones ligeras, basidiocarpos en cuellos de la raíz.
		Caída probable en condiciones normales.
4	Inminente	Defectos severos: cavidades afectando más del 50% de la circunferencia del tronco, pudriciones avanzadas, raíces expuestas, canchales, tumores, inclinación, ahusamiento inadecuado.
		La caída puede ocurrir en un futuro cercano y en cualquier condición climática.

2. **Tamaño de la porción afectada (TPA).** Calificó el tamaño de la parte del árbol con el defecto; entre más grande era ésta, el potencial de daño fue mayor. Los rangos promedio empleados respecto al diámetro de la porción afectada y su código respectivo se muestra en el **Cuadro 6.3**.

Cuadro 6.3. Códigos asignados con base al tamaño de la porción afectada (Matheny y Clark, 1994).

Código	Calificativo	Diámetro de la porción afectada
1	Insignificante	<15 cm
2	Menor	15-45 cm
3	Significante	46-75 cm
4	Mayor	>75 cm

3. **Probabilidad de impactar un blanco con base en el uso del área (PIB-UA).** Calificó el uso (actividad realizada) y tiempo de ocupación del área que pudiera ser golpeada o dañada por la parte defectuosa del árbol (**Figura 6.3**), con base en ello, se asignaron códigos de 1 a 4 (**Cuadro 6.4**).

Cuadro 6.4. Códigos asignados a la probabilidad de impactar un blanco, con base en el uso del área adyacente al árbol evaluado (Dunster *et al.*, 2013).

Código	Calificativo	Descripción
1	Muy bajo	La zona a ser impactada no es comúnmente usada por personas (p.e. senderos aislados).
2	Bajo	El objetivo o persona se encuentra irregularmente.
3	Medio	El objetivo está presente por un día o semana (no considera daño humano).
4	Alto	El objetivo o blanco está presente todo el tiempo (24 h al día y siete días a la semana) (no considera daño humano).



Figura 6.2. Categorías pictóricas asignadas a probabilidad de caída (PC). (1) Improbable. (2) Posible; (3) Probable e (4) Inminente.

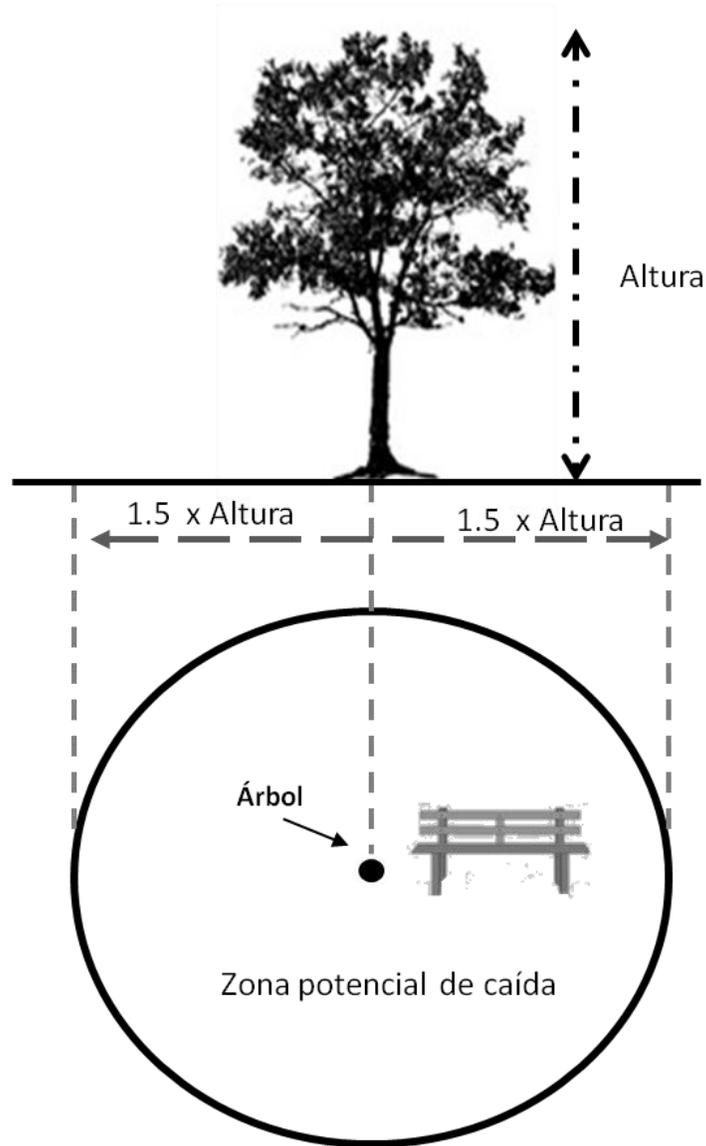


Figura 6.3. La posición de un blanco de impacto determina el uso del área (por ejemplo: área de pic-nic) y establece los intervalos de inspección. La zona potencial de falla es el área obtenida del producto $1.5 \times$ altura del árbol (Angwin *et al.*, 2012).

Una vez determinada la probabilidad de caída de un árbol (**Paso 1**) y su probabilidad de impactar un blanco (**Paso 3**), se obtuvo su probabilidad combinada utilizando la matriz de probabilidad del **Cuadro 6.5**.

Cuadro 6.5. Matriz de probabilidad de caída combinada (probabilidad de caída y probabilidad de impactar un blanco específico) (Dunster *et al.*, 2013).

Probabilidad de caída	Probabilidad de impactar un blanco			
	Muy bajo	Bajo	Medio	Alto
Inminente	Improbable	Algo probable	Probable	Muy probable
Probable	Improbable	Improbable	Algo probable	Probable
Posible	Improbable	Improbable	Improbable	Algo probable
Improbable	Improbable	Improbable	Improbable	Improbable

Finalmente, se obtuvo una Calificación de Riesgo (CRi) con base en los componentes iniciales: (1) Probabilidad de caída + probabilidad de impactar un blanco específico y (2) tamaño de la porción afectada (**Cuadro 6.6**).

Cuadro 6.6. Matriz de calificación de riesgo con base en los componentes probabilidad de caída, probabilidad de impacto y tamaño de la porción defectuosa.

Probabilidad de caída + Probabilidad de impacto	Tamaño de la porción afectada			
	Pequeña_1	Mediana_2	Grande_3	Muy grande_4
Muy probable_8	Moderado_9	Moderado_10	Alto_11	Extremo_12
Probable_7	Bajo_8	Moderado_9	Moderado_10	Alto_11
Algo probable_6	Bajo_7	Bajo_8	Moderado_9	Moderado_10
Improbable_2_5	Bajo_6	Bajo_7	Bajo_8	Moderado_9

Resultados y Discusión

Las especies más frecuentes de un total de 760 árboles, fueron: *Casuarina equisetifolia* L. (23.60%), *Eucalyptus camaldulensis* Dnh. (12.06%), *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (17.24%), *Cupressus lusitanica* Mill. (13.66%) y *Schinus molle* L. (9.68%). Dichas especies conformaron el 76.25% de las comunidades evaluadas.

Los histogramas de frecuencia para diámetro normal, altura e índice de esbeltez aplicando la ecuación de Sturges (Herrera y García, 2010). Destacan árboles de tallas pequeñas, con diámetros de 7.6 a 15.1 cm en un tercio de la población (31.73%) (**Figura 6.4A**). La categoría dominante respecto a altura, incluyó individuos de 5.1 a 10 m (44.88%) (**Figura 6.4B**), mientras que para el índice de esbeltez, el 61.72% de los árboles presentaron valores de 26 a 75 (**Figura 6.4C**). Es evidente que la mayoría de los árboles evaluados presentan tallas pequeñas, posiblemente debido a su reciente introducción, o bien, a que las condiciones de sitio no son favorables para su adecuado crecimiento y desarrollo. Se esperaba que debido a la antigüedad del área de estudio (50 años), encontrar árboles de mayores dimensiones y, aunque existen algunos ejemplares, la presencia de éstos fue baja.

