Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias Biológicas

LOS SERVICIOS AMBIENTALES DEL ARBOLADO URBANO DE MÉRIDA Y LAS POSIBLES CONSECUENCIAS DE LA URBANIZACIÓN ACELERADA

Tesis que presenta

GERARDO ALFONSO CARRILLO NIQUETE

En opción al título de

DOCTOR EN CIENCIAS

(Ciencias Biológicas: Opción Recursos Naturales)

Mérida, Yucatán, México

2022

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Gerardo Alfonso Carrillo Niquete**, titulado "**Los servicios ambientales del arbolado urbano de Mérida y las posibles consecuencias de la urbanización acelerada"**, fue realizado en la **Unidad de Recursos Naturales,** dentro de las líneas de servicios ambientales de la biodiversidad y cambio global en ecosistemas neotropicales, en los laboratorios de Fisiología Vegetal y de Sistemas de Información Geográfica**,** del **Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.** bajo la dirección del **Dr. José Luis Andrade Torres y** la codirección del **Dr. José Luis Hernández Stefanoni, dentro de la Unidad de Recursos Naturales**, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de este Centro.

Atentamente

Dra Cecilia Hernández Zepeda

Directora de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 22 de agosto de 2022

Mérida, Yucatán, México, a 09 de agosto de 2022

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de investigación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaran de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se regirán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: _____

Gerardo Alfonso Carrillo Niquete

Este trabajo se llevó a cabo en la Unidad de Recursos Naturales del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la codirección del Dr. José Luis Andrade T, y del Dr. José Luis Hernández Stefanoni.

AGRADECIMIENTOS

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada.

- Al Centro de Investigación Científica de Yucatán por las facilidades, instalaciones y materiales usados en el desarrollo de la tesis.

- A mis directores de tesis, Dres. José Luis Andrade Torres y José Luis Hernández Stefanoni por brindarme apoyo y por guiar cada etapa.

- A mi Comité Tutorial y mi Comité Predoctoral: Dres. Casandra Reyes, René Valdez, Eduardo Cejudo, Milagrosa Pérez y Richard Feldman y al Comité Revisor de Tesis: Dres. Rodrigo Duno de Stefano, Miguel Ángel Castillo Santiago y Azucena Canto Aguilar e integrantes del Comité Tutorial, por las observaciones y recomendaciones. Gracias por ampliar mi perspectiva del tema de investigación.

- A la Dra. Mirna Valdez Hernández, por su generosidad en el préstamo de la bomba de presión de Scholander.

- Al Ing. Roberth Us Santamaría y Dra. Celene Espadas Manrique por su asistencia técnica y académica durante las mediciones fisiológicas en el Parque Zoológico "Animaya" y al M. en C. Fernando Tun Dzul por sus sugerencias en el uso de ArcGIS.

- Al H. Ayuntamiento de Mérida, al Ing. Luis Llanes Chan, Jefe del Parque Zoológico Animaya por los permisos y facilidades prestadas. A la Biól. Claudia Ham Vega, responsable del área técnica de Animaya por brindar permisos y facilitar el acceso al Parque.

- A mis compañeras y compañeros los Laboratorios de Sistemas de Información Geográfica y de Fisiología Ambiental de Plantas: Stephanie George, Gabriela Reyes, y Juan Andrés. A Aarón Casanova, Gabriela Cerón, Julio Salas, Karina González, Giselle Martínez, Rosa Pérez, Anaí Pereira, Uri Ramírez, por su apoyo en el trabajo de campo y de gabinete. A Diana Cisneros, María Cabañas, Evelyn Acosta y Eduardo Chávez S. por su amistad y consejos para mejorar el trabajo de tesis. Gracias por haber coincidido en el Posgrado y por la amistad.

LISTA DE LOS PRODUCTOS GENERADOS

- Carrillo – Niquete, G.A., Andrade, J.L., Valdez-Lazalde, J.R., Reyes García, C. & Hernández – Stefanoni, J.L. (2022). Characterizing spatial and temporal deforestation and its effects on surface urban heat islands in a tropical city using Landsat time series. *Landscape and Urban Planning,* 217. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104280

DEDICATORIAS

- A mi esposa, Rocío, por apoyarme y seguir adelante conmigo en todo momento. Gracias amor.
- A mis amigas y amigos entregados a la música.
- A mis padres, Yera y Arturo, que gracias a su entrega y dedicación pude alcanzar una meta más en la vida. A mi abuela Suemy por dedicar su tiempo a la familia.
- A César Acosta y Esther Méndez, por otorgar las herramientas necesarias para no desistir en mi formación y por mostrarme el camino del estudio y la investigación.
- A mis hermanos, Arturo, Ricardo y Rodrigo.
- A Nikté y Milo, por alegrarme en la cuarentena.
- Al grupo de estudiantes del Lab. De Fisiología Ambiental de Plantas y del Lab de SIG del CICY.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....1

CAPÍTULO I - ANTECEDENTES.....3

Preguntas de investigación 27

Objetivo general 27

Objetivos particulares. 28

Estrategia experimental.....28

CAPÍTULO II 29

CHARACTERIZING SPATIAL AND TEMPORAL DEFORESTATION AND ITS EFFECTS ON SURFACE URBAN HEAT ISLANDS IN A TROPICAL CITY USING LANDSAT TIME SERIES 29

1. Introduction.....30

2. Methods.....33

3 Results.....43

4. Discussion 51

5. Conclusions 57

CAPÍTULO III 59

MEDICIÓN DEL FLUJO DE CALOR LATENTE ASOCIADO A LA TRANSPIRACIÓN DE TRES ESPECIES DEL ARBOLADO URBANO EN MÉRIDA, YUCATÁN (MÉXICO).....59

1. Introducción: 60

2. Materiales y métodos: 62

3. Resultados: 69

4. Discusión 78

5. Conclusiones del Capítulo III 80

CAPÍTULO IV 82

ATRIBUTOS FUNCIONALES DE ÁRBOLES URBANOS EN UNA CIUDAD TROPICAL DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN 82

1. Introducción 83

2. Metodología 85

3. Resultados 89

4. Discusión 97

5. Conclusiones del Capítulo IV 102

CAPÍTULO V 103

DISCUSIÓN, CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS 103

5.1 Discusión general 103

5.2 Conclusiones generales 112

5.3 Perspectivas 113

Literatura citada 115

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.1 Fuentes ambientales de estrés en el arbolado urbano. Modificado de Czaja et al., (2020). 15

Fig. 1.2 A) Diagrama de Höfler y B) curva de presión volumen con parámetros obtenibles. 19

Fig. 2.1. The study area (Mérida City and its metropolitan area) and different vegetation types and land cover classes (INEGI, 2017). 35

Fig. 2.2. Flowchart of the BFAST implementation and data processing methods. 37

Fig. 2.3. Example of the detection of abrupt changes at pixel level. Red dots after the red dotted line are NDVI values in the pixel after a disturbance event. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article). 38

Fig. 2.4. Selection of the magnitude threshold for detecting deforestation in Mérida with a 50% probability (logistic binomial regression), where 0 = no deforestation and 1 = deforestation. The intercept was used as the threshold value. 43

Fig. 2.5. Deforestation occurrence in Mérida (2001–2018). Figures A-D show details of some deforested sites: (A) Residential development at Ciudad Caucel, (B) Residential development at Las Américas, (C) a construction material extraction site, and (D) crop field. 45

Fig. 2. 6. Land surface temperature (LST) difference before and after deforestation in 2014, 2016, and 2018 in deforested and non-deforested sites. Plotted values are the 95% confidence intervals. 48

Fig. 2.7. Spatial variation in the intensity of surface urban heat islands (SUHI) as of March 2014, 2016, and 2018 and their percent area affected. 49

Fig. 2. 8. Details of annual deforestation and surface urban heat islands (SUHI) in selected zones of Mérida: a residential development 5 km south of the airport (A), a suburb 12 km from downtown Mérida (B), and a residential area 6.8 km southeast from downtown (C). Figures A–C in SUHI map column show SUHI in the years 2014, 2016, and 2018, respectively. 50

Fig. 3.1. Ubicación del sitio de estudio (Parque “Animaya”) dentro de la ciudad de Mérida. 62

Fig. 3.2. Fotografía aérea del Parque Animaya y los sitios de estudio. Sitio 1, con presencia de *A. indica*; Sitio 2 y Sitio 3, ambos con presencia de *B. simaruba y P. piscipula*. 63

Fig. 3.3. Detalle de la hoja y de la corteza de las especies estudiadas 64

Fig. 3.4. Condiciones del déficit de presión de vapor (DPV) y de la densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) durante las mediciones de flujo de savia en 2019 y 2021. . 71

