BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESTIMACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LAS ÁREAS VERDES EN CIUDAD UNIVERSITARIA BUAP: BASES PARA EL MANEJO DEL ARBOLADO URBANO

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

EMILIANO RUBIO CASTILLO

DIRECTOR:

DR. MARCO ANTONIO MORA RAMÍREZ

CO-DIRECTOR:

DR. JENARO REYES MATAMOROS

PUEBLA, PUE., 21 DE MARZO DE 2024

Contenido

Índice de Tablas 5

Índice de Figuras 6

Índice de Apéndices 8

Índice de Anexos 10

RESUMEN 11

ABSTRACT 12

I. INTRODUCCIÓN. 13

II. MARCO TEÓRICO. 14

2.1 Bosques urbanos 14

2.1.1 Servicios Ambientales 15

Captura de Carbono 16

Fijación de Nitrógeno 16

2.1.2 Servicios sociales: “el confort social” 17

2.2 Dasometría urbana 18

2.2.1 Cuantificación de la biomasa 19

2.3 El suelo 20

2.3.1 El suelo en los bosques urbanos 20

2.3.2. Interacción Suelo – Vegetación 23

2.3.3 Análisis del suelo 26

III. JUSTIFICACIÓN 27

IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN 28

V. OBJETIVO. 28

5.1. Objetivo general 28

5.2. Objetivos específicos 28

VI. HIPÓTESIS. 28

VII. MATERIALES Y MÉTODOS. 29

7.1. Ubicación y delimitación de zonas de estudio 29

7. 2 Identificación de especies y toma de coordenadas 30

Altura 31

Diámetro a la Altura del Pecho 31

Porcentaje de copa ausente 33

Ancho de la copa 33

Muerte Regresiva 33

7.3 Servicios ambientales 34

Valor de importancia 34

Captura de Carbono 34

Producción de Oxígeno 34

Eliminación de contaminantes atmosféricos 35

7.4 Muestreo y análisis del suelo 37

Aleatorización de los puntos de muestreo del suelo 37

Toma de muestras 37

Análisis en laboratorio del suelo 37
Carbono orgánico y Materia orgánica 38
Nitrógeno total 38
7.5 Procesamiento en R 39
VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 40
8.1 Composición y estructura arbórea de CU-BUAP 40
8.1.1 Altura 43
8.1.2 Ancho de la copa 46
8.1.3 Muerte regresiva 47
8.1.4 Diámetro a la Altura del Pecho 49
8.1.5 Procedencia de las especies 50
8.1.6 Valor de Importancia 52
8.2 Servicios Ambientales de la Vegetacion de CU-BUAP 54
8.2.1 Captura de Carbono y CO_2 54
8.2.2 Producción de Oxígeno 55
8.2.3 Eliminación de Contaminantes Atmosféricos 56
8.3 Resultados por zona 57
8.3.1 Densidad por zona 59
8.3.2 DAPs por zona 61
8.3.3 Ancho de la copa 62
8.4 Resultados de suelo 64

IX. CONCLUSIONES. 73

X. BIBLIOGRAFÍA. 75

XI. APÉNDICES 88

XII. ANEXOS 106

Índice de Tablas

Tabla 1 Parámetros asociados a contaminantes. 36

Tabla 2 Las 10 especies con mayor valor de importancia. 53

Tabla 3 Almacenamiento de Carbono y equivalente de CO2 de las especies que almacenan más del 1% de carbono. 54

Tabla 4 Producción de oxígeno por año de las especies que producen más de una tonelada de oxígeno al año. 55

Tabla 5 Distribución de la población dentro de las zonas. 58

Tabla 6 Porcentajes de Carbono Orgánico (Corg), materia orgánica (MO) y Nitrógeno total (Nt) por zona y profundidad. 65

Tabla 7 Relación Corg/Nt en las zonas de CU-BUAP. 66

Tabla 8 Resumen de las pruebas de Dunn de las 5 especies principales en relación con la cantidad de Corg en el suelo. Ver acrónimos en Anexo 1. 69

Tabla 9 Resumen de las pruebas de Dunn de las 5 especies principales en relación con la cantidad de Nt en el suelo. Ver acrónimos en Anexo 1. 70

Índice de Figuras

Figura 1 Zonas delimitadas dentro de CU-BUAP, en naranja la Zona 13 y en Rojo la Zona 14. 30

Figura 2 Consideraciones sobre la base del árbol para tomar en cuenta el 1.37m al que tomar el registro de DAP. 32

Figura 3 Porcentaje de abundancia de árboles por especie, la categoría “Otros” corresponde a las otras 31 especies dentro de CU-BUAP con un porcentaje menor al 1% de la población. 41

Figura 4 Distribución espacial de las especies por abundancia, en azul las 5 especies más abundantes, en rojo las otras 39 especies. 43

Figura 5 Abundancia de los árboles según su altura. Los valores de altura aumentan en “.25”, en rojo la media móvil. 44

Figura 6 Alturas promedio de las cinco especies principales de árboles. Ver acrónimos en Anexo 1. 45

Figura 7 Porcentaje de copa ausente en las especies con mayor abundancia. El tamaño de las barras corresponde al número de individuos. Ver acrónimos en Anexo 1. 46

Figura 8 Correlación Este-Oeste y Norte-Sur del ancho de copa de las principales especies. Ver acrónimos en Anexo 1. 47

Figura 9 Muerte regresiva a partir de la categoría "Aceptable" (30-45%) de las 10 especies más abundantes. Ver acrónimos en Anexo 1. 49

Figura 10 Distribución de los DAPs de las 10 especies más abundantes. 50

Figura 11 Regiones biogeográficas de las especies presentes en CU-BUAP en porcentaje; abreviaturas en las especies identificadas con dos o más regiones biogeográficas de origen; Neártica – Neotropical (Na – Nt), Neártica – Paleoártica (Na – Pa), Neotropical – Oriental (Nt-Or). 51

Figura 12 Abundancia de árboles dependiendo de su región biogeográfica. 52

Figura 13 Promedio de eliminación de contaminantes por año, el eje vertical secundario corresponde a la eliminación de material particulado menor a 10 micras (PM10). 56

Figura 14 Densidad de la vegetación por zona. 59

Figura 15 Abundancia de las principales especies por zona. Ver acrónimos en Anexo 1. 60

Figura 16 Promedio de DAPs de las cinco principales especies en las zonas. Ver acrónimos en Anexo 1. 61

Figura 17 Distribución por zona de los 50 árboles más altos de CU-BUAP. Ver acrónimos en Anexo 1. 62

Figura 18 Valores de correlación de las variables ancho N/S y E/O en las zonas. 63

Figura 19 Correlación entre el ancho de la copa Norte/Sur – Este/Oeste por especie, en las zonas con correlación menor a .80 de las mismas variables (Figura 18). Los “0” corresponden a la ausencia de la especie en la zona. 64

Figura 20 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie *Eucalyptus* en función de la cantidad de Corg del suelo donde están establecidos. 68

Índice de Apéndices

Apéndice 1 Especies presentes en CU-BUAP con su distribución y acrónimo. 88

Apéndice 2 Tabla de distribución de las especies dentro de las categorías de Muerte Regresiva. 89

Apéndice 3 Regiones Biogeográficas de origen de las especies presentes en CU-BUAP; (*) Originaria de Centroamérica; (* *) Nativa de México. 90

Apéndice 4 Almacenamiento de carbono y CO_2 de todas las especies. 91

Apéndice 5 Almacenamiento de carbono y su valor económico por año de las especies presentes en CU-BUAP. 93

Apéndice 6 Producción de oxígeno por especie. 94

Apéndice 7 Valor de importancia de las especies presentes en CU-BUAP. 95

Apéndice 8 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CAEQ en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos. 97

Apéndice 9 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CAEQ en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos. 98

Apéndice 10 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CULU en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos. 99

Apéndice 11 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CULU en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos. 100

Apéndice 12 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie EU en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos. 101

Apéndice 13 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie EU en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos. 102

Apéndice 14 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FIRE en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos. 103

Apéndice 15 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FIRE en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos. 104

Apéndice 16 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FRUH en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos. 105

Apéndice 17 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FRUH en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos. 106

Índice de Anexos

Anexo 1 Resultados de la Propuesta de Restauración ecológica (2003). 107

Anexo 2 Interpretación de los resultados del análisis de Corg y Nt en laboratorio, extraído de SEMARNAT, 2002.. 108

Anexo 3 Interpretación de la relación Corg y Nt, extraído de ITACyL, 2013. 109

RESUMEN

Los bosques urbanos son el tipo de bosques que menos ha sido estudiado en cuanto a sus formas de desarrollo y los factores que lo impactan, sin considerar que estos son los bosques con los que más convive el ser humano y cuyo desarrollo tiene grandes impactos sobre la seguridad y confort social. Sin embargo, la amplia gama de factores que influyen dentro de la dinámica de los bosques urbanos hace difícil obtener una descripción de los procesos y flujos de energía que permiten el desarrollo de la vida en él, aunado a los factores propios de la intensa interacción humana con estas áreas, es de gran importancia realizar estudios que nos permitan observar el panorama de nuestros bosques urbanos y observar tendencias hacia la mejora o deterioro de estos. Es así como el objetivo del presente estudio es evaluar la salud de la vegetación y su crecimiento en relación con los niveles de Carbono orgánico y Nitrógeno total presentes en los suelos de las áreas verdes de Ciudad Universitaria BUAP (CU-BUAP), buscando las relaciones que se presentan entre el Diámetro a la Altura del Pecho con las concentraciones de estos macroelementos, para comprender su dinámica y contribución al ecosistema urbano. En el que se encontró que las cantidades de Corg presentes (ya sea alta o baja) en las distintas áreas de CU-BUAP no afectan el desarrollo de las 5 especies más abundantes salvo a la especie *Eucalyptus sp.* cuyo diámetro a la altura del pecho (DAP) se ve afectado ante bajas cantidades de Corg, en cuanto a Nt la mitad de las zonas presentan niveles bajos o críticos, en los que los suelos con una cantidad crítica de Nt (<0.05%) se encuentra afectando el DAP de 4 de las 5 especies más abundantes en CU-BUAP. Aún sin hojarasca, la cantidad de Corg en suelo se mantienen dentro de la categoría de “Alto” en la mayoría de las zonas, por el contrario del Nt, en donde la mayoría se encuentra en categorías de “Bajo” y “Crítico”, estos niveles se encuentran afectando el DAP de las especies más abundantes establecidos en esas zonas, además de que estos registros suponen una posible tendencia al declive de la vegetación, así como el declive de otros ciclos biogeoquímicos que involucren dicha ausencia de nitrógeno. Por parte de la estructura del arbolado, el cambio en la composición arbórea (buscando una mayor diversidad y una correcta elección de especies) favorecerá de manera natural la fijación del nitrógeno que se deposita en el suelo, mientras que utilizar estrategias sustentables que busquen la reintegración de nitrógeno al suelo (sustituyendo la remoción de hojarasca) será el primer paso para lograr áreas verdes sustentables y estructuralmente más seguras para la comunidad universitaria.

ABSTRACT

Urban forests are the type of forests that have been studied the least in terms of their forms of development and the factors that impact them, without considering that these are the forests in which humans coexist the most and whose development has great impacts on the environment. security and social comfort. However, the wide range of factors that influence the dynamics of urban forests makes it difficult to obtain a description of the processes and energy flows that allow the development of life in them, combined with the factors inherent to intense human interaction. With these areas, it is of great importance to carry out studies that allow us to observe the panorama of our urban forests and observe trends towards their improvement or deterioration. Thus, the objective of the present study is to evaluate the health of the vegetation and its growth in relation to the levels of organic carbon and total nitrogen present in the soils of the green areas of Ciudad Universitaria-BUAP (CU-BUAP), seeking the relationships that arise between the Diameter at Chest Height with the concentrations of these macroelements, to understand their dynamics and contribution to the urban ecosystem. In which it was found that the quantities of Corg present (whether high or low) in the different areas of CU-BUAP do not affect the development of the 5 most abundant species except for the species *Eucalyptus* sp. whose diameter at breast height (DBH) is affected by low quantities of Corg, in terms of Nt, half of the areas have low or critical levels, in which soils with a critical amount of Nt (<0.05%) are affecting the DBH of 4 of the 5 most abundant species in CU-BUAP. Even without leaf litter, the amount of Corg in the soil remains within the “High” category in most areas, on the contrary of the Nt, where the majority is found in the “Low” and “Critical” categories. These levels are affecting the DBH of the most abundant species established in those areas, in addition to these records implying a possible trend towards the decline of vegetation, as well as the decline of other biogeochemical cycles that involve said absence of nitrogen. On the part of the tree structure, the change in tree composition (seeking greater diversity and a correct choice of species) will naturally favor the fixation of nitrogen that is deposited in the soil, while using sustainable strategies that seek reintegration of nitrogen to the soil (replacing the removal of leaf litter) will be the first step to achieve sustainable and structurally safer green areas for the university community.

I. INTRODUCCIÓN.

Lar áreas verdes dentro del perímetro urbano en conjunto son denominadas “Bosques urbanos” y este bosque presenta varios beneficios para la comunidad que convive con ellos, divididos en servicios ambientales y sociales por lo que el estudio de estas áreas tendría como objetivos buscar el máximo aprovechamiento de dichos servicios, y sobre todo, los que presenten mayor importancia para la comunidad específica. Debido a la alta diversidad de características dentro de cada área urbana las características y propiedades serán distintas dificultando la generalización de ciertas propiedades, dentro de las que sobresalen los efectos negativos de la intervención humana, como lo son: la disminución de diversidad vegetal y la erosión del suelo, pese a esto, existen suelos urbanos que presentan mayores beneficios en cuanto a captación de contaminantes que su contraparte forestal (Brown *et al.,* 2011; Churkina, 2016; González *et al*., 2009; Lamano, *et al*., 2018; Livesley *et al*., 2015; Pouyat *et al*., 2002; Pouyat & Trammell, 2019; Vasenev, *et al*., 2013; Washbourne *et al*., 2015).

Comúnmente la forma de realizar intervenciones en estas áreas se basan en la aplicación de químicos agresivos, la reforestación con especies exóticas y la falta de conocimientos sobre características del suelo relevantes para el desarrollo de la vegetación, provocando que estas acciones aisladas repercutan de manera independiente (y no estructuradas entre sí) dentro de las características del suelo urbano provocando que en la mayoría de casos el bosque urbano tienda al deterioro del mismo, lo peor de este tipo de intervenciones es que provocan desequilibrios ecosistémicos que vuelven aún más aleatorias las características del suelo resultantes, pero (en la mayoría de casos) con tendencias hacia la degradación de toda la zona (Ahn *et al.,* 2022; Aragón *et al*., 2014; Ariluoma *et al*., 2021; Brown *et al.,* 2011; Hansen *et al.*, 2009; Jim, 2019; Melliger *et al.*, 2017; Préndez *et al*., 2013; Scharenbroch & Catania, 2012; Tammell *et al.,* 2020; Vesterdal *et al.,* 2008; Washbourne *et al*., 2015).

Ya sea que estas áreas presenten tendencias erosivas o mejores capacidades que zonas forestales, el poder identificar qué características son los que propician dichas tendencias son altamente variadas y si añadimos lo novedoso que resulta el estudio del bosque urbano, la tendencia de los análisis se centra en observar distintos caracteres y el cómo estos afectan a la vegetación establecida, buscando observar indicios o tendencias del estado del bosque urbano. En este estudio se buscó relacionar las cantidades de Carbono orgánico y nitrógeno total en el suelo, debido a la relación natural que estos componentes tienen con el desarrollo de la vegetación además de observar el efecto del mantenimiento rutinario sobre dichos almacenes, buscando realizar el primer análisis integral entre la vegetación y el suelo de Ciudad Universitaria – BUAP, buscando realizar sugerencias integrales hacia la mejora del bosque urbano (Ariluoma *et al*., 2021; Jim, 2019; Lorenz & Lal, 2015; Sabir, 2009; Scharenbroch & Catania, 2012; Trammell *et al*., 2020; Vesterdal *et al*., 2008; Wang *et al*., 2018).

II. MARCO TEÓRICO.

2.1 Bosques urbanos

La expansión de la mancha urbana a costa de espacios naturales tiene como resultado la perdida de gran parte de los servicios ecosistémicos de las áreas verdes (Brown *et al.,* 2011; Churkina, 2016; Wang *et al*., 2017). El término *bosque urbano* hace referencia a toda zona dentro del perímetro urbano destinada a la colocación de plantas, incluyendo: parques urbanos, aceras, camellones, hasta muros y techos verdes (Anderson *et al*., 2021; Ariluoma *et al*., 2021; Devisscher *et al.,* 2022; Domínguez, 2016; Lamano *et al*., 2018; Sabir, 2009). Estas áreas dentro de las ciudades ayudan a mitigar el impacto ambiental de la actividad humana (Ariluoma *et al*., 2021; Domínguez, 2016; Galindo & Victoria, 2012; Haase, 2021; Kotze *et al*., 2021; Lamano, *et al*., 2018; Livesley *et al*., 2015; Lorenz & Lal, 2015; Pompa & Sigala, 2017; Sabir, 2009; Wang *et al*., 2021), al mismo tiempo los bosques urbanos se encuentran bajo presiones ambientales y antropogénicas únicas en comparación

con otros tipos de bosques convencionales (Amini *et al*., 2019; Kotze & Setälä, 2021; Svirejeva-Hopkins *et al*., 2011; Vasenev *et al*., 2013), las plantas que conforman la estructura vegetal de la zona están establecidas intencionalmente por el humano, que, en general, no considera los distintos aspectos que conlleva el desarrollo de las distintas especies vegetales.

Los bosques urbanos deberían ser planteados tomando en cuenta los ámbitos sociales, ambientales y económicos, como ejes fundamentales de su sostenibilidad (Galindo y Victoria, 2012; Valduga *et al*., 2016). En este contexto, la investigación sobre los bosques urbanos debe tener como objetivo el aprovechamiento óptimo de las especies vegetales conforme a los beneficios ambientales potenciales de la zona, así como el aprovechamiento de los servicios sociales que estas puedan brindar (Conway & Vander, 2015; Sabir, 2009), considerando como perspectivas fundamentales: una reducción en las inversiones de mantenimiento a largo plazo, una repercusión positiva en el ambiente (aumento en la diversidad y disminución de la contaminación por ejemplo) e incremento en el confort social (Acosta, 2017; Ariluoma *et al*., 2021; Brown *et al.,* 2011; Galindo & Victoria, 2012; Sabir, 2009).

2.1.1 Servicios Ambientales

Las zonas verdes dentro de las ciudades juegan un papel importante en la regulación de los ciclos biogeoquímicos (agua-carbono). Tradicionalmente se piensa en la producción de oxígeno como el principal servicio ambiental que se obtiene de los árboles (Cotler *et al*., 2007; Galindo & Victoria, 2012; Lv *et al*., 2016, 2018). Sin embargo, los servicios ambientales relacionados con los gases de efecto invernadero (GEI) han tomado mayor importancia a nivel mundial debido al potencial de las áreas verdes para el secuestro de contaminantes atmosféricos, por tal motivo son parte fundamental dentro el desarrollo de los centros urbanos, en los que planes de establecimiento y mantenimiento sustentables deberían integrarse dentro de las políticas públicas sobre la mitigación del cambio climático y confort social (Amini *et al*., 2019; Domínguez, 2016; Lorenz & Lal, 2015; Nowak *et al*., 2013; Pompa & Sigala, 2017; Vesterdal *et al*., 2008).

Captura de Carbono

Las emisiones de GEI, en particular el dióxido de carbono (CO_2), tienen repercusiones en el clima del planeta (Amini *et al*., 2019; Ariluoma *et al*., 2021; Churkina, 2016, Domínguez, 2016; Kotze & Setälä, 2021; Nowak *et al*., 2013; Wang y Song, 2020). Como es bien sabido, el CO_2 uno de los principales responsables del calentamiento global (Ariluoma *et al*., 2021; Churkina, 2016; Cotler *et al*., 2007; Domínguez, 2016; Pouyat & Trammell, 2019; Sánchez-León *et al*., 2016; Wang y Song, 2020) en el que los centros urbanos cobra gran relevancia como uno de los principales emisores de dicho gas.

Para la captura de carbono en centros urbanos existen diversas tecnologías que incluyen absorción, adsorción, membranas y separación criogénica (Wang y Song, 2020). Así mismo, la vegetación captura de manera regular (captura biológica) algunos contaminantes a través de sus procesos metabólicos, donde la fotosíntesis permite integrar el carbono a la biomasa de la planta, liberando oxígeno y vapor de agua al ambiente (Churkina, 2016; Nowak *et al*., 2013; Pompa & Sigala, 2017; Sánchez-León *et al*., 2016). Es así como las plantas representan una opción natural para capturar carbono y mantenerlo por un largo tiempo secuestrado a nivel del suelo, incapaz de integrarse a la atmosfera, hasta que vuelva a estar libre tras la muerte del organismo (Amini *et al*., 2019; Ariluoma *et al*., 2021; Domínguez, 2016; Lorenz & Lal, 2015; Nowak *et al*., 2013; Sabir, 2009). Por lo que, a nivel global, los bosques urbanos se plantean como sumideros de carbono para la mitigación de los efectos de los GEI dentro de las ciudades (Amini *et al*., 2019; Ariluoma *et al*., 2021; Churkina, 2016; Lorenz & Lal, 2015; Nowak *et al*., 2013; Pompa & Sigala, 2017; Wang y Song, 2020; Washbourne *et al*., 2015).

Fijación de Nitrógeno

Los compuestos nitrogenados (NOx) son importantes ya que son precursores de la formación de ozono (O_3) (Kou-Giesbrecht & Menge, 2019; Pouyat & Trammell, 2019) y son altamente emitidos en las ciudades. El suelo urbano puede obtener nitrógeno a partir de la degradación de materia orgánica (en forma de NH_4+) o a

través del depósito atmosférico (en forma de NOx). En ambos casos estos compuestos químicos pasaran por procesos de nitrificación y nitratación para convertirse en nitratos y nitritos, que son la forma en la que la planta asimila el nitrógeno realizando la fijación (Joseph *et al*., 2020; Lorenz & Lal, 2015; Pulikova & Gorovtsov, 2022). El resto de nitrógeno que no fue fijado y tampoco mineralizado pasan por un proceso de desnitrificación en el que se forman nuevamente óxidos de nitrógeno (NOx) permitiendo la reintegración de estos compuestos a la atmosfera a través de la evapotranspiración del suelo y la resuspensión de partículas (Pulikova & Gorovtsov, 2022). Cabe resaltar que los NOx atmosféricos depositados en el suelo, presentan una mayor facilidad para entrar en procesos de desnitrificación que el nitrógeno que proviene de la materia orgánica, reduciendo su tiempo de vida a nivel de suelo (Enloe *et al*., 2015; Pulikova & Gorovtsov, 2022). Así mismo, es importante mencionar que estos procesos dependen de las variables ambientales; a mayor temperatura se favorecen los procesos de desnitrificación, así como la evapotranspiración de este y otros precursores de GEI (Brown *et al.,* 2011; Trammell *et al*., 2020). Ahora bien, la fijación de nitrógeno en las plantas se da gracias a la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno localizadas en las raíces (Kou-Giesbrecht & Menge, 2019) que convierten el nitrógeno del suelo en nitratos disponibles para la absorción de la planta a través de interacciones especie específicas por lo que la composición de la vegetación presenta gran influencia en los flujos de nitrógeno en el suelo, estos flujos se ven altamente influenciados por la capacidad de las especies arbóreas de fijar una mayor cantidad de nitrógeno que otras (Ahn *et al*., 2022; Joseph *et al*., 2020; Kou-Giesbrecht & Menge, 2019; Livesley *et al*., 2015; Resh *et al*., 2002; Orchardson, 2020).

2.1.2 Servicios sociales: “el confort social”

El diseño de las áreas verdes no es generalizable, ya que este no solo corresponde a los factores ambientales de la zona, sino que dependerá en gran medida de otros servicios o intereses que se busquen dentro de la comunidad que interactúa con cada área verde. En algunos casos habrá mayor interés en buscar reducir la temperatura, en tener mayor sombra, utilizar árboles como rompevientos, inclusive

que se busque un color específico en la vegetación o mejorar la plusvalía del vecindario (Bayle, 2019; Conway y Vander, 2015; Domínguez, 2016; Galindo y Victoria, 2012; Lamano *et al*., 2018; Sánchez-León *et al*., 2016; Sabir, 2009; Wang *et al*., 2021). Dentro de toda la diversidad vegetal existirán especies que cumplan satisfactoriamente estos tipos de servicios, aunque la gran gama de especies a elegir generalmente queda reducida a cuatro o cinco especies comúnmente usadas para la siembra urbana (Conway & Vander, 2015), siendo esta baja gama uno de los factores que provoca un crecimiento subóptimo de la vegetación, causando distintos problemas tanto ambientales como en los objetivos sociales (Galindo y Victoria, 2012). Dentro de los servicios sociales que brindan los bosques urbanos se tienen los beneficios en la salud pública; incluyendo menores tasas de criminalidad y menor estrés en zonas con acceso a áreas verdes (Donovan, 2017; Galindo y Victoria, 2012; Haase, 2021; Sabir, 2009; Yakınlar y Akpınar, 2022). En este contexto, la pandemia de COVID-19 remarcó los beneficios a la salud, al ayudar a aminorar las repercusiones mentales que propiciaba el encierro, haciendo que el interés por las zonas verdes incrementará durante y post-confinamiento (Haase, 2021; Rice & Pan; 2021).

2.2 Dasometría urbana

A través de la aplicación de métodos estadísticos y mediciones presenciales la dasometría se encarga de obtener soluciones a problemas relacionados con el crecimiento y manejo de los bosques. Los datos de biomasa y cantidad de árboles son fundamentales para determinar el almacenamiento de carbono de los bosques. Diversos modelos incluyen la altura del árbol, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la especie como parámetros comunes para determinar la biomasa y posteriormente la captura de carbono (Domínguez, 2016; Pizaña, Hernández & Romero, 2016). La biomasa se define como el total de materia orgánica presente en un organismo o grupo de organismos en un área determinada, y es un parámetro utilizado regularmente en todo el mundo para monitorear la sostenibilidad de la vegetación a largo plazo. Es importante señalar que la mayoría de los modelos para

realizar estimaciones de biomasa son para uso forestal, esto significa que no toman en cuenta las tendencias de desarrollo de las especies dentro de un área urbana y las presiones ambientales que estas conllevan. El no utilizar modelos adaptados a las circunstancias de los entornos urbanos puede generar incertidumbre en las estimaciones que podrían comprometer los resultados de un estudio urbano.

2.2.1 Cuantificación de la biomasa

La cuantificación de la biomasa de los árboles se puede hacer de manera directa o indirecta. El método directo es bastante preciso pero destructivo, ya que se tienen que obtener muestras de gran tamaño o inclusive llegar a cortar el árbol para posteriormente obtener su peso en húmedo y en seco (Domínguez, 2016). En contraste, los métodos indirectos generalmente usan variables dasométricas registradas presencialmente, además de tomar en cuenta el desarrollo de las especies para obtener un aproximado de la biomasa. En el caso de los métodos indirectos, se emplean herramientas computacionales que nos permiten trabajar con mediciones propias de los árboles y datos climáticos de la localidad (Domínguez, 2016; Donovan, 2017; Duprat, 2018; Sánchez-León *et al*., 2016). Las estimaciones de la biomasa pueden considerar los siguientes parámetros: coordenadas, DAP, altura, altura de la copa, altura a la base de la copa, ancho de la copa (en direcciones norte-sur y este-oeste), muerte regresiva, exposición a la luz de la copa, porcentaje de copa ausente, tareas de mantenimiento, mantenimiento recomendado, conflicto con servicios y plagas encontradas en la localidad. Esto con el objetivo de obtener un punto de partida para el monitoreo de la vegetación, al igual que plantear parámetros para establecer estrategias de manejo como la remoción o integración estratégica de organismos buscando el menor impacto ecológico negativo posible, cabe resaltar la importancia de los estimados de biomasa para buscar un ingreso económico por la preservación de dichas áreas verdes a través de programas internacionales, en los que se genera un valor económico anual por el carbono capturado por la vegetación.

2.3 El suelo

El suelo tiene un papel importante dentro de las interacciones ecológicas, los procesos bióticos y abióticos que tienen lugar en él, haciendo que pueda representar uno de los mayores almacenes de contaminantes atmosféricos (Lorenz & Lal, 2015; Lv *et al*., 2016; Pouyat *et al*., 2002; Resh *et al*., 2002; Trammell *et al*., 2020). Los microorganismos que habitan sobre y en el subsuelo actúan como catalizadores en la descomposición de la materia, tanto mineral como vegetal (Kotze *et al*., 2021; Lamano *et al*., 2018; Oktaba *et al*., 2014), facilitando que el carbono y nitrógeno pueda pasar por procesos de mineralización para quedar inaccesible a la atmósfera (Cotrufo *et al*., 2015; Pouyat *et al*., 2002; Washbourne *et al*., 2015). En este contexto, el suelo por sí solo puede llegar a ser un aliado dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático a través de diversos servicios ecosistémicos (Ariluoma *et al*., 2021; Brown *et al.,* 2011; Livesley *et al*., 2015; Lorenz & Lal, 2015; Pompa & Sigala, 2017; Pouyat & Trammell, 2019; Midgley *et al*., 2021; Wang *et al*., 2017). Sin embargo, su degradación hace que estos puedan inclusive llegar a ser una fuente importante de emisión de GEI (Fialho & Zinn, 2012; Kotze & Setälä, 2021; Livesley *et al*., 2015).