A pesar de que el índice de esbeltez (IE) se emplea para determinar calidad de planta en vivero, se ha extendido su uso a otras etapas fenológicas, con el propósito de determinar la estabilidad del tronco de forma indirecta. Valores bajos de esbeltez, se asocian, generalmente con árboles más cónicos (ahusados) (Burkhardt y Tomé, 2012), los cuales poseen mayor resistencia a los efectos adversos de vientos fuertes, daño mecánico e incluso nieve (Arias, 2004). A mayor IE, el árbol es más inestable (Durlo y Denardi, 1998).

Los árboles con índices de esbeltez mayores de 80 se consideran inestables, mientras que los que superan el 100, su inestabilidad es muy alta. En general, este índice puede reflejar el vigor del árbol, sin embargo, se ha observado que varía con la edad. Valores de esbeltez incluso de 100, se consideran normales en fases juveniles, pero a partir de los 10 años se esperaría un valor inferior a 80%; de lo contrario, se tendrían árboles muy delgados que fácilmente podrían quebrarse (González, 2001), lo que a futuro incrementaría su riesgo.

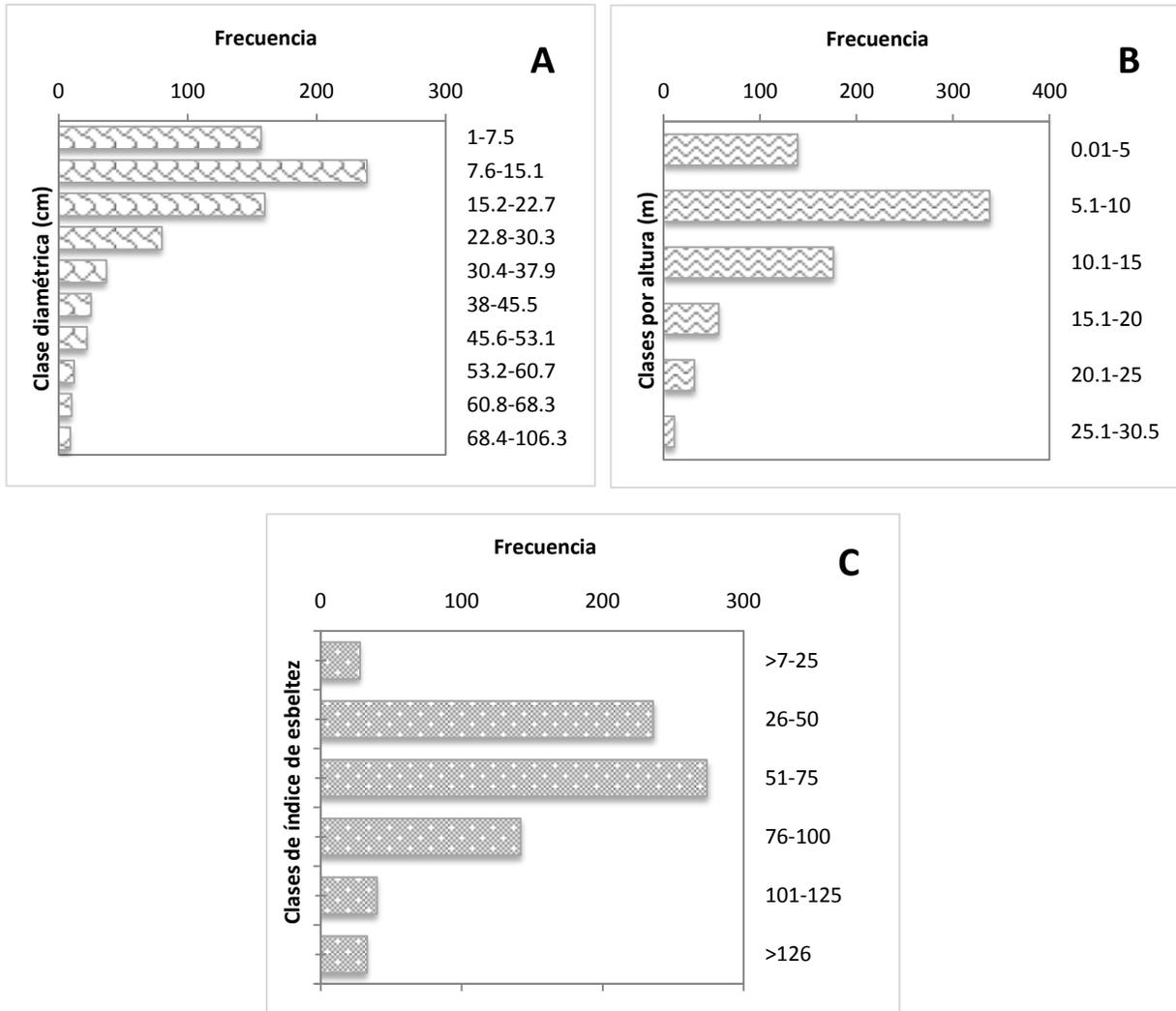


Figura 6.4. Distribución de categorías diamétricas (A), por altura (B) e índice de esbeltez (C) para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F.

Frecuencia de defectos estructurales

De los 760 árboles evaluados, únicamente el 38.77% (297 individuos), presentaron algún daño estructural. Se identificaron 14 tipos de defectos, siendo los más frecuentes: (a) Inclinación con 18.80% (52), (b) Cancros, 15.41% (45), (c) Brote epicórmicos, 14.38%, (d) Ramas muertas, 9.93% (29) (e) Tumores, 9.24% (27) y (f) Cavidades, 6.16% (18) (Figura 6.5).

El grado de **inclinación**, es quizás, el ejemplo más común de un árbol desbalanceado, producto, de la historia de vida del árbol, de las características del microambiente, de sus patrones de crecimiento y resultado también de su genotipo. Si un árbol excede su inclinación en 40 grados o más, y a su vez cuelga o pende sobre un objetivo, entonces el blanco de afectación debe ser removido, o bien, el árbol en cuestión derribado (Pokorny, 2003). Un árbol con una inclinación superior a los 10° puede ser inestable y por lo tanto, monitoreado constantemente (Trummer y Hennon, 2009).