Fig. 3.5 Densidad de flujo de savia (Fd) a lo largo de los periodos de medición de 2019 y 2021. Los valores graficados corresponden al promedio del total de individuos muestreados por especie. 74

Fig. 3.6. Flujo total (Litros por hora) a lo largo de los días de medición de 2019 y de 2021. Los valores graficados corresponden al promedio del total de individuos muestreados por especie. 75

Fig. 3.7 Curso diario promedio del flujo de calor latente de la transpiración (Q_E) de *A. indica* (A), *B. simaruba* (B) y *P. piscipula* (C) durante 26/sep/21 al 30/sep/21, y el pico máximo del flujo de calor latente (D). Los puntos graficados equivalen al promedio y las barras de error al intervalo de confianza al 95% para la media de individuos monitoreados por especie. Las letras diferentes en (D) indican diferencias significativas entre especies. 77

Fig. 4.1. Valores promedio del déficit de presión de vapor (DPV) del ambiente y densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) durante los dos días de mediciones fotosintéticas. 89

Fig. 4.2. Datos utilizados en la construcción de las curvas de presión volumen para las tres especies estudiadas. 92

Fig. 4.3. Registros máximos de asimilación de CO_2 (A) y conductancia estomática (B) a distintas horas del día. Los puntos graficados corresponden a datos puntuales. Las líneas discontinuas con símbolos rellenos indican los valores para hojas expuestas a la luz solar, y las líneas sólidas con símbolos huecos indican valores para hojas sombreadas. 94

Fig. 4.4. Eficiencia de uso del agua instantánea (A/E) de *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula* a diferentes horarios del día. Los valores graficados corresponden al intervalo de confianza de la media al 95% usando el error estándar. 95

Fig. 4.5. Curvas de respuesta de la fotosíntesis a la luz para las especies *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula*. Los valores graficados corresponden al intervalo de confianza de la media al 95% usando el error estándar. 96

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Efectos de la urbanización sobre algunos parámetros ambientales (modificado de Emmanuel & Perera (2005). 4

Table 2. 1. Area deforested in Mérida between years 2001 and 2018. 46

Table 2.2 Error matrices for the evaluation of overall, user's, and producer's accuracy in 2012, 2014, and 2016 47

Table 2.3. Land surface temperature (LST) values (mean and 95% confidence interval) before and after deforestation at the locations used for validation (2014 and 2016) and at selected locations in 2018. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) before and after deforestation. 48

Tabla 3.1. Lista de especies del arbolado en el parque zoológico "Animaya" según su índice de importancia relativa (IVI) al 100% 69

Tabla 3.2. Dimensiones de árboles monitoreados durante 2019 y 2021. Los valores corresponden a la media y el intervalo de confianza al 95% para la media (± error estándar). Las letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores de las especies. 72

Tabla 3.3: Valores promedio (± error estándar) del flujo máximo de savia, pendiente inicial del flujo de savia, flujo total máximo, flujo diario promedio de *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula* durante las mediciones en 2019 y 2021, y transpiración por área foliar máxima y diaria (2021). Las letras diferentes en un mismo renglón indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies de un mismo año. Los valores subrayados indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años de medición. 73

Tabla 4.1. Rasgos funcionales morfológicos de las tres especies estudiadas. Las cifras reportadas corresponden al promedio y el intervalo de confianza al 95% (± error estándar). Las letras diferentes en cada renglón indican las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies para cada variable. 90

Tabla 4.2. Atributos fisiológicos (relaciones hídricas, turgencia celular y de respuesta a la luz) de *A. indica, B. simaruba y P. piscipula*. Las letras diferentes en el mismo renglón indican diferencias estadísticas ($p > 0.05$) entre especies. Los asteriscos en "Relaciones Hídricas" señalan diferencias entre valores prealba y mediodía. Ψd= potencial hídrico prealba, Ψm=potencial hídrico al mediodía, $\Psi \pi d$= potencial osmótico prealba, $\Psi \pi m$= potencial osmótico al mediodía, Ψpd= potencial de presión prealba, Ψpm= potencial de

presión al mediodia, $\Psi\pi_{100}$ = Potencial osmótico a plena turgencia, $\Psi\pi_0$= potencial osmótico a pérdida de turgencia, RWC^0 = contenido relativo de agua a pérdida de turgencia, ε = módulo de elasticidad, I_{comp} = punto de compensación de la luz, I_{max} = punto de saturación de luz, P_{max}= fotosíntesis máxima, P_{gmax}= fotosíntesis bruta, R_D= respiración oscura. 91

ABREVIATURAS

VI: Índice de vegetación.

NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada.

BFAST: Breaks for additive season and trend.

EVI: Índice de vegetación mejorado.

MSAVI: Índice de vegetación ajustado al suelo modificado.

NBR1y NBR2: Índice normalizado de área quemada 1 y 2.

LST: Temperatura superficial terrestre.

SUHI: Isla de calor urbana superficial.

Pv: Proporción de vegetación.

e: Emisividad.

LAI: Índice de área foliar.

LAD: Densidad de área foliar.

DAP: Diámetro del fuste a la altura del pecho.

Ψ: Potencial hídrico.

Ψ d: Potencial hídrico pre – alba.

Ψ m: Potencial hídrico al mediodía.

Ψπ: Potencial osmótico.

Ψπ d: Potencial osmótico pre - alba.

Ψπm: Potencial osmótico al mediodía.

Ψp: Potencial de presión.

Ψpd: Potencial de presión pre – alba.

Ψpm: Potencial de presión al mediodía.

Ψg: Potencial gravitacional.

Ψm: Potencial mátrico.

CRA: Contenido relativo de agua.

Ψπ0: Potencial osmótico a pérdida de turgencia.

Ψπ100: Potencial osmótico a plena turgencia

CRA0: Contenido relativo de agua a pérdida de turgencia.

ε: Módulo de elasticidad de la pared celular.

gw: Conductancia estomática.

IVI: Índice de valor de importancia.

Fd: Densidad de flujo de savia.

Asw: Área transversal conductiva.

Lh-1: Flujo diario de savia (en litros por hora).

AD: Área bajo la copa.

AfT: Área foliar total.

EG: Transpiración estimada.

QE: Energía perdida por calor latente de la transpiración.

Hvap: Calor de vaporización del agua.

DPV: Déficit de presión de vapor.

PPFD: Densidad de flujo de fotones fotosintéticos.

A: Tasa de asimilación fotosintética.

E: Tasa de transpiración.

Icomp: Punto de compensación de luz.

Imax: Punto de saturación de luz.

Pgmax: Fotosíntesis bruta.

Pmax: Fotosíntesis máxima.

RD: Respiración oscura.

WUE: Eficiencia del uso del agua

SLA: Área foliar específica.

SSE: Suma de errores cuadráticos.

RESUMEN

En las últimas dos décadas, la ciudad de Mérida se ha expandido aceleradamente y por ello han prevalecido tasas altas de deforestación y, consecuentemente, incrementos térmicos debido al efecto de “isla de calor”. La presencia de vegetación dentro y fuera de la ciudad brinda diversos servicios ambientales, entre ellos, la prevención en la formación de islas de calor y la regulación térmica local a través de procesos como la transpiración y la creación de sombra de los árboles. Sin embargo, en Mérida se desconocen las tasas de deforestación y su relación con las islas de calor, y tampoco se han cuantificado la transpiración y las estrategias fisiológicas de árboles en relación a este servicio ambiental. En este estudio se analizó una serie de tiempo de imágenes satelitales Landsat con el algoritmo de detección de cambios de cobertura Breaks for Additive Season And Trend (BFAST) para caracterizar espacial y temporalmente la deforestación. Adicionalmente se analizó la formación de islas de calor superficiales en Mérida durante 2000 a 2018 mediante imágenes Landsat. Por otra parte, se midieron las tasas de flujo de savia, la transpiración (noviembre 2019 y septiembre 2021) y el estado de atributos de las relaciones hídricas y de la fotosíntesis (junio 2021) de árboles de *Azadirachta indica, Bursera simaruba y Piscidia piscipula* con el objetivo de inferir acerca de la capacidad de las especies para brindar la regulación térmica como servicio ambiental, y de comprender las estrategias fisiológicas de estas especies para sobrevivir al interior de un parque en Mérida. Se encontró una mayor área deforestada entre 2007 y 2012, lo que coincidió con el periodo de mayor expansión urbana en la periferia, y así como mayor prevalencia de islas de calor superficiales en zonas deforestadas para ser urbanizadas. Por otro lado, se encontró mayor flujo de savia a nivel de árbol en *B. simaruba* y de *P. piscipula* que en *A. indica* durante los dos años medidos debido al mayor diámetro del fuste de estas especies. Además, se encontró mayor flujo de savia a nivel de árbol en 2019 que en 2021, debido a que durante 2021, las condiciones del déficit de presión de vapor fueron más altas. Además, se encontró que *B. simaruba* y *P. piscipula* poseen estrategias de control estomático del tipo isohídrico, mientras que *A. indica* presenta estrategias de control estomatico de tipo anisohídrico. En conjunto, los resultados explican los posibles efectos de la urbanización acelerada, la importancia de mantener la vegetación al interior y a las afueras de la ciudad con el fin de mantener servicios

ambientales importantes, y las estrategias usadas por algunas especies para adaptarse al entorno urbano.