2.3.1 El suelo en los bosques urbanos

Al ser la vegetación urbana un bosque con características únicas, el suelo también presenta características únicas (Brown *et al.,* 2011; Kotze *et al*., 2021; Lamano *et al*., 2018; Oktaba *et al*., 2014; Pouyat *et al*., 2002; Pouyat & Trammell, 2019; Sabir, 2009; Vasenev *et al*., 2013), pese a esto, el estudio de los suelos en bosques urbanos ha pasado casi desapercibido (Ariluoma *et al*., 2021; Brown *et al.,* 2011; Jim, 2019; Lorenz & Lal, 2015; Oktaba *et al*., 2014; Pouyat et. al, 2002; Pouyat & Trammell, 2019; Vasenev *et al*., 2013; Wang *et al*., 2017). Es así como, considerar las características del suelo es importante para los planes de establecimiento de vegetación (Arango; Ariluoma *et al*., 2021; Jim, 2019; Lorenz & Lal, 2015; Sabir, 2009; Scharenbroch & Catania, 2012; Trammell *et al*., 2020). En cuanto a los efectos generales en sus propiedades físicas, la conversión del suelo natural a suelo

urbanizado puede ser comparable con las tendencias presentadas en la conversión a suelo de uso agronómico, como lo son; alta compactación, baja capacidad de retención hídrica y reducción de la integración de la materia orgánica (Brown *et al.,* 2011; Churkina, 2016; González *et al*., 2009; Jim, 2019; Lamano, *et al*., 2018; Pouyat *et al*., 2002; Pouyat & Trammell, 2019; Wang, *et al*., 2018; Wang *et al*., 2017). Dentro de las principales propiedades químicas y biológicas del suelo existen ciertas tendencias dentro de las áreas verdes urbanizadas:

pH. - Los suelos generalmente presentan un pH ligeramente ácido (6.5 - 7), mientras que en las ciudades se ha observado que el pH es básico, atribuido principalmente a la degradación de concreto y escombros sobre los que se establece el suelo urbano (Brown *et al.,* 2011; Wang *et al*. 2017). Esto representa una limitante para el espectro de árboles que pueden desarrollarse de buena manera, ya que la mayoría requiere el suelo ligeramente ácido para permitir el establecimiento y desarrollo óptimo, estas alteraciones fomentan la proliferación de especies altamente resistentes a condiciones anormales como lo son generalmente las especies invasoras. Así mismo, el manejo de las áreas verdes y la vegetación pueden llegar a ser factores que modifiquen el pH del suelo en un lapso relativamente corto de tiempo, actividades como la remoción de materia orgánica o la fertilización son algunos de los factores que terminan propiciando cambios de pH y finalmente alteran el desarrollo de las especies establecidas (Brown *et al.,* 2011).

Metales pesados. – Debido a la alta cantidad de rocas y concreto que sirven como materia prima para pavimentar, en general el suelo urbano contiene altas concentraciones de metales pesados (Brown *et al.,* 2011). Los elementos que se encuentran en mayor proporción dependerán de la materia mineral acumulada y del tipo de suelo. Los suelos calcáreos y tecnosoles, por ejemplo, presentan concentraciones elevadas de Cd, Pb y Zn (Brown *et al.,* 2011) y son el tipo de suelo más común dentro de las ciudades (Bakhmatova *et al*., 2022).

Materia orgánica. – Desafortunadamente la materia orgánica es el componente más intervenido en el suelo urbano, en la mayoría de los casos esta materia se remueve de manera constante (Brown *et al.,* 2011; Jim, 2019) lo que provoca que los suelos urbanos no dispongan de esta fuente para la integración de carbono y nitrógeno, si bien es cierto es una fuente irrecuperable para la formación del suelo, un manejo intensivo puede ayudar a que las carencias sean compensadas a corto, mediano e incluso (a través de un manejo altamente especializado) se puede propiciar que las concentraciones de carbono y nitrógeno puedan llegar a ser comparables con suelos forestales, inclusive superarlos (Brown *et al.,* 2011; Livesley *et al*., 2015; Vasenev *et al*., 2013; Washbourne *et al*., 2015). Cabe resaltar el papel de la hojarasca como principal proveedor de materia orgánica, así como barrera protectora que evita una gran influencia de los contaminantes atmosféricos dentro del suelo, su retiro no solo supone la pérdida de esta fuente de materia orgánica (MO) sino que la pérdida de esta capa protectora permite una mayor influencia dentro de los almacenes del suelo por parte del depósito de contaminante atmosféricos.

Carbono orgánico. – El carbono orgánico (C_{org}) es el ámbito más controvertido dentro de los efectos de la urbanización en el suelo, ya que existen argumentos acerca de la disminución de la captación del carbono por el suelo debido al efecto negativo que tiene la urbanización sobre las propiedades físicas del suelo; compactación, retención hídrica, porosidad, entre otras (Brown *et al.,* 2011). Sin embargo, también se argumenta un aumento significativo en las reservas de C_{org} debido a una alto depósito por parte de la actividad humana (Brown *et al.,* 2011; Lv *et al*., 2016; Vasenev *et al*., 2013; Washbourne *et al*., 2015) y por el depósito de C_{org} de la actividad biológica y atmosférica (Livesley *et al*., 2015; Scharenbroch & Catania, 2012; Zhang *et al*., 2020). En los bosques naturales la influencia del depósito atmosférico de carbono es despreciable en comparación con los almacenes

de carbono biológicos (Kotze & Setälä, 2021). Si los suelos logran fijar el carbono, entonces habrá bajas emisiones de carbono del suelo, lo que se considera como mitigación de GEI.

En el otro caso, un suelo poco funcional no solo no tendrá la capacidad de mitigar, sino que emitirá el carbono que ya ha sido absorbido. En este tipo de suelos, poco funcionales, se pueden realizar labores de mantenimiento intensivo para mejorar el almacenamiento de carbono (Brown *et al.,* 2011; Trammell *et al*., 2020).

Nitrógeno. - Si bien es cierto que en los suelos urbanos existe una gran entrada de compuestos nitrogenados de origen antropogénico, estos compuestos son altamente susceptibles a la reintegración a la atmósfera por la transpiración del suelo, su tiempo de vida dentro del suelo es corto gracias a su composición y a las altas temperaturas (Brown *et al.,* 2011; Trammell *et al*., 2020). A diferencia de la hojarasca el nitrógeno atmosférico se deposita en forma de nitrógeno gaseoso (N_2) siendo esta una forma con mayor potencial de reintegrarse a la atmósfera (al contrario del nitrógeno depositado por la hojarasca en forma de amonio), la cantidad de carbono y nitrógeno en el suelo sirve como indicador de las entradas de estos elementos.

El incremento en la temperatura, las especies invasoras, abundancia de cationes metálicos, la contaminación, y los cambios en los regímenes de riego, modifican significativamente la estructura y función biológica del suelo urbano (Ahn *et al*., 2022; Brown *et al.,* 2011).

2.3.2. Interacción Suelo – Vegetación

Las propiedades del suelo son altamente influenciadas por la comunidad microbiana y la temperatura (Gap *et al*., 2020; Hansen *et al*., 2009). Sin embargo, la vegetación compuesta por arbustos, árboles y herbáceas también es un factor que tiene gran repercusión en las propiedades y dinámicas que se establecen en los suelos (Aragón *et al*., 2014; Brown *et al.,* 2011; Domínguez, 2016; Kotze *et al*., 2021; Kotze & Setälä, 2021; Melliger *et al.*, 2017; Pouyat *et al*., 2002; Sánchez-León *et al*., 2016).

Si bien, es cierto que las características del suelo determinaran que especies pueden establecerse y desarrollarse, las especies establecidas se mantienen alterando el suelo continuamente (Ariluoma *et al*., 2021; Rubio *et al*., 2022; Vesterdal *et al*., 2008; Wang, *et al*., 2018). La descomposición de la materia orgánica (MO) es uno de los aspectos más evidentes de esta relación bidireccional, siendo uno de los procesos bióticos por los cuales el suelo obtiene C_{org} a través de la materia vegetal, esta sufrirá procesos que le permitirán reintegrarse al ciclo del carbono y nitrógeno (Arango; Churkina, 2016; Cotrufo *et al*., 2015;Gao *et al*., 2020; Resh *et al*., 2002; Sánchez-León *et al*., 2016). La materia orgánica varia estructuralmente de especie a especie y cada tipo puede tener efectos tanto positivos como negativos en distintas propiedades del suelo como la capacidad de almacenamiento de carbono, que finalmente tendrá repercusiones en el desarrollo de la vegetación (Aragón *et al*., 2014; Cotrufo *et al*., 2015; Gao *et al*., 2020; Jim, 2019; Kotze *et al*., 2021; Midgley *et al*., 2021; Pouyat & Trammell, 2019; Scharenbroch & Catania, 2012).

Los árboles del género *Eucalyptus* son un ejemplo de árboles ampliamente diseminados en diferentes ciudades de México y que influencian en gran medida las características del suelo y vegetación. Este género es originario de Australia, un lugar muy árido con una extrema competencia por recursos hídricos y nutrimentales, en este país los eucaliptos desarrollaron estrategias evolutivas altamente agresivas dentro de las que sobresalen: la captación masiva de nutrientes y agua, la acidificación del suelo a través de la materia orgánica, acompañados de un rápido descenso en la actividad microbiana del suelo y una reestructuración del suelo que favorece el desarrollo de nuevos eucaliptos (Ahmed *et al*., 2008; Graca *et al*., 2002; Pozo *et al*., 1998; Rubio *et al*., 2022). Por esta razón esta especie resulta altamente perjudicial para la vegetación local. Así mismo, en otras regiones del mundo el establecimiento de eucaliptos tiene efectos similares, a saber, la alteración de las propiedades fisicoquímicas del suelo tendiendo a la erosión y la sobrepoblación de eucaliptos en espacios pequeños (Bayle, 2019; Chen *et al*., 2013; Resh *et al*., 2002). La alta densidad de población de eucaliptos propicia que otros organismos no

crezcan de la mejor manera posible al igual que un subdesarrollo de los mismos eucaliptos, propiciando que vegetación arbórea pueda resultar un riesgo a la seguridad de la comunidad (Bayle, 2019; Galindo & Victoria, 2012; Rubio *et al*., 2022).

Además del amplio uso de especies invasoras, el suelo urbano se ve afectado por la actividad humana (Brown *et al.,* 2011; Tammell *et al*., 2020), la remoción de materia orgánica afecta la estructura del suelo y esta actividad destaca debido a su relación con el depósito de carbono y nitrógeno en el suelo. Usualmente en suelos urbanos la hojarasca, principal fuente de materia orgánica, es removida (Brown *et al.,* 2011; Hansen et. al, 2009; Jim, 2019), influyendo en gran medida en la estabilidad del suelo (Hansen et. al, 2009; Kotze & Setälä, 2021; Livesley *et al*., 2015; Melliger *et al.*, 2017; Wang *et al*., 2017) de manera que la captación de estos elementos se relega significativamente al depósito atmosférico de contaminantes y al resto de interacciones bióticas en el suelo pudiendo tener un efecto altamente negativo en la capacidad de mitigar los contaminantes atmosféricos que se depositan.

En resumen, las propiedades fisicoquímicas como la acumulación de carbono, nitrógeno y materia orgánica, se encuentran gobernadas por las especies vegetales establecidas, por el clima de la zona y grado de manejo (Brown *et al.,* 2011; Cotrufo *et al*., 2015; Gaertner *et al*., 2011; Hansen *et al*., 2009; Kotze *et al*., 2021; Kotze & Setälä, 2021; Livesley *et al*., 2015; Pouyat & Trammell, 2019; Trammell *et al*., 2020; Vesterdal *et al*., 2008; Washbourne *et al*., 2015), estas a su vez, propiciarán distintas estructuras de la vegetación, composición de organismos y propiedades del suelo (Gaertner *et al*., 2011; Lamano *et al*., 2018; Livesley *et al*., 2015; Pouyat *et al*., 2002). La regla general nos dice que la siembra de árboles nativos tendrá un mayor beneficio dentro de estos parámetros que la siembra de especies extranjeras, ya que tienen mayor actividad funcional y fomenta diversidad microbiana del suelo (Aragón *et al*., 2014; Chen *et al*., 2013; Midgley *et al*., 2021; Pouyat *et al*., 2002; Préndez *et al*., 2013; Valduga *et al*., 2016). Es así como vemos que la elección de

especies a establecer bajo un plan de manejo sustentable corresponderá a estrategias únicas que puedan ser tomadas bajo las distintas propiedades del suelo y las distintas especies vegetales que actualmente se encuentran establecidas en la zona, priorizando la plantación de especies nativas (Aragón *et al*., 2014; Livesley *et al*., 2015; Préndez *et al*., 2013; Vesterdal *et al*., 2008). Involucrar la dinámica del suelo en los planes de manejo ayudarían a un mejor desarrollo de la vegetación y potenciar los servicios ambientales que esta puede brindar (Ariluoma *et al*., 2021; Jim, 2019; Livesley *et al*., 2015; Melliger *et al.*, 2017; Scharenbroch & Catania, 2012; Washbourne *et al*., 2015).

2.3.3 Análisis del suelo

Para lograr una vegetación sustentable, los planes de manejo no solo deben establecer estrategias conforme a la plantación y selección de árboles, también involucrarán a las propiedades físicas y químicas del suelo, buscando mantener y mejorar los servicios ecosistémicos que brinda (Brown *et al.,* 2011; Lorenz & Lal, 2015; Lv *et al*., 2016; Washbourne *et al*., 2015). Existen diversos análisis que pueden ayudar a obtener un panorama general del estado actual del suelo a partir de los cuales se pueden iniciar estrategias de manejo (Scharenbroch & Catania, 2012). Para el manejo de bosques urbanos no existe una metodología estandarizada que permita discernir entre los análisis y tratamientos óptimos dentro de cada ciudad o zona de estudio (Livesley *et al*., 2015; Lv *et al*., 2018; Scharenbroch & Catania, 2012; Vasenev *et al*., 2013), por esto, los proyectos con esta perspectiva utilizan diversas metodologías basadas en los objetivos de manejo, así como la disponibilidad económica y de equipo, tomar en cuenta las características del suelo dentro de las estrategias de manejo a largo plazo es importante para lograr el desarrollo de un bosque urbano estable (Enescu *et al*., 2022), las diversas formas de poder estudiar los fenómenos del suelo diversifican la gama de estudios posibles y se limitan a ser sugerencias del panorama general que puede estar ocurriendo, en este estudio se utilizó el C_{org} y el N_t como panorama general de las propiedades del suelo así como su relación con el desarrollo de las especies que componen el arbolado urbano.

III. JUSTIFICACIÓN

Todos los medios oficiales concuerdan en que la principal causa del cambio climático es la actividad humana que propicia la emisión de GEI a la atmósfera (Ariluoma *et al*., 2021; Ma *et al*., 2021; Melliger *et al.*, 2017), focalizándose en las zonas urbanas (Churinka, 2016; Galindo & Victoria, 2012; Livesley *et al*., 2015). En distintos países los bosques urbanos han atraído la atención debido a que estos representan una alternativa natural e integrada con la ciudad de mitigar las emisiones de GEI (Ariluoma *et al*., 2021; Brown *et al.,* 2011; Ma *et al*., 2021), los bosques urbanos son fuentes y sumideros de varios GEI, incluidos el dióxido de carbono (CO_2) que se intercambia durante la fotosíntesis, la respiración y la descomposición. Por lo tanto, comprender los procesos y las tasas de intercambio (o "flujo") de estos GEI en los bosques y cómo se ven afectados por la gestión forestal (manejo) es una parte sustancial de nuestra investigación.

La falta de conocimiento del suelo y la dinámica que este conlleva es uno de los factores comúnmente no considerados que propician fallos en el desarrollo vegetal además de mermar los objetivos sociales con los que se llevó a cabo la siembra en primer lugar, en estos suelos generalmente las propiedades físicas son altamente degradadas (Brown *et al.,* 2011; Jim, 2019; Livesley *et al*., 2015), por lo que, dentro de los bosques urbanos tenemos características únicas que hacen dudar de la estabilidad del ciclado de nutrientes en el suelo y de la importancia de los almacenes sobre la estabilidad de la vegetación que habita en él (Brown *et al.,* 2011; Tammell *et al*., 2020), en este estudio se utilizó la cantidad de C_{org} y de N_t en el suelo por su relación con el desarrollo del arbolado y para observar el cómo se encuentran estos parámetros a pesar de la remoción de materia orgánica como actividad de manejo rutinariamente realizada en la universidad.

CU-BUAP es un espacio pequeño para suponer distintas concentraciones de contaminantes atmosféricos depositados entre las zonas, la relación “Carbono orgánico (C_{Org}) y nitrógeno total (N_t)” con el desarrollo de la vegetación nos dará una idea sobre la influencia del depósito atmosférico y la capacidad de mitigación de GEI del suelo de las áreas verdes. Ya que ambos aspectos nos ayudan a establecer

un punto de partida sobre las estrategias sustentables que se pueden realizar durante el manejo de la vegetación urbana.

IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la relación entre la estructura arbórea de las áreas verdes de Ciudad Universitaria BUAP y los niveles de Carbono orgánico y Nitrógeno total en el suelo?

V. OBJETIVO.

5.1. Objetivo general

Evaluar la salud de la vegetación y su crecimiento en relación con los niveles de Carbono orgánico y Nitrógeno total presentes en los suelos de las áreas verdes de Ciudad Universitaria BUAP.

5.2. Objetivos específicos

- Evaluar la capacidad de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI) de la vegetación, así como estimar su valor económico asociado.
- Conceptualizar el papel de la vegetación en el almacenamiento de carbono y nitrógeno del suelo, para comprender su contribución al equilibrio ecológico así como al ecosistema urbano.
- Identificar estrategias que permitan aprovechar los esfuerzos tendientes para coadyuvar en la mitigación del cambio climático a través del manejo de la vegetación y el cómo esta puede mejorar la capacidad del suelo para almacenar carbono y nitrógeno.

VI. HIPÓTESIS.

Existe una relación directa entre el desarrollo de la vegetación y los niveles de Carbono orgánico y Nitrógeno total en los suelos de las áreas verdes de Ciudad Universitaria BUAP.

VII. MATERIALES Y MÉTODOS.

7.1. Ubicación y delimitación de zonas de estudio

El estudio se realizó en el 2023 dentro de las instalaciones de CU-BUAP que se ubica en el municipio de Puebla (19°14′ N, 98°18′ O) a una altitud de 2150 m.s.n.m. (INEGI, 2014) con clima templado subhúmedo, temperatura anual promedio de 20° C y una extensión de 102 hectáreas, entre Av. San Claudio, Blvd. Carlos Camacho Espíritu y Blvd. Municipio Libre, C. Río Papagayo y la Prolongación de la 14 Sur. Se excluyó el jardín botánico debido a limitaciones técnicas en cuanto a la cantidad de especies nativas presentes en este lugar que a su vez no se encuentran registradas en el software utilizado para estimar la captura de carbono, de igual manera este lugar ya presenta sus propias estrategias de manejo de la vegetación con un interés centralizado en la conservación y desarrollo de especies nativas por lo que los objetivos a futuro son diferentes al resto de vegetación en CU-BUAP.

Sin considerar el jardín botánico el resto de CU-BUAP fue dividida en catorce zonas utilizando los andadores y avenidas principales para el tránsito peatonal y automovilístico para delimitarlas como se muestra en la Figura 1.

Las avenidas y andadores consideradas para la segmentación fueron: Andador Multiaulas, Andador de las Albercas, Av. Central, Av. del Deporte, Av. Escolar, Av. del Estadio, Av. Universidad, Calle de la Academia, Calle de las Ciencias, Calle de la Educación, Calle del Polideportivo y un andador sin nombre que divide el lago e inicia al terminar el Andador de la construcción.

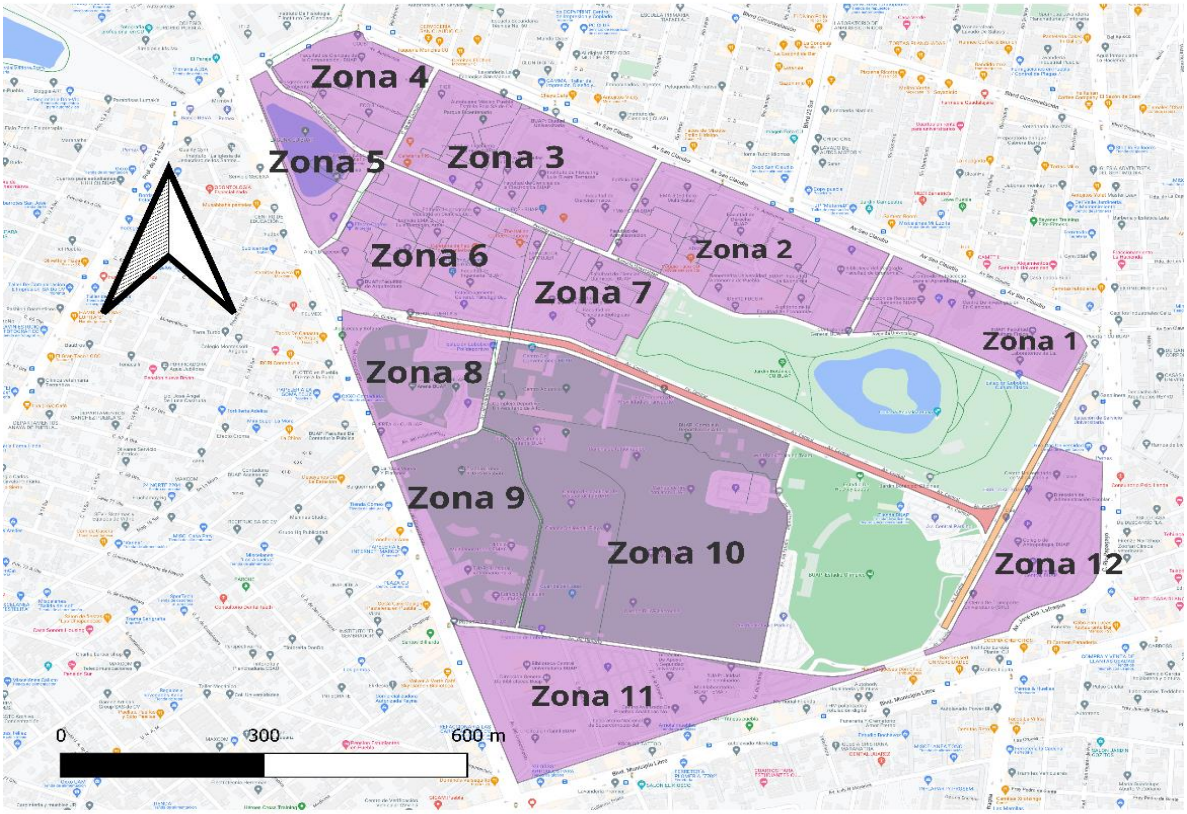


Figura 1 Zonas delimitadas dentro de CU-BUAP, en naranja la Zona 13 y en Rojo la Zona 14.

7. 2 Identificación de especies y toma de coordenadas

Para tener conocimiento de las especies presentes se utilizó el libro “Propuesta de Restauración Ecológica: El Caso de CU-BUAP de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla” (Reyes *et al*., 2003) en el que se tienen registradas las especies presentes en CU-BUAP del año 2003, además de comparaciones con las especies presentes en el jardín botánico. En este estudio de 2023 cada árbol fue identificado y se registraron las coordenadas con un GPS Garmin eTerex 10 con la

configuración de coordenadas decimales conforme a los requerimientos del software i-tree ECO.

Altura

La altura del árbol fue registrada utilizando un clinómetro SUUNTO PM-5 apto para obtener un estimado de la altura de los árboles, este instrumento trabaja a 15 o 20 metros de distancia con respecto al árbol para tomar la medición correctamente, se utilizó la opción de 15 metros pensando en las cortas distancias entre árboles y las edificaciones que se presentan en CU-BUAP.

Para tomar el registro de altura se tomaron tres datos con la misma metodología:

- Altura total: El punto más alto del árbol independientemente de que esta sección tiene o no hojas.
- Altura viva de la copa: El punto con hojas más alto del árbol.
- Altura al inicio de la copa: La altura de la primera rama que constituye la copa del árbol, si la rama basal se encuentra a una distancia mayor a 1 metro del resto de la copa no se consideró como el inicio de la base.

Diámetro a la Altura del Pecho

Se utilizó una cinta métrica Truper (TP20ME) para medir la circunferencia del tronco a una altura de 1.37 m, tomando en cuenta las consideraciones recomendadas en el manual “i-tree ECO Manual de toma de datos” (Figura 2).

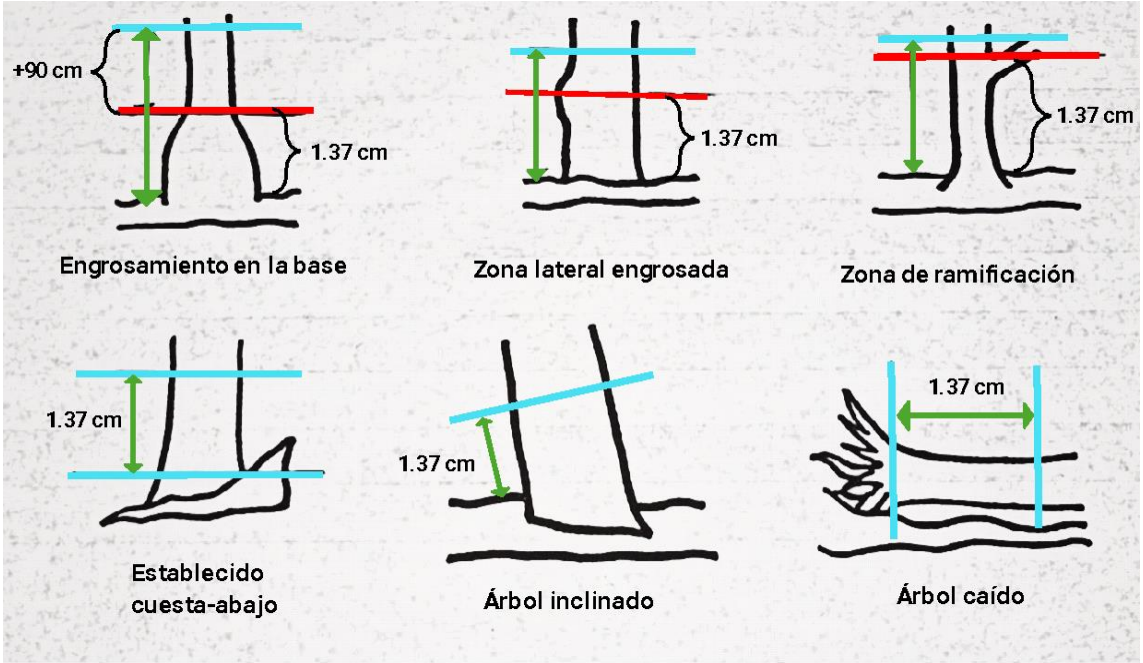


Figura 2 Consideraciones sobre la base del árbol para tomar en cuenta el 1.37 m al que tomar el registro de DAP.

En la que:

- Cuando la base se encuentra engrosada el DAP se mide a la altura normal de manera normal, siempre y cuando el engrosamiento termine antes de 1 metro, de no ser el caso se agregaron 90 cm.
- Se considera tomar el DAP por encima del abultamiento cuando este se encuentra al 1.37m
- Cuando existe una rama a la altura de 1.37 m el DAP se medirá por encima de la unión de la rama.
- Cuando el árbol se ubica dentro de una zona inclinada se considerará el 1.37 a partir de la zona de la base a mayor altura
- Ante la inclinación del árbol se tomará el 1.37 con dirección hacia la inclinación del árbol.
- Cuando el árbol se encuentra derribado se tomará el 1.37 en la disposición en la que se encuentre el árbol.

Porcentaje de copa ausente

Porcentaje del árbol que fue removido en proporción con la forma natural de las especies. En las áreas verdes usualmente la falta de algún porcentaje en la copa se debe a mantenimientos, esta categoría se registró visualmente en intervalos de 5% en 5%. Se asignó un valor estándar de 40% a los árboles cuyo mantenimiento tiene objetivos topiarios, con el fin de discernir este tipo de podas a las podas que se realizan por motivos no estéticos, estos registros fueron metidos dentro de las categorías dependiendo del porcentaje de copa.

Ancho de la copa

A través de una estimación visual se obtuvieron dos puntos de referencia en el suelo referentes al extremo más distante de la copa del árbol (línea de goteo), en direcciones Norte a Sur, para posteriormente medir estos puntos con una cinta métrica Truper TP20ME. Se repitió el mismo procedimiento, pero esta vez con direcciones Este a Oeste para obtener dos mediciones del ancho de copa (N/S y E/O).

Para estandarizar la orientación espacial de las mediciones se utilizó una brújula Brunton 15TDCL.

Muerte Regresiva

Condición en los árboles en la que pierden hojas desde la punta y los bordes superiores de la copa. Visualmente se evaluó el porcentaje de muerte regresiva en las ramas bajo las condiciones antes descritas utilizando las categorías; Excelente (0%), Buena (10%), Aceptable (25%), Mala (50%), Crítica (75%), Muriendo (99%) y Muerto (100%). Las ramas de la parte inferior de la copa que no tengan hojas no se tomaron en cuenta para esta condición debido a que esta falta de hojas se atribuye al crecimiento normal del árbol.

7.3 Servicios ambientales

Valor de importancia

El valor de importancia (V_i) indica que especies son las que dominan la estructura del arbolado urbano de manera espacial tanto en abundancia como en desarrollo, de manera que sea un reflejo más certero del desempeño de las especies en el área de estudio.

$$V_i = (Sp + Af)x\ 100$$

En donde Sp y Af representan el porcentaje de una especie con respecto al total de la población y del área foliar ocupada dentro del total de la población, respectivamente.

Captura de Carbono

Para obtener el estimado de captura de carbono y de eliminación de contaminantes atmosféricos se obtiene primero el estimado de biomasa por organismo y por especie. La fórmula para estimar la biomasa variará dependiendo de la especie, pero siempre utilizará los datos de altura (h) y DAP de acuerdo con Nowak *et al*., (2021) y GlobAllomeTree (2017). Finalmente, los datos de biomasa se multiplican por 0.5 para obtener el estimado de captura de carbono (CC).