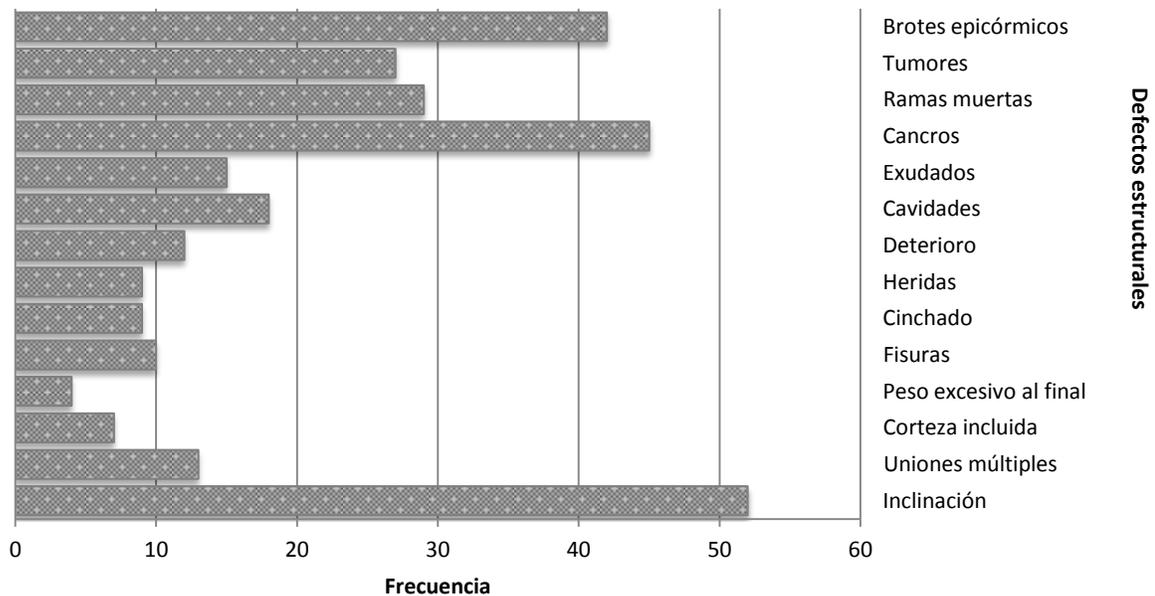


Figura 6.5. Frecuencia de los tipos de defecto estructural en 297 árboles del Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Un árbol saludable puede flexionarse y balancearse con el viento sin romperse, porque las fibras que conforman su madera son flexibles y tienden a deslizarse unas sobre otras, sin embargo, los árboles con cancos (lesión necrótica cortical con bordes definidos), pierden esta propiedad y a menudo se quiebran sobre la cara del árbol que presenta el cancro (Tattar, 1989), por lo cual se sugiere un monitoreo frecuente.

Los **brotos epicórmicos** (también conocidos como chupones), ocupan el tercer lugar de los defectos. Su origen, a partir de yemas latentes tiende a crecer sobre el tronco, cuello de la raíz o en ramas del árbol y a menudo su desarrollo se ve estimulado por una súbita exposición a la luz o como consecuencia de un estrés crónico (Pokorny, 2003). Estos brotes son una estrategia de sobrevivencia del árbol, por lo que se debe estar alerta a posibles problemas de raíz cuando se presentan en gran cantidad de ellos en la base del árbol (Shigo, 1986). En una plantación, la presencia de este defecto puede reducir la calidad de la madera (incrementa el número de nudos), sin embargo, en el arbolado urbano, su impacto es más bien estético y energético, pues su producción consume mucha energía del árbol. Además, en el corto plazo, estos brotes pueden reemplazar ramas muertas, ramas en declinamiento o ramas que fueron podadas durante actividades de manejo (Pokorny, 2003), lo cual, en apariencia es excelente, sin embargo, a pesar de que su crecimiento es muy rápido, su origen adventicio contribuye a formar una unión débil con el árbol (corteza-madera) (Pallardy *et al.*, 2008) y, es muy probable, que el exceso de peso provoque una caída prematura, ocasionando severos daños a terceros.

Un proceso único en los árboles es la capacidad de compartimentar (Shigo, 1993); proceso mediante el cual los árboles limitan la descomposición y decoloración de su madera. Cuando un árbol sufre una herida, se activan diferentes barreras para delimitar el área dañada. Este fenómeno incluye la activación de cuatro paredes, tres de ellas conforman la zona de reacción, y una cuarta es la denominada zona de barrera (Shigo, 1986); en conjunto, trabajan para limitar la dispersión de patógenos y aumento del tamaño de las heridas en sentido vertical (la pared más débil), tangencial y radial. Ocasionalmente, las paredes 1 (vertical), 2 (sentido tangencial y la conforman los últimos células del anillo de crecimiento) y 3 (radial o lateral) no puedan contener la descomposición dentro del árbol (Martínez-Trinidad e Islas-Rodríguez, 2010), formándose en consecuencia **cavidades o**

cancros en algunos casos. El tamaño de éstos y su grado de descomposición pueden convertir al árbol en un elemento riesgoso (ISA, 2001). Muchas de las cavidades observadas en el Bosque de Aragón, presentaron grandes dimensiones, a pesar de ello, muchos árboles permanecen vivos.

Las **ramas muertas** también se presentaron en un porcentaje considerable, la mayoría de ellas concentradas en la parte superior de la copa; ramas con estas características, requieren de su remoción inmediata con el fin de reducir riesgos (ISA, 2001). La poda de limpieza por ramas muertas dentro de la copa, y la poda de reducción en casos excepcionales debe ser aplicada lo más pronto posible, ya que algunas de éstas se presentan en árboles muy altos.

Los **tumores**, fueron otro de los defectos más comunes en el área de estudio; su presencia en la parte baja del tronco y cuello, afecta directamente el tejido cambial, y el flujo de agua y nutrimentos en ambos sentidos. Árboles con este defecto tienden a perder vigor, presentan muerte descendente de ramas y pierden resistencia mecánica contra factores abióticos, debido a la muerte de un alto porcentaje de raíces (Fucikovsky, 2007).

Daños estructurales por sección y especie

Las secciones B y H, presentaron el mayor porcentaje de árboles con defectos estructurales. El defecto más común fue la inclinación, ramas muertas en la parte alta de la copa y canchros de diversos tipos. Es importante destacar, que todas las secciones presentaron árboles inclinados, lo cual implica un cierto grado de atención (**Cuadro 6.7**). Un árbol inclinado con un defecto serio en la parte baja del tronco es más susceptible a caer porque reúne dos características, por un lado, un desbalance estructural y por otro, debilidad acentuada en el tronco o raíz. Si bien, en algunos árboles el crecimiento oblicuo puede ser natural, otros más han tenido un proceso de desarrollo inadecuado debido a las pobres

condiciones de suelo (suelos someros) y a la presencia de un sistema de anclaje deficiente (reducción en el número de raíces estructurales por construcción de obras públicas, etc.) (Pokorny, 2003).

Cuadro 6.7. Porcentajes de árboles con defectos estructurales en cada una de las secciones del Bosque San Juan de Aragón.

Sección	Defectos Estructurales										
	Inclinación	Bifurcación	Uniones múltiples	Corteza incluida	Peso excesivo	Fisuras	Deterioro	Cavidades	Exudados	Ramas muertas	Cancros
B	3.08	—	1.71	0.68	0.34	0.68	1.71	—	—	7.19	3.08
C	3.77	—	1.03	—	0.68	—	0.34	—	0.34	6.51	0.34
E	0.68	—	1.71	—	—	—	—	—	0.68	0.34	8.22
F	0.68	—	—	—	—	0.34	0.34	2.05	—	1.37	0.34
G	3.08	—	—	1.03	—	—	—	—	—	4.11	1.37
H	2.40	0.34	—	—	—	0.34	1.37	2.05	2.40	6.16	2.74
J	1.03	—	—	—	0.34	0.34	—	1.03	—	4.45	2.05
K	2.74	—	—	—	—	1.71	—	0.34	1.37	0.68	—
L	0.34	—	—	0.68	—	—	0.34	0.68	0.34	1.71	1.71

En lo referente a la frecuencia de defectos por especie, de las 12 especies del BSJA, *Casuarina equisetifolia* y *Schinus molle*, presentaron el mayor número de árboles con defectos, con 23.97 y 17.81%, respectivamente, lo que podría ser un indicador de que estos genotipos no son adecuados a las condiciones del Bosque de Aragón (**Figura 6.6**); mientras que *Cupressus lusitanica*, *C. sempervirens* y *Fraxinus uhdei*, podrían ser candidatos para futuras plantaciones (**Figura 6.6**). Los defectos más comunes fueron los brotes epicórmicos en *Casuarina*, *Eucalyptus* y *Tamarix*, y árboles inclinados en *Acacia*.