ABSTRACT

In the last two decades, Mérida city has expanded rapidly and therefore, high rates of deforestation and thermal increases due to the heat island effect have prevailed. The presence of vegetation inside and outside the city provides various ecosystem services, including prevention of heat islands and local thermal regulation through tree transpiration and creation of shade by tree canopy. However, in Merida deforestation rates and their relationship with heat islands are unknown, nor have transpiration and physiological strategies of trees in relation to this environmental service been quantified. In this study, a time series of Landsat satellite images with the Breaks for Additive Season and Trend (BFAST) land cover change detection algorithm, and a set of Landsat 8 images were analyzed to spatially and temporally characterize deforestation and the formation of surface heat islands in Mérida during 2000- 2018. Additionally, sap flow rates, transpiration rates (November 2019 and September 2021) and physiological features regarding water relations and photosynthesis (June 2021) of *Azadirachta indica*, *Bursera simaruba* and *Piscidia piscipula* trees were measured with the objective of inferring about the ability of these species to provide thermal regulation as an ecosystem service and understanding the physiological strategies of these species to survive inside a park in Mérida. A greater deforested area was found between 2003 and 2009, which coincided with the period of greatest urban expansion in the periphery, as well as a greater prevalence of surface heat islands in deforested areas to be urbanized. Physiological studies revealed higher sap flow at tree level in *B. simaruba* and *P. piscipula* than in *A. indica* during the two years measured due to the larger stem diameter of these species, as well as higher sap flow at tree level in 2019 than in 2021 due to higher vapor pressure deficit in 2021. In addition, it was found that *B. simaruba* and *P. piscipula* possess stomatal responses according to isohydric species, while *A. indica* possess stomatal responses belonging to anisohydric species. Together, these results explain the possible effects of accelerated urbanization, the importance of maintaining vegetation inside and outside the city in order to maintain important ecosystem services, and the strategies adopted by some species to adapt to urban environment.

INTRODUCCIÓN

La infraestructura verde (vegetación periurbana y arbolado urbano) ofrecen servicios ambientales que benefician a la población y al entorno, p. ej: la regulación térmica (Loughner et al., 2012), el secuestro y almacenamiento de CO_2 (Smith et al., 2019), la intercepción del agua de lluvia (Xiao & McPherson, 2003), y el mejoramiento de la calidad del aire (Escobedo et al., 2011). También, la infraestructura verde ofrece beneficios sociales y culturales debidos a la creación de espacios de esparcimiento y de convivencia que mejoran la cohesión social (Flores-Xolocotzi & González-Guillén, 2010; Perera et al., 2018). El servicio ambiental de regulación térmica del arbolado urbano se debe a la producción de sombra y al flujo de calor latente asociado a la transpiración (Tan et al., 2020). Existen estudios que cuantifican el potencial de las especies urbanas mediante la medición de la transpiración y del flujo de savia (Pataki et al, 2011) y se ha encontrado que algunas especies son más idóneas que otras debido a atributos morfológicos como la densidad de la copa y el tipo de arquitectura de los vasos que transportan el agua, además de atributos fisiológicos como la eficiencia del uso del agua (Winbourne et al., 2021). Sin embargo, gran parte del conocimiento actual ha sido generado en ciudades de clima templado, y en menor proporción en ciudades tropicales (Dobbs et al., 2019). Debido a su posición geográfica, las ciudades en áreas tropicales poseen condiciones de luz, temperatura y precipitación que son propicias para una mayor riqueza de especies en el arbolado (Lugo, 2010), lo cual puede constribuir con una mejor provisión de servicios ambientales (Kendal et al., 2014) y a incrementar la resiliencia ecológica en ambientes naturales y urbanos (Sevegnani et al., 2016).

Las ciudades tropicales requieren mayor atención ecológica debido a los problemas ambientales (contaminación, deforestación, etc.) y sociales (marginación, pobreza, sobrepoblación y por las consecuencias de inseguridad, corrupción, etc.) que presentan (Dobbs et al., 2019; ONU, 2017; Lugo, 2014). Tambien, son más vulnerables a catástrofes por fenómenos naturales (Gupta, 2002). Estas características describen la situación de diversas ciudades de la República Mexicana, entre ellas, la Zona Metropolitana de Mérida, Yucatán (Mérida, en lo sucesivo). En 2015 Mérida tenía cinco municipios conurbados

(Umán, Kanasín, Conkal, Ucú y Mérida) (CONAPO, 2015), y en la actualidad se han anexado seis municipios más debido a la expansión urbana (Acanceh, Hunucmá, Samahil, Timicuy, Tixcocob y Tixpéhual) (Programa de Desarrollo Urbano de la Zona Metropolitana de Mérida, 2019). Esto la convierte en la zona urbana más poblada y extensa de la península de Yucatán, con 1.2 millones de habitantes y aproximadamente 1500 km^2 de superficie (INEGI, 2020). Desde 1970 presenta una acelerada expansión urbana (Bolio-Osés, 2000) y en el año 2000, el crecimiento urbano desbordó fuera del Anillo Periférico (Bolio-Osés, 2014). Por su desarrollo económico y su proximidad con distintas zonas arqueológicas, Mérida es un referente nacional e internacional para el turismo y ha recibido reconocimientos como Capital Americana de la Cultura (2000 y 2017) y Ciudades Creativas de la UNESCO (2019) (Palafox-Juárez et al., 2021). No obstante, los estudios de deforestación en el estado de Yucatán son los más escasos dentro de la península de Yucatán y aún más en zonas próximas a la ciudad de Mérida (Ellis et al., 2017).

Diversas ciudades mexicanas (Mérida entre ellas) poseen inventarios e información sobre criterios de elección de especies aptas para el arbolado urbano (Zamudio-Castillo, 2001), lo que facilita la toma de decisiones en cuanto a las especies de árboles usadas en los parques municipales. La investigación de la fisiología ecológica de los árboles puede contribuir a optimizar la toma de decisiones en el arbolado (Sonti, 2020), debido a que los datos obtenidos de la investigación pueden utilizarse para estimar la capacidad de proveer servicios ambientales importantes, y para encontrar especies aptas y resistentes al ambiente urbano. Por ello, esta tesis tiene dos objetivos: 1) analizar espacial y temporalmente la deforestación en Mérida durante un periodo de rápida urbanización (2000 a 2018) y los efectos sobre la temperatura de la superficie mediante técnicas de percepción remota y 2) evaluar la tasa de transpiración de tres especies comunes en el arbolado urbano de Mérida, así como algunos atributos de las relaciones hídricas y la fotosíntesis de estas especies.

CAPÍTULO I - ANTECEDENTES

La urbanización es el incremento en la proporción de población que vive en las ciudades, y se refiere a la concentración definitiva de la población en su interior (ONU, 1997). En 2018, las ciudades concentraron el 55% de la población total del mundo, en una porción de terreno equivalente al 2% de la corteza terrestre (ONU, 2018). La mayor concentración de población urbana se concentra en las regiones tropicales o también llamadas “ciudades tropicales” (Lugo, 2014) que albergan al 40% de la población mundial, y podría llegar a 50% para 2050 (State of the Tropics, 2017). En Latinoamérica se concentran las ciudades tropicales más pobladas en el continente americano (Jaitman, 2015); en promedio, se calcula que el porcentaje de población urbana respecto en esta parte del mundo es de 81.14% (ONU, 2018) y que algunos de los países latinoamericanos más urbanizados, es decir, los que poseen mayor porcentaje de población urbana respecto al total poblacional, son Venezuela (93.2%), Argentina (92.5%), Brasil (90%), Chile (89.3%) y México (80%). (ONU, 2018).