Producción de Oxígeno

A partir de los estimados de Captura de Carbono podemos estimar la producción de oxígeno (pO_2) liberado por la vegetación con la fórmula:

$$pO_2 = CC \times 32/12$$

donde CC representa el Carbono capturado (Kg año^{-1})

Eliminación de contaminantes atmosféricos

La eliminación de los contaminantes NO_2, SO_2 y O_3 (EC_x), se obtiene multiplicando el flujo de depósito seco promedio del contaminante por hora (F_x) por la cobertura arbórea estimada (CA).

$$EC_x = F_x CA$$

Para establecer el flujo de depósito seco promedio del contaminante por hora se emplean datos de la estación meteorológica del Aeropuerto Hermanos Serdán (C) a través de la fórmula:

$$F_x = V_d C$$

En donde:

V_d = Velocidad de depósito (m s^{-1})

C= Concentración de contaminantes (g m^{-3})

Así mismo la velocidad de depósito se calcula mediante la fórmula:

$$V_d = 1/R_a + R_b + R_c$$

En donde:

R_a= Capa límite aerodinámica

R_b= Capa cuasi-laminar

R_c=Resistencia del dosel

Debido a que R_a y R_b son valores de mínimo impacto sobre el resultado final, se utilizaron valores estándar obtenidos de Killus *et al*. 1984, Nowak *et al*. 1994 y Pederson *et al*. 1995, mientras que la resistencia del dosel se calcula a través del modelo:

$$1/R_c = 1/(r_s + r_m) + 1/r_t$$

En donde:

r_s= Resistencia estomatal (s m^{-1})

r_m= Resistencia del mesófilo (s m^{-1})

r_t= resistencia cuticular (s m^{-1})

Para las resistencias de las estructuras vegetales (r_s, r_m y r_t) se utilizaron valores estándar asociados al tipo de contaminante (Tabla 1):

Tabla 1 Parámetros asociados a contaminantes.

	Contaminante (s m^{-1})		
Parámetro	SO_2	O_3	NO_2
r_m	0	10	100
r_t	8,000	10,000	20,000

La resistencia estomatal (r_s) tendrá una variación dependiendo de parámetros propios de la especie (radiación fotosintética activa y el potencial hídrico de las hojas) y de la estación meteorológica (temperatura del aire y déficit de presión de vapor)

Mientras que los contaminantes que no están relacionados con la transpiración del árbol (CO, $PM_{2.5}$ y PM_{10}) se utilizan las fórmulas anteriores con las siguientes modificaciones.

Para CO se establecen dos R_c, considerando las dos etapas al año de los árboles (con y sin hojas):

$R_{c\ ch}$= 50,000 s m^{-1}

$R_{c\ s}$=1,000,000 s m^{-1}

Para posteriormente seguir utilizando las fórmulas de Velocidad de depósito (V_d) y el promedio del contaminante por hora (F_x) llegando a la eliminación de contaminantes de CO (EC_{CO})

Mientras que para la eliminación de material particulado (PM) menor a 10 y 2.5 micras se estableció un valor de velocidad (V_{d10} y $V_{d2.5}$ respectivamente) de depósito de:

V_{d10}= 0.0128 (m s^{-1})

$V_{d2.5}$= 0.064 (m s^{-1})

7.4 Muestreo y análisis del suelo

Aleatorización de los puntos de muestreo del suelo

Se realizaron los polígonos correspondientes a las catorce zonas de estudio empleando Q-GIS (QGIS 3.28 “firenze”) para posteriormente utilizar la herramienta “aleatorizar muestra en polígono” y así obtener los 5 puntos por zona que se ubicaron en campo (sitios) con un GPS Garmin eterex 10.

Toma de muestras

En cada uno de los cinco sitios por zona se tomaron muestras del suelo dividiéndolas en dos profundidades p_1 (0 a 10 cm) y p_2 (10 - 20 cm). Para cada zona se mezclaron las muestras de acuerdo con la profundidad, resultando en 2 muestras compuestas por cada zona (una de cada profundidad), es decir 28 muestras en total para la zona de estudio. Las muestras permanecieron durante dos días en el cuarto de secado del Instituto de Ciencias-BUAP para posteriormente tamizarlas en un tamiz Montinox de 2000 micrones.

Análisis en laboratorio del suelo

Se realizaron análisis de Nitrógeno total (N_t) y Materia Orgánica (MO) como parámetros químicos que permiten obtener una idea general sobre el efecto del suelo sobre el desarrollo de las distintas especies presentes en la zona (Lv *et al*., 2018; Scharenbroch & Catania, 2012).

Con ambos datos obtenidos en laboratorio se obtuvo la relación C_{org}:N_t que establece cuántas partes de Corg existen en el suelo por una parte de Nitrógeno total en las distintas zonas.

Carbono orgánico y Materia orgánica

Para obtener los resultados de carbono orgánico que servirán para el cálculo de materia orgánica se utilizó la metodología de la NOM-021-SEMARNAT_2000 (SEMARNAT, 2002) bajo las siguientes cantidades: Se agregaron 0.25 g de muestra a un matraz de 250 mL, para agregar después 5 mL de dicromato de potasio 1N ($K_2Cr_2O_7$). Antes de agregar 10 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado se encendió el extractor debido a que la reacción genera vapores, dejando reposar las muestras por 30 minutos. Transcurrido el tiempo, se agregó agua destilada hasta llegar a la marca de 100 mL del matraz e inmediatamente se agregaron 3 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) 1N concentrado. Se agregaron 2 gotas de indicador difenilamina para finalmente titular con sulfato ferroso ($FeSO_4$) hasta alcanzar una coloración verde esmeralda. Con la cantidad de sulfato ferroso utilizado se utilizó la siguiente fórmula para obtener el porcentaje de Carbono orgánico (CO) en el suelo.

$$CO = \left(\frac{B - T}{g}\right) * N * 0.39$$

En donde:

B = Volumen de H_2SO_4 gastado en el blanco

T = Volumen de H_2SO_4 gastado en la muestra

N = Normalidad del H_2SO_4

g = Peso de la muestra (g)

Con el porcentaje de carbono orgánico (C_{org}) se utilizó la siguiente fórmula para obtener el porcentaje de materia orgánica (MO):

$$MO = C_{org} * 1.724$$

Nitrógeno total

Para el nitrógeno total se agregaron 0.1gr de muestra en un matraz Erlenmeyer de 100 mL y 1 g de mezcla de catalizadores (mezcla de sulfato de potasio, sulfato de

cobre y óxido de mercurio). Tras añadir 3 mL de ácido sulfúrico concentrado se colocó en una placa de digestión para iniciar una digestión a 360° que durara aproximadamente 3 horas, para esto es necesario encender el extractor durante el proceso. Una vez pasado el tiempo de digestión se colocó el matraz en un destilador Semi-micro Kjendahl, a la vez que se colocó en la boca de salida otro matraz preparado con 10ml de ácido bórico al 4% y una gota de indicador mixto para iniciar el proceso de destilación que dura aproximadamente 15 minutos. Se utilizó el matraz conectado a la boca de salida para titularlo con ácido sulfúrico 0.025 N. Los mL de ácido sulfúrico gastados para titular fueron registrados y utilizados en la siguiente fórmula para obtener el nitrógeno total de la muestra:

$$N_t = (Vm - Vb) * N * 14/p * 10$$

En donde:

N_t = Porcentaje de nitrógeno total en la muestra

Vm = Volumen de H_2SO_4 usado en la titulación de la muestra

Vb = Volumen de H_2SO_4 usado en la titulación del blanco

N= Normalidad del H_2SO_4

p = Peso de la muestra (g)

7.5 Procesamiento en R

Para la comparación de los distintos niveles de C_{org} y N_t en suelo dentro del software Rstudio (versión 2023.03.1) se utilizaron las categorías descritas en la NOM-021-SEMARNAT_2000 para representar los resultados de cantidad de C_{org} y N_t en el suelo como variables cualitativas ordinales (“Muy bajo”; “Bajo”; “Medio”; ”Alto”), buscando realizar una prueba de comparación de medianas de los DAPs de las distintas especies en función con la cantidad de N_t de los suelos en los que se han desarrollado.

Para esto se realizó una prueba de Kruskall-Wallis en el que se utilizó como variable dependiente el DAP de la especie a analizar (un análisis por especie) y como

variable independiente la cantidad N_t de manera categórica, buscando la relación entre la cantidad de Nt en el suelo y el DAP de las especies, posteriormente se realizó una prueba de Dunn con ajuste de Holm indicando bajo qué cantidades de Nt se encuentra afectado el DAP de las distintas especies (p= 0.05). Se realizó el mismo procedimiento con los resultados de C_{org}.

VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Composición y estructura arbórea de CU-BUAP

Dentro de CU-BUAP se registraron un total de 3,621 árboles representantes de al menos 44 especies distribuidas dentro de 39 géneros (La lista detallada se presenta en el Apéndice 1). A saber: 936 *Fraxinus uhdei* (26%), 761 *Eucalyptus sp.* (20%), 485 *Ficus retusa* (13%), 285 *Casuarina equisetifolia* (8%) y 274 *Cupressus lusitánica* (3%) con una densidad de ~35.5 árboles por hectárea.

Contrastando con la Propuesta de restauración ecológica: El caso de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (2003) observamos la existencia de especies que no estaban presentes en el año 2003 (*Juniperus sp, Caesalpinia pulcherrima, Gravillea robusta, Schefflera actinophylla, Brachychiton populneus, Bahuinia sp, Erythrina coralloides, Pinus maximartinezii, Pyracantha coccinea, Liquidambar sp, Cascabela ovata, Callistemon citrinus y Ceiba speciosa*) aunque únicamente se registran alrededor de 20 organismos, representando menos del 1 % de la población total por especie.

Dentro de las 10 especies más abundantes en el 2003 (Anexo 1) observamos que la especie menos retirada fue *F. uhdei* (con la salvedad del desconocimiento del criterio de exclusión para el registro de árboles utilizado en ese estudio) ya que únicamente se observa una reducción del 5% de su población esta especie paso a ser la especie más abundante en CU-BUAP (Figura 3). El cambio de dominancia en la población entre *Eucalyptus sp.* (antes 2,215 7 actualmente 713) y *F. uhdei* (antes 986 / actualmente 936) resulta en un cambio benéfico ya que *F. uhdei* ha mostrado ser una de las especies más resistentes al estrés hídrico dentro de la ciudad de

Puebla, así como una buena capacidad de reducir el efecto de isla de calor urbano (Barradas *et al*., 2016) posiblemente atribuible a su uso común como especie topiaria cuyo crecimiento es controlable (Sahli & Belhiouani, 2021).

Por otro lado, vemos el aumento en las poblaciones de las especies *Jacaranda mimosifolia* y *Cupressus sempervirens* (10% y 46.91%) el alto uso de la especie *C. sempervirens* puede atribuirse a que son utilizados como árboles de alineación en camellones y tránsitos peatonales debido a la forma de su copa mientras que el atractivo visual puede ser el factor que fomento la reforestación con *J. mimosifolia*. La especie que fue utilizada en mayor medida durante este tiempo para la plantación es *F. retusa*, especie que muestra cinco veces más organismos que en ese entonces.

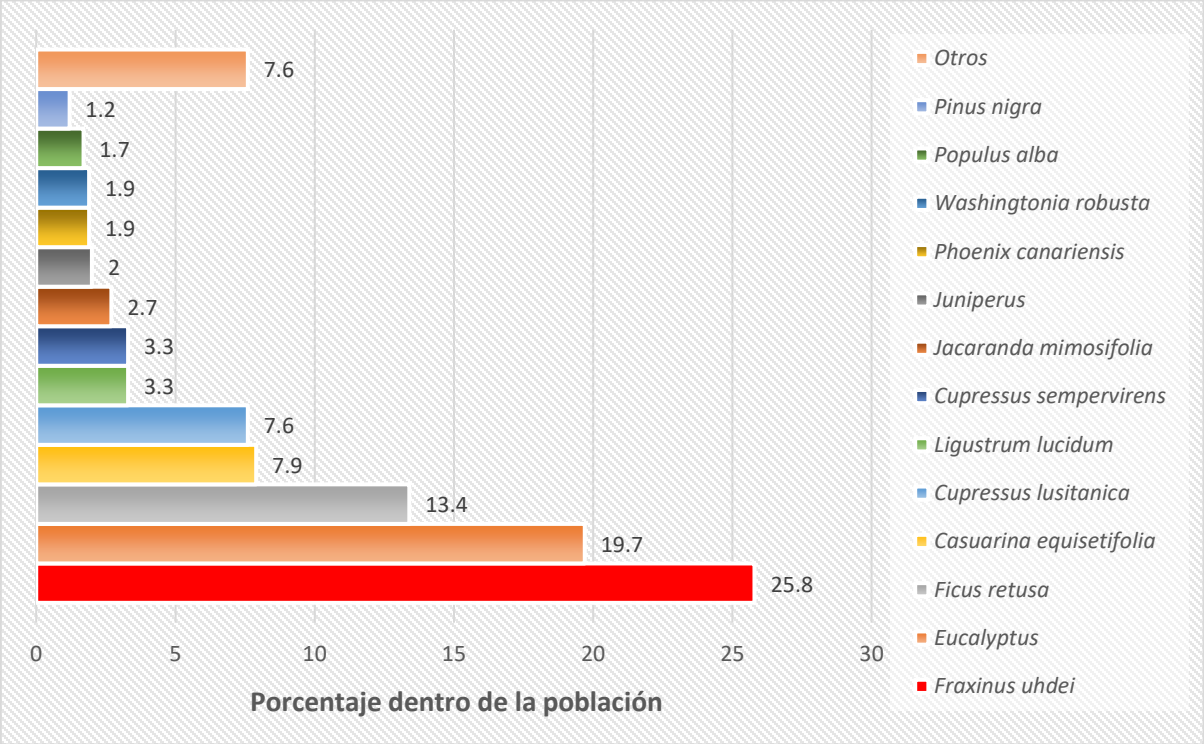


Figura 3 Porcentaje de abundancia de árboles por especie, la categoría “Otros” corresponde a las otras 31 especies dentro de CU-BUAP con un porcentaje menor al 1% de la población.

El Anexo 1 muestra que a través de estos 21 años casi se redujo a la mitad la cantidad de árboles presentes en CU-BUAP (de 6,237 a 3,621), dentro de los que

destacan las especies *C. lusitanica* (-50.36%), *Eucalyptus sp.* (67.81%), *Ligustrum lucidum* (88.63%), *Populus alba* (78.45%) y *Yucca sp* (63.08%) como las especies con mayor porcentaje de su población retiradas. Si bien es cierto estos porcentajes de retiro de organismos son buenos para las especies invasoras *Eucalyptus sp*, *L. lucidum*, *P. alba* y *Yucca sp* (Apéndice 3) la elección de organismos a retirar pareciera corresponder a la construcción de nuevas edificaciones a lo largo del tiempo más que por una estrategia de sustitución y mejoramiento de la vegetación, de cualquier forma la abundancia actual mantiene las mismas características descritas en ese año, una vegetación heterogénea gobernada por pocas especies mientras que el resto de especies se encuentran en muy baja representación (Reyes *et al.*, 2003).

La distribución espacial de las especies que presentan una menor distribución nos puede sugerir que la mayoría de estas especies han sido utilizadas en proyectos pequeños de restauración de las zonas así como proyectos propios de las facultades, mientras que, en los proyectos a gran escala (que se trabajó en grandes extensiones) se utilizó la siembra masiva de especies (Figura 4) que normalmente se proponen para la restauración por su resistencia a los distintos ambientes así como su rápido crecimiento (Pozo *et al.,* 1998; Reyes *et al*., 2003; Rubio *et al*., 2022; Sahli & Belhiouani, 2021), prueba de esto es que durante el año se han realizado reforestaciones en diversos unidades académicas (incluyendo CU-BUAP) en los que se utilizaron principalmente organismos de las especies *F. uhdei* y *L. lucidum,* la alta abundancia actual de *F. uhdei* propicia que (a pesar de ser una especie nativa) el uso de estos organismos para la reforestación no sea el más óptimo, ya que aumenta la heterogeneidad que se ha producido en la vegetación de CU-BUAP a lo largo de los años.

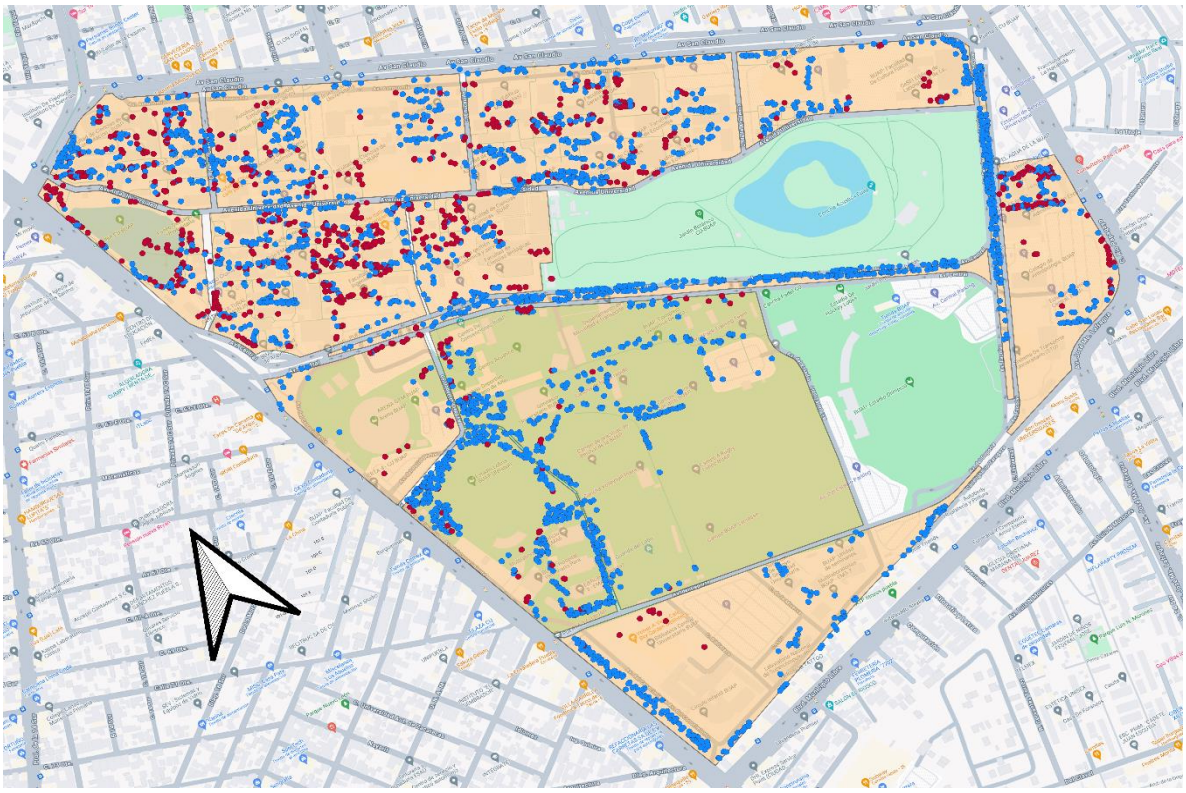


Figura 4 Distribución espacial de las especies por abundancia, en azul las 5 especies más abundantes, en rojo las otras 39 especies.

8.1.1 Altura

El promedio de altura es de 3.25 m, además de que la cantidad de organismos disminuye de manera exponencial a partir de los 9 m de altura, la altura aproximada real de los árboles superiores a los 40 m (3 árboles) no pudo ser medida debido a limitaciones técnicas, posiblemente el descenso en altura tan drástico en el rango de 3 a 6 metros se deba a que es el rango de altura en la que más interfieren los árboles al inmueble universitario por lo que se realizan podas más frecuentes.

El rango entre 8 y 15 metros en donde encontramos la mayor cantidad de organismos nos sugiere que la mayoría de organismos comienzan a ser intervenidos para evitar el sobre-desarrollo en altura, mientras que los árboles que ya superan estas alturas no son considerados para una reducción de altura tan drástica. Sin embargo, estos organismos tienen que ser monitoreados considerando su; inclinación, especie, proporción de copa y desarrollo en grosor de las ramas

principales para evitar eventos inesperados. Si bien es cierto estos organismos pueden representar los árboles más antiguos plantados en CU-BUAP en algunos casos podría ser necesario el derribo por alcanzar alturas considerablemente peligrosas (Figura 5).

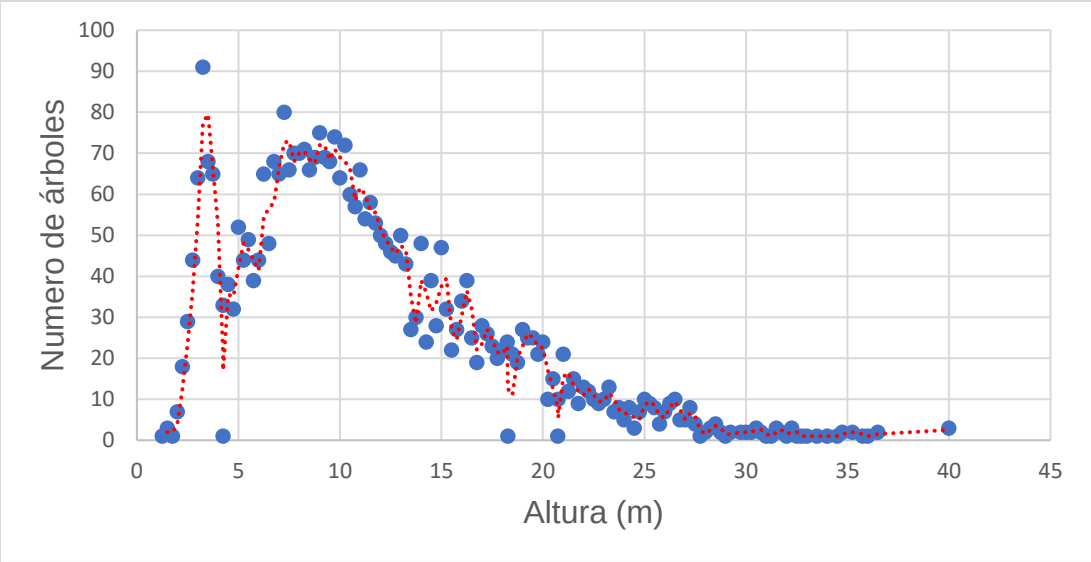


Figura 5 Abundancia de los árboles según su altura. Los valores de altura aumentan en ".25", en rojo la media móvil.

La mediana de altura de las cinco especies más abundantes es bastante cercana a lo referido anteriormente (Figura 6), también vemos que los eucaliptos son los árboles más altos dentro de CU-BUAP al grado de que presentan los únicos 5 árboles que superan los 36.5 m, esto recalca la necesidad de monitorear a los organismos más altos en CU-BUAP ya que los eucaliptos presentan madera blanda que es más susceptible a colapsar conforme aumenta el peso del organismo (Nascimento *et al.*, 2018; Onda *et al*., 2009).

La mayoría de organismos de la especie *F. uhdei* muestra registros menores en altura que a las especies *C. equisetifolia, C. lusitanica* y *Eucalyptus sp* (Figura 6), al convertirse en la especie más abundante en los últimos años este resultado puede reflejar el efecto anterior de la dominancia de la especie *Eucalyptus sp* y anterior abundancia de la especie *C. lusitanica* (Anexo 1) cuyo cambio en las características del suelo pudo haber afectado el desarrollo de *F. uhdei* a lo largo del tiempo. Por otro lado, los resultados referentes a la especie *F. retusa* reflejan la gran cantidad

de manejo que se le realiza a esta especie, ya que estos organismos son utilizados principalmente con tiene fines topiarios, es decir, mantenerlo bajo cierta forma y altura con fines estéticos.

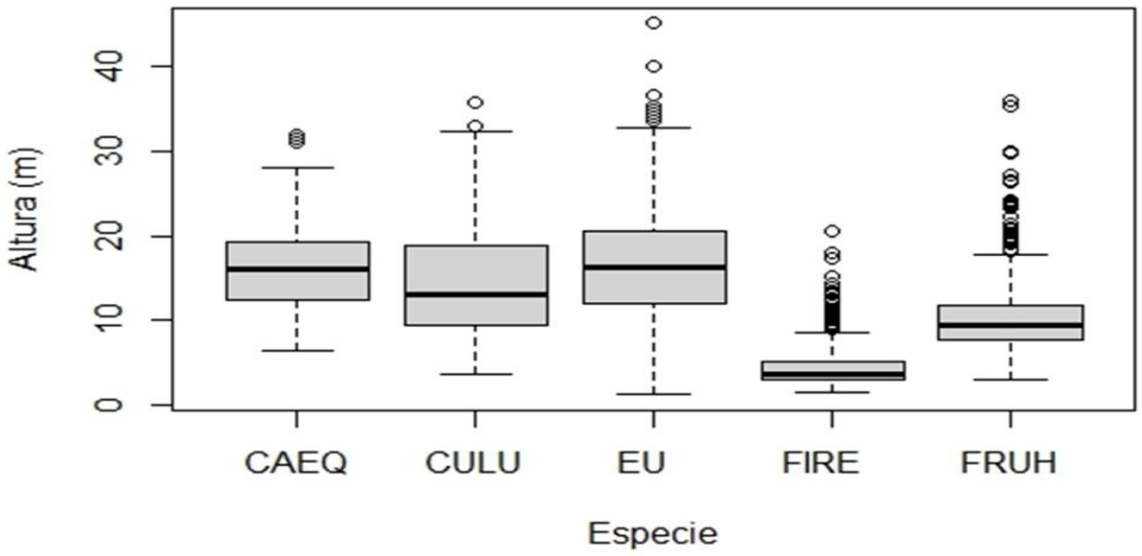


Figura 6 Alturas promedio de las cinco especies principales de árboles. Ver acrónimos en Anexo 1.

Para identificar a los organismos con esta condición se utilizó el valor de 40% dentro de la variable “porcentaje de copa ausente” como indicativo de esta actividad (Figura 7), vemos que las principales podas que se realizan en las especies más abundantes corresponden a un porcentaje que permite el desarrollo sano del árbol (menor al 25% del organismo). Sin embargo, resalta la gran cantidad de podas cercanas al 50% de los organismos, podas que posiblemente se realizaron como respuesta a la identificación tardía de alguna plaga que ya dominaba un gran porcentaje del árbol o afección irreversible, las podas no urgentes que buscan eliminar estos porcentajes se tienen que realizar con periodos de 1 año de diferencia, reduciendo el 25% por árbol por año (Gobierno Constitucional del Estado de Puebla, 2014; Duprat, 2018), de lo contrario estos organismos pueden ver comprometida su integridad fisiológica y suponer un riesgo para la comunidad universitaria.

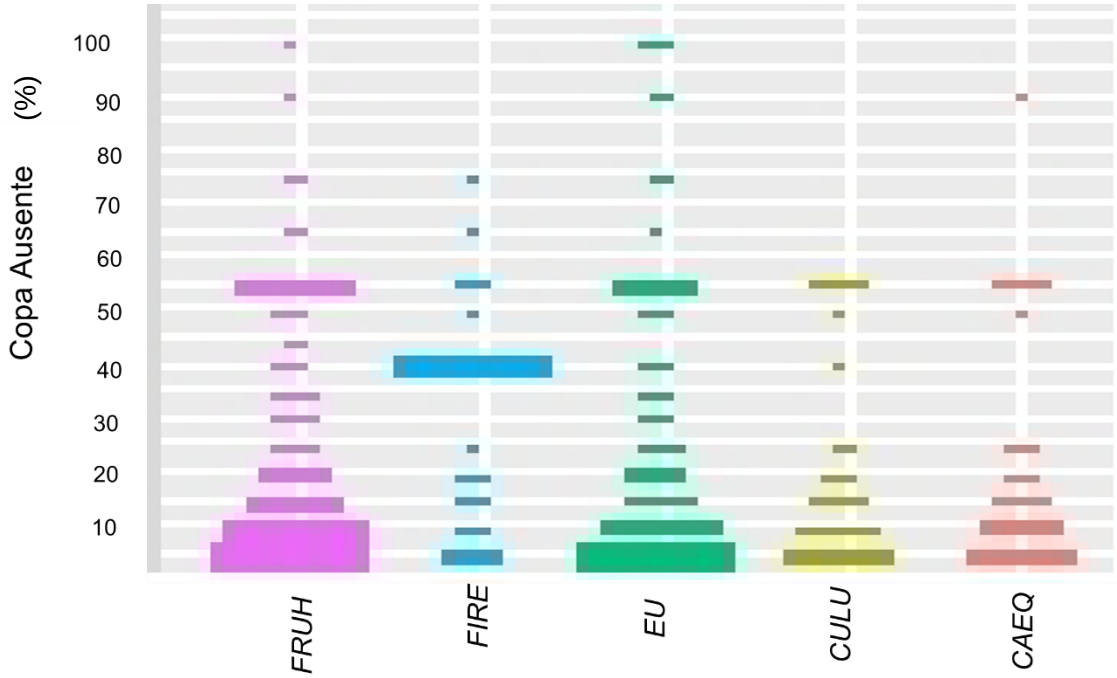


Figura 7 Porcentaje de copa ausente en las especies con mayor abundancia. El tamaño de las barras corresponde al número de individuos. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.1.2 Ancho de la copa

A medida que los valores de correlación entre el ancho de la copa (direcciones Norte/Sur y Este/Oeste) se alejan de la unidad se infiere un crecimiento anormal o desproporcionado del árbol, ya sea por causas naturales o intervención humana, conforme pasan los años esta descompensación puede llegar a colapsar partes de los árboles o al árbol en su totalidad, en este aspecto la especie *C. equisetifolia* es la especie dentro de las cinco más abundantes que presenta una mayor desproporcionalidad.