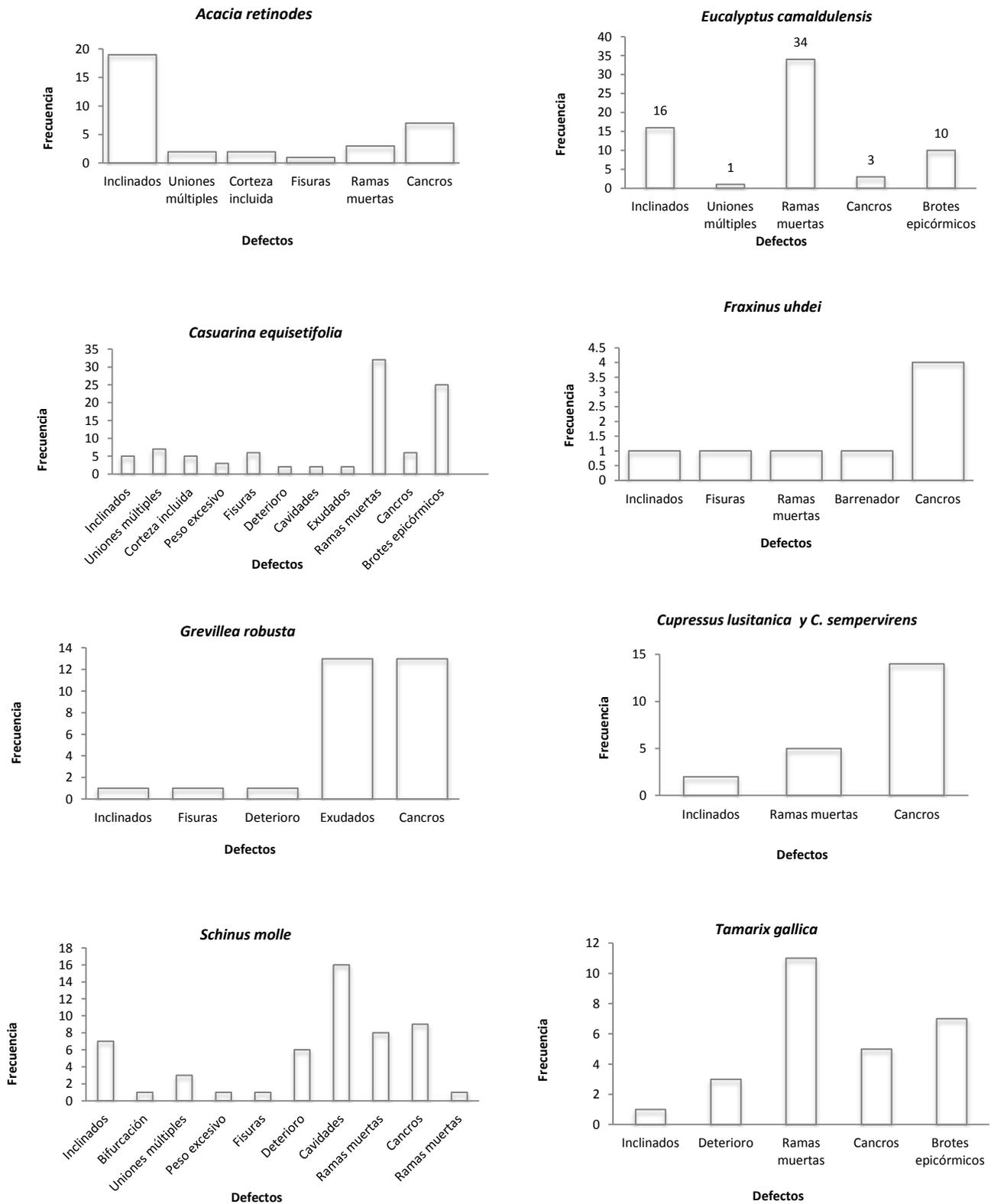


Figura 6.6. Frecuencia de defectos estructurales en ocho de las distintas especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Probabilidad de caída

Con base en la significancia de los defectos, la calificación más frecuente para probabilidad de caída fue **muy probable** con el 57.62%, mientras que para la categoría **posible** se obtuvo un 37.66% (Figura 6.7). En sentido estricto, estas cifras indican que existe un alto porcentaje de árboles con probabilidades altas de caída, sin embargo, se debe considerar que este es sólo uno de los tres componentes que conforman la metodología para calificar si un árbol se considera de riesgo.

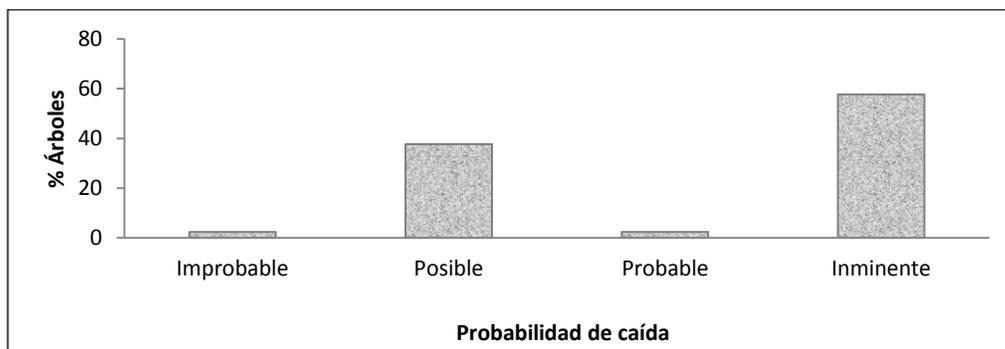


Figura 6.7. Probabilidad de caída con base en la significancia de los defectos encontrados en el Bosque San Juan de Aragón.

Tamaño de la porción afectada

En lo que respecta al tamaño de la porción afectada, la mayoría de las piezas presentaron diámetros menores a 15 cm (61%) (Cuadro 6.3, Código 1), es decir, la mayoría de los defectos se registraron en árboles de bajas dimensiones o en ramas. El resto de los defectos se concentraron principalmente en tronco.

Probabilidad de impactar un blanco con base en el uso del área

Con base al uso del área adyacente a cada árbol al momento de su evaluación, la probabilidad se codificó en cuatro formas, en función de las actividades realizadas por los

usuarios, el tiempo de ocupación del área y la presencia de bienes inmuebles y servicios públicos. La frecuencia de los tipos de uso en sentido creciente fue: **Uso alto > uso medio > uso muy bajo > uso bajo**, con porcentajes del 5, 21, 28 y 47. El uso alto, estuvo directamente relacionado con actividades deportivas sobre piso y por usuarios que trotan en veredas no autorizadas.

Estimación de la calificación de riesgo probable

Se obtuvo una matriz de probabilidad combinada (**Cuadro 6.8**), con los componentes probabilidad de caída y la probabilidad de impactar un blanco con base en el uso del área.

Cuadro 6.8. Matriz de probabilidad de caída combinada (probabilidad de caída y probabilidad de impactar un blanco específico) (Dunster *et al.*, 2013).