Las ciudades tropicales presentan un acelerado crecimiento poblacional y altas tasas de deforestación. La deforestación es la conversión de los bosques a otro tipo de uso de la tierra, ya sea por causas naturales (incendios, huracanes, etc) o por causas antrópicas, en áreas mayores a 0.5 ha (FAO, 2020), y contribuye con cerca del 12% de las emisiones de bióxido de carbono a la atmósfera (Van Der Werf et al., 2009). Ademas, contribuye con la pérdida del hábitat, de la riqueza biológica, y la funcionalidad de los ecosistemas (Pacheco et al., 2021; Lugo, 2010). Aunque se conocen algunas consecuencias de la deforestación, las estimaciones de las tasas anuales a nivel global son variables en la literatura; por ejemplo, se estima que durante 2015 a 2020 se perdieron en 10 millones de hectáreas por año (100 000 km^2) (FAO, 2020), mientras que otras estimaciones indican 5 millones de hectáreas entre 2001 y 2015 (Curtis et al., 2018). Por otro lado, para el periodo entre 2004 y 2017 se estimó una tasa anual de deforestación en las regiones tropicales y subtropicales de 3.2 millones de hectáres (Pacheco et al., 2021).

La urbanización es la causa que menos contribuye con la deforestación (Curtis et al. 2018), con 150 a 300 km^2 por año durante 2001 y 2015. Sin embargo, la mayoría de esta extensión ocurrió en regiones tropicales, en donde también se ha descrito una estrecha relación entre el crecimiento demográfico urbano y la deforestación (Defries et al., 2010). Además de las

consecuencias ecológicas de la deforestación, existen cambios importantes en el ambiente, que ocurren principalmente cuando ésta sucede para dar paso a la urbanización (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Efectos de la urbanización sobre algunos parámetros ambientales (modificado de Emmanuel & Perera (2005).

Parámetro	Efecto de la urbanización
Temperatura	Aumento en la temperatura mínima diaria y aumentos en la temperatura máxima diaria. Superficies urbanas con altas temperaturas (hasta 30 ºC de diferencia entre el pavimento y superficies con pasto).
Humedad atmosférica	Reducción en la humedad diurna, e incrementos en la humedad nocturna
Precipitación	Aumentos en la precipitación. En los trópicos, el aumento se debe más a la contaminación del aire.
Viento	Hasta 20% en reducción de la velocidad del viento.
Radiación solar	Por falta de sombra, se reciben mayor cantidad de energía por más tiempo, y se originan islas de calor.
Atmósfera	Presencia de gases invernadero, que almacenan y emiten calor. Inhibición de re-emisión de los rayos solares hacia la atmósfera.
Evapotranspiración	Reducción de hasta 40% de los flujos de calor latente, por la remoción de la vegetación
Albedo	Superficies oscuras con bajo albedo (0.15 o menor), que absorben mayores cantidades de radiación de onda corta.
Factor de cielo visible	Reducción por presencia de edificios altos y otras estructuras.

Islas de calor

Un ejemplo de consecuencia ambiental provocada por la urbanización es el efecto de isla de calor, que describe la mayor temperatura del aire y de las superficies dentro de las ciudades, en comparación con ambientes rurales (Dewan et al., 2021). Sus dos principales causas son la mayor proporción de superficies construidas en relación con la proporción de áreas verdes, y la alta capacidad de las superficies construidas para almacenar y transferir mayor cantidad de

energía como calor sensible. Atendiendo a su formación y su zona de influencia, las islas de calor se dividen en atmosféricas y superficiales (Oke, 1995). Ambos tipos de islas de calor se relacionan con mayores consumos de energía eléctrica, de emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera que intensifican el efecto invernadero urbano (Marzluff et al., 2008) y con la aparición de enfermedades y muertes producidas con el golpe de calor en ciudades de todo el mundo (Dang et al., 2018).

Las islas de calor atmosféricas describen la diferencia de temperatura del aire entre el interior de una ciudad y las colindancias no urbanizadas, las cuales pueden ser de 1 a 9 ºC (Kappou et al., 2022) y en casos extremos hasta 13.6º C (Ali et al., 2016). Por otro lado, las islas de calor superficiales describen la diferencia térmica en la superficie del suelo en áreas urbanas y la temperatura de superficies naturales (Williams-Castro, 2019). Las rocas, superficies con vegetación (pastos, bosques y humedales), hojarasca y suelo son ejemplos de superficies naturales, las cuales poseen cualidades diferentes en cuanto a la absorción, transmisión, acumulación de la energía radiante y la emisión de la energía calorífica respecto de las superficies urbanas (Cedeño-Valdiviezo, 2010). Como ejemplos se tienen las diferencias en el albedo y la capacidad calorífica. El albedo del pasto y de la copa de los árboles equivale aproximadamente a 0.25, por lo que reflejan mayor proporción de radiación en comparación con el concreto y el asfalto (albedo de 0.4 y 0.05, respectivamente) (EPA, 2012). También, la capacidad calorífica del concreto es menor en comparación con un suelo arcilloso (Armson & Ennos, 2012), por lo que la temperatura del concreto aumenta con una menor cantidad de calor recibida.

La intensidad de las islas de calor superficiales puede estar entre 2º a 6º C en ciudades tropicales (Wu et al., 2019), aunque se han reportado diferencias térmicas superficiales hasta de 40º C en ciudades con clima árido (García-Cueto et al., 2007). Las diferencias térmicas resultantes de las islas de calor superficiales son más apreciadas durante el día comparado con la noche (Anniballe et al., 2014). Además, ambos tipos de isla de calor poseen una estrecha relación, dado a que la intensidad de isla de calor superficial afecta la temperatura del aire cercano a la superficie. Por ejemplo, existe una interacción entre ambos tipos de isla de calor ocurre durante la noche, ya que las superficies urbanas transfieren calor al aire por medio de la convección (Anniballe et al., 2014).

Servicios ambientales del arbolado

Los servicios ambientales son beneficios obtenibles a partir del funcionamiento de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esta definición parte del reconocimiento de que los ecosistemas y las especies presentes en ellos pueden sostener y complementar la vida humana a través de la provisión de bienes tangibles (alimentación, materias primas, entre otros) o intangibles (valores culturales, espirituales, etc) (Daily, 1997), y que esta provision de bienes y servicios proviene directa o indirecta de las funciones de los ecosistemas (Costanza et al., 1997). Los servicios ambientales se clasifican en cuatro grupos, de a cuerdo con las funciones que cumplen en el ambiente y con la manera que pueden ser benéficos para la población (de Groot & Gomez-Baggethun, 2007; MEA,2005).

1. Provisión: incluyen la procedencia de recursos útiles para la humanidad que provienen de seres vivos, como alimentos y fibras vegetales, recursos maderables y combustibles, recursos genéticos, medicinales, elementos ornamentales y el agua.

2. Regulación: Aseguran la continuidad de procesos atmosféricos y climáticos de manera natural y permiten la amortiguación de perturbaciones ambientales como desastres naturales. Ejemplos: el mantenimiento de la calidad del aire, la regulación climática, regulación del agua, regulación de la salud humana, control de la erosión, entre otros.

3. Culturales: Son beneficios no materiales que están ligados a los valores humanos, y al sentido de pertenencia a un grupo social. Se incluyen en este grupo a las funciones estéticas, recreativas, artísticas, y culturales que forman parte de la identidad humana en todas las regiones. Se incluyen el carácter histórico, espiritual, científico y educativo. También, se ha documentado dentro de las funciones recreativas, el alivio del estrés y mejoramiento de la salud física a través de estilos de vida menos sedentarios y el contacto con espacios y elementos naturales (Byrne & Jinjun, 2009).

4. Soporte: Son necesarios para la producción de los servicios ambientales antes mencionados. La diferencia entre éstos y los anteriormente descritos es que los beneficios hacia la población no son directos, sino más bien indirectos, y son procesos ecológicos que ocurren a largo plazo y/o mayor escala. Son procesos que sustentan

la vida dentro de los ecosistemas del planeta. Ejemplos: la productividad primaria, la producción de oxigeno, la formación del suelo, el reciclaje de nutrientes y la provisión del hábitat.

Los servicios ambientales que el arbolado urbano brinda pertenecen a las categorías descritas, por ejemplo, al cumplir con funciones estéticas, el arbolado urbano provee servicios ambientales de provisión ornamental, y que contribuyen al bienestar y a un buen funcionamiento del sistema ecológico (Boyd & Banzhaf, 2007), por lo que también se incluyen los servicios ambientales de tipo cultural. También, se ha documentado el alivio del estrés y mejoramiento de la salud física a través de estilos de vida menos sedentarios (Byrne y Jinjun, 2009). Dentro de servicios ambientales de regulación climática se encuentran la regulación de la sensación térmica, y el ahorro en el consumo eléctrico en edificios (Loughner et al., 2012), la protección del acuífero a través del reducción de la escorrentía urbana y la intercepción pluvial (Asadian & Weiler, 2009). El secuestro del dióxido de carbono y la retención de partículas contaminantes suspendidas el aire (Chen et al., 2016) son un ejemplos del servicio ambiental de regulación en la calidad del aire, y además, el secuestro de dióxido de carbono pudiera ser clasificado como servicio ambiental de soporte (MEA, 2005).