Estos organismos posiblemente se encuentren en esas condiciones por la realización de podas de carácter urgente, ya que la mala planeación en la plantación de árboles propicia que (a largo plazo) una parte del organismo interfiere en alguna vía pública o infraestructura y únicamente es removida la porción de la copa que genera la obstrucción, sin considerar el retiro proporcional del resto de la copa para equilibrarla.

La presencia de plagas en CU-BUAP puede ser otro factor que propicie estas labores de intervención manteniendo el mismo resultado desproporcionado, si bien es cierto son pocas las podas que bajo estas características pueden ser catalogadas

como “malas intervenciones” una poda correctiva de equilibrio será necesaria para evitar comprometer estructuralmente a estos árboles, una buena planificación y manejo del arbolado puede evitar en gran medida las podas de carácter urgente causadas por este problema.

Realizando la correlación de todos los organismos (sin diferenciar especies) vemos que existe una correlación altamente significativa (Gris, Corr = 0.87) (Figura 8) por lo que se puede decir que la mayoría de árboles muestra una proporcionalidad en el crecimiento en direcciones N/S y E/O especulando que la proporcionalidad se mantiene en la mayoría de la copa total de los árboles, por lo que la desproporcionalidad no es uno de los mayores factores de riesgo dentro de la población, pero existen organismos puntuales altamente riesgosos en este aspecto.

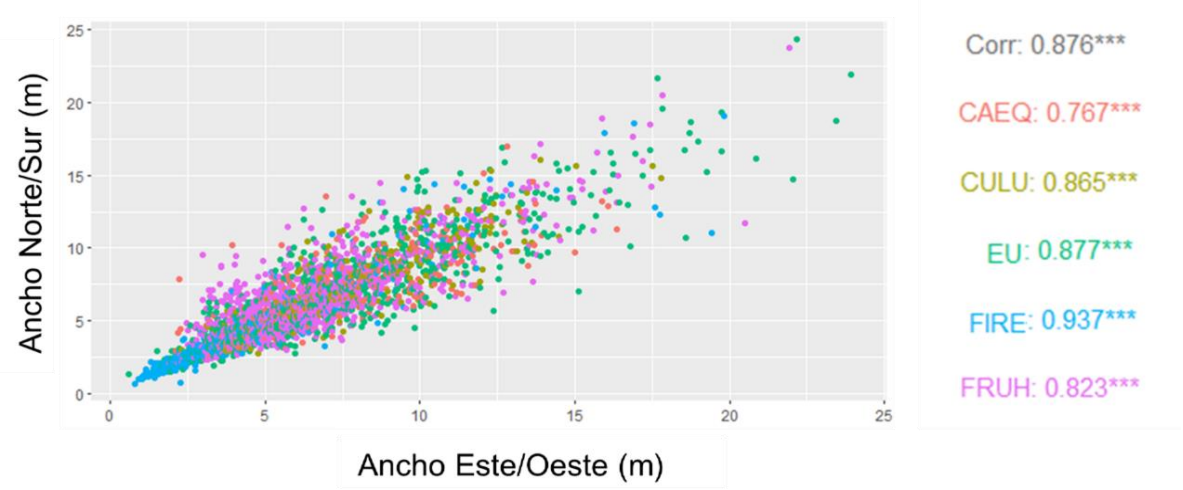


Figura 8 Correlación Este-Oeste y Norte-Sur del ancho de copa de las principales especies. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.1.3 Muerte regresiva

La muerte regresiva está presente en el 40.70% de las especies (Apéndice 2), aunque en diferente medida, Pese a esto, el 87.75% de los árboles de CU-BUAP se encuentra en las categorías de excelente y bueno (0-15% y 15-30% de muerte regresiva respectivamente), como se muestra en el Apéndice 2, en donde a partir de la categoría crítica (60-75%) se considera que es difícil conseguir la salvación de los organismos, en este ámbito las especies *Eucalyptus sp* y *F. uhdei* son las

especies que presentan una mayor cantidad de árboles dentro de las categorías de peligro (Crítica, Muriendo y Muerto) requiriendo acción inmediata enfocada en estas especies para evitar caídas inesperadas (Figura 9). No es casualidad que la mayor cantidad de árboles en alguna categoría riesgosa sea presente en las especies más abundantes, ya que la competencia interespecífica por los mismos recursos propicia que los organismos que no los obtengan vean altamente deteriorada su condición física tanto en desarrollo como en la capacidad de resistir la infección de plagas, es así como nuevamente vemos que esta alta abundancia o representatividad de una sola especie produce problemas dentro de la misma y dentro de las especies que las rodea.

Por otro lado las especies en categorías críticas son (Apéndice 2); *C. pulcherrima* y *P. maximartinezii* son las especies con mayor proporción de organismos muertos (18.18 y 28.57% respectivamente), *Prunus persica* y *Eriobotrya japonica* con más representantes en la etapa “Muriendo” (100% y 9.86% respectivamente), *Crategus mexicana* y *Persea americana* son las especies con más representantes dentro de la categoría “Crítica” (20 y 11.11% respectivamente) si bien es cierto estas especies no son muy abundantes dentro de CU-BUAP se sugiere reconsiderar su uso dentro de los planes de reforestación, en contraste las especies *Phoenix canariensis*, *G. robusta* y *Araucaria heterophylla* son especies que muestran poca abundancia pero condiciones de copa Excelentes en un 99% de los organismos.

Las especies *C. pulcherrima*, *P. maximartinezii*, *P. persica*, *E. japonica*, *C. mexicana* y *P. americana* son especies de porte medio, por lo que su menor crecimiento gradual evita que puedan mantener la competencia por recursos sobre las otras especies que alcanzan grandes alturas rápidamente (Moustakas & Evans, 2015), por lo que el uso de estas especies tiene que ser acompañada con mayores labores de mantenimiento y planificación, otra recomendación para el uso de estas especies es que sean adquiridas en etapas más avanzadas de la vida del organismo, buscando la resistencia climática y mecánica de un organismo “Adulto”, si posteriormente estos porcentajes de muerte regresiva continúan posteriormente en los organismos, se sugiere suspender el uso de estas especies.

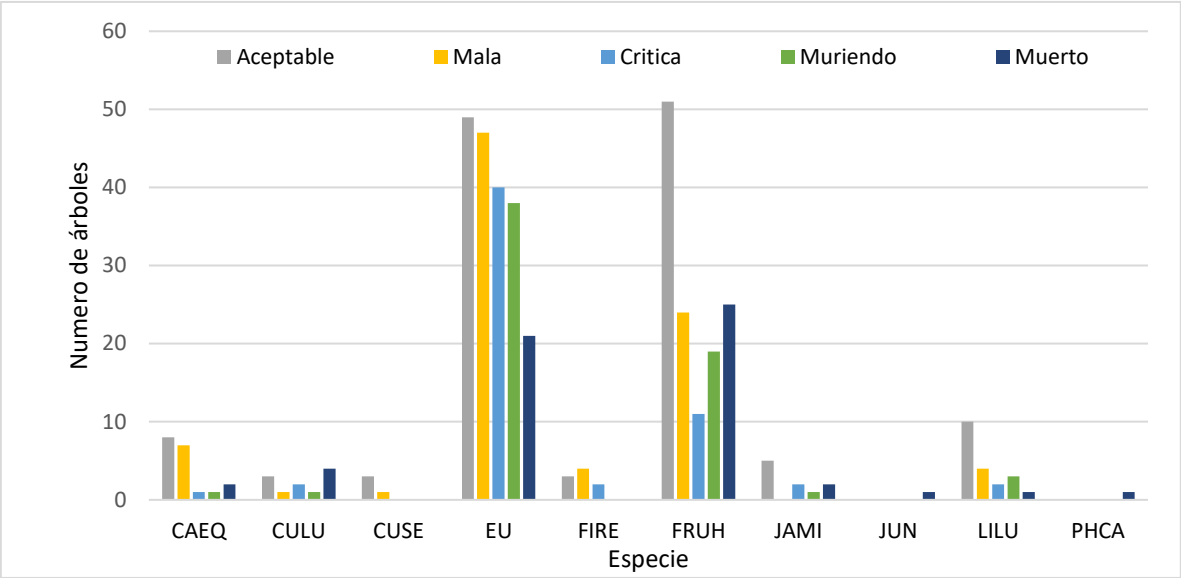


Figura 9 Muerte regresiva a partir de la categoría "Aceptable" (30-45%) de las 10 especies más abundantes. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.1.4 Diámetro a la Altura del Pecho

El DAP junto con la altura y especie son las principales variables tomadas en cuenta para la evaluación de la vegetación, en este aspecto, el grueso de la población de CU-BUAP presenta DAPs dentro del rango de 45.7 – 61 cm, la presencia de organismos con DAPs menores a 30 cm es casi inexistente (Figura 10), esto se le puede atribuir al cese en la siembra masiva de árboles en CU-BUAP en los últimos años, mientras que los existentes se deben a la reproducción natural de los organismos presentes.

De igual manera las especies que presentan más organismos con DAPs mayores a 121.9 cm son las especies *C. equisetifolia*, *C. lusitanica*, *Eucalyptus sp*, *J. mimosifolia* y *Juniperus sp*. De las cuales nuevamente sobresale el monitoreo de eucalipto ya que esta especie tiende a producir grietas en el fuste principal conforme aumenta su grosor, por otro lado la tendencia a producir raíces superficiales ante la falta de agua puede generar ciertos inconvenientes con las especies *J. mimosifolia* y *Juniperus sp.* que presenten troncos muy gruesos, de presentarse estas raíces, se sugiere monitorear la inclinación del árbol durante los próximos años.

El poco porcentaje de organismos de la especie *F. uhdei* mayores a 121.9 cm (Figura 10), que en contraste con *Eucalyptus sp.* presenta una gran cantidad de organismos superiores a dicho rango, podría apoyar las sugerencias sobre el bajo desarrollo de *F. uhdei* a causa de la dominancia previa de los eucaliptos y su efecto sobre el resto de la vegetación. Si bien es cierto que esta sugerencia se basa en el posible bajo desarrollo histórico de la especie previo al cambio histórico de la estructura vegetal de CU-BUAP, el estado actual del suelo podría continuar afectando el desarrollo de la especie.

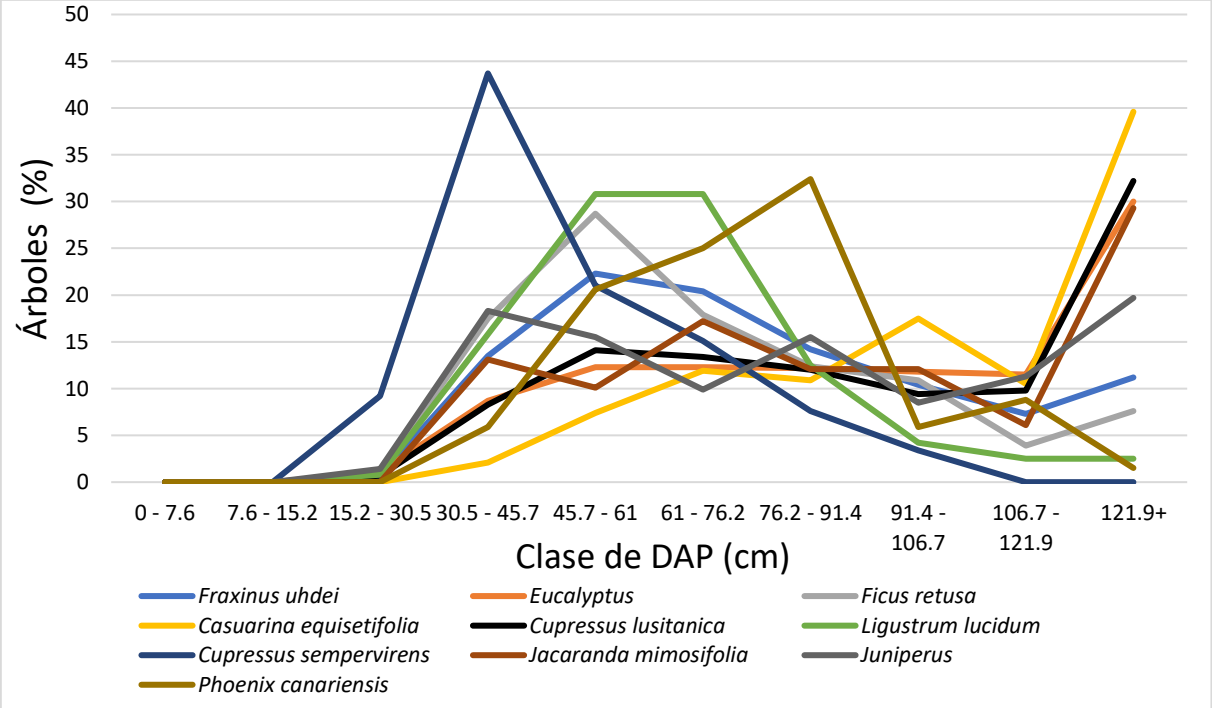


Figura 10 Distribución de los DAPs de las 10 especies más abundantes.

8.1.5 Procedencia de las especies

En cuanto a las regiones de origen de las especies (Figura 11) presentes se observa que casi el 30% de las especies son originarias de la región neotropical y casi el 50% de especies tienen algún origen en América, por otro lado, la región de otro continente que tiene mayor cantidad de especies dentro de CU-BUAP es la región

australiana, como es el caso de los eucaliptos, la mayoría de las especies de esa región son utilizadas debido a su resistencia a sequías y rápido desarrollo.

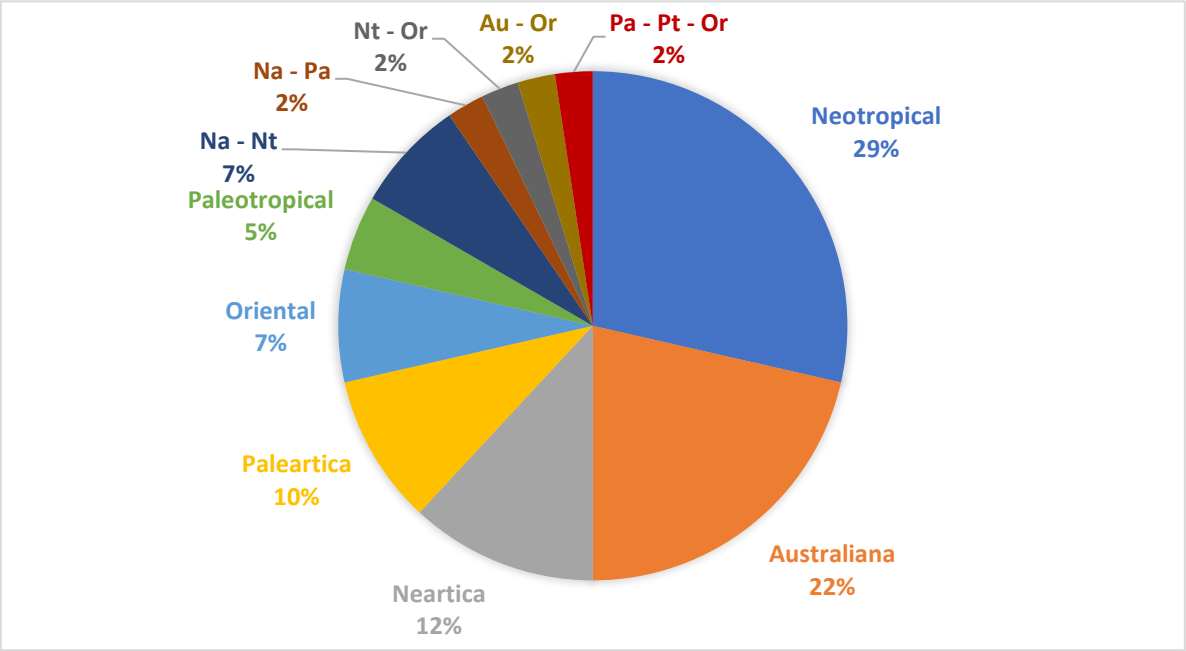


Figura 11 Regiones biogeográficas de las especies presentes en CU-BUAP en porcentaje; abreviaturas en las especies identificadas con dos o más regiones biogeográficas de origen; Neártica – Neotropical (Na – Nt), Neártica – Paleoártica (Na – Pa), Neotropical – Oriental (Nt-Or).

En estos resultados resaltan la casi inexistencia de representantes nativos, ya que (con la salvedad de *F. uhdei*) solo el 12% de las especies son de la región Neártica y solo el 4.76% corresponde a endemismos del centro de México (Apéndice 3).

La gran presencia de *F. uhdei* (936 árboles) permite que la región neotropical tenga la mayor cantidad de representantes dentro de CU-BUAP (Figura 12). Sin embargo, que una especie permita tal representatividad de una región permite ver que este uso extensivo no corresponde a los objetivos de diversidad biológica en un bosque urbano sustentable, de manera que en lugar de ser un resultado positivo es un resultado que resalta la importancia del cese de la plantación de esta especie y la búsqueda de diversificación utilizando otras especies de la misma región.

Lo mismo sucede con la representatividad de la región australiana por parte del *Eucalyptus sp.* (713 árboles), especie de la que también podemos mencionar nuevamente su tendencia a la degradación del suelo como lo hacen en su región

de origen por sus hábitos a la degradación del suelo que fomenta el establecimiento de más eucaliptos (Bayle, 2019; Chen *et al*., 2013; Resh *et al*., 2002)**,** al ser los organismos más abundantes hasta relativamente poco tiempo (Reyes *et al*., 2003) posiblemente las características del suelo sigan vinculadas a la previa dominancia de la especie, sugiriendo suelos con problemas de estrés hídrico, falta de nitrógeno, alteraciones en el pH y descenso en la actividad microbiana (Ahmed *et al*., 2008; Forrester *et al.,* 2006; Graca *et al*., 2002; Pozo *et al*., 1998).

8.1.6 Valor de Importancia

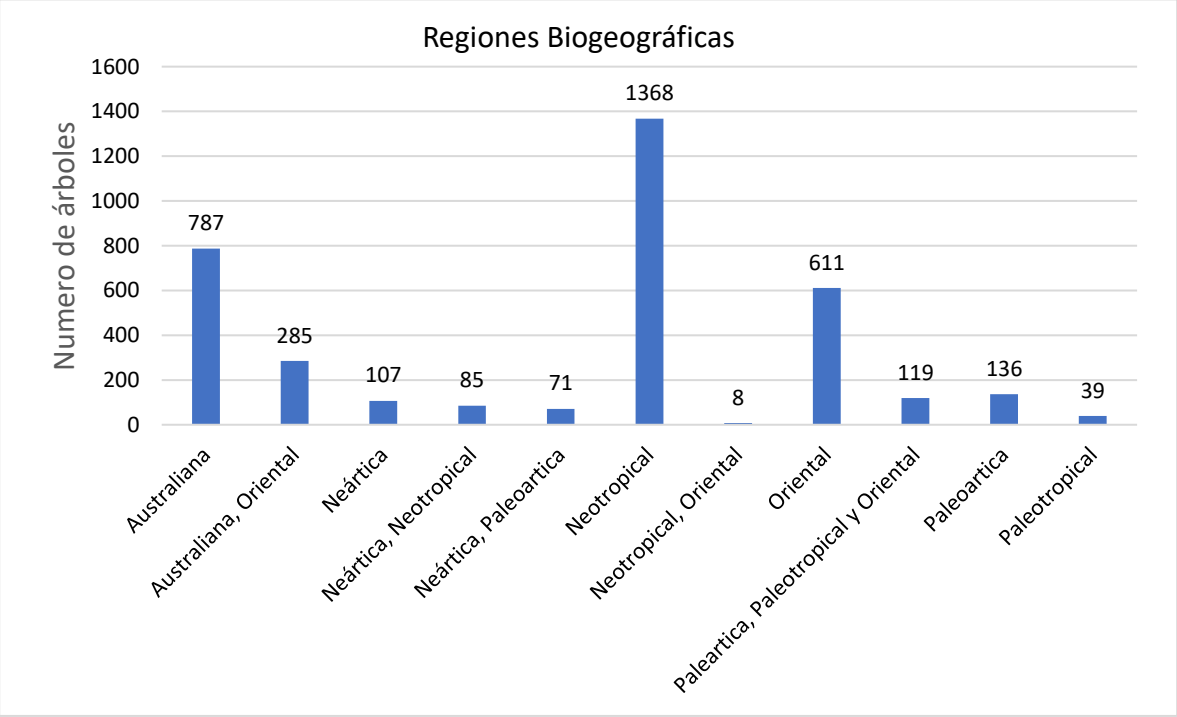


Figura 12 Abundancia de árboles dependiendo de su región biogeográfica.

El valor de importancia es la suma de las mediciones dasométricas y la abundancia de la especie dentro de la población de manera que muestra la dominancia en biomasa de las especies en la composición del arbolado urbano (Apéndice 7), en este ámbito, la Tabla 2 muestra que los eucaliptos son los organismos que presentan un mayor valor de importancia dentro de la vegetación de CU-BUAP, pese a que no es la especie más abundante si es la especie que tiene un mejor desarrollo en el área.

La mayor cantidad de biomasa de *Eucalyptus sp.* posiblemente esté relacionada con su mayor tiempo de estancia y dominancia dentro de CU-BUAP (Anexo 1, Apéndice 1). Que al haber alcanzado mayores alturas (Figura 6) y anchos de copa (Figura 8), existe mayor superficie para desarrollar estructuras foliares, obteniendo un porcentaje de hojas significativamente mayor al de la especie *F. uhdei*, bajo la idea de disminuir la cantidad de especies invasoras dentro de la universidad se sugiere promover el desarrollo de los organismos pertenecientes a la especie *F. uhdei* para aminorar el impacto en la biomasa total de CU-BUAP al realizar planes de sustitución vegetal.

Tabla 2 Las 10 especies con mayor valor de importancia.

Especie	**Porcentaje población**	**Porcentaje del área de las hojas**	**Valor de importancia**
Eucalyptus sp.	19.7	35.1	54.8
F. uhdei	25.8	22.8	48.7
C. lusitanica	7.6	16.1	23.7
F. retusa	13.4	3.9	17.3
C. equisetifolia	7.9	4.7	12.6
J. mimosifolia	2.7	4.1	6.8
L. lucidum	3.3	1.5	4.9
Juniperus sp.	2	2.1	4
C. sepervirens	3.3	0.4	3.7
P. alba	1.7	1.2	2.9

8.2 Servicios Ambientales de la Vegetación de CU-BUAP

8.2.1 Captura de Carbono y CO_2

Cuando se habla de la captura de CO_2, no es de sorprender que las 5 especies más abundantes sean las principales capturadoras (Tabla 3), el hecho que resalta a la vista es que el *Eucalyptus sp* (Segundo lugar en abundancia) ha capturado más del doble que *Fraxinus uhdei* (Primer lugar en abundancia), cabe destacar que este CO_2 capturado no representa el total de carbono capturado por parte de la vegetación ya que este sufre otros procesos una vez captado y puede regresar a la atmósfera a través de emisiones.

En este ámbito, el carbono almacenado representa el valor más importante dentro de los servicios ecosistémicos brindados por la vegetación ya que es el carbono que verdaderamente queda secuestrado e inerte a nivel del suelo, al igual que en el CO_2 las cinco especies más abundantes representan el 83.6% del carbono total capturado, y de igual manera el Eucalipto ha almacenado más del doble de carbono que *F. uhdei* (Tabla 3). El hecho de que *C. lusitanica* (Quinto lugar en abundancia) (Figura 3) 5 veces más carbono que *L. lucidum* (Sexto lugar en abundancia) (Figura 3) con el doble de especies (Apéndice 4) también indica que no solo son las principales captadoras por ser las más abundantes, sino por características propias de las especies.

Tabla 3 Almacenamiento de Carbono y equivalente de CO_2 de las especies que almacenan más del 1% de carbono.

Especie	**Almacenamiento de carbono**		**CO_2 equivalente**
	(t)	**(%)**	**(t)**
Eucalyptus sp.	3,546.9	34.6	13,006.6
F. uhdei	1,657.7	16.2	6,078.8
C. equisetifolia	1,508.0	14.7	5,529.8
F. retusa	987.3	9.6	3,620.3
C. lusitanica	875.7	8.5	3,211.0
J. mimosifolia	261.9	2.6	960.4
Juniperus sp.	167.9	1.6	615.7

P. alba	166.6	1.6	610.9
L. lucidum	163.9	1.6	600.9
W. robusta	123.4	1.2	452.4

Utilizando el valor de la moneda mexicana del día 03/05/2023 ($17,94 pesos mexicanos) y el modelo incorporado en i-tree para estimar el valor económico de este servicio, el carbono total almacenado dentro de la vegetación de CU-BUAP (Apéndice 5) equivale a $37,800,000 MXN. Por año, el secuestro de carbono por parte de la vegetación equivale a 215 mil pesos mexicanos, lo que representa un 17.26% del estimado anual que podría retribuirse económicamente a la universidad por el mantenimiento de la vegetación a través de programas internacionales de captación de contaminantes atmosféricos.

8.2.2 Producción de Oxígeno

Uno de los procesos por los que el CO_2 captado no puede considerarse el carbono almacenado es la producción de oxígeno y carbonos residuales emitidos, la producción de Oxígeno por sí mismo es un servicio ecosistémico de valor para un bosque urbano, la vegetación de CU-BUAP produce un aproximado de 1811 t/ año (Apéndice 6) y sobresale *C. equisetifolia* como principal especie productora, *F. retusa* sobresale de manera negativa al ser una de las especies más abundantes pero con mal desempeño en este ámbito (Tabla 4).

Tabla 4 Producción de oxígeno por año de las especies que producen más de una tonelada de oxígeno al año.

Especie	**Oxígeno (t)**
C. equisetifolia	38.84
F. uhdei	37.83
Eucalyptus sp.	36.42
C. lusitánica	14.91
P. alba	6.63

L. lucidum	5.41
J. mimosifolia	2.98
F. retusa	2.70
P. nigra	1.84
C. sepervirens	1.84
G. robusta	1.38

8.2.3 Eliminación de Contaminantes Atmosféricos

Existen otros contaminantes que son de menor importancia hablando de los servicios ambientales que se busca en los árboles, pero igual de importantes cuando hablamos de contaminación atmosférica y los efectos que esta tiene a la salud.

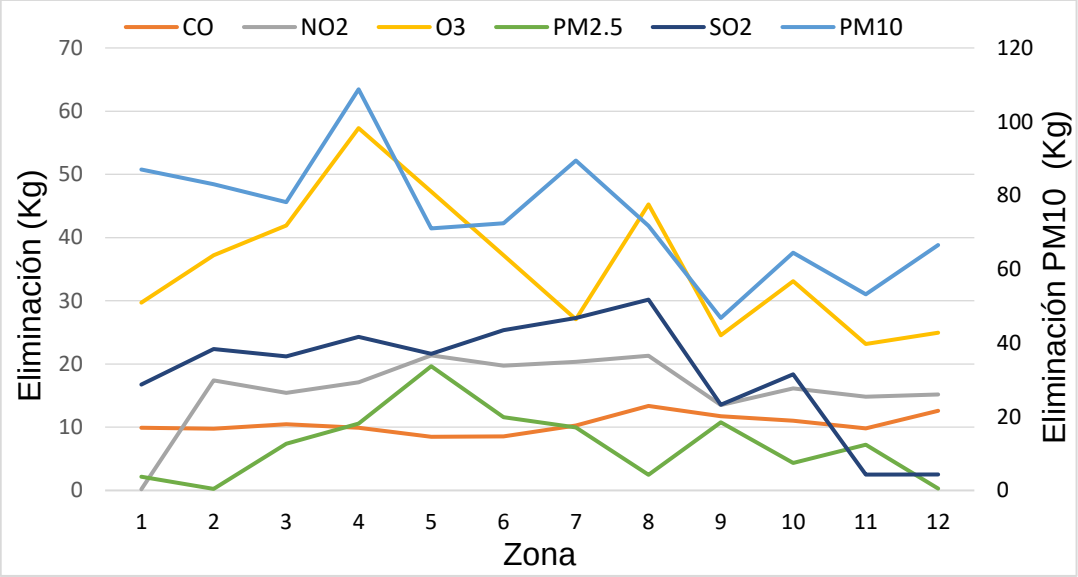


Figura 13 Promedio de eliminación de contaminantes por año, el eje vertical secundario corresponde a la eliminación de material particulado menor a 10 micras (PM10).

Dentro de estos compuestos los resultados de la vegetación de CU-BUAP muestran que (Figura 13):

- El principal contaminante eliminado es el monóxido de carbono seguido del ozono

- Existen dos picos de eliminación de contaminantes totales durante el año, Abril y Agosto, se sugiere revisión con datos climatológicos anuales más recientes.
- La vegetación de CU-BUAP elimina una pequeña cantidad de Material Particulado menor a 10 y 2.5 micras (892 kg y 87 kg respectivamente).

El valor económico de la eliminación de contaminantes anual de CU-BUAP es de $1.03 millones anuales, considerando el valor actual (03/05/2023) lo que representa el 82.73% del valor económico que podría retribuirse económicamente por la captación de contaminantes de la vegetación.

8.3 Resultados por zona

Pasando a los resultados de la división de CU-BUAP en 14 zonas, la zona 6 (Arquitectura) es la zona que presenta una mayor cantidad de árboles con un total del 13.6% de la población total, seguido de la zona 2 (11.9%) y zona 9 (11.1%) (Tabla 5).

La zona 6 es una de las zonas más antiguas de CU-BUAP en las que se comenzaron a realizar construcciones, por lo que posiblemente a lo largo del tiempo los árboles establecidos y plantados en esta zona han tenido un mayor periodo de tiempo sin intervenciones tan drásticas que permitieron un mayor éxito en la supervivencia de los árboles. Otro factor que puede estar influyendo en la abundancia de árboles en esta zona es el uso de la especie *F. retusa*, cuyo uso en la zona mayormente tiene objetivos topiarios, por lo que se realizan labores de mantenimiento de manera frecuente favoreciendo su supervivencia sobre otras especies sin este fin, esto mismo se puede observar en la zona 2, en donde la especie *F. retusa* es la especie más abundante (Figura 15) y mantiene los mismos objetivos decorativos.