Probabilidad de falla	Probabilidad de impactar un blanco			
	Muy bajo_1	Bajo_2	Medio_3	Alto_4
Inminente_4	Improbable_5	Algo probable_6	Probable_7	Muy probable_8
Probable_3	Improbable_4	Improbable_5	Algo probable_6	Probable_7
Posible-2	Improbable_3	Improbable_4	Improbable_5	Algo probable_6
Improbable-1	Improbable_2	Improbable_3	Improbable_4	Improbable_5

El porcentaje de árboles en cada categoría, indica que el 54.54% ocupó la categoría **improbable**, el 30.97% **algo probable**, el 12.45% **probable**, y, el resto **muy probable** (**Figura 6.8**); aproximadamente, el 85% del arbolado tiene bajas probabilidades de caída (algo probable e improbable) y de impactar un blanco específico, y sólo, el 15% representa un riesgo considerable (probable y muy probable).

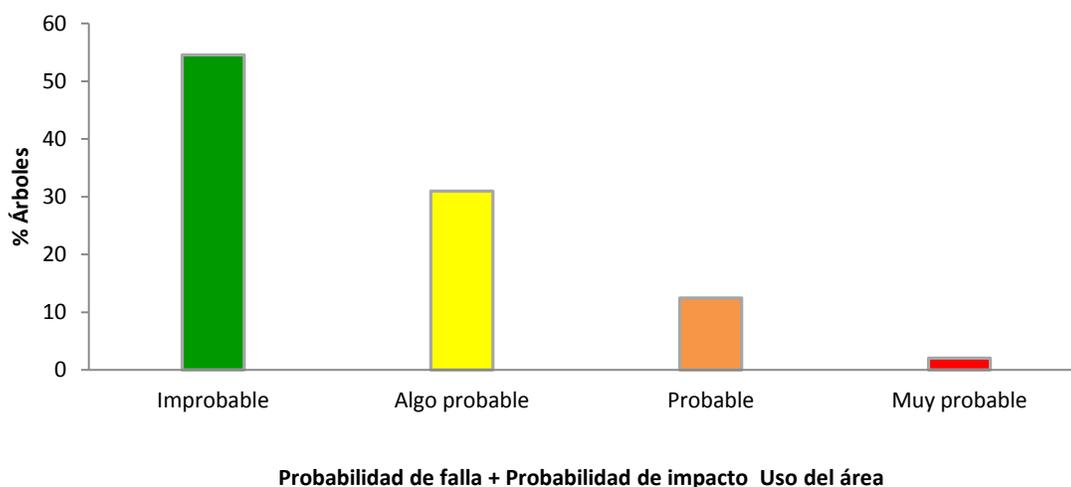


Figura 6.8. Número de árboles calificados con base en su probabilidad de caída + probabilidad de impactar un objetivo en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

Calificación final de riesgo

Finalmente, para cada árbol se obtuvo su calificación de riesgo, con ayuda de la matriz combinada (**Cuadro 6.8**) más el tercer componente de la metodología, es decir, el tamaño de la parte afectada. Cabe señalar que este último componente tiene el potencial de incrementar la calificación de riesgo de un árbol, dependiendo del diámetro de la parte, o bien mantenerlo en la misma condición (**Cuadro 6.9**).

La calificación de riesgo asignada al arbolado del BSJA indica que el 89.22% calificó con **riesgo bajo** y el 10.77%, **riesgo moderado** (**Figura 6.9**). Las categorías restantes, riesgo alto y extremo, no quedaron representadas en la población.

Calificación de riesgo por sección y especie

La calificación de riesgo por especie, mostró diferencias significativas ($p < 0.0001$), con un intervalo de 5.95 a 7.21 (**Figura 6.10**), siendo *Schinus molle* y *Acacia retinodes*, las

especies que presentaron la mayor calificación, pero en general, todas las especies se calificaron con un riesgo bajo.

Cuadro 6.9. Matriz de calificación de riesgo con base en los tres componentes del protocolo, probabilidad de falla + probabilidad de impactar un blanco y tamaño de la porción defectuosa.

Probabilidad de caída + Probabilidad de impacto	Tamaño de la porción afectada			
	Pequeña_1	Mediana_2	Grande_3	Muy grande_4
Muy probable_8	Moderado_9	Moderado_10	Alto_11	Extremo_12
Probable_7	Bajo_8	Moderado_9	Moderado_10	Alto_11
Algo probable_6	Bajo_7	Bajo_8	Moderado_9	Moderado_10
Improbable_5	Bajo_6	Bajo_7	Bajo_8	Moderado_9

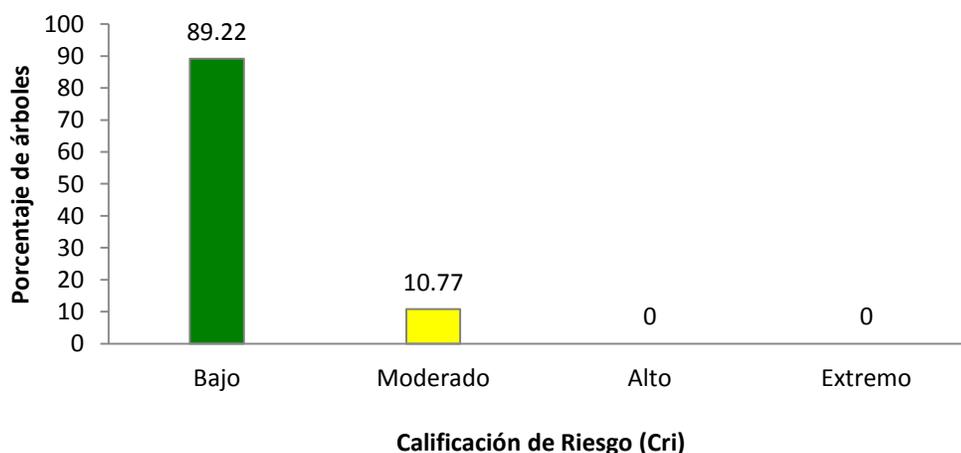


Figura 6.9. Calificación de riesgo para 297 árboles con defectos en el Bosque San Juan de Aragón, D.F.

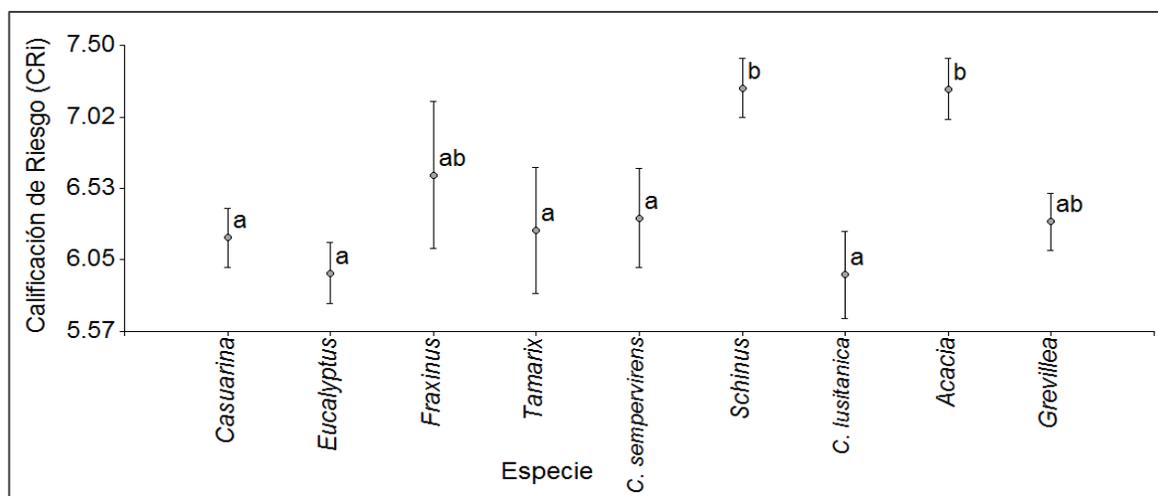


Figura 6.10. Calificación de Riesgo (CRI) por especie arbórea evaluada en el Bosque San Juan de Aragón (promedio \pm error estándar) (diferencias significativas; $p < 0.0001$).