Soluciones basadas en la naturaleza

Las soluciones basadas en la naturaleza son acciones para proteger, manejar de manera sostenible y restaurar ecosistemas naturales o degradados para responder ante desafíos sociales de manera efectiva, y al mismo tiempo, lograr el bienestar humano (IUCN, 2009). Estas acciones utilizan los servicios ambientales de los ecosistemas para responder a cambios que atentan contra el bienestar social, tales como aquellos derivados del cambio climático (Walters et al., 2016). En las ciudades, las consecuencias del cambio climático se presentan como inundaciones y sequías más severas y prolongadas, aumentos en las temperaturas del aire e interrupciones en la producción de recursos como el agua potable, la energía eléctrica y los alimentos (Byrne y Jinjun, 2009), y problemas de salud debidos a la mala calidad del aire (Du et al., 2019). Al ser la urbanización una transformación irreversible y que modifica el ambiente al modificarse la cobertura terrestre, es de esperar que la vulnerabilidad de la población a los efectos del cambio climático aumente para mediados del siglo XXI, especialmente bajo condiciones de pobreza (Kumar, 2021).

Los problemas ambientales ocasionados por la urbanización y la deforestación pueden ser mitigados a través del uso de soluciones basadas en la naturaleza, que han ganado aceptación en ciudades de todo el mundo. Un ejemplo del uso de la vegetación como soluciones basadas en la naturaleza es a través de la infraestructura verde (Smith et al., 2016), que se definen como un conjunto estratégico de áreas naturales y seminaturales que están concebidas para brindar un amplio rango de servicios ambientales (Comisión Europea, 2013). Dentro de esta solución se incluye la conservación de la vegetación periurbana y el manejo de áreas verdes al interior de las ciudades (IUCN, 2009).

La vegetación urbana y la magnitud de los servicios ambientales que ofrecen pueden estudiarse por medio de disciplinas como la percepción remota y la fisiología ecológica vegetal. En el primer caso la estimación de la deforestación a escala temporal y espacial es esencial en la conservación de los bosques (Smith et al., 2019), y consecuentemente, en la conservación de los servicios ambientales que proveen los ecosistemas (De Carvalho y Szlafsztein, 2018). Esta información es necesaria en los planes de ordenamiento territorial urbanos para identificar áreas de conservacion y generar estrategias que ayuden en la conservación forestal (Tsutsumida et al., 2013). Por otro lado, la perspectiva de la ecofisiología vegetal es la base para comprender las respuestas de los árboles urbanos utilizados a los estímulos de su ambiente, principalmente sobre el ajuste de su comportamiento fisiológico (relaciones hídricas, asimilación de CO_2 transpiración y crecimiento), de los cuales dependen los servicios ambientales (Konarska et al., 2016).

Percepción remota: Uso de imágenes Landsat en la estimación de la deforestación y la temperatura superficial terrestre

La percepción remota se enfoca en obtener e interpretar de información sobre la superficie terrestre por medio de imágenes tomadas por plataformas aéreas (satélites o aeronaves) (Weng, 2013). Los sensores usados en percepción remota capturan la radiancia reflejada por la superficie terrestre en diferentes regiones del espectro electromagnético (de 400 a 13 000 nm de longitud de onda (λ). La radiancia es clasificada en una escala de números digitales, y la resolución radiométrica de cada sensor determina la sensibilidad a las variaciones de ésta escala. La resolución espacial determina el tamaño del pixel, que depende del sensor

empleado (desde 250 a 1000 m^2 en MODIS o Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), 30 m^2 (Landsat) y de 5 m^2 (SPOT o Satellite Pour l'Observation de la Terre).

La estimación de la deforestación se incluye dentro de la detección de cambios de coberturas terrestres. La detección de cambios en las coberturas consiste en la observación y cuantificación de las diferencias en el estado de un atributo en la superficie terrestre en una imagen satelital a través del tiempo (Singh, 1989). Los primeros métodos formulados hace 50 años poseen un enfoque bi-temporal (Thonfeld et al., 2015); se utilizaban dos imágenes del mismo sitio, y con diferente año de adquisición, y se comparan a través de algoritmos para detectar cambios de cobertura. Este enfoque es efectivo para detectar cambios abruptos entre dos fechas, pero no distingue patrones temporales atribuibles a la fenología o por otras dinámicas de la vegetación. Por consiguiente, este enfoque no detecta cambios de cobertura del suelo entre las fechas intermedias a las establecidas por las imágenes comparadas (Jianya et al., 2014).

Otro enfoque para la detección de cambios de coberturas es multi-temporal (Zhu, 2017), el cual integra más de una imagen de satélite por año y permite analizar patrones y trayectorias de cambios en la vegetación en escalas de tiempo más finas (entre meses o años consecutivos) (Jianya et al., 2014). Al utilizar cientos o miles de imágenes satelitales, que son analizados por algoritmos más complejos (Thonfeld et al., 2015), hay una repercusión en el tiempo de análisis y el costo informático para el procesamiento de datos, el cual es mayor comparado con el enfoque bitemporal. No obstante, estos requerimientos se han superado dada la existencia de equipos con mayor poder computacional en años recientes. Además la liberación del archivo Landsat en 2008 permitió el acceso gratuito de más de 50 años de imágenes satelitales, por lo que la mayoría de estudios con series de tiempo se realizan con este tipo de imágenes (Zhu et al., 2017). Algunos ejemplos de las aplicaciones de las series de tiempo Landsat incluyen el monitoreo de la deforestación gradual por urbanización (Essien & Cyrus, 2019; Tsutsumida et al., 2013) y el monitoreo del efecto de perturbaciones naturales sobre la vegetación tales como incendios (Bright et al., 2019), inundaciones (Sakai et al., 2010) o sequías prolongadas (König et al., 2020).

Índices de vegetación (VI)

Son parámetros obtenidos de operaciones matemáticas entre valores de reflectancia de dos o más bandas espectrales de una imagen óptica, y que de manera directa o indirecta pueden reflejar características bioquímicas o biofísicas de la vegetación (Ruiz Hidalgo et al., 2019). Los VI's simplifican el uso de los datos obtenidos por percepción remota para describir y resaltar propiedades de la vegetación, y se han usado para estimar atributos asociados a esta como la biomasa aérea, el índice de área foliar, la concentración de clorofila en las hojas, el estrés en las plantas, entre otros (Huang et al., 2021). Además se han utilizado para inferir la sequía dentro de modelos de circulación atmosférica (Huete et al., 2002; Rojas Acuña et al., 2006) o para el cálculo de pérdida de áreas cubiertas con vegetación (Hansen et al., 2013). La mayoría de los VIs se construyen con las bandas roja e infrarroja cercano ya que la clorofila en las hojas absorben la luz con λ entre 400 - 500 y 600 - 700 nm (luz azul y roja) para realizar la fotosíntesis, mientras que el parénquima de las hojas refleja luz con λ entre 700 - 1300 nm (infrarrojo cercano) (Huete, 2004).

Entre numerosos VIs, el más usado en percepción remota es el índice de diferencia normalizada de la vegetación (NDVI, en siglas en inglés). Se obtiene dividiendo la diferencia de reflectancia de la banda infrarroja (NIR) y roja (RED) en un pixel, entre la suma de éstas reflectancias. El NDVI posee larga historia de uso debido a su simplicidad en el cálculo y a la facilidad de interpretación (Xue & Su, 2017). Sin embargo, el NDVI presenta problemas atmosféricos y radiométricos provocados por nubes, sombra, y por la combinación de la dispersión de la luz roja en la atmósfera con la reflectancia superficial, que es captada por el sensor de manera conjunta. También, es sensible a la saturación de la señal debido al alto brillo de algunas superficies de color claro (Xue & Su, 2017), y a la saturación en ecosistemas con coberturas forestales densas cuando se usa como estimador de la biomasa (Huete et al., 1997) o el índice de área foliar (Baret & Guyot, 1991). A lo largo de la historia de la percepción remota, se han desarrollado VIs mejorados que resisten a los problemas del NDVI (Xue & Su, 2017); no obstante, el NDVI ha demostrado, al igual que los VIs mejorados, la capacidad de capturar variaciones en la vegetación en respuesta a patrones estacionales y a la variabilidad climática interanual (Verbesselt et al., 2012), por lo que continúa siendo frecuente su uso en la detección de cambios de cobertura vegetal usando series de datos temporales.