Tabla 5 Distribución de la población dentro de las zonas.

Zona	Número de árboles	Porcentaje de la población
1	134	3.7%
2	432	11.9%
3	297	8.2%
4	303	8.4%
5	143	3.9%
6	494	13.6%
7	155	4.3%
8	59	1.6%
9	403	11.1%
10	378	10.4%
11	231	6.4%
12	165	4.7%
13	157	4.3%
14	270	7.5%

Por otro lado la zona 9 es una zona altamente dominada por eucaliptos, en este escenario posiblemente la mayoría de organismos de la especie encontrados en la zona no fueron plantados de manera intencionada, sino que su alta capacidad de supervivencia y reproducción en ambientes extraños (recordemos que es una especie invasiva) permitió que los organismos generarán una mayor cantidad de eucaliptos en la zona hasta llegar a superar la cantidad de organismos plantados.

8.3.1 Densidad por zona

Las zonas 8 y 9 tienen los valores de menor densidad con respecto a las demás zonas, un área poco densa seguramente no representará problemas de competencia por recursos para los árboles existentes, por lo que estas zonas pueden puedan ser candidatas a un programa de reforestación (Figura 14).

Por el contrario, las zonas que muestran una mayor densidad son las zonas 13 y 14, estos camellones están altamente dominados por la especie *F. uhdei* (Figura 15), esta especie puede llegar a medir más de 20 metros de altura y se sugiere mantener una distancia de 8 a 12 metros para evitar la competencia por recursos entre los organismos (Alvarado *et al*., 2014). La alta densidad dentro de los camellones sugiere que no se mantiene el espaciamiento recomendado pudiendo estar afectando el desarrollo de los árboles de los camellones, en estas zonas se sugiere realizar labores de trasplante que busque generar mayor distancia entre los organismos que se mantengan, así como buscar un lugar con mayor espacio disponible para el trasplante de los organismos retirados.

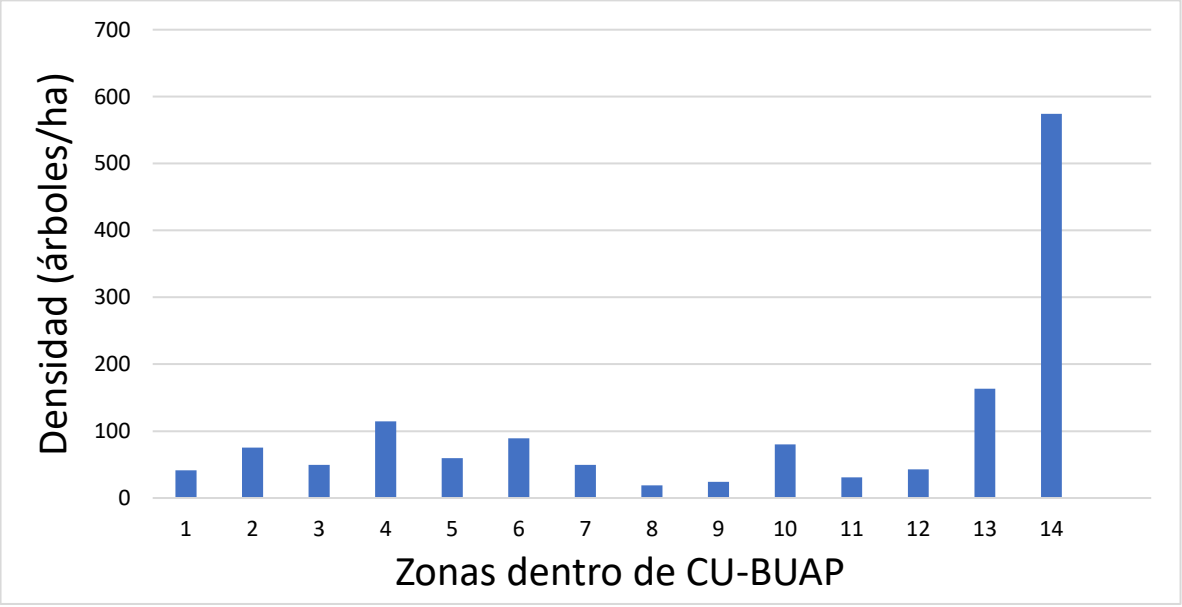


Figura 14 Densidad de la vegetación por zona.

Enfocado en la abundancia de las cinco principales especies en las zonas (Figura 15), observamos que;

- La especie *C. equisetifolia* se encuentra dominando la zona 4 mientras que en el resto de las zonas su presencia es baja.
- La especie *C. lusitanica* no es la especie que más abunda en ninguna zona.
- Casi todos los representantes de la especie *Eucalyptus sp.* se encuentran distribuidas entre las zonas 9 y 10.
- Las zonas que presentan una mayor cantidad de *F. retusa* son las zonas 6 y 2.
- La mayor cantidad de representantes de *F. uhdei* se encuentra en la zona 14 y 13.

A excepción de la zona 1 y 2 en el resto de las zonas hay una disparidad muy grande entre la especie que más abunda y la siguiente especie (Figura 15), además de representar la siembra masiva de las especies a lo largo de las distintas zonas esta distribución también podría sugerir una gran influencia de la especie dominante dentro de las características del suelo de las zonas, ya que dependiendo de la especie dominante, esta puede alterar la composición del suelo para favorecer el desarrollo de árboles de la misma especie.

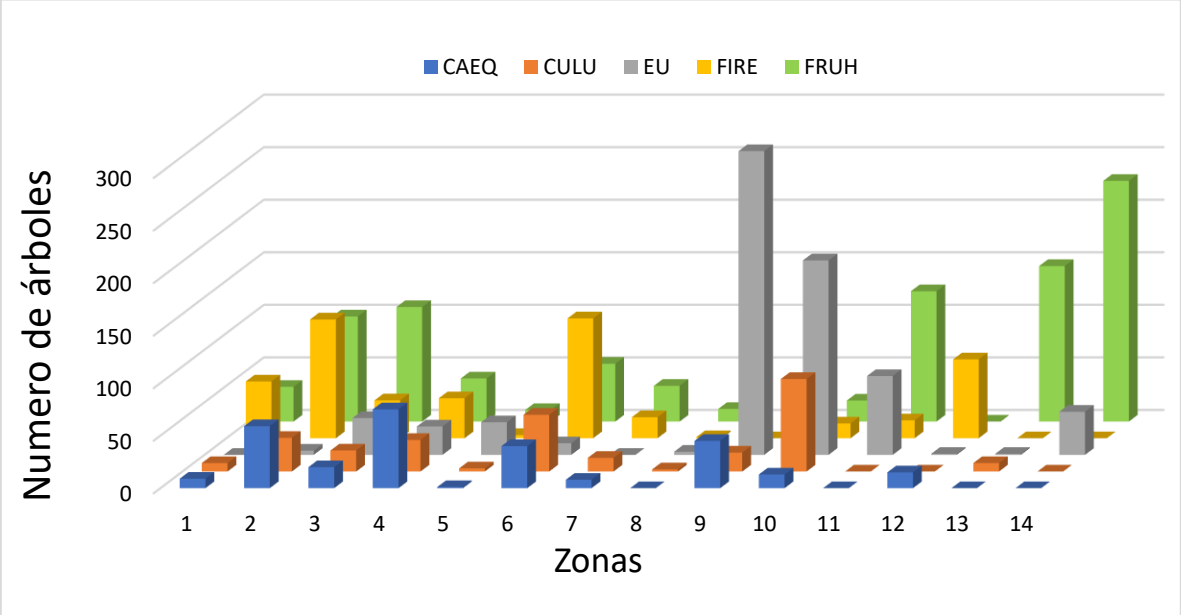


Figura 15 Abundancia de las principales especies por zona. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.3.2 DAPs por zona

En los promedios de DAPs por especie podemos ver las zonas en las que los árboles tienen un mayor desarrollo, representado en mayores DAPs. Las zonas en las que los árboles han tenido un mejor desarrollo en las zonas 5, 6, 9 y 12 (Figura 16), cabe mencionar que las alturas no pueden ser tomadas para discutir el desarrollo de la vegetación debido a que una gran cantidad de copas ha sido removida por interferencia con servicios eléctricos e infraestructura, por lo que utilizar este parámetro con el DAP para describir el desarrollo de las distintas especies en las zonas resultaría en conclusiones equivocadas.

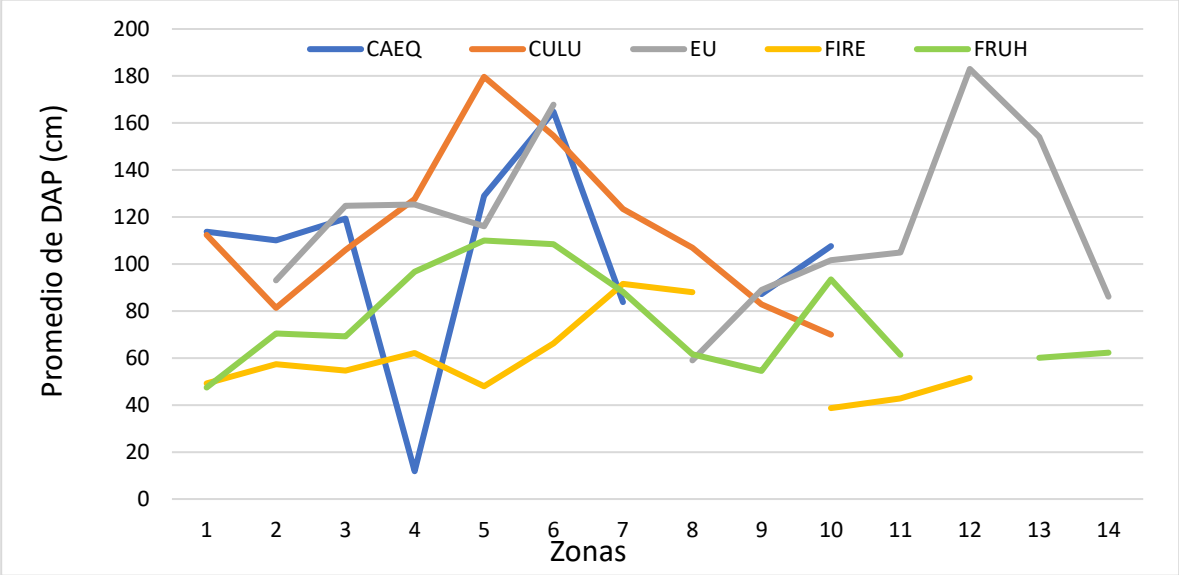


Figura 16 Promedio de DAPs de las cinco principales especies en las zonas. Ver acrónimos en Anexo 1.

Los árboles más altos se encuentran dentro de las zonas 10, 5 y 6 destacando la zona 6 ya que es la que tiene la mayor representación dentro de los 50 árboles más altos de todo CU-BUAP (15/50), de igual manera se observa que los eucaliptos son la especie que presenta una mayor cantidad de representantes dentro de los cincuenta arboles más altos (31/50) (Figura 17).

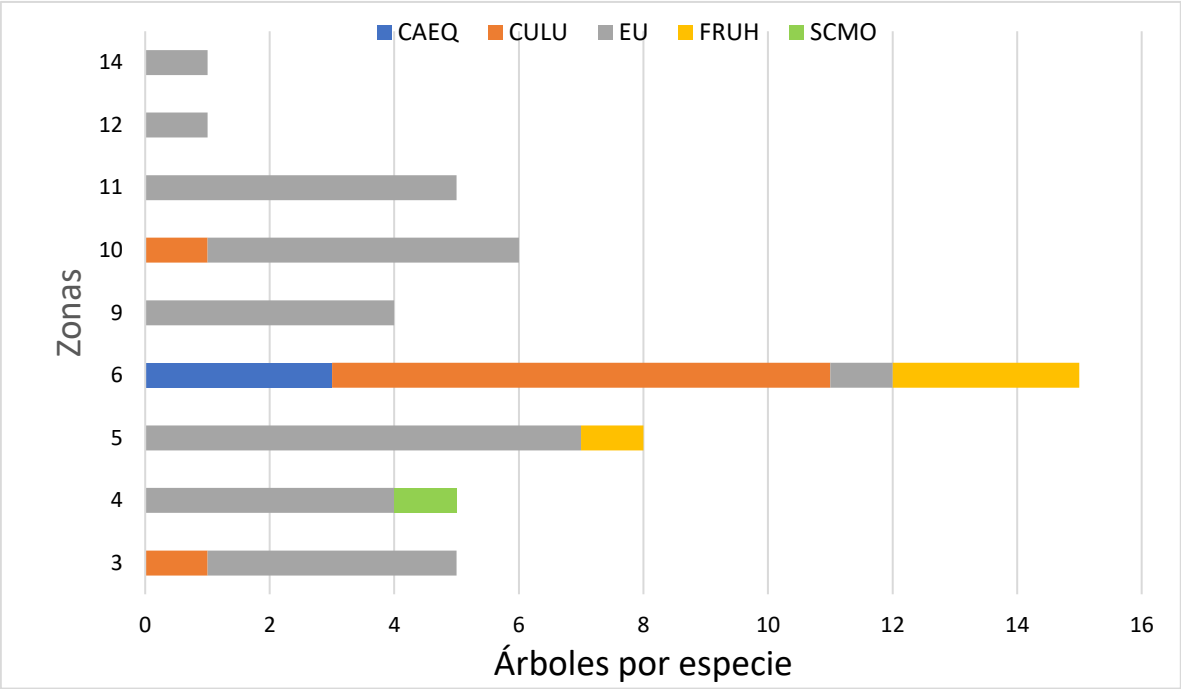


Figura 17 Distribución por zona de los 50 árboles más altos de CU-BUAP. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.3.3 Ancho de la copa

La correlación entre el ancho Norte/Sur y Este/Oeste se observa que las zonas que superan una correlación de 0.90 son las zonas 1, 4, 5, 6, 8, 12 y 14 (corr= 0.92, 0.91, 0.90, 0.91, 0.92, 0.95, 0.92 y 0.90 respectivamente) (Figura 18), con este resultado si bien es cierto que no podemos decir que son las más saludables, si podemos decir que los árboles en estas zonas presentan mayor proporcionalidad.

La proporcionalidad en el ancho de la copa de los árboles es importante debido a que un crecimiento anormal en las proporciones puede suponer un riesgo a la comunidad universitaria conforme el árbol se desarrolle más de un lado que de otro, bajo este ámbito las zonas 7, 10 y 13 son las zonas que presentan menor correlación (corr= 0.772, 0.559 y 0.755 respectivamente) (Figura 18) y por ende las zonas que tiene mayor probabilidad de suponer un riesgo por la inclinación propiciada por el peso descompensado, en estas zonas se recomienda priorizar las podas de equilibrio, que buscan proporciones similares de la circunferencia y altura de la copa para evitar problemas de inclinación por sobrepeso.

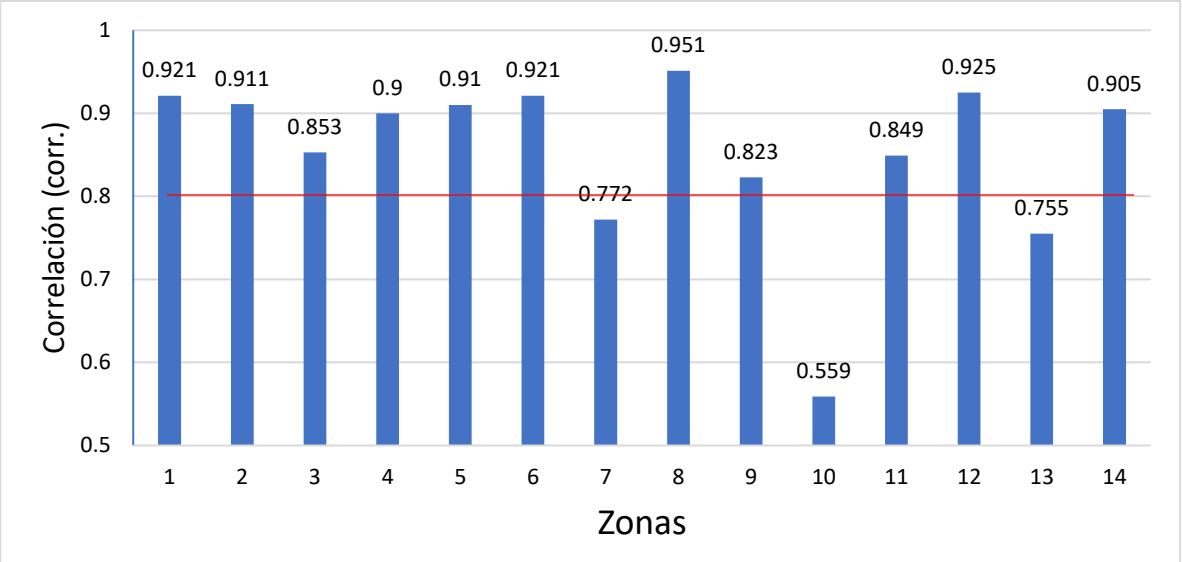


Figura 18 Valores de correlación de las variables ancho N/S y E/O en las zonas.

No todas las especies de las zonas mencionadas suponen el riesgo a la comunidad en cuanto a un desarrollo desproporcionado, en la zona 7 las especies *C. equisetifolia*, *C. lusitanica* y *Juniperus sp.* son las especies que presentan una mayor desproporcionalidad (corr < 0.60) de la cual. La mayor cantidad de *Juniperus sp* (23 árboles) que de *C. equisetifolia* y *C. lusitanica* (8 y 13 respectivamente) la hace la especie que supone un mayor riesgo en la zona bajo este criterio (Figura 19).

Pasando a la zona 10 únicamente los *C. lusitanica* se encuentran por debajo de una correlación < 0.60, y aún más importante, los 88 *C. lusitanica* de la zona 10 son los árboles menos proporcionales de toda el área de estudio, lo que hace que estos organismos representen el mayor riesgo de todo CU-BUAP en cuanto a un crecimiento desproporcionado.

Por último, la zona 13 (Figura 19) no llega a los valores de correlación que se pueden considerar como críticos a futuro. Sin embargo, la baja correlación en los *F. uhdei* resalta por representar el 90% de la población de la zona y (aunado a ser una

zona en la que todos los árboles presentan conflicto con el tránsito automovilístico) puede suponerse una tendencia negativa hacia la desproporcionalidad.

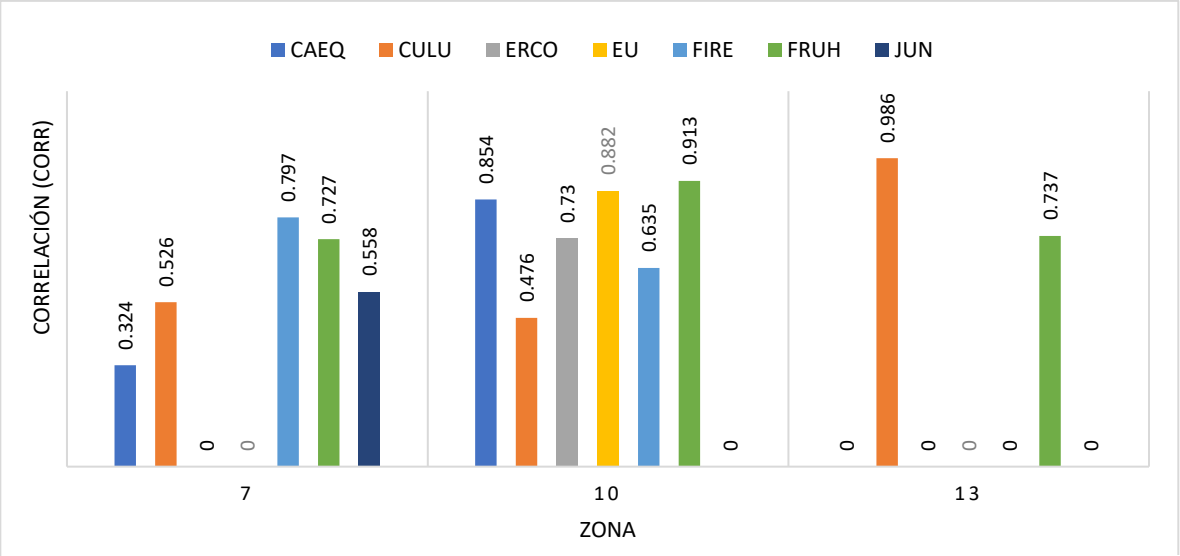


Figura 19 Correlación entre el ancho de la copa Norte/Sur – Este/Oeste por especie, en las zonas con correlación menor a .80 de las mismas variables (Figura 18). Los “0” corresponden a la ausencia de la especie en la zona. Ver acrónimos en Anexo 1.

8.4 Resultados de suelo

Para el nivel de profundidad superficial p_1 (0 a 10 cm) el mayor porcentaje de C_{org} se encuentra en las zonas 7 y 14, con 4.52% y 3.12% respectivamente. Mientras que la menor cantidad de C_{org} (0.94%) se encuentra en la zona 3. Por otra parte, el N_t es más abundante en la zona 3 (0.24%) y escaso en la zona 1 (0.07%). En el siguiente nivel de profundidad p_2 (10 a 20 cm) la mayor cantidad de C_{org} se encuentra en la zona 9 (2.18%) y por el contrario la zona 12 es la que menor cantidad presentó (0.47%). En el caso de N_t este es más abundante en la zona 2 (0.16%) y prácticamente nulo en las zonas 11 y 14 (Tabla 6).

La zona 5 es la única con altas concentraciones de carbono, en este caso puede ser atribuible a características propias del lago sobre el suelo, en cuanto al resto de zonas el contenido de carbono orgánico no termina de ser el factor más preocupante registrado en este estudio. Sin embargo, las bajas cantidades de nitrógeno en algunas zonas y profundidades, que inclusive llegan a “0” podrían sugerir una tendencia a la degradación de N_t por parte de los suelos de CU-BUAP.

Tabla 6 Porcentajes de Carbono Orgánico (Corg), materia orgánica (MO) y Nitrógeno total (Nt) por zona y profundidad.

Zona	Profundidad (cm)*	C_{org} (%)	MO (%)	N_t (%)
1	p_1	1.72	2.96	0.07
1	p_2	0.78	1.34	0.105
2	p_1	1.56	2.69	0.088
2	p_2	0.94	1.61	0.158
3	p_1	0.94	1.61	0.245
3	p_2	0.62	1.08	0.07
4	p_1	2.18	3.77	0.158
4	p_2	1.56	2.69	0.018
5	p_1	2.96	5.11	0.21
5	p_2	1.56	2.69	0.07
6	p_1	2.5	4.3	0.07
6	p_2	1.25	2.15	0.113
7	p_1	4.52	7.8	0.105
7	p_2	1.25	2.15	0.07
8	p_1	2.65	4.57	0.035
8	p_2	1.56	2.69	0.14
9	p_1	1.25	2.15	0.035
9	p_2	2.18	3.77	0.035
10	p_1	2.03	3.5	0.07
10	p_2	1.4	2.42	0.035
11	p_1	2.96	5.11	0.07
11	p_2	1.56	2.69	0
12	p_1	1.72	2.96	0.105
12	p_2	0.47	0.81	0.035
13	p_1	1.72	2.96	0.07

13	p_2	1.56	2.69	0.035
14	p_1	3.12	5.38	0.035
14	p_2	1.72	2.96	0

*p1= 0-10cm de profundidad; p2= 10 – 20cm de profundidad.

Para tener otro punto de comparación hacemos el ejercicio de obtener el promedio por zona; La zona 7 tiene la mayor cantidad de C_{org} (5.77%), mientras que la zona 3 representa el porcentaje más bajo (1.56%), así mismo, para el N_t las zonas 3 y 4 presentan el mayor porcentaje (0.31% y 0.24%), mientras que los menores porcentajes de N_t fueron las zonas 9 y 11 (ambas zonas 0.07%).

La Tabla 7 muestra cuántas veces más de C_{org} que de N_t existe en las distintas zonas, estos resultados corresponden con los reportados por Rao *et al*. (2013) donde muestra relaciones C_{org}/N_t muy diferentes dentro de los bosques urbanos.
Pero para lograr una interpretación de estos resultados, además de corroborar el gran espectro de relaciones C_{org}/N_t existentes en el perímetro urbano, se utilizarán los valores como indicadores clásicos dentro de la agronomía (Anexo 3).

Tabla 7 Relación Corg/Nt en las zonas de CU-BUAP.

Zona	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
Relación C_{org}/N_t	14.28	10.16	5	21.25	16.14	20.5	33
Zona	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**
Relación C_{org}/N_t	5	49	32.66	64.57	15.66	31.25	138.28

La zonas 3 y 8 tienen una relación de C_{org}/N_t “Baja” (<= 8), la zona 2 es la única que presenta una relación C_{org}/N_t “Normal” (<8 - 12), y el resto de zonas (1, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13 y 14) presentan una relación C_{org}/N_t “Muy alta” (>15), cabe destacar

que no existen zonas cuyo valor entre dentro de la categoría de relación C_{org}/N_t “Alta” (<12 - 15) como categoría previa a la “Muy alta” (Tabla 7).

Bajo esta perspectiva las relaciones que entren en las categorías altas y muy altas indican una baja capacidad de descomposición de la materia orgánica además de sugerir una descenso de la absorción de nitrógeno por la vegetación a causa de la inmovilización microbiana y otros procesos minerales que se ven afectados por las altas concentraciones de C_{org} en las zonas que entren en esta categoría, por lo que las zonas 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13 y 14 requieren atención en cuanto a cómo reducir esta relación, ya sea perspectivas de reducción de Corg o de aumento de nitrógeno dependiendo de la cantidad de C_{org} registrado en la zona.

8.5 Resultados de la relación Vegetación – suelo

En la Figura 20 se comparan las medianas de los DAPs de los árboles de la misma especie (en este caso *Eucalyptus sp*.) en función de la categoría de Corg del suelo donde se encuentra establecido, aquí vemos que existen diferencias significativas en los DAPs dependiendo de la cantidad de Corg que se encuentra en el suelo (p=4.82e-3), posteriormente buscando que grupo muestra diferencias con respecto a los otros se procedió a realizar una prueba de Dunn con ajuste de holm, que mostró que las diferencias significativas se encuentran realizando la comparación de grupos con los *Eucalyptus sp.* en suelos con cantidad de C_{org} bajo ($P_{holm\text{-}adj}$: 3.63e-3 y 0.20), al ser el suelo con mayor mediana podemos decir que esta especie se ve favorecida ante bajas cantidades de C_{org} en el suelo.

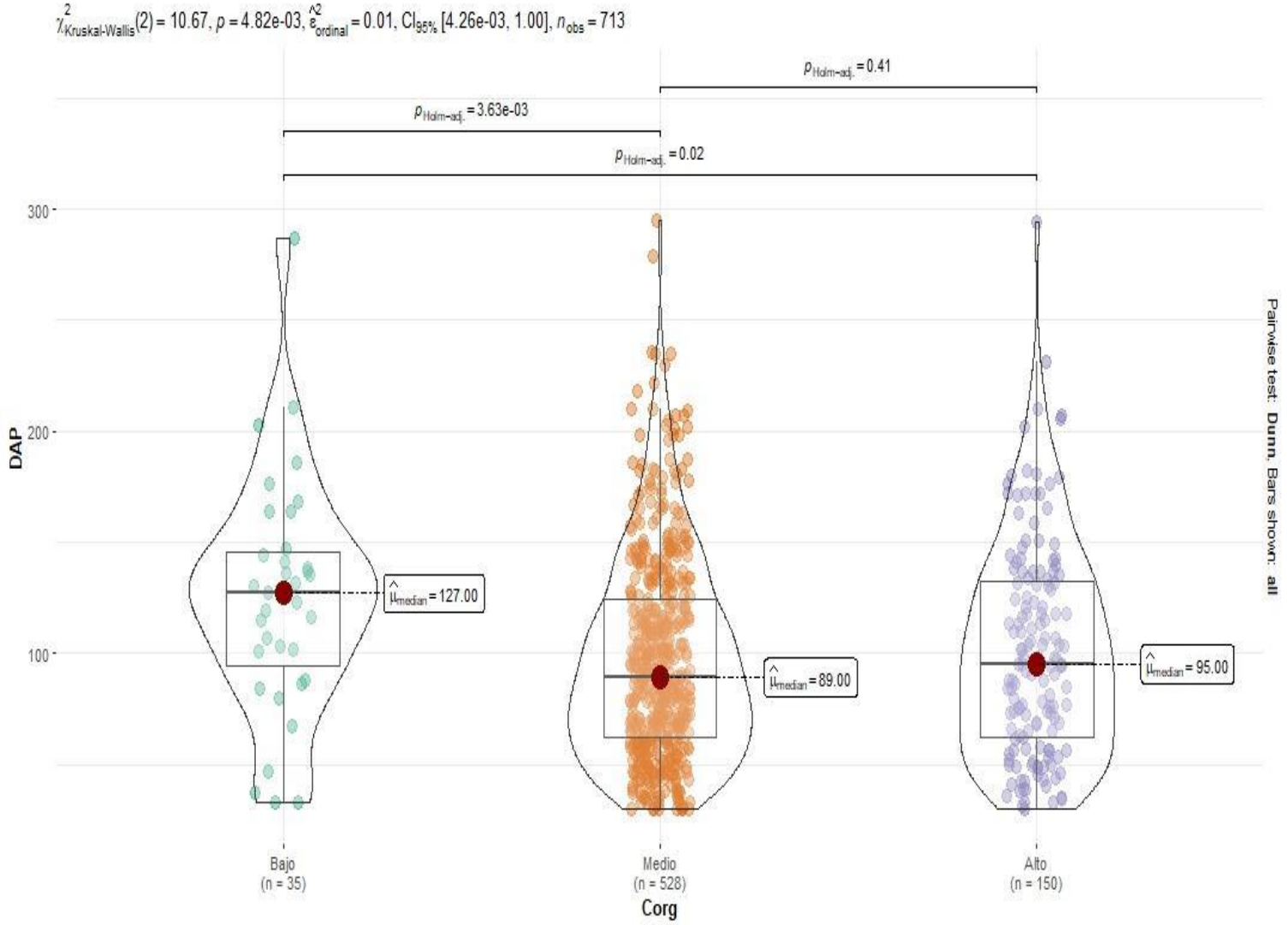


Figura 20 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie *Eucalyptus* en función de la cantidad de Corg del suelo donde están establecidos.