De la misma forma, las secciones también presentaron diferencias significativas ($p < 0.0001$), siendo K y F, las de mayor calificación de riesgo, con 7.80 y 8.00, respectivamente (**Figura 6.11**). Cabe mencionar, que en ambas secciones, la afluencia de usuarios es alta, por el tipo de actividades que allí se realizan, principalmente deporte sobre piso en la K, y como lugar de descanso en la F, por lo que se recomienda un monitoreo constante.

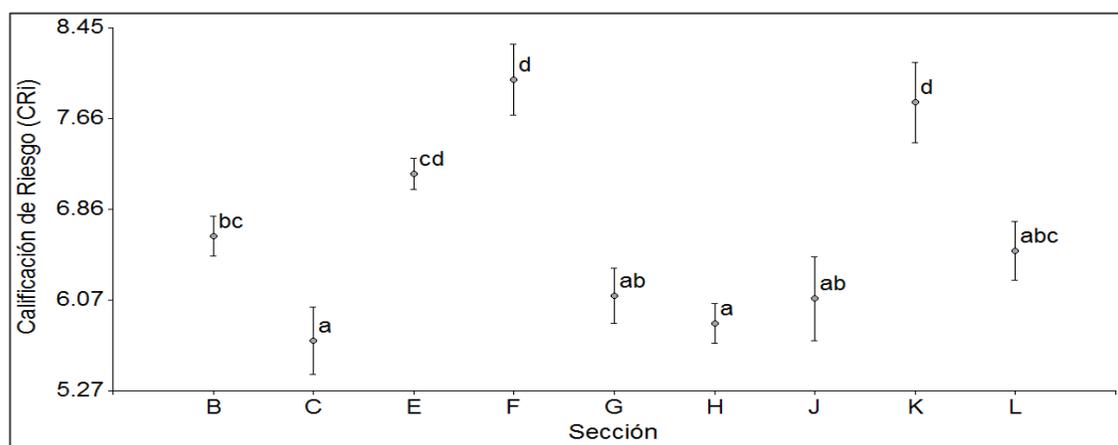


Figura 6.11. Calificación de riesgo promedio para cada una de las secciones del Bosque San Juan de Aragón (promedio \pm error estándar) (diferencias significativas; $p < 0.0001$).

Todas las secciones y especies arbóreas presentaron una calificación de riesgo baja (menor de 8), debido a lo cual, se considera que en las secciones de este bosque las probabilidades de algún siniestro son bajas. Sin embargo, es importante resaltar, que este estudio se realizó en un periodo específico y, debido a que todo análisis de árboles de riesgo requiere un monitoreo continuo, las condiciones estructurales de los árboles y climáticas, pueden cambiar drásticamente en un marco de tiempo diferente.

Conclusiones

El procedimiento del indicador árboles de riesgo adaptado al Bosque San Juan de Aragón, permitió analizar los principales defectos estructurales presentes en el arbolado de una manera fácil y sencilla.

El mayor porcentaje de árboles con defectos se presentó en las secciones B y H, y en las especies *Schinus molle* y *Acacia retinodes*. Los defectos más comunes, fueron: árboles inclinados, canchales, ramas muertas en copa superior, tumores, cavidades y brotes epicórmicos

Al considerar los tres componentes del protocolo, la mayoría de los árboles (89.22%) presentaron una calificación de riesgo para bienes, servicios y vidas humanas bajo. Las secciones con mayor calificación de riesgo fueron la K y la F.

Literatura Citada

1. Angwin, P.A., D.R. Cluck, P.J. Zambino, B.W. Oblinger, W.C. Woodruff. 2012. Hazard tree guidelines for Forest Service Facilities and Roads in the Pacific Southwest Region. Forest Health Protection Pacific Southwest Region. Report RO-12-01. 39 p.
2. Arias, D. 2004. Estudio de las relaciones altura-diámetro para seis especies maderables utilizadas en programas de reforestación en la zona sur de Costa Rica. Revista Forestal Kurú 1(2):1-11.

3. Bellows, C. C. 2008. Development of inspection systems for estimating the structural integrity of trees: An overview of sampled tree risk assessment and hazard rating systems. LTJ-Fakulteten SLU, Alnarp. 41 p.
4. Burkhart, H.E., M. Tomé. 2012. Modeling forest trees and stands. Springer. USA N.Y. 461 p.
5. Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales, S.E. García-Díaz (eds.). 2007. Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico. Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 p.
6. Dunster, J.A., T.A. Smiley, N. Matheny, S. Lilly. 2013. Tree risk assessment manual. International Society of Arboriculture. Champaign. 198 p.
7. Fucikovsky, Z. L. 2007. Tumor bacteriano/Crown gall. *Agrobacterium tumefaciens* (Smith El Townsed). (Tenericutes, Rhizobiaceae). *In*: Enfermedades forestales en México/Forest diseases in Mexico (Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales, S.E. García-Díaz, Eds.). Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. p. 314-317.
8. GDF. 2008. Gaceta Oficial del Distrito Federal. Decreto por el que se declara área de valor ambiental del Distrito Federal en categoría de bosque urbano, al bosque de San Juan de Aragón, México. D.F. [<http://cgsservicios.df.gob.mx/prontuario/vigente/1916.pdf>].
9. González, J.M 2001. Introducción a la silvicultura general. Universidad de León. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. España. 271 p.
10. Harris, R.W., J.R. Clark, N.P. Matheny. 2003. Arboriculture. Integrated management of landscape trees, shrubs and vines. 4th edition. Prentice Hall. Second Edition. USA, New Jersey. 674 p.
11. Herrera, H. J. G., A. C. García. 2010. Bioestadística en ciencias veterinarias. Procedimientos de análisis de datos con SAS. Colegio de Postgraduados y Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense, España. CERSA. 251 p.
12. Hickman, G.W., E.J. Perry, R. Evans. 1995. Validation of a tree failure evaluation system. Journal of Arbor. 21(5):23-34.
13. Hickman, G.W., J. Caprile, E. Perry. 1989. Oak tree hazard evaluation. Journal of arbor. 15(8):177-184.
14. ISA. 2001. Guía para trepadores de árboles. Sociedad Internacional de Arboricultura. USA. 143 p.
15. Koeser, A. K., G. Hasing, D. McLean, R. Northrop. 2013. Tree risk assessment methods: a comparison of three common evaluation forms. Environmental Horticulture Department, UF/IFAS Extensions. ENH1226. 8 p.
16. Krishnamurthy, L., J. Rente-Nascimento. 1998. Áreas verdes urbanas en Latinoamérica y el Caribe. Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. 397 p.
17. Martínez-Trinidad, T., L. Islas-Rodríguez. 2010. Biología y compartimentación del árbol. ArbolAMA. 3:21-29.
18. Matheny, N., J.R. Clark. 2009. Tree risk assessment. What we know? (and What we don't know?). Arborist News. www.isa-arbor.com. 20-31 p.