Detección de cambios en la cobertura vegetal usando series de tiempo LANDSAT

Los métodos de detección de cambios de coberturas del suelo usando diferentes datos en el tiempo capturan la dinámica de la vegetación en los ecosistemas de una forma más detallada y con mayor precisión si se comparan con los métodos de tipo bitemporal (DeVries et al., 2015). Los algoritmos usados en el análisis de series de tiempo poseen características que describen su función; estos son 1) la frecuencia de imágenes (número de imágenes Landsat utilizadas en la serie de tiempo), 2) el índice de cambio (el tipo de VI's o fuente de datos espaciales para detectar los cambios), 3) la modalidad univariada o multivariada (si utiliza una o varias variables dependientes como fuentes de información dentro de una serie de tiempo, p. ej. uno o varios índice espectrales al mismo tiempo), 4) el tipo de detección (en línea, si detecta los cambios dentro de una serie de tiempo que se actualiza continuamente, o fuera de línea, si detecta los cambios dentro de una serie de tiempo con la información completa, sin opción de actualizarla), 5) el tipo de cambio detectado (gradual, si detecta cambios progresivos a largo plazo, o abrupto, si detecta cambios drásticos a corto plazo) y 6) la unidad espacial de exploración (a nivel de pixel, o sub-pixel) (Zhu, 2017). A su vez, los algoritmos se dividen en seis categorías: algoritmos de umbral, de diferenciación, de segmentación, de trayectoria, de límite estadístico, y de regresión. Para mayor información acerca de los algoritmos, se sugiere consultar Zhu (2017).

Algoritmo BFAST (Breaks for Additive Season and Trend)

Es un algoritmo capaz de detectar cambios abruptos en series de tiempo Landast basadas en valores de NDVI. BFAST separa una serie de tiempo Landsat en tres componentes; tendencial (propensión al incremento o decremento del NDVI), estacional (comportamiento estacional o variación intra-anual dentro de la serie de tiempo) y residual (variación aleatoria dentro de la serie de tiempo que no es explicada por los componentes anteriores) (Smith, 2017). Su funcionamiento consiste en la aplicación de un modelo de regresión armónica de primer orden a los datos del componente estacional para simular las dinámicas estacionales esperadas de la vegetación, y en el contraste pixel por pixel del NDVI observado con el NDVI predicho por el modelo mediante una prueba estadística (Dutrieux et al., 2014). Un punto de quiebre es marcado cuando el supuesto de estabilidad entre el NDVI observado y esperado rebasa un límite de confianza estadístico (Smith et al., 2019) y cada punto de quiebre posee una magnitud asociada

que explica la escala de la diferencia entre el NDVI observado y esperado (Zaraza – Aguilera et al., 2019). Este algoritmo permite definir un período histórico, que constituye la información de calibración que registra la trayectoria temporal de NDVI que es atribuible al clima y a la fenología (George – Chacón et al., 2021), y un periodo de monitoreo, que es el intervalo temporal sobre el cual se realiza la detección de cambios de cobertura (Smith et al., 2019).

La operación de BFAST se resume en tres fases: pre-procesamiento, procesamiento y post-procesamiento. El pre- procesamiento consiste en refinar la base de datos Landsat y preparar los archivos para ser procesados; estas funciones incluyen el cálculo de NDVI para cada imágenes Landsat, el corte de los archivos a la extensión del área de estudio, y la depuración de pixeles contaminados por nubes o sombras (Dutrieux et al., 2014). El procesamiento ejecuta la comprobación pixel por pixel de los cambios de cobertura y la detección de puntos de quiebre (Dutrieux et al., 2014), y el cálculo de las magnitudes asociadas a cada punto de quiebre (DeVries et al., 2015). Para mayor detalle en la obtención de los puntos de quiebre y las magnitudes referirse a Smith (2017), DeVries et al. (2015) y Dutrieux et al. (2014).

En el post- procesamiento el análisis se restringe a zonas ocupadas por bosque (DeVries et al., 2015; Dutrieux et al., 2014) y se depuran puntos de quiebre en función de su magnitud (Gao et al., 2021). Para ello puede optarse por un valor de magnitud que actúe como umbral de detección de cambios (DeVries et al., 2015; George – Chacón et al., 2021). La precisión del mapa de deforestación resultante puede reportarse mediante la precisión del usuario y del productor para las dos categorías (“deforestado” y “no deforestado”) y la precisión general del mapa (Smith, 2017; Dutrieux et al., 2014).

Dentro de las ventajas del algoritmo sobre otros métodos de detección de cambios en series de tiempo Landsat destaca que al usar todas las imágenes Landsat disponibles de una ubicación determinada, puede caracterizar los ciclos intranuales de la cobertura vegetal debidos a la fenología y la variabilidad interanual del ambiente, y separar este comportamiento de cambios abruptos (Verbesselt et al., 2009), lo cual es necesario en ecosistemas con bosque tropical seco con una marcada época de sequía. Además, en áreas tropicales, donde existe alta presencia de nubes en las imágenes Landsat BFAST es más adecuado debido a puede obtener los valores de pixeles ocupados por nubes a partir de otras imágenes satelitales adquiridas en tiempo cercano (DeVries et al., 2015).

Estimación de la temperatura superficial terrestre (LST)

La cantidad de energía calorífica almacenada en la superficie terrestre puede estimarse vía percepción remota a partir de la temperatura superficial terrestre (LST por sus siglas en inglés). Esta variable corresponde a la temperatura radiométrica de una superficie medida a través de percepción remota, la cual es detectada por las bandas térmicas en Landsat 5 y 7 (Banda 6 con 10.40 – 12.5 μm de longitud de onda) y Landsat 8 y 9 (Bandas 10 y 11, con 10.6 – 11.9 μm y 11.5- 12.5 μm de longitud de onda, respectivamente) (Department of the Interior U.S. Geological Survey, 2016). LST describe la temperatura de la capa más superficial de cualquier tipo de cobertura (p.ej. el dosel de un bosque, la superficie de una ciudad, o de un terreno de cultivo) que haya sido captado por una imagen satelital. Dado a que la vegetación absorbe una menor cantidad de energía calorífica que las superficies urbanas, el contraste entre LST de áreas urbanas y de áreas con vegetación permite detectar las islas de calor superficiales con gran precisión espacial (Zhang et al., 2013), y comprender el rol de la vegetación en el control de la temperatura al interior de una ciudad (Cui & De Foy, 2012).

El cálculo de LST se basa en leyes de termodinámica como la función de Planck, la cual relaciona la energía radiante emitida por un cuerpo oscuro con su temperatura. Por otro lado, la ley de Kirchoff, que establece que un cuerpo oscuro posee la misma la capacidad absorción y de emisión de energía, y la Ley de Stefan Boltzmann, que establece que la energía infrarroja emitida por un objeto es igual al producto de la temperatura absoluta a la cuarta potencia, multiplicado por la constante de Stefan Boltzmann (5.6697×10^{-8} W m^{-2} K^4). También, asume que la reflectancia de la Tierra se comporta como un reflector de Lambert, en donde la reflectancia es difusa, independiente del ángulo de incidencia de la luz, y similar a la de un objeto con acabado mate, no brilloso.

Dada la naturaleza compleja del comportamiento de la luz y de la transferencia de calor entre los objetos, existen dos retos principales para el cálculo de LST. El primero parte del cálculo de la emisividad de las superficies, ya que en la naturaleza las superficies no poseen propiedades de emisión y absorción propias de los cuerpos negros. El cálculo de la emisividad a escala espacial es complicada dada la presencia de múltiples objetos en la superficie, y debido a que la emisividad depende de propiedades ópticas de los materiales (Li et al., 2013). El segundo reto

proviene de la corrección de la interferencia captada por el sensor, que es causada por efecto de aerosoles en la atmósfera (dióxido de carbono, vapor de agua y ozono), y por la transferencia de calor entre las superficies y los aerosoles (transferencia corriente arriba) y entre los aerosoles y las superficies (transferencia corriente abajo) (Neinavaz et al., 2020). El modelo de transferencia radiativa es la base de diversos métodos para la obtención de LST con valores corregidos, pero requiere de datos específicos para cada sitio (la magnitud de transferencia de calor hacia arriba o hacia abajo, la transmitancia atmosférica y la emisividad de las superficies (Vlassova, 2016)). Aunque ciertas herramientas como Atmospheric Correction Parameter Calculator (Barsi et al., 2003) calculan estos parámetros en función de las características ópticas de la atmósfera de acuerdo al sitio y fecha de adquisición de la imagen Landsat (Berk et al., 2014), su uso está restringido solo a ciertas regiones del mundo.