La siguiente tabla resume los valores de $P_{holm-adj}$ de las gráficas pertenecientes a las cinco especies más abundantes y las cantidades de C_{org} de la zona donde se establecieron.

Tabla 8 Resumen de las pruebas de Dunn de las 5 especies principales en relación con la cantidad de Corg en el suelo. Ver acrónimos en Anexo 1.

Carbono orgánico	CAEQ	CULU	EU	FIRE	FRUH
Bajo – Medio	0.25	0.44	0.003	0.80	1.00
Bajo - Alto	0.15	0.44	0.02	0.80	1.00
Medio - Alto	0.25	0.05	0.41	0.80	0.61

La mayoría de estas especies entra dentro de la categoría de Especie Fijadora de Nitrógeno (característica inversamente proporcional a la fijación de C_{org}) por lo que no es de sorprender que su DAP no corresponda a la cantidad de C_{org} en el suelo (Tabla 8). Sin embargo, la especie *Eucalyptus sp.* si presenta diferencias significativas en su desarrollo cuando se encuentra en suelos con cantidades bajas de carbono, mostrando que es la única especie que se encuentra afectada por las cantidades de C_{org} en los suelos de CU-BUAP en el que presentan un mayor DAP en zonas con bajas cantidades de C_{org} (Apéndice 12).

Esto podría ser resultado del de la baja densidad de Especies no fijadoras de nitrógeno (ENFN) en comparación con las Especies fijadoras de nitrógeno (EFN), apoyado por las bajas relaciones C_{org}/N_t en la zona (Tabla 7), que como previamente se mencionó esta relación permite una mejor absorción de los nutrientes disponibles que pareciera verse mayormente aprovechada por la población de eucaliptos de la zona.

Por otro lado la especie *C. lusitanica* también presenta una diferencia significativa (pHolm= 0.05) cuando se comparan los DAPs de los árboles en suelos con cantidades “Altas” siendo la única especie cuyo comportamiento pareciera sugerir que esta especie presenta un mejor desarrollo de DAP en suelos con altas cantidades de carbono orgánico.

Tabla 9 Resumen de las pruebas de Dunn de las 5 especies principales en relación con la cantidad de Nt en el suelo. Ver acrónimos en Anexo 1.

Nitrógeno total	CAEQ	CULU	EU	FIRE	FRUH
Muy bajo – Bajo	0.0006	0.47	0.003	0.02	0.002
Muy bajo – Medio	0.003	0.91	0.06	0.02	0.006
Muy bajo – Alto	0.008	0.46	0.0009	0.19	0.61
Bajo – Medio	1.00	0.47	0.63	1.00	0.61
Bajo – Alto	1.00	0.91	0.09	1.00	0.61
Medio - Alto	1.00	0.47	0.63	1.00	0.47

En cuanto a la relación del N_t del suelo con los DAPs de las cinco especies más abundante (Tabla 9) observamos dos tendencias:

Una con las especies *C. equisetifolia*, *Eucalyptus sp*. y *F. uhdei* establecidos en suelos que sobrepasan el 0.05% de Nt en suelo (Categoría “Muy bajo”), en la que estas especies no se ven influenciadas por la cantidad de Nt en suelo, es decir puede haber cantidades Medias o altas de nitrógeno pero esta diferencia no afectara el desarrollo de los árboles, a excepción de que estas zonas presenten un nivel muy bajo de N_t (< 0.05), en las que la escasez de nitrógeno si presenta un efecto negativo en sus respectivos DAPs. Por lo que se encontró que la cantidad de N_t en el suelo únicamente presenta un efecto sobre estas especies cuando este compone menos de 0.05% del mismo.

Por otro lado, la especie *C. lusitanica* no muestra relación ninguna con la cantidad de N_t en suelos (Tabla 8). Sin embargo, tampoco se acerca al escenario natural en el que a mayor N_t mayor DAP, ya que no existe diferencia alguna dependiendo de la cantidad de N_t en suelo podemos decir que, pese a no presentar los mejores comportamientos, es la especie más abundante que han aguantado de mejor manera los niveles muy bajos de N_t en los suelos de CU-BUAP.

El que el nitrógeno únicamente afecte a la mayoría de las especies más abundantes cuando este se encuentre en cantidades muy bajas de N_t nos sugiere que existen

otros factores que afectan en mayor medida el desarrollo de la vegetación de CU-BUAP siempre y cuando este parámetro se encuentre en categoría baja o en adelante, recordando las tendencias erosivas sugeridas por la Tabla 6, el comportamiento a un menor desarrollo del DAP de ciertas especies (Descrito anteriormente) pueda comenzar a presentarse en otras zonas conforme continúa la degradación de N_t en el suelo, por lo que la conclusión de que el nitrógeno bajo (> 0.05%) es suficiente para evitar su influencia negativa en la vegetación se traduce en que esta posible tendencia tenga que ser considerada dentro de las estrategias de manejo y ser tratada como uno de los mayores problemas que tiene la vegetación de CU-BUAP.

Este escenario puede ser respaldado por la denominada “Teoría de la convergencia del ecosistema urbano” (Brown *et al.,* 2011; Trammell *et al*., 2020) que plantea un escenario en el que distintos parches del bosque urbano pueden llegar a presentar características y tendencias similares (Tanto bióticas como abióticas), por las presiones ambientales que afectan de manera similar a las distintas áreas. La teoría resalta la importancia de la estructura del arbolado urbano que puede ser parte de los factores que establezcan presiones similares (a través de estructuras de vegetación similares) o parte de los factores que permitan un comportamiento distinto al resto de áreas del bosque urbano (al presentar presiones distintas por una estructura vegetal distinta), la alta abundancia de las 5 especies principales (aprox 75% de la población total) es un escenario similar al que se tiene al resto de la ciudad, en este ámbito cada especie puede presentar características fijadoras de nitrógeno (FN) o No fijadoras de nitrógeno (NFN) que tendrán influencia en la estructura del suelo dependiendo de la especie dominante y su abundancia:

Las especies FN naturalmente necesitan que exista una cantidad considerable de nitrógeno en el suelo para desarrollarse sanamente, en el caso de CU-BUAP la especie *F. uhdei* es una especie fijadora de nitrógeno más abundante en 6 zonas, particularmente esta especie compensa en gran medida sus necesidades de este elemento con la integración de su hojarasca al suelo (Ares, 2001)., sus grandes

cantidades de nitrógeno permiten que la hojarasca pueda llegar a ser la principal entrada de nitrógeno en el suelo por lo que la práctica de remoción resulta particularmente crítica para esta especie y para las zonas en las que domina. Si bien es cierto su remoción resulta positiva para la comodidad estudiantil en estas zonas recomienda buscar estrategias para reintegrar la hojarasca al suelo o estrategias que favorezcan la integración natural de nitrógeno.

Mientras que las especies NFN (como las del género *Eucalyptus*) dentro de las más abundantes puede presentar un comportamiento distinto, pero igual de perjudicial para la dinámica del nitrógeno en el suelo cuando se encuentra en sobre abundancia: Las plantas NFN tienen un efecto mínimo en la capacidad de fijación de nitrógeno en el suelo (Forrester *et al.,* 2006; Livesley *et al*., 2015; Pulikova & Gorovtsov, 2022, Zhao & Zeng, 2019) por ejemplo el que la hojarasca presenta menores concentraciones de nitrógeno o un menor exudado radicular, particularmente para los eucaliptos su alta abundancia en distintas zonas (Figura 1) provoca que la vegetación no favorezca la fijación de nitrógeno en el suelo y este sea altamente susceptible a la transpiración de este componente por altas temperaturas (Enloe *et al*., 2015).

Ambos comportamientos son observados en este estudio, en el que los suelos dominados por eucaliptos no muestran las mejores cantidades de N_t (Tabla 5, Figura 15) tendiendo niveles muy bajos del mismo (llegando a niveles “Muy bajos”) así como la disminución en los DAPs de esta especie cuando esta se encuentra establecida en suelos con un N_t menor a 0.05% (Tabla 8), por lo que en estas zonas se sugiere la reestructuración de la vegetación buscando el establecimiento de FN mientras se reduce la densidad de ENFN ya que esta estrategia han mostrado grandes beneficios para la fijación de nitrógeno bajo la presencia de *Eucalyptus sp.* (Ahn *et al*., 2022; Baker *et al*., 1994; He *et al*., 2005; Kou-Giesbrecht & Menge, 2019; Resh *et al*., 2002).

En ambos casos (tanto EFN y ENFN) el uso excesivo de una sola especie (Figura 15) puede ser uno de los principales factores que hace que las áreas verdes de CU-BUAP no presenten beneficios en cuanto a la fijación de nitrógeno en el suelo, si bien es cierto que las distintas áreas necesitan diferentes estrategias de intervención para buscar la restauración de los niveles de nitrógeno en las zonas, la reducción de la densidad vegetal así como un aumento en la diversidad serán factores importantes dentro de las estrategias de manejo para lograr una reducción en los costos de inversión en tratamientos al suelo a largo plazo así como lograr una vegetación sana.

Esta mayor diversidad y menor competencia interespecífica en las zonas tendrá grandes beneficios en la reducción de temperatura y riqueza de microorganismos, dos de los factores que propician la transpiración de N_t por parte del suelo hacia la atmósfera evitando que se mantenga fijado por largos periodos de tiempo (Oertel *et al*., 2016), por lo que se recomienda como unas de las perspectivas principales a tomar en cuenta dentro de las acciones a tomar por el beneficio de las áreas verdes de CU-BUAP.

IX. CONCLUSIONES.

Los suelos de las zonas 11 y 14 se encuentran con niveles críticos de nitrógeno, pero altas cantidades de carbono orgánico, la ausencia total de nitrógeno (tanto en la superficie como en lo profundo) puede propiciar cambios drásticos en los otros ciclos biológicos que ocurren en el suelo resultando en la emisión de NOx y otros GEI.

Pese al retiro de hojarasca el suelo la cantidad de C_{org} en este aún se mantienen “Altas” cantidades en suelo, al contrario de las cantidades de N_t que se presentaron en cantidades “Bajas” y “Críticas”, los resultados podrían estar sugiriendo tendencias hacia la degradación del nitrógeno en gran parte de CU-BUAP, se sugiere buscar estrategias sustentables de adición de este elemento (procesamiento y reintegración de hojarasca p/e).

Dentro de CU-BUAP la vegetación no presenta mayores DAPs a medida que el N_t aumenta en el suelo, posiblemente existen otros factores que afectan su desarrollo cuando este se encuentra por encima de 0.05% en suelo. Sin embargo, en las zonas con una cantidad de N_t <0.05 el DAP de las especies si se encuentra afectado por dicha carencia, la baja diversidad y alta abundancia de ciertas especies puede estar provocando que las especies no presenten beneficios en cuanto a la fijación de nitrógeno, que cuando alcanza niveles bajos comienza a afectar el desarrollo de la misma vegetación.

Tomar en cuenta la estructura de la vegetación y las características del suelo será un factor clave dentro de estrategias a utilizar en las distintas zonas (además de recomendaciones puntuales por zona que se han hecho a lo largo de los resultados), una sustitución vegetal que busque reducir la densidad de especies, así como la una mayor diversidad centrada en la mejora de la fijación de nitrógeno podría ser una de las mejores opciones para la rehabilitación del suelo de CU-BUAP y para el aprovechamiento de los beneficios ecosistémicos que pueden brindar las áreas verdes universitarias.

X. BIBLIOGRAFÍA.

Acosta, S., M.F. (2017). Revisión de los modelos CITYgreen, i-tree tools ECO y i-Tree Tools Streets, como herramientas para la cuantificación de los servicios ecosistémicos prestados por el arbolado urbano de Bogotá. Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.

Ahmed, R., Hoque, A. T. M. R. & Hossain, M. K. (2008). Allelopathic effects of leaf litters of Eucalyptus camaldulensis on some forest and agricultural crops. Journal of Forestry Research, 19(1), 19-24. https://doi.org/10.1007/s11676-008-0003-x

Ahn, J. W., Dinh, T. V., Park, S. Y., Choi, I. Y., Park, C. R. & Son, Y. S. (2022). Characteristics of biogenic volatile organic compounds emitted from major species of street trees and urban forests. Atmospheric Pollution Research, 13. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1309104222001544

Alvarado, A., Guajardo, F., & Cartes, S. (2014). Manual de plantación de árboles en áreas urbanas [Corporación Nacional Forestal]. Chile.

Amini, V., Salehi, E., Yavari, A. R., & van Bodegom, P. M. (2019). Evaluating the potential contribution of urban ecosystem service to climate change mitigation. Urban Ecosystems, 22(5), 989–1006. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00870-w

Anderson, E. C., Avolio, M. L., Sonti, N. F., & LaDeau, S. L. (2021). More than green: Tree structure and biodiversity patterns differ across canopy change regimes in Baltimore's urban forest. Urban Forestry & Urban Greening, 65. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127365

Aragón, R., Montti, L., Ayup, M. M. & Fernández, R. (2014). Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. Acta Oecologica, 54,

21-28. https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.03.007

Arango., A. Soil structure and tree heath in urban areas. What do we need to know? The Connecticut Agricultural Experiment Station. https://portal.ct.gov/-/media/CAES/DOCUMENTS/Publications/Fact_Sheets/Forestry_and_Horticulture/SoilstructureandtreehealthinurbanareasArangoMarch2015pdf.pdf

Ares, A., & Fownes, J. (2001). Productivity, resource use, and competitive interactions of Fraxinus uhdei in Hawaii uplands. Canadian Journal of Forest Research.

Ariluoma, M., Ottelin, J., Hautamäki, R., Tuhkanen, E. M. & Mänttäri, M. (2021). Carbon sequestration and storage potential of urban green in residential yards: A case study from Helsinki. Urban Forestry & Urban Greening, 57, 126939. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126939

Baker, D., Du, D., & Fried, M. (1994). Influence of combined nitrogen level and Eucalyptus competition on nitrogen fixation in nodulated Casuarina. Protoplasma, 183(1-4), 24-28. https://doi.org/10.1007/bf01276809

Bakhmatova, K. A., Matynyan, N. N. & Sheshukova, A. A. (2022). Anthropogenic Soils of Urban Parks: A Review. Eurasian Soil Sc. 55, 64–80. https://doi.org/10.1134/S1064229322010021

Barradas, V. L., Ruiz-Córdova, J. P., & Esperó-Rodríguez, M. (2016). Microclimatology and ecophysiology of the urban vegetation of a city with tropical climate modified by altitude in Mexico. Botanical Sciences, 94(4), 786. https://doi.org/10.17129/botsci.627

Bayle, G. (2019). Ecological and social impacts of eucalyptus tree plantation on the environment. Journal of Biodiversity Conservation and Bioresource Management, 5(1), 93–104.

https://doi.org/10.3329/jbcbm.v5i1.42189

Brown, S., Miltner, E. D., & Cogger, C. G. (2011). Carbon Sequestration Potential in Urban Soils. En Springer eBooks (pp. 173-196). https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_9

Chen, F., Zheng, H., Zhang, K., Ouyang, Z., Li, H., Wu, B. & Shi, Q. (2013). Soil microbial community structure and function responses to successive planting of Eucalyptus. Journal of Environmental Sciences, 25(10), 2102-2111. https://doi.org/10.1016/s1001-0742(12)60319-2.

Churkina, G. (2016). The Role of Urbanization in the Global Carbon Cycle. Frontiers in Ecology and Evolution, 3. https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00144

Conway, T. M., & Vander, J. (2015). Growing a diverse urban forest: Species selection decisions by practitioners planting and supplying trees. Landscape and Urban Planning, 138, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.01.007.

Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S., & Quiñones, L. (2007). La conservación de suelos: Un asunto de interés público. Gaceta Ecológica. (83),5-71. [fecha de Consulta 17 de diciembre de 2022]. ISSN: 1405-2849. Recuperado de: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53908302

Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M., Wall, D. H., & Parton, W. J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. Nature Geoscience, 8(10), 776–779. https://doi.org/10.1038/ngeo2520

Devisscher, T., Ordóñez-Barona, C., Dobbs, C., Días Baptista, M., Navarro, N. M., Orozco Aguilar, L. A., Cercas Perez, J. F., Rojas Mancebo, Y., & Escobedo, F. J. (2022). Urban forest management and governance in Latin America and the Caribbean: A baseline study of stakeholder

views. Urban Forestry & Urban Greening, 67. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127441

Domínguez, A.Y. (2016). Estimaciones de captura de los parques y emisiones de CO2 vehicular en Tijuana, B.C. Tesis de Maestría, El Colegio de la Frontera Norte, México.

Donovan, G. H. (2017). Including public-health benefits of trees in urban-forestry decision making. Urban Forestry & Urban Greening, 22, 120–123. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.02.010

Duprat, H.C. (2018). Inventario del arbolado urbano en vialidades principales del Municipio de Puebla. Puebla, México, 57 p.

Enescu, R. E., Dincă, L., Zup, M., Davidescu, E. & Vasile, D. (2022). Assessment of Soil Physical and Chemical Properties among Urban and Peri-Urban Forests: A Case Study from Metropolitan Area of Brasov. Forests, 13(7), 1070. https://doi.org/10.3390/f13071070

Enloe, H. A., Lockaby, B. G., Zipperer, W. C., & Somers, G. L. (2015). Urbanization effects on soil nitrogen transformations and microbial biomass in the subtropics. Urban Ecosystems, 18(3), 963-976. https://doi.org/10.1007/s11252-015-0462-8

Fialho, R. C. & Zinn, Y. L. (2012). Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in brazil: a comparative analysis. Land Degradation & Development, 25(5), 428-437. https://doi.org/10.1002/ldr.2158

Forrester, D. I., Bauhus, J., Cowie, A., & Vanclay, J. K. (2006). Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. Forest Ecology And Management, 233(2-3), 211-230. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.012

Gaertner, M., Richardson, D.M., & Privett, S. (2011). Effects of alien plants on ecosystem structure and functioning and implications for restoration:

Insights from Three Degraded Sites in South African Fynbos. Environmental Management, 48(1), 57–69. https://doi.org/10.1007/s00267-011-9675-7

Galindo, A.S., & Victoria, R. (2012). La vegetación como parte de la sustentabilidad urbana: beneficios, problemáticas y soluciones, para el Valle de Toluca. Quivera, Revista de Estudios Territoriales, 14(1), 98-108. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40123894006

Gao, X., Huang, R., Li, J., Wang, C., Lan, T., Li, Q., Deng, O., Tao, Q., & Zeng, M. (2020). Temperature induces soil organic carbon mineralization in urban park green spaces, Chengdu, southwestern China: Effects of planting years and vegetation types. Urban Forestry & Urban Greening, 54, 126761. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126761

GlobAllomeTree. (s. f.). GlobAllomeTree. Recuperado 23 de marzo del 2023., de http://globallometree.org.

Gobierno Constitucional del Estado de Puebla (2014). Lineamientos Ambientales Municipales que establecen los requisitos y especificaciones técnicas para la poda, derribo, trasplante y restitución de árboles, comprendidos en la dasonomía urbana. Periódico Oficial del Estado de Puebla.

González, O., Iglesias, C.E., & Herrera, M. (2009). Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias, 18. Disponible en: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93215937011

Haase, D. (2021). COVID-19 pandemic observations as a trigger to reflect on urban forestry in European cities under climate change: Introducing nature-society-based solutions. Urban Forestry & Urban Greening, 64, 127304. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127304

Hansen, K., Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Gundersen, P., Sevel, L., Bastrup-Birk, A., Pedersen, L. B., & Bille-Hansen, J. (2009). Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. Forest Ecology and Management, 257(10), 2133-2144. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.021Jim, C. Y. (2019). Resolving intractable soil constraints in urban forestry through research–practice synergy. Socio-Ecological Practice Research, 1(1), 41–53. https://doi.org/10.1007/s42532-018-00005-z

He, X., Critchley, C., Ng, H., & Bledsoe, C. S. (2005). Nodulated N 2 -fixing Casuarina cunninghamiana is the sink for net N transfer from non-N 2 -fixing Eucalyptus maculata via an ectomycorrhizal fungus Pisolithus sp. using 15 NH 4 + or 15 NO 3 − supplied as ammonium nitrate. New Phytologist, 167(3), 897-912. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01437.x

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León [ITACyL]. (2013). Guía para interpretar los resultados de los análisis de las muestras de suelos. https://suelos.itacyl.es/documents/426128/427891/2013-05_Guia_para_interpretar_resultados_analisis.pdf/86b042ba-46b2-fa9c-f517-98d78798897e

Joseph, J., Luster, J., Bottero, A., Buser, N., Baechli, L., Sever, K., & Gessler, A. (2020). Effects of drought on nitrogen uptake and carbon dynamics in trees. Tree Physiology, 41(6), 927-943. https://doi.org/10.1093/treephys/tpaa146

Kotze, D. J., & Setälä, H. (2021). Urbanisation differently affects decomposition rates of recalcitrant woody material and labile leaf litter. Urban Ecosystems, 25(1), 65-74. https://doi.org/10.1007/s11252-021-01125-3

Kotze, D. J., Ghosh, S., Hui, N., Jumpponen, A., Lee, B. P. Y., Lu, C., Lum, S., Pouyat, R., Szlavecz, K., Wardle, D. A., Yesilonis, I., Zheng, B., &

Setälä, H. (2021). Urbanization minimizes the effects of plant traits on soil provisioned ecosystem services across climatic regions. Global Change Biology, 27(17), 4139–4153. https://doi.org/10.1111/gcb.15717

Kou-Giesbrecht, S., & Menge, D. (2019). Nitrogen-fixing trees could exacerbate climate change under elevated nitrogen deposition. Nature Communications, 10(1). https://doi.org/10.1038/s41467-019-09424-2

Lamano, M., Cantanhede, L., de Melo, D., Capellani, C., Reis, A., Gonçalves, K., Terezinha, C., & Barbosa, P. (2018). Soil Biodiversity in Urban Forests as a Consequence of Litterfall Management: Implications for São Paulo's Ecosystem Services. Sustainability Journal, 10(3). https://doi.org/10.3390/su10030684

Livesley, S. J., Ossola, A., Threlfall, C. G., Hahs, A. K., & Williams, N. S. G. (2015). Soil Carbon and Carbon/Nitrogen Ratio Change under Tree Canopy, Tall Grass, and Turf Grass Areas of Urban Green Space. Journal of Environmental Quality, 45(1), 215-223. https://doi.org/10.2134/jeq2015.03.0121

Lorenz, K., & Lal, R. (2015). Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems. Carbon Management, 6(1–2), 35–50. https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182

Lv, H., Wang, W., He, X., Xiao, L., Wei, C., Zhang, B. & Zhou, W. (2018). Association of urban forest landscape characteristics with biomass and soil carbon stocks in Harbin City, Northeastern China. PeerJ, 6, e5825. https://doi.org/10.7717/peerj.5825

Lv, H., Wang, W., He, X., Xiao, L., Zhang, B. & Zhou, W. (2016). Quantifying Tree and Soil Carbon Stocks in a Temperate Urban Forest in Northeast China. Forests, 7(12), 200. https://doi.org/10.3390/f7090200

Ma, J., Li, X., Baoquan, J., Liu, X., Li, T., Zhang, W. & Liu, W. (2021). Spatial

variation analysis of urban forest vegetation carbon storage and sequestration in built-up areas of Beijing based on i-Tree Eco and Kriging. Urban Forestry & Urban Greening, 66. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127413

Melliger, R. L., Rusterholz, H. P. & Baur, B. (2017). Ecosystem functioning in cities: Combined effects of urbanisation and forest size on early-stage leaf litter decomposition of European beech (Fagus sylvatica L.). Urban Forestry & Urban Greening, 28, 88-96. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.009

Midgley, M., Anderson, E., & Minor, E. (2021). Vacant lot plant establishment techniques alter urban soil ecosystem services. Urban Forestry & Urban Greening, 61, 127096. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127096

Moustakas, A., & Evans, M. R. (2015b). Effects of growth rate, size, and light availability on tree survival across life stages: a demographic analysis accounting for missing values and small sample sizes. BMC Ecology, 15(1). https://doi.org/10.1186/s12898-015-0038-8

Nascimento, T. M. D., Monteiro, T. C., Baraúna, E. E.´., Moulin, J. C., & Azevedo, A. M. (2018). Drying influence on the development of cracks in Eucalyptus logs. Bioresources, 220-233. https://doi.org/10.15376/biores.14.1.220-233

Nowak, D. J. (2021). Understanding i-Tree: Summary of Programs and Methods (2.a ed.). USDA FOREST SERVICE. https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. Environmental Pollution, 178, 229–236. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019

Nowak, D.J. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. En: McPherson, E.G; Nowak, D.J.; Rowntree, R.A., eds. Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 83–94.

Oktaba, L., Paziewski, K., Kwasowski, W., & Kondras, M. (2014). The effect of urbanization on soil properties and soil organic carbon accumulation in topsoil of Pruszków – a medium-sized city in the Warsaw Metropolitan Area, Poland. Soil Science Annual, 65(1), 10–17. https://doi.org/10.2478/ssa-2014-0002

Onoda, Y., Richards, A. E., & Westoby, M. (2009). The relationship between stem biomechanics and wood density is modified by rainfall in 32 Australian woody plant species. New Phytologist, 185(2), 493-501. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03088.x

Orchardson, E. (2020). Balanced fertilizer application boosts smallholder incomes. CIMMYT. Recuperado 22 de septiembre de 2022, de https://www.cimmyt.org/news/nitrogen-in-agriculture/

Pizaña, J. M. G., Hernández, J. M. N., & Romero, N. C. (2016). Remote Sensing-Based Biomass Estimation. Environmental Applications of Remote Sensing. https://doi.org/10.5772/61813

Pompa, M., & Sigala, J. N. (2017). Variation of carbon uptake from forest species in Mexico: a review. Madera y Bosques, 23(2), 225–235. https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321512

Pouyat, R. V., & Trammell, T. L. (2019). Climate Change and Urban Forest Soils. En M, Busse, C.P. Giardina, D.M. Morris & D.S. Page-Dumroese (Eds.), Global Change and Forest Soils (pp. 189-211). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00010-0

Pouyat, R. V., Russell-Anello, J., Yesilonis, I.D., & Groffman, P. M. (2002). Soil Carbon in Urban Forest Ecosystems. En J.M. Kimble, L.S. Heath & R. A. Birdsey (Eds.), The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect (pp. 347–362). Lewis Publishers. https://doi.org/10.1201/9781420032277

Pozo, J., Basaguren, A., Elósegui, A., Molinero, J., Fabre, E. & Chauvet, E. (1998). Afforestation with Eucalyptus globulus and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. Oceans, Rivers, and Lakes: Energy and Substance Transfers at Interfaces, 101-109. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5266-2_8

Préndez, M., Carvajal, V., Corada, K., Morales, J., Alarcón, F. & Peralta, H. (2013). Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile. Environmental Pollution, 183, 143-150. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.003

Pulikova, E. P., & Gorovtsov, A. (2022). Nitrogen cycling processes in urban soils: stocks, fluxes, and microbial transformations. En Springer eBooks (pp. 101-135). https://doi.org/10.1007/978-981-16-8914-7_6

Rao, P., Hutyra, L. R., Raciti, S. M., & Templer, P. H. (2013). Atmospheric nitrogen inputs and losses along an urbanization gradient from Boston to Harvard Forest, MA. Biogeochemistry, 121(1), 229-245. https://doi.org/10.1007/s10533-013-9861-1

Resh, S. C., Binkley, D., & Parrotta, J. A. (2002). Greater Soil Carbon Sequestration under Nitrogen-fixing Trees Compared with Eucalyptus Species. Ecosystems, 5(3), 217–231. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0067-3

Reyes, J. M., Martínez, D., Castelán, R. del C., Sihuanca, D., & Viveros, C. E. (2003). Propuesta de restauración ecológica: El caso de Ciudad Universitaria de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. BUAP, México, 106 p.

Rice, W. L., & Pan, B. (2021). Understanding changes in park visitation during the COVID-19 pandemic: A spatial application of big data. Wellbeing, Space and Society, 2, 100037. https://doi.org/10.1016/j.wss.2021.100037

Rubio, E., Reyes, J., & Mora, M. A. (2022). Abundancia de eucaliptos en la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla: un enfoque urbanístico. Revista Latinoamericana del Ambiente y las Ciencias. Recuperado 6 de febrero de 2023, de https://rlac.buap.mx/sites/default/files/RLAC%2013%2832%29-10.pdf

Sabir, S. (2009). A forested urban park: what is the value of Allan Gardens to the City of Toronto?, Tesis de Maestría, Ryerson University, Canada.

Sahli, L., & Belhiouani, H. (2021). Ficus retusa L. as possible indicator of air metallic pollution in urban environment. International Journal Of Phytoremediation, 24(10), 1050-1059. https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1999205

Sánchez-León, E., Castro, T. G., Peralta, O. A., Álvarez-Ospina, H., Espinosa, M. D. L. L., & Martínez-Arroyo, A. (2016). Estimated carbon dioxide exchange for three native species in an ecological reserve of Mexico City. Atmósfera. https://doi.org/10.20937/atm.2016.29.03.01

Scharenbroch, B. & Catania, M. (2012). Soil Quality Attributes as Indicators of Urban Tree Performance. Arboriculture & Urban Forestry, 38(5), 214-228. https://doi.org/10.48044/jauf.2012.030

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT_2000. Diario oficial [en linea]. (85), [fecha de Consulta 2 de junio de 2023]. Disponible en: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf.