19. Matheny, N., J.R. Clark. 1994. A photographic guide to the evaluation of hazard trees in urban areas. 2nd ed. International Society of Arboriculture. USA. 85 p.
20. Pallardy, S.D. 2008. Physiology of woody plants. Third edition. Elsevier and Academic Press. 464 p.
21. Pokorny, J.D. 2003. Urban tree risk management: A community guide to program design and implementation. USDA Forest Service, Northeastern Area, St. Paul MN. NA-TP-03-03. 108 p.
22. Robbins, K. 1989. How to recognize and reduce tree hazards in recreation sites. USDA Forest Service NA-FR-31. 28 p.
23. Schreuder, H.T., R. Ernst, H. Ramírez-Maldonado. 2004. Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-126. 100 p.
24. Shigo, A. L. 1993. A new tree biology. Facts, photos, and phylosphies on trees and their problems and proper care. Shigo & Trees Associates. USA. 618 p.
25. Shigo, A.L. 1986. A new tree biology dictionary. Shigo and Trees Associates. New Hampshire. 132 p.
26. SMA. 2012. Los bosques urbanos de Chapultepec y San Juan de Aragón: sitios emblemáticos de importancia socioambiental. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. México. 84 p.
27. Smiley, E. T., N. Matheny, S. Lilly. 2011. Best management practices: Tree risk assessment. International Society of Arboriculture, Champaing, IL.
28. Tattar, T.A. 1989. Disease of shade trees. Academic Press. USA. 391 p.
29. Trummer, L., P. Hennon. 2009. Hazard trees in Alaska. A guide to the identification and management of hazard trees in Alaska. USDA Forest Service. Alaska Region. Publication R10-TP-142. 62 p.

Anexo 6.1

Cuadro 6.1. Códigos asignados a los tipos de defecto, de acuerdo con su probabilidad de caída (Hickman, 1989; Pokorny, 2003; Matheny y Clark, 2009; Trummer y Hennon, 2009; Angwin *et al.*, 2012).

Código de Campo	Estructura	Tipo de defecto*	Probabilidad de caída**
01		Radio crítico de raíz disminuido	4
02		Enfermedades de raíz	4
03	Raíz	Pudrición	4
04		Raíces expuestas	4
05		Cancros	4
06	Contrafuertes y cuello de la	Heridas	2
07	raíz	Pudriciones	4
08		Cancros	4
09		Cavidades	4
10		Fisura	4
11	Tronco	Cinchado	3
12		Insectos en tronco	2
13		Tumores	4
14		Brotos epicórmicos	1
15		Exudados	2
16		Rama líder muerta	2
17	Ramas	Ramas muertas	2
18		Corteza incluida	2
19		Brotos epicórmicos	1
20	Posición	Inclinación	4
21	(Inclinación y pobre arquitectura)	Ahusamiento inadecuado	4

* Puntos de debilidad internos o externos los cuales reducen la estabilidad del árbol. ** Asignados con base a la naturaleza del defecto (factor de peligro).

Índice de Figuras y Cuadros

Capítulo 1

	Págs.
Figura 1.1. Diseño de los sitios de muestreo. A. Conglomerado del ICP Forests donde se evalúan seis árboles por subparcela. B. Conglomerado FHM en forma de "Y" invertida (Lakatos <i>et al.</i> , 2014; Bennett y Tkacz, 2008)_____	3

Capítulo 2

	Págs.
Figura 2.1. Polígono del Bosque San Juan de Aragón, D.F., ubicación de las secciones y parcelas de estudio_____	13
Figura 2.2. Histogramas de frecuencia para diámetro normal (A), altura (B) y área basal (C) para el arbolado evaluado del Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	22
Figura 2.3. Número de árboles promedio por sección dentro del Bosque San Juan de Aragón (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.001$)._____	23
Figura 2.4. Diferencias significativas entre los distintos índices de diversidad para las diez secciones del Bosque San Juan de Aragón ($p < 0.001$)._____	25
Figura 2.5. Curva rango/abundancia para las especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	26
Figura 2.6. Curvas rango/abundancia para las secciones B, C, E, F y G del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	27
Cuadro 2.1. Valores promedio de variables dasométricas por familia y especie para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F. _____	17
Cuadro 2.2. Índices de diversidad para las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	24
Cuadro 2.3. Matriz de similitud entre las distintas secciones del Bosque San Juan de Aragón, de acuerdo con el Índice de Jaccard._____	29

Capítulo 3

	Págs.
Figura 3.1.	Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Argón, D.F. (Polígono en ArcMap Versión 10)._____ 40
Figura 3.2.	Representación esquemática de las variables absolutas del indicador condición de copa._____ 41
Figura 3.3.	Tarjeta empleada para la evaluación de la densidad y transparencia de copa en campo (Modificada de Schomaker <i>et al.</i> , 2007)._____ 42
Figura 3.4.	Histogramas de frecuencia para diámetro normal (A) y altura (B) en 753 árboles vivos y evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F. _____ 46
Figura 3.5.	Histogramas de frecuencia y frecuencia acumulada (línea punteada), para las variables absolutas de copa en los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa viva. B. Transparencia de copa. C. Densidad de copa. D. Muerte regresiva. E. Posición de copa y F. Exposición a la luz._____ 48
Figura 3.6.	Comparación de variables de copa por especie de angiosperma y error estándar asociado. A. Proporción de copa viva. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$. Línea horizontal indica promedios estándar obtenidos en otros estudios._____ 50
Figura 3.7.	Valores promedio de variables de copa y error estándar con base a la posición de copa de los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Barras con letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.001$; $\alpha = 0.05$)._____ 55
Figura 3.8.	Valores promedio de variables de copa y error estándar con base a la exposición de la copa a la luz para los árboles evaluados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Proporción de copa. B. Densidad de copa. C. Transparencia de copa y D. Muerte regresiva. Barras con letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0.0001$; $\alpha = 0.05$)._____ 56
Figura 3.9.	Índice de valor de importancia urbano (IVIU) de las diez especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____ 58

Cuadro 3.1.	Ecuaciones empleadas para calcular las variables compuestas de copa._____	43
Cuadro 3.2.	Ecuaciones para calcular el Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU) del arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	44
Cuadro 3.3.	Valores promedio de variables dasométricas en 753 árboles del Bosque de San Juan de Aragón, D.F. _____	46
Cuadro 3.4.	Estadísticos descriptivos de las variables absolutas de copa para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón._____	49
Cuadro 3.5.	Comparación de variables de copa para las dos especies de coníferas presentes en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	51
Cuadro 3.6.	Comparación de variables de copa por sección en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	53
Cuadro 3.7.	Índices de valor de importancia urbana (IVIU) de cada una de las especies arbóreas evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	59

Capítulo 4

Figura 4.1.	Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Polígono en ArcMap, Versión 10)._____	70
Figura 4.2.	Área basal afectada por los distintos agentes de daño registrados en tronco y cuello y para cada especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	77
Figura 4.3.	Frecuencia de los distintos tipos y/o agentes de daño identificados en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (A) Daño 1 y (B) Daño 2._____	78
Figura 4.4.	Frecuencia del índice de severidad de daño integral en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	83
Figura 4.5.	Índice de severidad de daño para cada sección del Bosque San Juan de Aragón, D.F. (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$)._____	84
Figura 4.6.	Índice de severidad de daño por especie evaluada en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0001$)._____	85

Cuadro 4.1.	Códigos para la identificación de agentes y tipos de daño en el arbolado urbano del Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	72
Cuadro 4.2.	Intervalos de clase y códigos empleados para determinar la intensidad del daño observado en campo. _____	74
Cuadro 4.3.	Frecuencia de agentes de daño (1 y 2) por especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	80
Cuadro 4.4.	Distribución de agentes de daño por especie arbórea del Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	82
Cuadro 4.5.	Categorías de daño generadas con base en los componentes del Índice de Severidad de Daño para el arbolado del Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	86
Cuadro 4.6.	Valores promedio [♦] para los componentes del Índice de severidad de daño por sección. _____	86
Cuadro 4.7.	Valores promedio [♦] para los componentes del Índice de severidad de daño por especie arbórea. _____	87