Aún con los retos anteriores existen métodos para la aproximación de LST usando imágenes Landsat (Alemu, 2019) y mediante el uso de datos auxiliares como la proporción de vegetación (Neinavaz et al., 2020) y la emisividad de las superficies (Sobrino et al., 2004). La aplicación de tales métodos ha permitido el monitoreo de la temperatura superficial terrestre en ciudades como Bahir Dar (Egipto) (Balew & Korme, 2020) Guangzhou (China) (Xiong et al., 2012), San Luis Potosí (México) (Ovalle et al., 2021), Mérida (México) (Palafox-Juárez et al., 2021) y Etiopía (Alemu, 2019).

Fisiología ecológica del arbolado urbano y su relación con los servicios ambientales

La fisiología ecológica de plantas se enfoca en analizar las causas de la supervivencia, los patrones de distribución, de abundancia e las interacciones de las plantas de acuerdo con las condiciones ambientales de su hábitat (Lambers & Oliveira, 2019). Las primeras observaciones de la fisiología ecológica aplicada al arbolado urbano surgieron a partir del reconocimiento de que las condiciones ambientales modificadas por la urbanización pueden ser fuentes de estrés abiótico para los árboles urbanos (Fig.1), lo cual provoca una menor esperanza de vida y una mayor mortalidad en comparación de árboles en sitios naturales (Whitlow & Bassuk, 1988). La supervivencia de los árboles urbanos y, por consiguiente, la provisión de servicios ambientales depende del estado fisiológico de los árboles, y por ello, la vinculación de la fisiología ecológica a la toma de decisiones sobre la elección de especies y condiciones de plantación puede apoyar en los esfuerzos para mejorar la habitabilidad y sostenibilidad de las ciudades (Sonti, 2020).

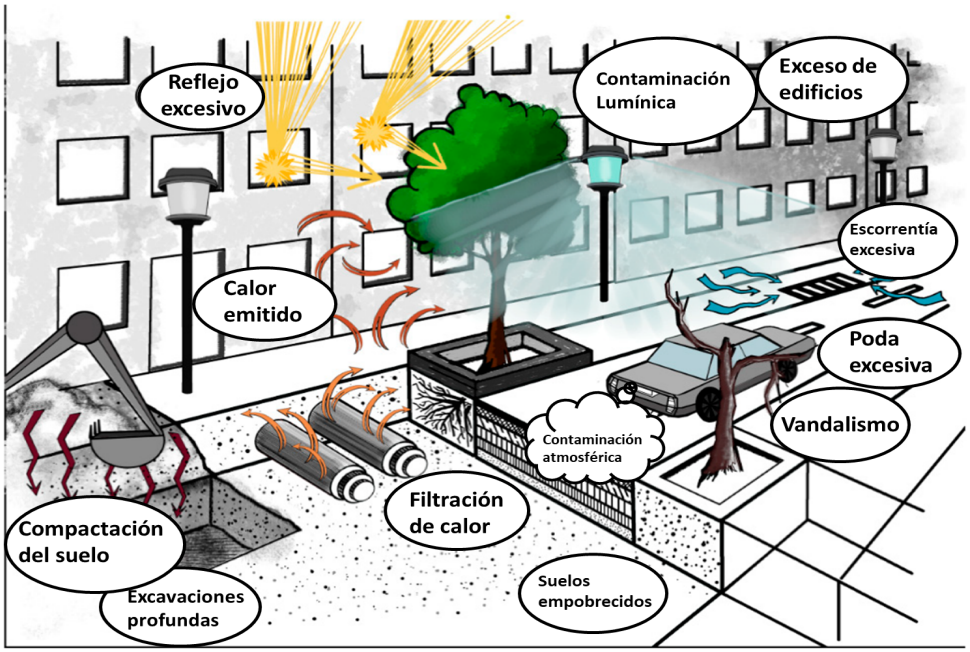


Fig. 1.1 Fuentes ambientales de estrés en el arbolado urbano. Modificado de Czaja et al., (2020).

El estado de los procesos fisiológicos de los árboles impulsa la provisión de servicios ambientales y las soluciones basadas en la naturaleza. La medición de la magnitud de atributos morfológicos (características físicas del fuste, las hojas, raíces, etc) y fisiológicos (el uso del agua y el intercambio de gases de agua y CO_2, entre otros) es una de las aproximaciones de la fisiología ecológica para explicar la relación entre el desempeño de las plantas y las condiciones ambientales. Por lo tanto, estas mediciones ayudan a describir la regulación de procesos vitales en las plantas (por ejemplo, la transpiración, el crecimiento y la fotosíntesis) de los cuales depende la provisión de servicios ambientales (Rodríguez-Alarcón et al., 2020), así como comprender los límites ambientales de las especies.

En una comunidad vegetal, las especies poseen genotipos que les confieren atributos propios para un mismo rasgo funcional, que en ocasiones son encontrados en varias especies. Por ejemplo, ciertos rasgos funcionales relacionados con características foliares (baja área foliar

específica) y con el transporte de agua (baja vulnerabilidad al embolismo en el xilema) están presentes en plantas en climas áridos (Costa-Saura et al., 2016). Sin embargo, el arbolado urbano es resultado de la elección humana para cubrir necesidades específicas como la belleza escénica y la producción de sombra, por lo que las especies del arbolado urbano poseen atributos morfológicos y fisiológicos heterogéneos, lo que complica realizar inferencias preliminares acerca de sus límites ambientales (Whitlow & Bassuk, 1988).

Atributos morfológicos del arbolado urbano

La salud del dosel de los árboles urbanos es un indicador sobre la capacidad de provisión de la mayoría de servicios ambientales (Calfapietra et al., 2017). Una variable relacionada con el dosel es el índice de área foliar (LAI), que se define como el área de follaje proyectada por unidad de área de superficie del suelo (m^2/m^2) (Hosoi & Omasa, 2006). LAI indica la cantidad de follaje en un dosel y está ligada con procesos como la productividad primaria, la transpiración y la respiración (Fang et al., 2019). Esta variable puede ser medida por analizadores de dosel como el LI-2200 de LI-COR, Estados Unidos o por técnicas de percepción remota y tecnología Li-DAR (Klingberg et al., 2017).

El LAI se relaciona con servicios ambientales que dependen de la densidad y el tamaño de la copa del árbol (p. ej. la reducción de temperatura por efecto de la transpiración y sombra (Rahman et al., 2020; Helletsgruber et al., 2020), la captación de contaminantes aéreos (Escobedo et al., 2011) y la intercepción pluvial (Yang et al., 2019). Por ejemplo, el sombreado producido por la vegetación urbana depende de la morfología de su copa, y reduce entre el 60% al 90% la radiación de onda corta, con lo que produce hasta 20º C de diferencia térmica entre superficies no sombreadas (Winbourne et al., 2020). En el caso de la reducción de altas temperaturas, el efecto de sombreado resultante por las copas densas (con alto valor de LAI) produce condiciones de mayor humedad en el espacio interno de la copa del árbol (Gillner et al., 2015). Por otra parte, un alto valor de LAI también se ha asociado a una mayor tasa de transpiración en árboles tropicales (Bucci et al., 2008).

Por otra parte, el diámetro del fuste a la altura del pecho (de 1.30 m respecto del suelo) y la altura del árbol se relacionan con la estimación de la edad de los árboles urbanos (Lukaszkiewicz & Kosmala, 2008), la capacidad de almacenamiento de carbono y el

mejoramiento de la calidad del aire (Kiss et al., 2015), y la capacidad de la regulación térmica por efecto de la transpiración (Pataki et al., 2011). El díametro del fuste a la altura del pecho y la altura son variables medidas inventarios forestales (Castillo-Gallegos et al., 2018) para modelar el crecimiento de los árboles, estimar la biomasa aérea a partir de ecuaciones alométricas (Buba, 2013; Gómez-Díaz et al., 2011), y caracterizar la estructura en una comunidad vegetal (Maza-Villalobos et al., 2014).