Svirejeva-Hopkins, A., Reis, S., Magid, J., Nardoto, G., Barles, S., Bouwman,

A., Erzi, I., Kousoulidou, M., Howard, C., & Sutton, M. (2011). Nitrogen flows and fate in urban landscapes. In M. Sutton, C. Howard, J. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, *et al*. (Eds.), The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives (pp. 249-270). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511976988.015

Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Pouyat, R. V., Groffman, P. M., Rosier, C. L., Bettez, N. D., Cavender-Bares, J., Grove, J. M., Hall, S. M., Heffernan, J. B., Hobbie, S. E., Morse, J. Q., Neill, C., & Steele, M. K. (2020). Urban soil carbon and nitrogen converge at a continental scale. Ecological Monographs, 90(2). https://doi.org/10.1002/ecm.1401

Valduga, M. O., Zenni, R. D., & Vitule, J. R. (2016). Ecological impacts of non-native tree species plantations are broad and heterogeneous: a review of Brazilian research. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 88, 1675–1688. https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150575

Vasenev, V., Stoorvogel, J. & Vasenev, I. (2013). Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region. CATENA, 107, 96-102. https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.009

Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I., Nilsson, L. O., & Gundersen, P. (2008). Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. Forest Ecology and Management, 255(1), 35-48. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.015

Wang, H., Marshall, C. W., Cheng, M., Xu, H., Li, H., Yang, X., & Zheng, T. (2017). Changes in land use driven by urbanization impact nitrogen cycling and the microbial community composition in soils. Scientific Reports, 7(1). https://doi.org/10.1038/srep44049

Wang, M., Zhang, H., Fan, S., Hao, P., & Dong, L. (2021). A zoning-based solution for hierarchical forest patch mosaic in urban parks. Urban

Forestry & Urban Greening, 65. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127352

Wang, P., Zheng, H., Ren, Z., Zhang, D., Zhai, C., Mao, Z., Tang, Z. & He, X. (2018). Effects of Urbanization, Soil Property and Vegetation Configuration on Soil Infiltration of Urban Forest in Changchun, Northeast China. Chinese Geographical Science, 28(3), 482-494. https://doi.org/10.1007/s11769-018-0953-7

Wang, X., & Song, C. (2020). Carbon Capture From Flue Gas and the Atmosphere: A Perspective. Frontiers in Energy Research, 8. https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.560849

Washbourne, C. L., López-Capel, E., Renforth, P., Ascough, P. L. & Manning, D. A. C. (2015). Rapid Removal of Atmospheric CO2 by Urban Soils. Enviromental Science & Technology, 49. https://doi.org/10.1021/es505476d

Yakınlar, N., & Akpınar, A. (2022). How perceived sensory dimensions of urban green spaces are associated with adults perceived restoration, stress, and mental health? Urban Forestry & Urban Greening, 72, 127572. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127572

Zhang, X., Chen, X., Liu, M., Xu, Z. & Wei, H. (2020). Coupled changes in soil organic carbon fractions and microbial community composition in urban and suburban forests. Scientific Reports, 10(1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-73119-8

Zhao, Q., & Zeng, D. (2019). Nitrogen addition effects on tree growth and soil properties mediated by soil phosphorus availability and tree species identity. Forest Ecology and Management, 449, 117478. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117478

XI. APÉNDICES

Apéndice 1 Especies presentes en CU-BUAP con su distribución y acrónimo.

Especie	**Acrónimo**	**Número de árboles**	**Porcentaje de la población**
Fraxinus uhdei	FRUH	936	25.80%
Eucalyptus	EU	713	19.70%
Ficus retusa	FIRE	485	13.40%
Casuarina equisetifolia	CAEQ	285	7.90%
Cupressus lusitánica	CULU	276	7.60%
Ligustrum lucidum	LILU	120	3.30%
Cupressus sempervirens	CUSE	119	3.30%
Jacaranda mimosifolia	JAMI	99	2.70%
Juniperus	JUN	71	2.00%
Phoenix canariensis	PHCA	68	1.90%
Washingtonia robusta	WARO	67	1.90%
Populus alba	POAL	61	1.70%
Pinus nigra	PINI	44	1.20%
Erythrina coralloides	ERCO	31	<0.1%
Yucca sp	YUC	24	<0.1%
Caesalpinia pulcherrima	CAPU	22	<0.1%
Acacia retinodes	ACRE	19	<0.1%
Spathodea campanulata	SPCA	17	<0.1%
Araucaria heterophylla	ARHE	16	<0.1%
Schinus molle	SCMO	15	<0.1%
Ipomoea arborescens	IPAR	14	<0.1%
Grevillea robusta	GRRO	13	<0.1%
Schefflera actinophylla	SCAT	13	<0.1%
Salix bonplandiana	SACA	10	<0.1%
Persea americana	PEAM	9	<0.1%

Brachychiton populneus	BRPO	9	<0.1%
Bahuinia sp	BAHU	8	<0.1%
Euphorbia cotinifolia	EUCO	7	<0.1%
Pinus maximartinezii	PIMA	7	<0.1%
Eriobotrya japónica	ERJA	6	<0.1%
Pinus monophylla	PIMO	6	<0.1%
Pyracantha coccinea	PYCO	5	<0.1%
Crataegus mexicana	CRME	5	<0.1%
Psidium guajava	PSGU	3	<0.1%
Liquidambar	LIQ	3	<0.1%
Prunus pérsica	PRPE	2	<0.1%
Cascabela ovata	CAOV	2	<0.1%
Eucalyptus cinérea	EUCI	2	<0.1%
Callistemon citrinus	CACI	1	<0.1%
Ficus macrophylla	FIMA	1	<0.1%
Ceiba speciosa	CESP	1	<0.1%
Annona cherimola	ANCH	1	<0.1%
Total		3,621	100%

Apéndice 2 Tabla de distribución de las especies dentro de las categorías de Muerte Regresiva.

Especie	**Excelente**	**Buena**	**Aceptable**	**Mala**	**Critica**	**Muriendo**	**Muerto**
Acacia retinodes	25	1	0	1	0	1	1
Annona cherimola	1	0	0	0	0	0	0
Araucaria heterophylla	16	0	0	0	0	0	0
Bahuinia sp	7	1	0	0	0	0	0
Brachychiton populneus	9	0	0	0	0	0	0
Caesalpinia pulcherrima	13	2	1	1	0	1	4
Callistemon citrinus	1	0	0	0	0	0	0
Cascabela ovata	2	0	0	0	0	0	0
Casuarina equisetifolia	249	17	8	7	1	1	2
Ceiba speciosa	1	0	0	0	0	0	0

Crataegus mexicana	4	0	0	0	1	0	0
Cupressus lusitanica	261	4	3	1	2	1	4
Cupressus sempervirens	112	3	3	1	0	0	0
Eriobotrya japonica	23	3	2	0	0	3	0
Erythrina coralloides	6	0	0	0	0	0	0
Eucalyptus sp	433	85	49	47	40	38	21
Eucalyptus cinerea	2	0	0	0	0	0	0
Euphorbia cotinifolia	7	0	0	0	0	0	0
Ficus macrophylla	1	0	0	0	0	0	0
Ficus retusa	468	8	3	4	2	0	0
Fraxinus uhdei	730	76	51	24	11	19	25
Grevillea robusta	12	1	0	0	0	0	0
Ipomoea arborescens	8	3	0	2	1	0	0
Jacaranda mimosifolia	87	2	5	0	2	1	2
Juniperus	69	1	0	0	0	0	1
Ligustrum lucidum	89	11	10	4	2	3	1
Liquidambar	3	0	0	0	0	0	0
Persea americana	6	2	0	0	1	0	0
Phoenix canariensis	67	0	0	0	0	0	1
Pinus maximartinezii	4	1	0	0	0	0	2
Pinus monophylla	6	0	0	0	0	0	0
Pinus nigra	41	1	0	0	0	0	2
Populus alba	40	6	5	3	3	1	3
Prunus persica	0	0	0	0	0	2	0
Psidium guajava	1	1	1	0	0	0	0
Pyracantha coccinea	5	0	0	0	0	0	0
Salix bonplandiana	10	0	0	0	0	0	0
Schefflera actinophylla	13	0	0	0	0	0	0
Schinus molle	15	0	0	0	0	0	0
Spathodea campanulata	17	0	0	0	0	0	0
Washingtonia robusta	62	3	1	0	0	0	1
Yucca sp	23	1	0	0	0	0	0
Total	2949	233	142	95	66	71	70

Apéndice 3 Regiones Biogeográficas de origen de las especies presentes en CU-BUAP; (*) Originaria de Centroamérica; (* *) Nativa de México.

Especie	**Región Biogeográfica**
Acacia retinodes	Australiana
Annona cherimola	Neotropical
Araucaria heterophylla	Australiana
Bauhinia sp	Neotropical, Oriental
Brachychiton populneus	Australiana

Callistemon citrinus	Australiana
Cascabela ovata *	Neotropical
Casuarina equisetifolia	Australiana, Oriental
Ceiba speciosa	Neotropical
Crataegus mexicana *	Neotropical
Cupressus lusitanica *	Neotropical
Cupressus sempervirens	Paleartica, Paleotropical y Oriental
Eriobotrya japonica	Oriental
Erythrina coralloides *	Neártica, Neotropical
Eucalyptus	Australiana
Eucalyptus cinerea	Australiana
Euphorbia cotinifolia	Neotropical
Ficus macrophylla	Australiana
Ficus retusa	Oriental
Fraxinus uhdei *	Neotropical
Grevillea robusta	Australiana
Ipomoea arborescens * *	Neotropical
Jacaranda mimosifolia	Neotropical
Juniperus	Neártica, Paleoartica
Ligustrum lucidum	Oriental
Liquidambar	Neártica
Persea americana *	Neotropical
Phoenix canariensis	Paleoartica
Pinus maximartinezii * *	Neártica
Pinus monophylla	Neártica
Pinus sp	Neártica, Neotropical
Populus alba	Paleoartica
Prunus persica	Paleoartica
Psidium guajava	Neotropical
Pyracantha coccinea	Paleoartica
Salix bonplandiana * *	Neártica, Neotropical
Schefflera actinophylla	Australiana
Schinus molle	Neotropical
Senna didymobotrya	Paleotropical
Spathodea campanulata	Paleotropical
Washingtonia robusta * *	Neártica
Yucca sp.	Neártica

Apéndice 4 Almacenamiento de carbono y CO_2 de todas las especies.

Especie	**Almacenamiento de carbono**		**Equivalente CO_2**
	(t)	**(%)**	**(t)**
Eucalyptus	3,546.9	34.6 %	13,006.6
Fraxinus uhdei	1,657.7	16.2 %	6,078.8
Casuarina equisetifolia	1,508.0	14.7 %	5,529.8
Ficus retusa	987.3	9.6 %	3,620.3
Cupressus lusitanica	875.7	8.5 %	3,211.0

Jacaranda mimosifolia	261.9	2.6 %	960.4
Juniperus	167.9	1.6 %	615.7
Populus alba	166.6	1.6 %	610.9
Ligustrum lucidum	163.9	1.6 %	600.9
Washingtonia robusta	123.4	1.2 %	452.4
Yucca sp	98.3	1.0 %	360.3
Cupressus sempervirens	85.1	0.8 %	312.0
Schinus molle	72.4	0.7 %	265.3
Senna didymobotrya	63.6	0.6 %	233.1
Erythrina coralloides	55.9	0.5 %	205.0
Grevillea robusta	42.4	0.4 %	155.5
Ipomoea arborescens	40.3	0.4 %	147.9
Pinus nigra	39.6	0.4 %	145.1
Pinus maximartinezii	35.3	0.3 %	129.4
Persea americana	26.2	0.3 %	96.3
Pyracantha coccinea	19.9	0.2 %	73.0
Araucaria heterophylla	19.1	0.2 %	70.1
Pinus monophylla	17.6	0.2 %	64.6
Phoenix canariensis	17.5	0.2 %	64.2
Spathodea campanulata	16.4	0.2 %	60.1
Eucalyptus cinerea	15.0	0.1 %	55.0
Acacia retinodes	13.7	0.1 %	50.4
Schefflera actinophylla	12.6	0.1 %	46.1
Liquidambar	10.6	0.1 %	38.9
Salix bonplandiana	9.7	0.1 %	35.7
Euphorbia cotinifolia	8.9	0.1 %	32.5
Psidium guajava	8.8	0.1 %	32.3
Brachychiton populneus	8.5	0.1 %	31.1
Bauhinia sp	8.0	0.1 %	29.4
Crataegus mexicana	7.7	0.1 %	28.1
Eriobotrya japonica	7.1	0.1 %	26.0
Ficus macrophylla	5.4	0.1 %	19.9
Callistemon citrinus	3.9	0.0 %	14.4
Cascabela ovata	3.1	0.0 %	11.4
Ceiba speciosa	2.7	0.0 %	10.1
Annona cherimola	2.4	0.0 %	8.6
Prunus persica	1.4	0.0 %	5.2

Apéndice 5 Almacenamiento de carbono y su valor económico por año de las especies presentes en CU-BUAP.

Especie	Almacenamiento de carbono		Secuestro bruto de carbono
	(t)	(Mex$)	(t/año)
Acacia retinodes	13.75	50694.99	0.02
Angophora	8.06	29730.72	0.11
Annona cherimola	2.36	8690.38	0.00
Araucaria heterophylla	19.12	70516.55	0.24
Bauhinia sp	8.02	29568.31	0.01
Schefflera actinophylla	12.58	46402.04	0.07
Brachychiton populneus	8.49	31297.82	0.27
Callistemon citrinus	3.92	14441.50	0.00
Casuarina equisetifolia	1,508.00	5561007.39	14.56
Senna didymobotrya	63.56	234378.42	0.09
Ceiba speciosa	2.74	10107.70	0.04
Crataegus mexicana	7.66	28250.96	0.00
Cupressus lusitanica	875.66	3229131.81	5.59
Cupressus sempervirens	85.07	313,715.52	0.69
Erythrina coralloides	55.9	206,134.13	0.02
Eriobotrya japonica	7.09	26,131.76	0.04
Eucalyptus	3,546.94	13,079,936.66	13.66
Eucalyptus cinerea	15	55,315.04	0
Euphorbia cotinifolia	8.86	32,677.45	0.02
Ficus macrophylla	5.43	20,007.36	0
Ficus retusa	987.25	3,640,670.34	1.01
Fraxinus uhdei	1,657.70	6,113,043.74	14.19
Grevillea robusta	42.41	156,400.52	0.52
Ipomoea arborescens	40.33	148,705.41	0.05

Jacaranda mimosifolia	261.9	965,802.55	1.12
Juniperus	167.9	619,155.50	0.16
Liquidambar	10.62	39,167.36	0.06
Ligustrum lucidum	163.87	604,287.57	2.03
Persea americana	26.25	96,800.66	0.03
Phoenix canariensis	17.49	64,514.45	0.17
Pinus maximartinezii	35.29	130,126.09	0.01
Pinus monophylla	17.61	64,942.84	0.01
Pinus nigra	39.57	145,935.10	0.69
Populus alba	166.58	614,294.31	2.49
Prunus persica	1.43	5,279.16	0.03
Psidium guajava	8.81	32,485.70	0
Pyracantha coccinea	19.9	73,386.89	0.02
Salix bonplandiana	9.74	35,929.22	0.02
Schinus molle	72.35	266,815.19	0.09
Spathodea campanulata	16.39	60,440.77	0.07
Cascabela ovata	3.11	11,470.45	0
Washingtonia robusta	123.37	454,937	9%

Apéndice 6 Producción de oxígeno por especie.

Especie	**Producción de Oxígeno (t/año)**
Acacia retinodes	2202.56
Annona cherimola	740.00
Araucaria heterophylla	2298.06
Bahuinia sp	1413.50
Brachychiton populneus	896.22
Senna didymobotrya	2344.09
Callistemon citrinus	933.00
Cascabela ovata	1695.50
Casuarina equisetifolia	1362.17
Ceiba speciosa	2603.00
Crataegus mexicana	1729.60
Cupressus lusitanica	1511.59
Cupressus sempervirens	1434.22
Eriobotrya japonica	658.67
Erythrina coralloides	2147.58

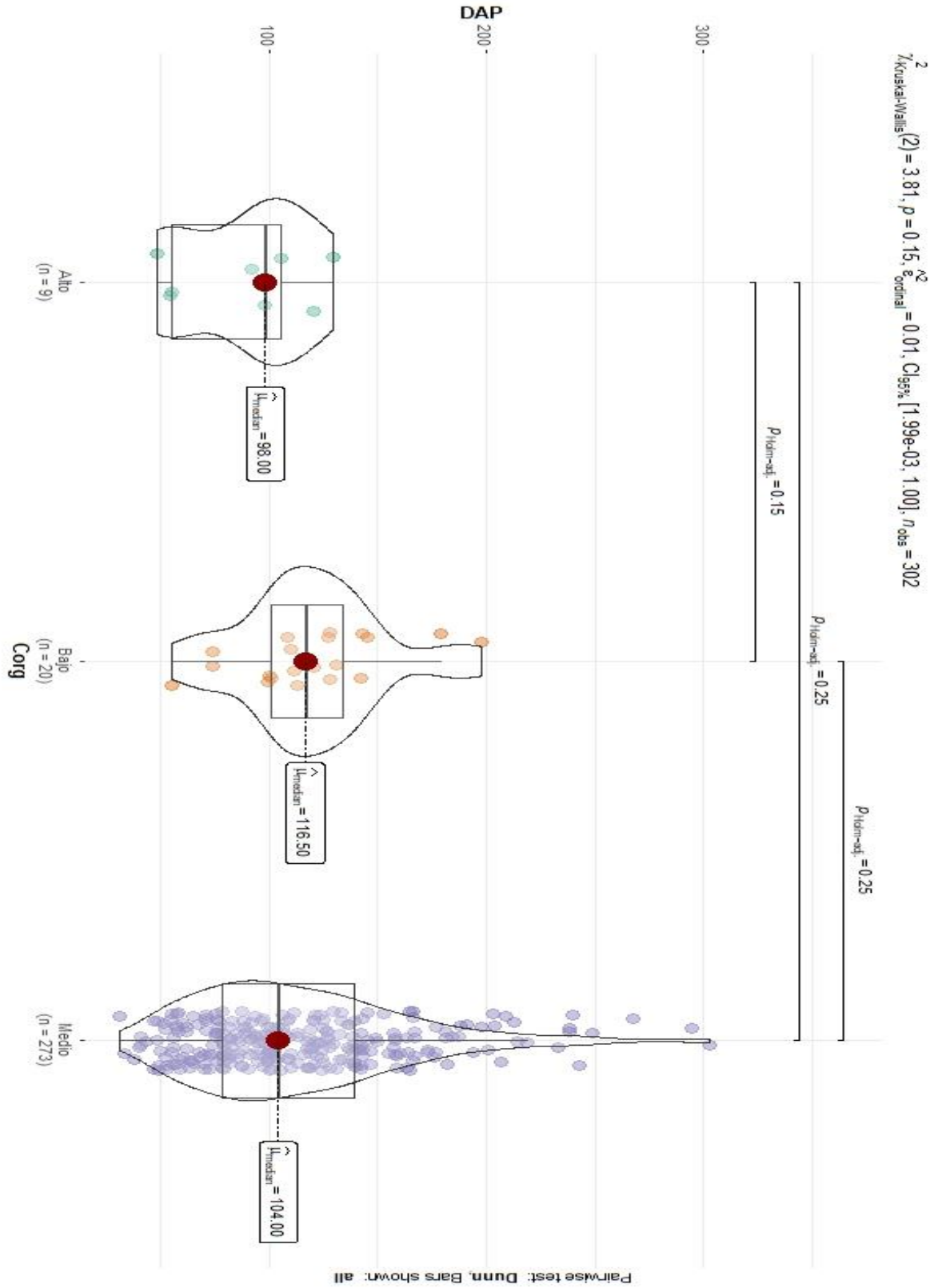
Eucalyptus	2450.21
Eucalyptus cinerea	882.00
Euphorbia cotinifolia	211.57
Ficus macrophylla	1314.00
Ficus retusa	1188.79
Fraxinus uhdei	2154.22
Grevillea robusta	686.54
Ipomoea arborescens	2357.29
Jacaranda mimosifolia	1622.27
Juniperus	1311.11
Ligustrum lucidum	1617.59
Liquidambar	1592.33
Persea americana	1765.00
Phoenix canariensis	1087.71
Pinus maximartinezii	2377.57
Pinus monophylla	1574.33
Pinus nigra	1599.70
Populus alba	1818.31
Prunus persica	3505.00
Psidium guajava	2691.67
Pyracantha coccinea	1583.00
Salix bonplandiana	950.40
Schefflera actinophylla	1165.46
Schinus molle	1180.87
Spathodea campanulata	1213.12
Washingtonia robusta	1295.42
Yucca	1058.25

Apéndice 7 Valor de importancia de las especies presentes en CU-BUAP.

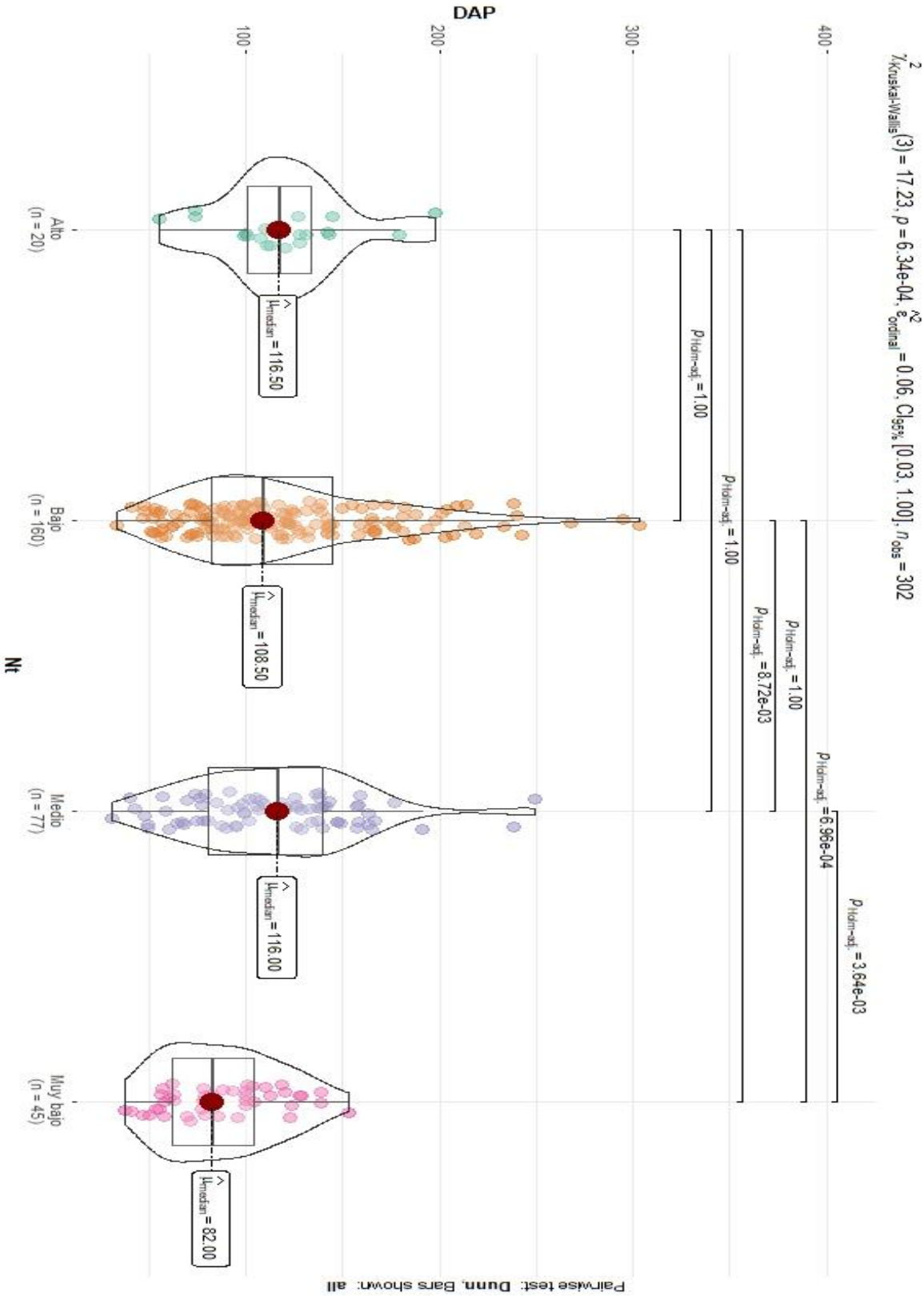
Especie	**Porcentaje población**	**Porcentaje del área de las hojas**	**Valor de importancia**
Eucalyptus	19.7	3510.00%	54.8
Fraxinus uhdei	25.8	22.80	48.7
Cupressus lusitanica	7.6	16.10	23.7
Ficus retusa	13.4	3.90	17.3
Casuarina equisetifolia	7.9	4.70	12.6
Jacaranda mimosifolia	2.7	4.10	6.8
Ligustrum lucidum	3.3	1.50	4.9
Juniperus	2	2.10	4.0
Cupressus sempervirens	3.3	0.40	3.7
Populus alba	1.70	1.20	2.9

Pinus nigra	1.2	1.40	2.6
Washingtonia robusta	1.9	0.60	2.4
Phoenix canariensis	1.9	0.30	2.2
Schinus molle	0.4	1.00	1.4
Erythrina coralloides	0.9	0.40	1.3
Senna didymobotrya	0.6	0.40	1
Acacia retinodes	0.5	0.40	0.9
Yucca	0.70	0.20	0.9
Spathodea campanulata	0.5	0.40	0.8
Araucaria heterophylla	0.4	0.30	0.8
Grevillea robusta	0.4	0.40	0.8
Pinus maximartinezii	0.2	0.40	0.6
Ipomoea arborescens	0.40	0.20	0.6
Pinus monophylla	0.2	0.20	0.4
Schefflera actinophylla	0.4	0.10	0.4
Persea americana	0.2	0.20	0.4
Sambucus canadensis	0.3	0.10	0.4
Bauhinia sp	0.2	0.10	0.3
Brachychiton populneus	0.2	0.00	0.3
Liquidambar	0.1	0.20	0.2
Pyracantha coccinea	0.1	0.10	0.2
Euphorbia cotinifolia	0.2	0.00	0.2
Ficus macrophylla	0	0.20	0.2
Crataegus mexicana	0.1	0.10	0.2
Eriobotrya japonica	0.2	0.00	0.2
Psidium guajava	0.1	0.00	0.1
Eucalyptus cinerea	0.1	0.00	0.1
Cascabela ovata	0.1	0.00	0.1
Prunus persica	0.1	0.00	0.1
Annona cherimola	0	0.00	0.1
Callistemon citrinus	0	0.00	0.1
Ceiba speciosa	0	0	0

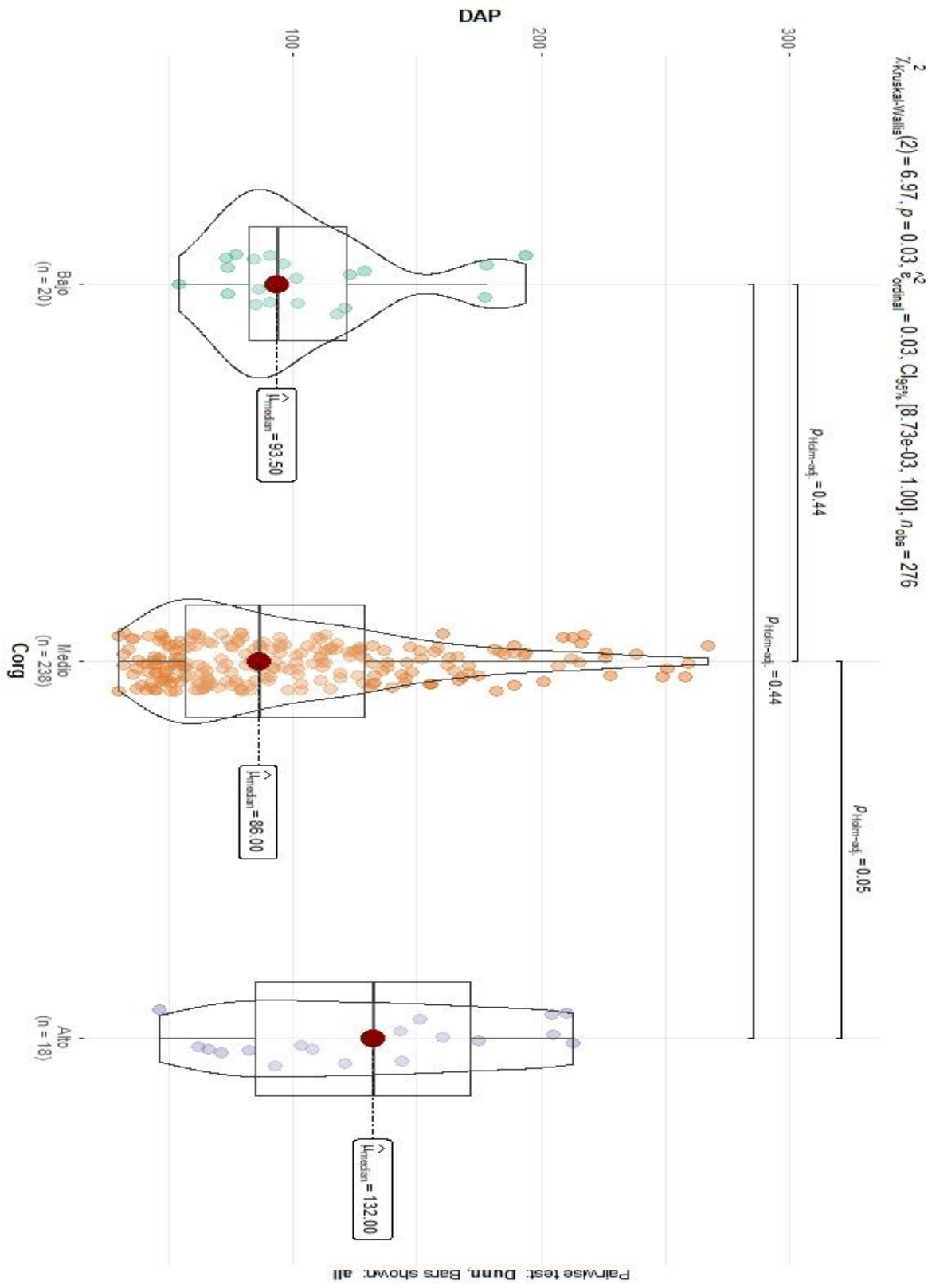
Apéndice 8 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CAEQ en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos.