Capítulo 5

	Pág.	
Figura 5.1.	Distribución de las secciones y parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	97
Figura 5.2.	A. Barrena empleada en el muestreo de suelo. B. Cilindros fraccionados para la obtención de las submuestras. _____	98
Figura 5.3.	Relación del contenido de materia orgánica versus densidad aparente (A), espacio poroso (B) y contenido de carbono orgánico (C). _____	111
Figura 5.4.	Propiedades químicas promedio (+ error estándar) para cada una de las secciones del bosque San Juan de Aragón. A. Potencial de hidrógeno. B. Conductividad eléctrica y C. Contenido de sales (barras con letras iguales no son significativamente distintas con $p < 0.0001$). _____	112

Figura 5.5.	Porcentajes de las fracciones minerales en cada una de las secciones evaluadas en el bosque San Juan de Aragón, D.F. A. Arcilla, B. Limos y C. Arenas (Barras indican el valor promedio y su error estándar) (letras distintas indican diferencias significativas con $p < 0.0206$, $p < 0.015$ y $p < 0.0001$, respectivamente)._____	116
Figura 5.6.	Propiedades físicas y químicas de los suelos del bosque San Juan de Aragón y su relación con la profundidad de muestreo. A. Potencial de hidrógeno. B. Densidad aparente. C. Espacio poroso. D. Conductividad eléctrica. E. Contenido de sales. F. Porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico (diferencias significativas con $p < 0.0001$)._____	119
Figura 5.7.	Porcentaje de las fracciones de arcillas, limos y arenas respecto a la profundidad de muestreo en el bosque San Juan de Aragón (no se identificaron diferencias significativas entre las mismas fracciones)._____	120
Figura 5.8.	Densidad poblacional de hongos asociados a los suelos del bosque San Juan de Aragón durante los muestreos de la temporada seca (A) y lluviosa 2013 (B)._____	123
Figura 5.9.	Densidades poblacionales de hongos para las 10 distintas secciones de muestreo en el bosque San Juan de Aragón (no hubo diferencias significativas)._____	127
Figura 5.10.	Densidades poblacionales de <i>Aspegillus niger</i> y <i>Penicillium</i> sp. en las secciones donde fue posible aislarlos (letras distintas indican diferencias significativas (+error estándar)._____	128
Figura 5.11.	Análisis de las densidades poblacionales en el gradiente de muestreo vertical realizado en el bosque San Juan de Aragón (no hubo diferencias significativas)._____	129
Figura 5.12.	Densidades poblacionales registradas en cuatro secciones respecto a la profundidad. (Letras distintas indican diferencias significativas. (C/ $p=0.0196$; M/ $p=0.0363$; E/ $p=0.04$ y F/ $p=0.039$)._____	130

Cuadro 5.1.	Propiedades físicas, químicas y biológicas evaluadas en los suelos del Bosque San Juan de Aragón, métodos de laboratorio y periodos de muestreo._____	100
Cuadro 5.2.	Estadística descriptiva e intervalos de confianza para las propiedades físicas y químicas de los suelos del Bosque San Juan de Aragón._____	103
Cuadro 5.3.	Rangos de densidad aparente y espacio poroso en distintos suelos urbanos del mundo._____	104
Cuadro 5.4.	Coefficientes de correlación de Pearson [♦] y valores-p asociados para seis propiedades físicas y químicas de los suelos del bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	112
Cuadro 5.5.	Propiedades [♦] físicas y químicas promedio de los suelos analizados en cada una de las secciones del bosque San Juan de Aragón, D.F. _____	114
Cuadro 5.6A.	Unidades formadoras de colonias (ufc/g suelo) [♦] promedio para cada sección y profundidad de suelo muestreada en el Bosque San Juan de Aragón (Temporada seca 2013)._____	137
Cuadro 5.6B.	Unidades formadoras de colonias (ufc/g suelo) [♦] promedio para cada sección y profundidad de suelo muestreada en el Bosque San Juan de Aragón (Temporada seca 2013)._____	138

Capítulo 6

	Pág.	
Figura 6.1.	Localización de las parcelas de estudio en el Bosque San Juan de Aragón, D.F. (Polígono en ArcMap Versión 10)._____	144
Figura 6.2.	Categorías pictóricas asignadas a probabilidad de caída (PC). (1) Improbable. (2) Posible; (3) Probable e (4) Inminente._____	148
Figura 6.3.	La posición de un blanco de impacto determina el uso del área (por ejemplo: área de pic-nic) y establece los intervalos de inspección. La zona potencial de falla es el área obtenida del producto 1.5 x altura del árbol (Angwin <i>et al.</i> , 2012)._____	149

Figura 6.4.	Distribución de categorías diamétricas (A), por altura (B) e índice de esbeltez (C) para los árboles evaluados en el Bosque de San Juan de Aragón, D.F._____	152
Figura 6.5.	Frecuencia de los tipos de defecto estructural en 297 árboles del Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	153
Figura 6.6.	Frecuencia de defectos estructurales en ocho de las distintas especies evaluadas en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	157
Figura 6.7.	Probabilidad de caída con base en la significancia de los defectos encontrados en el Bosque San Juan de Aragón._____	158
Figura 6.8.	Número de árboles calificados con base en su probabilidad de caída + probabilidad de impactar un objetivo en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	160
Figura 6.9	Calificación de riesgo para 297 árboles con defectos en el Bosque San Juan de Aragón, D.F._____	161
Figura 6.10.	Calificación de Riesgo (CRi) por especie arbórea evaluada en el bosque San Juan de Aragón (promedio \pm error estándar) (diferencias significativas; $p < 0.0001$)._____	162
Figura 6.11.	Calificación de riesgo promedio para cada una de las secciones del bosque San Juan de Aragón (promedio \pm error estándar) (diferencias significativas; $p < 0.0001$)._____	162
Cuadro 6.1.	Códigos asignados a los tipos de defecto, de acuerdo con su probabilidad de caída (Hickman, 1989; Pokorny, 2003; Matheny y Clark, 2009; Trummer y Hennon, 2009; Angwin <i>et al.</i> , 2012)._____	166
Cuadro 6.2.	Categorías de probabilidad de caída con base en el tipo de defecto y las condiciones climáticas en un tiempo específico (Dunster <i>et al.</i> , 2013; Matheny y Clark, 1994). _____	146
Cuadro 6.3.	Códigos asignados con base al tamaño de la porción afectada (Matheny y Clark, 1994)._____	147

Cuadro 6.4.	Códigos asignados a la probabilidad de impactar un blanco, con base en el uso del área adyacente al árbol evaluado (Dunster <i>et al.</i> , 2013)._____	147
Cuadro 6.5.	Matriz de probabilidad de caída combinada (probabilidad de caída y probabilidad de impactar un blanco específico) (Dunster <i>et al.</i> , 2013)._____	150
Cuadro 6.6.	Matriz de calificación de riesgo con base en los componentes probabilidad de caída, probabilidad de impacto y tamaño de la porción defectuosa. _____	150
Cuadro 6.7.	Porcentaje de árboles con defectos estructurales en cada una de las secciones del Bosque San Juan de Aragón._____	156
Cuadro 6.8.	Matriz de probabilidad de caída combinada (probabilidad de caída y probabilidad de impactar un blanco específico) (Dunster <i>et al.</i> , 2013)._____	159
Cuadro 6.9	Matriz de calificación de riesgo con base en los tres componentes del protocolo, probabilidad de falla + probabilidad de impactar un blanco y tamaño de la porción defectuosa._____	161