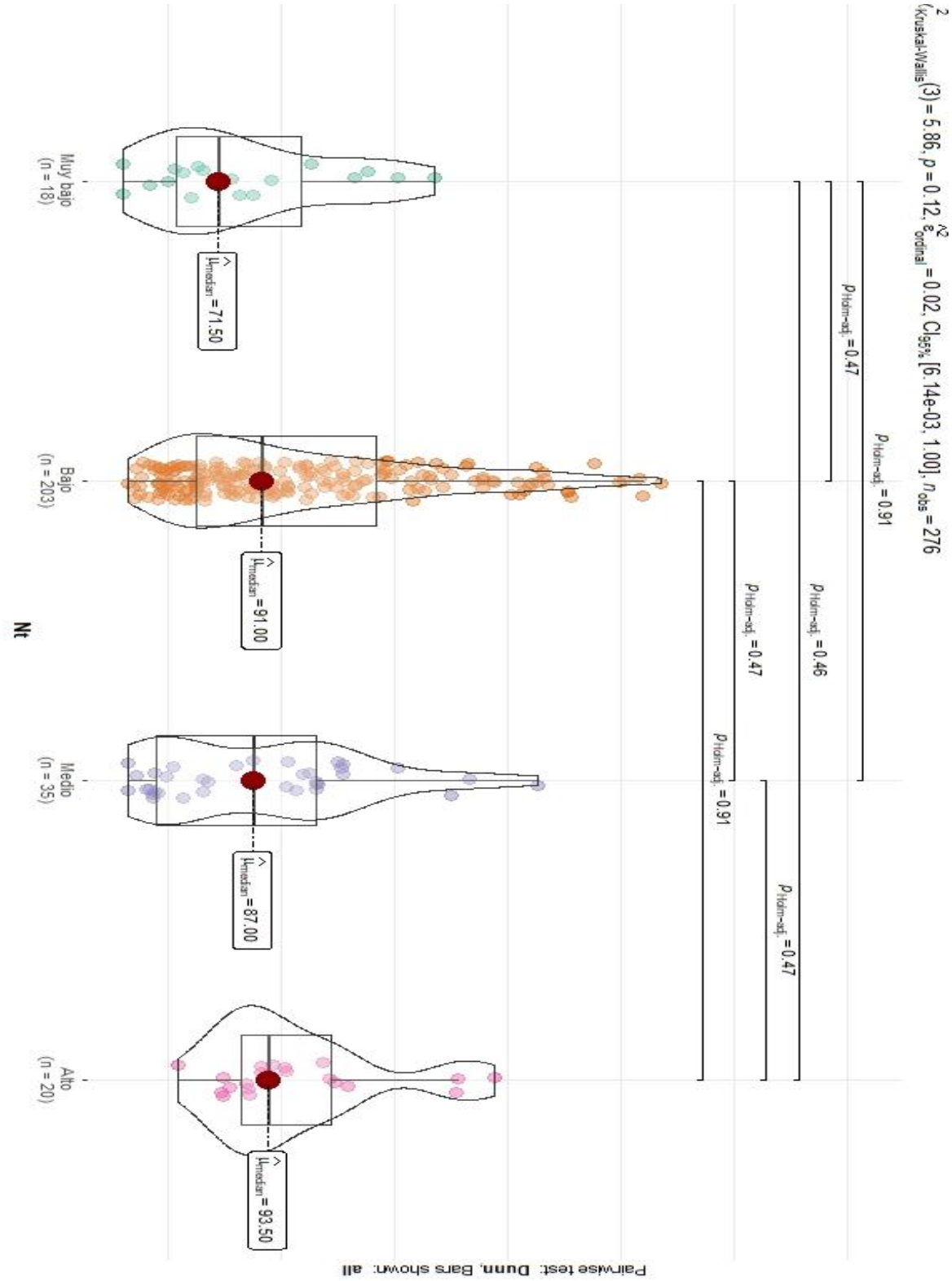
Apéndice 9 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CAEQ en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos.



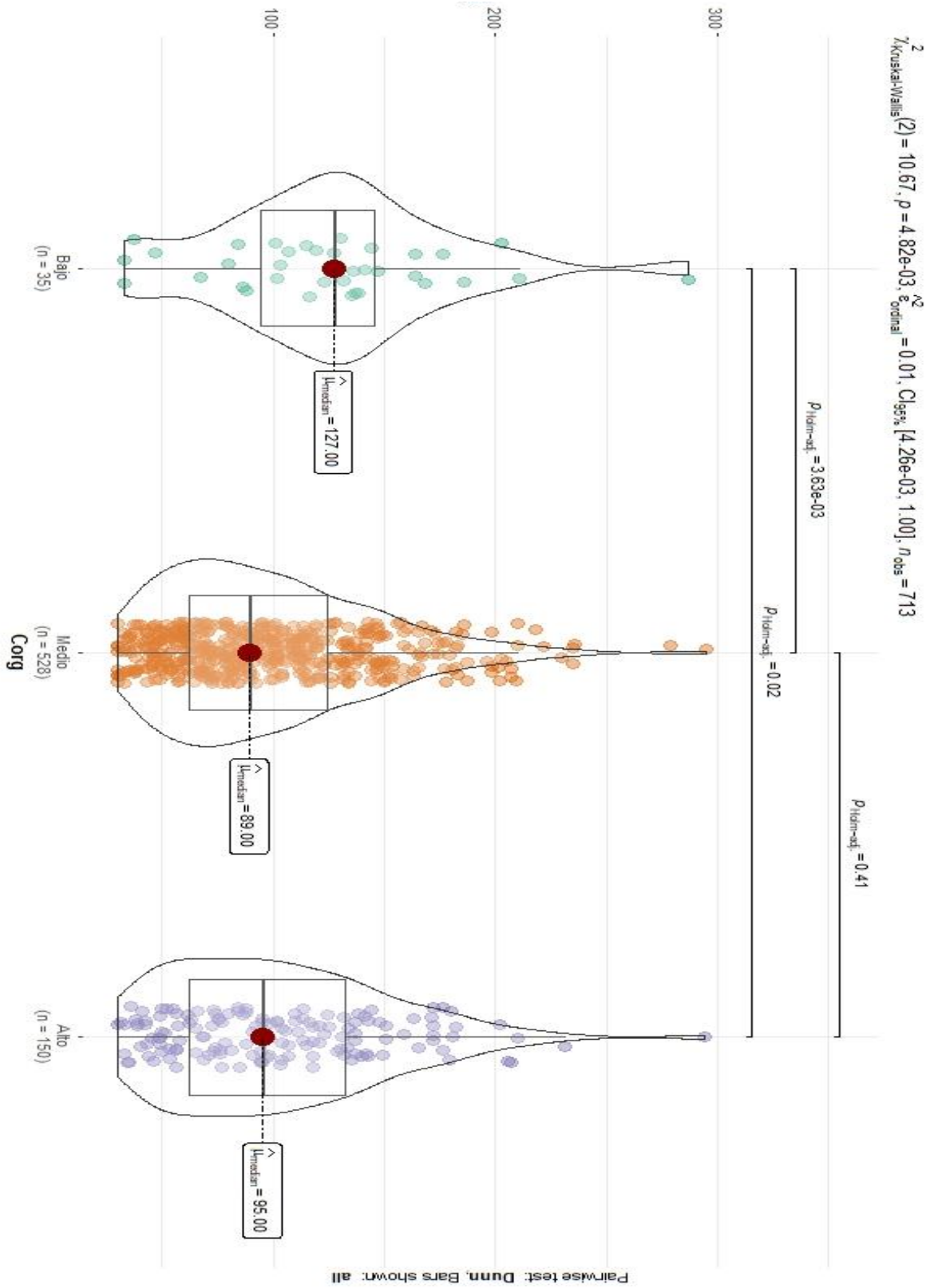
Apéndice 10 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CULU en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos.



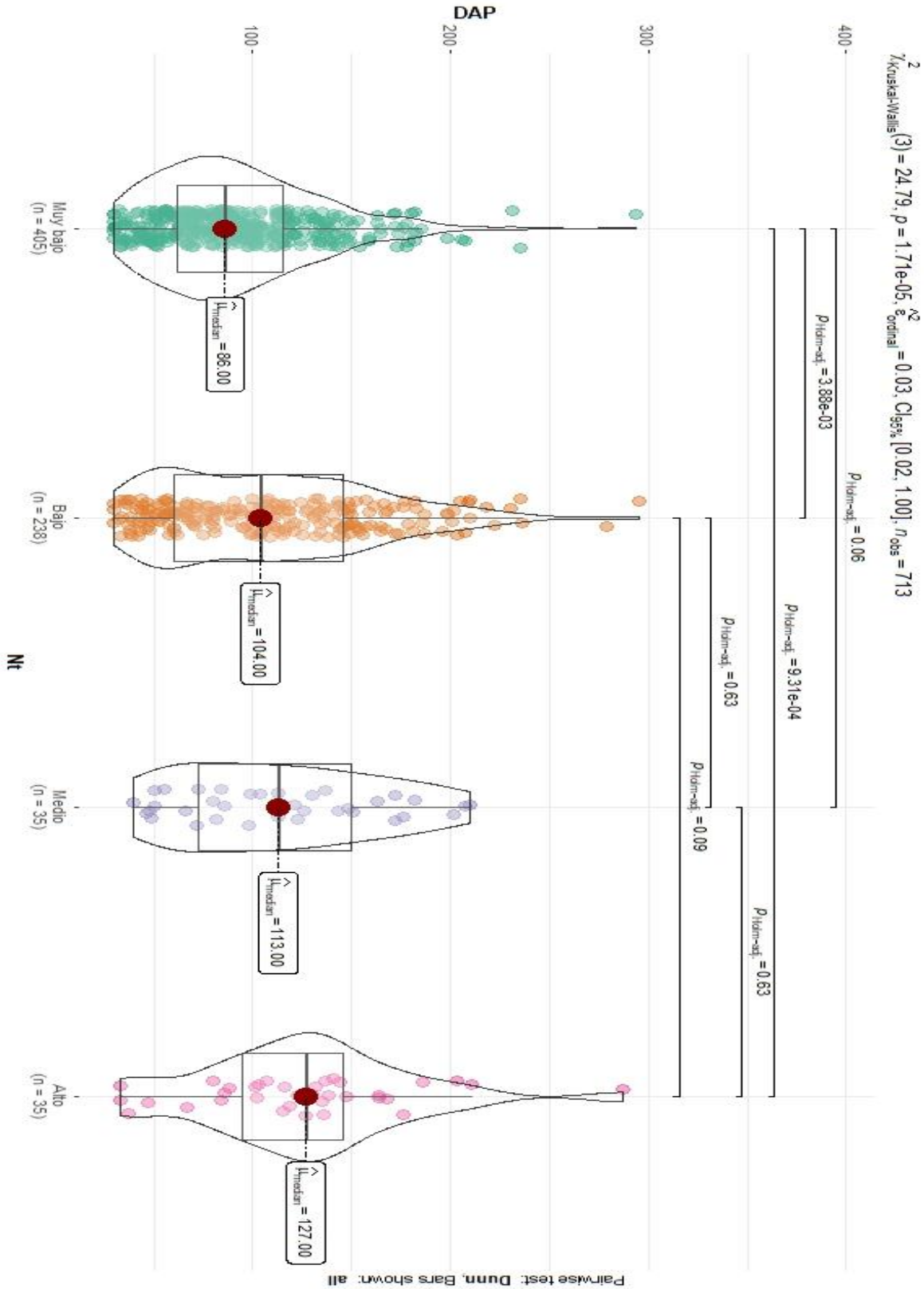
Apéndice 11 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie CULU en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos.



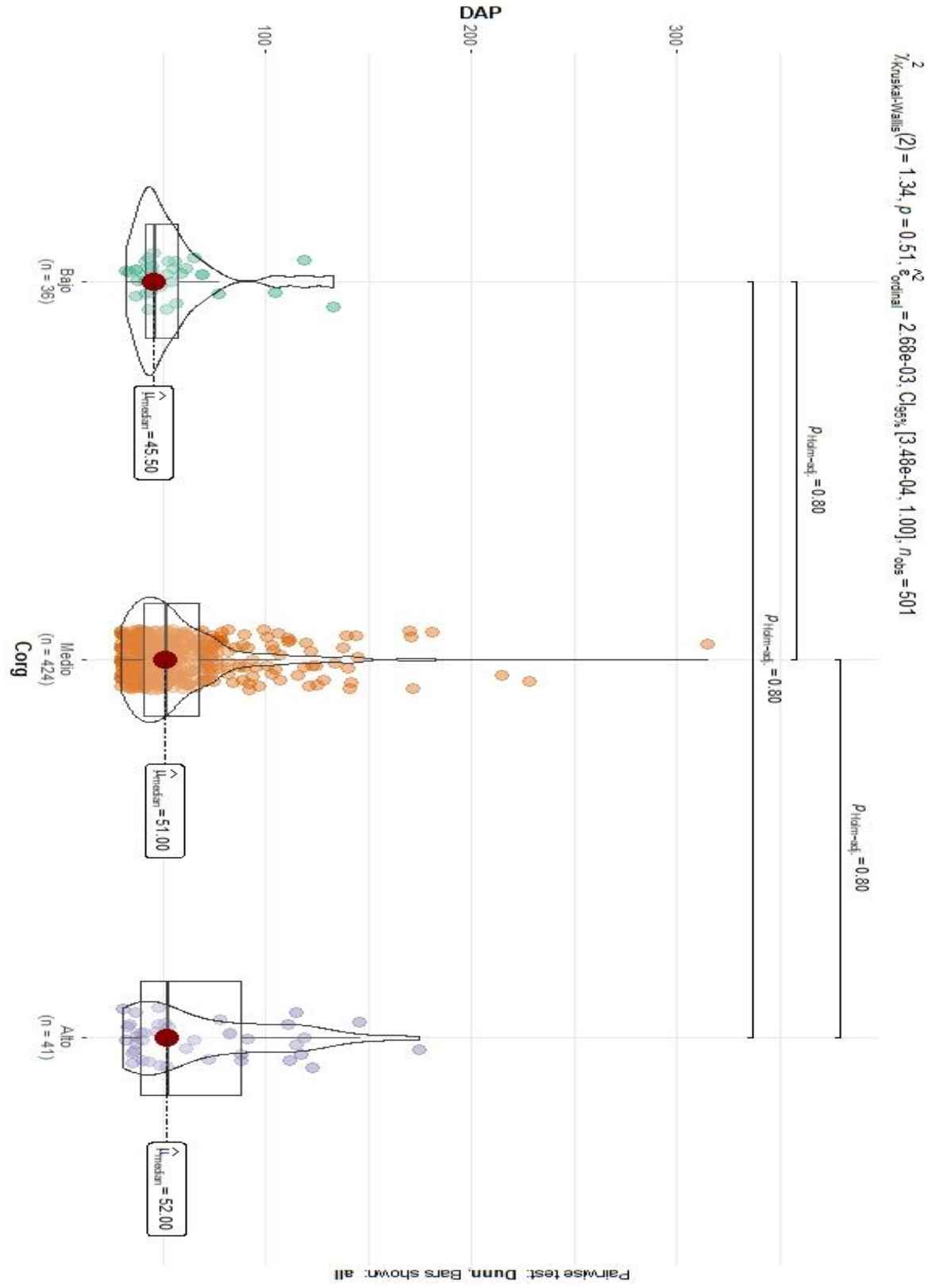
Apéndice 12 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie EU en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos.



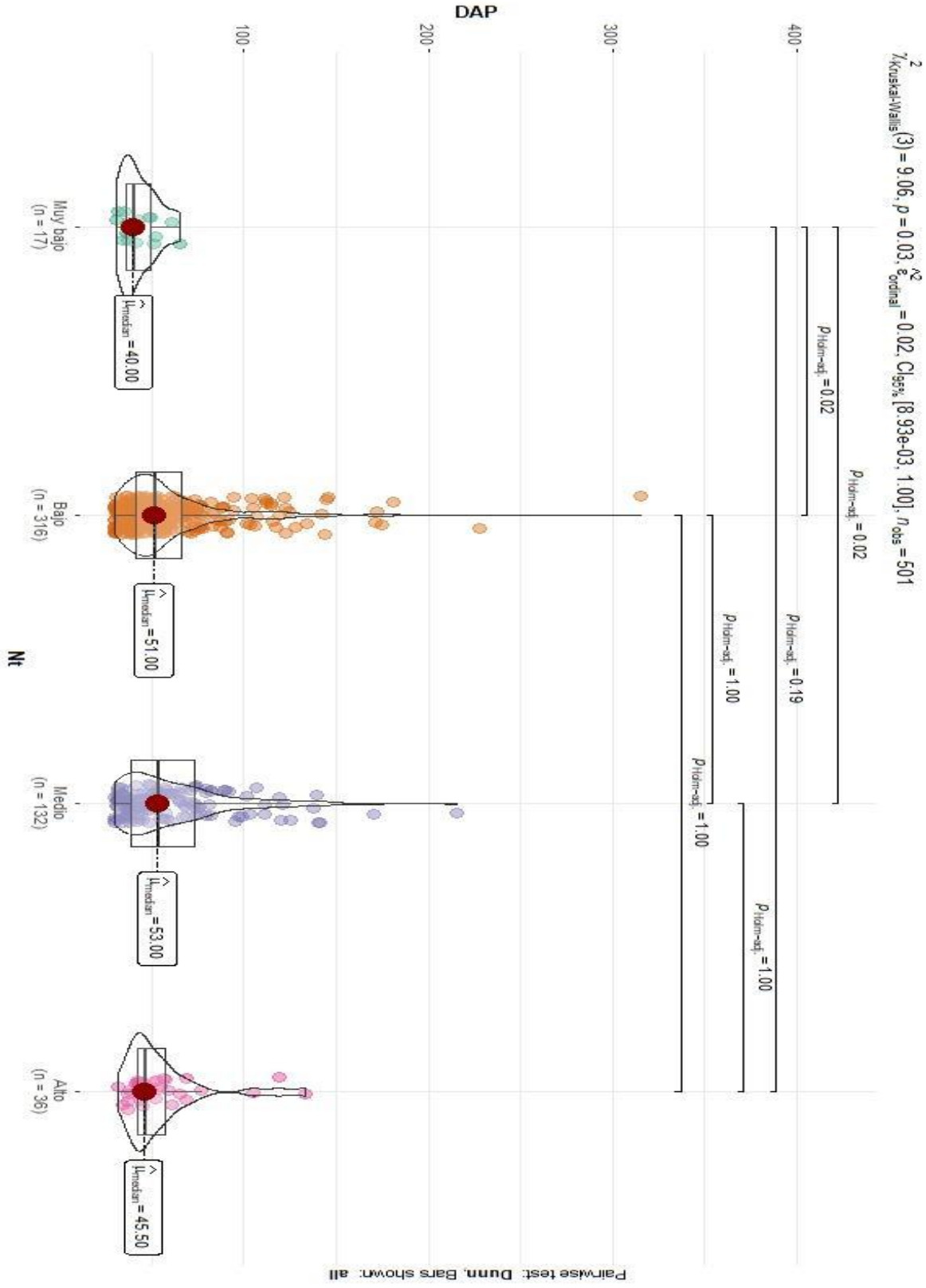
Apéndice 13 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie EU en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos.



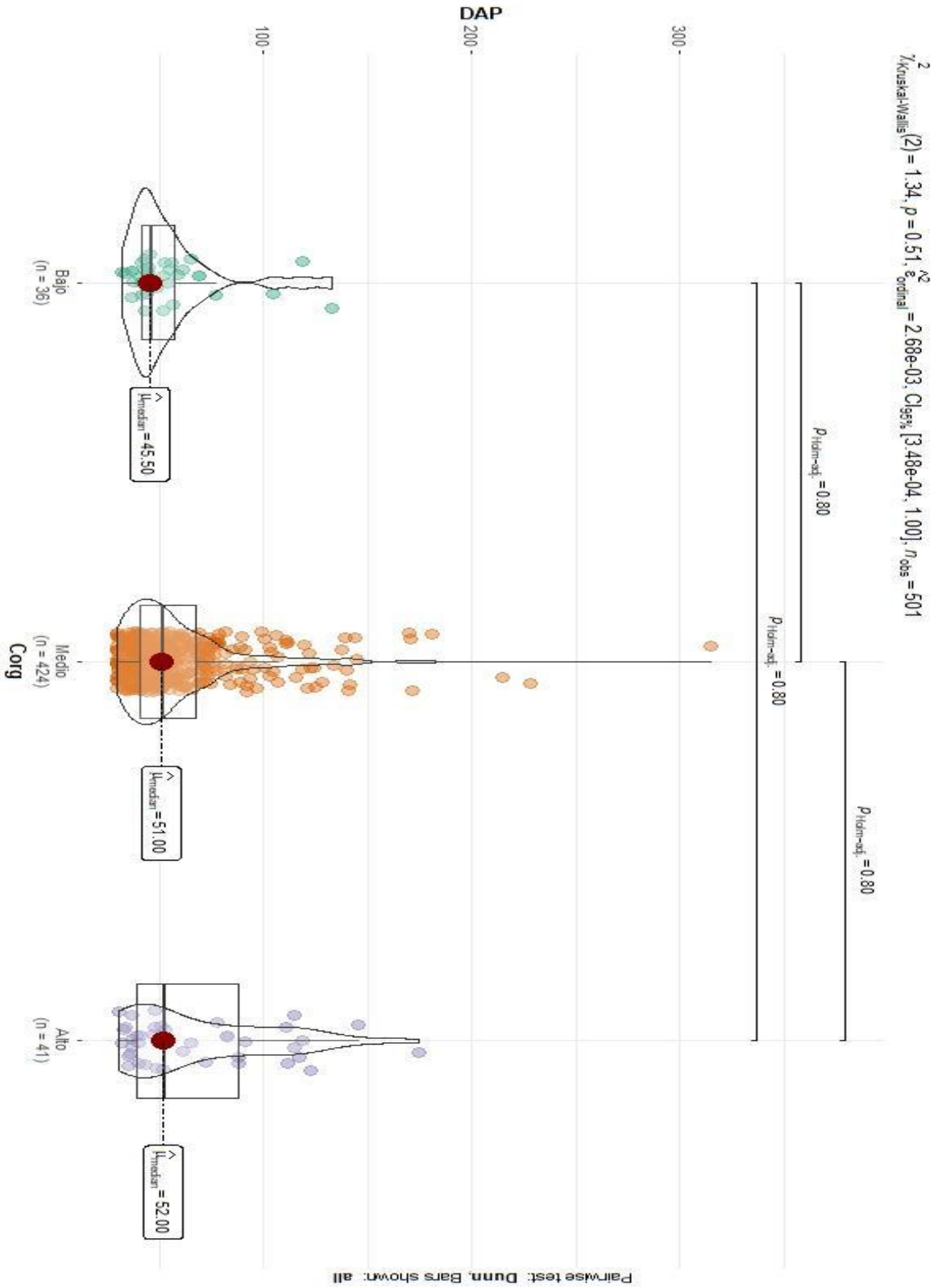
Apéndice 14 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FIRE en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos.



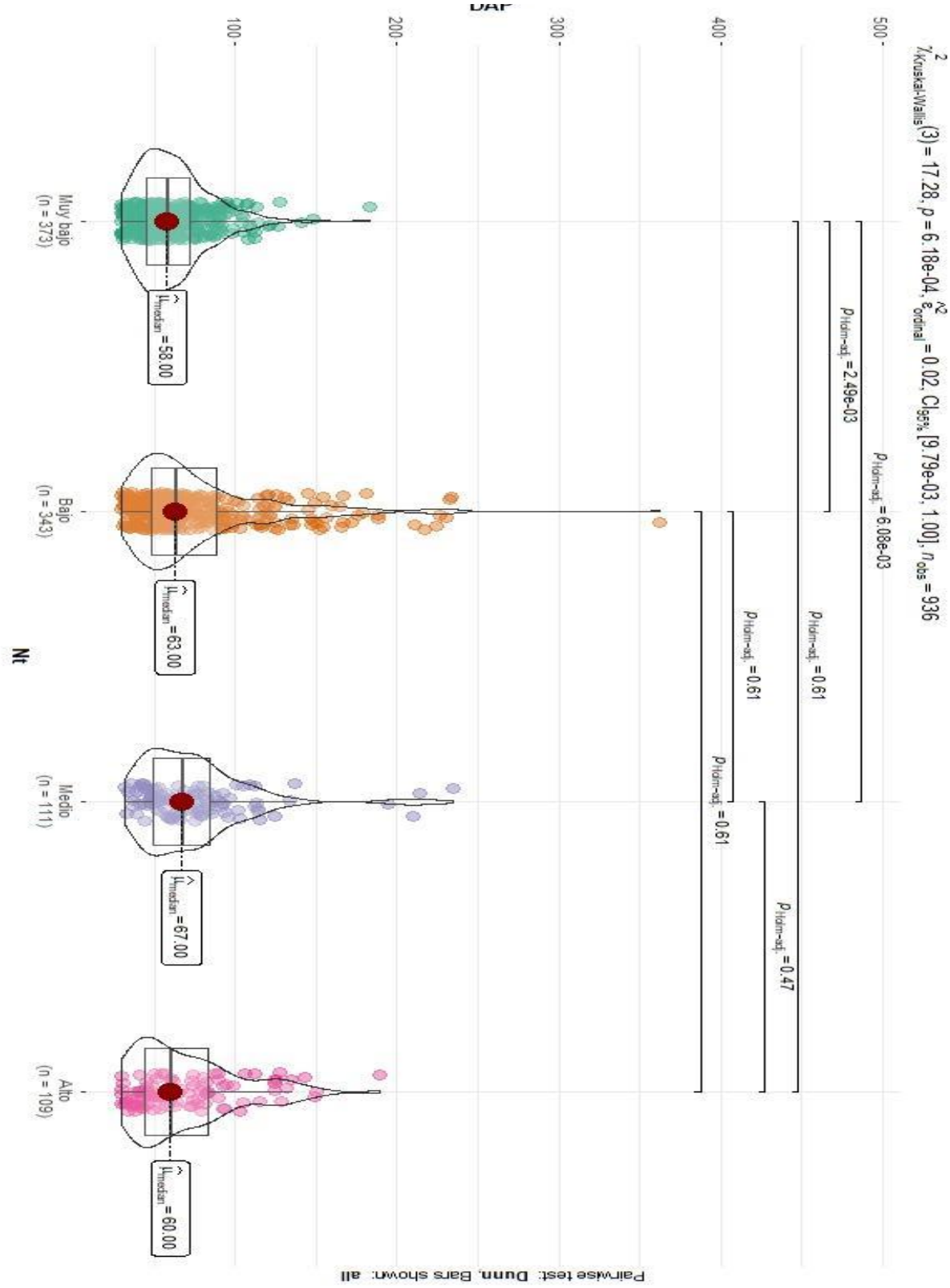
Apéndice 15 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FIRE en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos.



Apéndice 16 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FRUH en función de la cantidad de Corg en el suelo donde están establecidos.



Apéndice 17 Prueba de Dunn entre los árboles de la especie FRUH en función de la cantidad de Nt en el suelo donde están establecidos.



ANEXOS

Anexo 1 Resultados de la Propuesta de Restauración ecológica (2003).

Especie	**Número de árboles en el año 2003**
Fraxinus uhdei	986
Eucalyptus	2215
Ficus retusa	61
Casuarina equisetifolia	425
Cupressus lusitanica	556
Ligustrum lucidum	1055
Cupressus sempervirens	81
Jacaranda mimosifolia	90
Juniperus	0
Phoenix canariensis	19
Washingtonia robusta	73
Populus alba	283
Pinus nigra	13
Erythrina coralloides	51
Yucca sp	65
Caesalpinia pulcherrima	0
Acacia retinodes	43
Spathodea campanulata	3
Araucaria heterophylla	1
Schinus molle	40
Ipomoea arborescens	2
Grevillea robusta	0
Schefflera actinophylla	0
Salix bonplandiana	11

Persea americana	5
Brachychiton populneus	0
Bahuinia sp	0
Euphorbia cotinifolia	0
Pinus maximartinezii	0
Eriobotrya japonica	11
Pinus monophylla	18
Pyracantha coccinea	0
Crataegus mexicana	23
Psidium guajava	1
Liquidambar	0
Prunus persica	32
Cascabela ovata	0
Eucalyptus cinerea	4
Callistemon citrinus	0
Ficus macrophylla	1
Ceiba speciosa	0
Annona cherimola	4
Total	6172

Anexo 2 Interpretación de los resultados del análisis de Corg y Nt en laboratorio, extraído de SEMARNAT, 2002.

Categoría	**Carbono orgánico (%)**	**Nitrógeno total (%)**
Muy bajo	<0.08%	<0.05%
Bajo	1.03 – 2.59	0.05 – 0.10
Medio	2.76 – 6.03	0.10 – 0.15
Alto	6.21 – 10.34	0.15 – 0.25
Muy Alto	>10.34	>0.25

Anexo 3 Interpretación de la relación Corg y Nt, extraído de ITACyL, 2013.

Categoría	**Carbono orgánico (%)**
Baja	Valor <= 8
Normal	8 < Valor <=12
Alta	12 < Valor <=15
Muy Alta	Valor > 15