Además del díametro del fuste y la altura del árbol, la densidad de la madera es usada en la estimación de la biomasa aérea a partir de ecuaciones alométricas (Gómez-Díaz et al., 2011). Estas tres variables morfológicas son empleadas en el modelado de servicios ambientales a través conocidos programas informáticos, como por ejemplo, iTree Eco (Nyelele et al., 2019). La densidad de la madera puede variar entre especies e individuos de diferentes edades ya que depende de la asignación de biomasa a las fibras, rayos, y paredes celulares del xilema (Sanaphre - Villanueva, 2016). También, esta variable tiene una relación positiva con la resistencia mecánica del fuste, pero una relación negativa con la capacitancia hidráulica (la capacidad de la madera para aliviar altas tensiones en el xilema mediante la liberación del agua almacenada) (Momo et al., 2020; Salomón et al., 2017). Asimismo, una alta densidad de la madera es característica de especies de lento crecimiento y con especies que poseen baja conductividad hidráulica (Chave et al., 2009). Por otra parte, una baja densidad de la madera se asocia positivamente con altas tasas de transpiración en árboles (Pataki et al., 2011), pero con un mayor riesgo de mortalidad por fallo hidráulico o cavitación (Phillips et al., 2010).

Procesos fisiológicos y la provisión de servicios ambientales por el arbolado urbano

Los procesos fisiológicos de los árboles influyen sobre la provisión de algunos servicios ambientales, debido a que algunos de ellos como la transpiración y la fotosíntesis modifican características ambientales durante el proceso (Sonti, 2020). Por ejemplo, la transpiración de los árboles incrementa el uso de la energía en forma de calor latente para la evaporación ocurra (Tan et al., 2020), por lo que la transpiración influye sobre la regulación del clima local. También, la fotosíntesis de las áreas verdes urbanas reduce la concentración del CO_2 en el entorno urbano (Nowak et al., 2013; Tor-Ngern et al., 2020), y de esta manera influye sobre el secuestro de carbono y el crecimiento de los árboles (Smith et al., 2019). Al igual que los atributos

morfológicos, existen atributos fisiológicos medibles que ofrecen información sobre procesos fisiológicos que están relacionados con la provisión de servicios ambientales por el arbolado urbano (Calfapietra et al., 2017).

Relaciones hídricas

El control del agua en las células vegetales, desde la toma de agua en el suelo, el transporte en la planta y la pérdida del agua por la transpiración se describe por las relaciones hídricas (Passioura, 2010). El potencial hídrico (Ψ), un concepto central en las relaciones hídricas, está determinado por el potencial osmótico o de solutos (Ψ_π), y el potencial de presión (Ψ_p), y expresa la energía libre del agua para realizar un trabajo. Un diagrama tipo Höfler (Fig.1.2A) expresa la relación entre el Ψ y sus componentes respecto al contenido relativo de agua (CRA) en una hoja (Squeo, 2007), y representa al punto de máxima turgencia (CRA cercano a 100%) donde Ψ_p adquiere su valor máximo, mientras que el Ψ_π disminuye al aumentar CRA debido a que el ingreso del agua disminuye la concentración de solutos. Por el contrario, al alcanzarse el punto de plasmólisis ($\Psi_p = 0$), Ψ estará dado únicamente por valor del Ψ_π (Yang et al., 2017).

Las curvas de presión - volumen (Fig. 1.2B) (Tyree y Hammel, 1972) muestran la variación del déficit relativo de agua (100-CRA) en el eje X, frente del recíproco del potencial hídrico (-1/ Ψ) en el eje Y. Las curvas de presión volumen poseen una fase exponencial, en donde el Ψ desciende en función de la pérdida de CRA hasta el punto de pérdida de turgencia (punto de inflexión de la porción exponencial de la curva). A partir del punto de pérdida de turgencia, una fase líneal expresa los cambios del -1/ Ψ con 100-CRA, y se utiliza para calcular el Ψ_π y consecuentemente, de Ψ_p a los diferentes grados de hidratación de la muestra. Estas curvas utilizan la información del diagrama Höfler para calcular parámetros acerca de la turgencia celular, de los cuales se infieren estrategias ante el déficit hídrico (ajuste osmótico y ajuste elástico) (Bartlett et al., 2012). Como es sabido, la pérdida de la turgencia es indicador del déficit hídrico en plantas, y que afecta en general a todas las funciones fisiológicas. Por ello, la elección de especies de árboles urbanos tolerantes al déficit hídrico mediante estrategias como el ajuste osmótico y elástico puede mejorar tasas de supervivencia ante estas condiciones (Banks & Hirons, 2019).

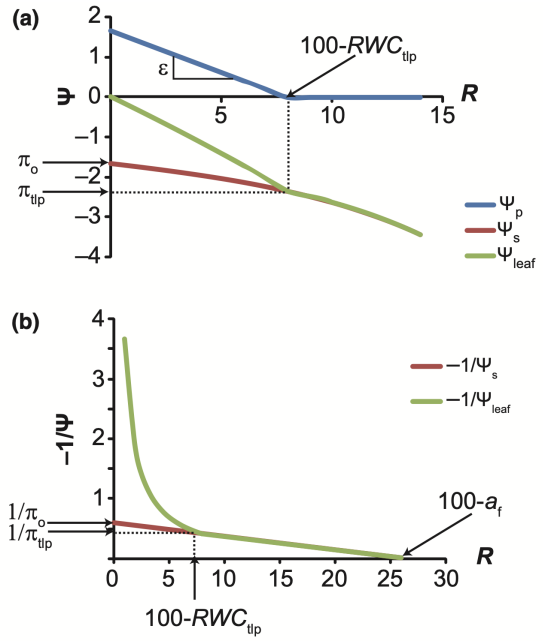


Fig. 1.2 A) Diagrama de Höfler y B) curva de presión volumen con parámetros obtenibles. El potencial osmótico a plena turgencia ($1/\pi_0$) equivale al valor del intercepto en Y de la recta que describe el comportamiento del potencial osmótico. 100 - RWC_{tlp} indica el contenido relativo de agua (R en el eje X) donde el potencial de presión es igual a cero. El potencial osmótico a pérdida de turgencia ($1/\pi_0$) y el contenido relativo de agua a pérdida de turgencia (100-RWC_{tlp}) son las coordenadas (X,Y) del punto de inflexión de la fase exponencial. El módulo de elasticidad (ε: línea azul en A) equivale al valor de la pendiente de la recta que describe los cambios de potencial de presión y el contenido relativo de agua (Powell et al., 2017). Modificado de Banks & Hirons, (2019).

El ajuste osmótico consiste en la acumulación de solutos compatibles en las células para reducir el Ψ por la reducción en Ψ_π (Lambers & Oliveira, 2019). Este tipo de ajuste permite el mantenimiento de la turgencia en la planta bajo condiciones de bajo contenido de agua en el suelo, y permite que algunas especies mantengan altas tasas de fotosíntesis, de crecimiento y de transpiración bajo ambientes con gran demanda evaporativa o suelo con bajo contenido de agua (Bartlett et al., 2012). En las curvas de presión – volumen, el ajuste osmótico se infiere a partir del potencial osmótico a pérdida de turgencia ($\Psi_{\pi 0}$) y a plena turgencia ($\Psi_{\pi\ 100}$). Por una parte, $\Psi_{\pi\ 0}$ indica el valor más bajo de potencial hídrico a la que las células pueden tomar agua del suelo y mantenerse turgentes (Bartlett et al., 2012). Entre más bajo sea $\Psi_{\pi\ 0}$ mayor será la

tolerancia al déficit hídrico. Por otra parte, $\Psi_{\pi\,100}$ está relacionado con el ajuste osmótico ya que las plantas logran valores bajos de $\Psi_{\pi\,0}$ por la acumulación de solutos, lo que les permite tener mayor potencial de presión a plena turgencia. Tambien, el contenido relativo de agua a pérdida de turgencia (CRA^0) o la abcisa del punto de pérdida de turgencia indica el nivel de CRA a partir del cual las células pierden diversas funciones fisiológicas de manera considerable (Xu et al., 2020).

El ajuste elástico contribuye al mantenimiento de la turgencia celular por efecto de la elasticidad de la pared celular (Lambers y Oliveira, 2019). Este tipo de ajuste se infiere a partir del módulo de elasticidad (ε), o la razón de cambio entre Ψ_p y CRA (Saito et al., 2006) (Fig. 2.2B). La alta elasticidad de las paredes celulares se representa con un bajo valor de ε, mientras que una menor elasticidad se representa por un mayor valor de ε. Una alta elasticidad de la pared celular determina el volumen de agua que la célula vegetal puede almacenar y, por lo tanto, el valor de potencial hídrico antes de perder turgencia. También, una alta elasticidad de la pared celular se relaciona con un CRA_0 más bajo, de modo que especies con paredes elásticas permiten una mayor pérdida de agua antes de perder la turgencia (Banks & Hirons, 2019).

Los parámetros del ajuste osmótico y ajuste elástico han permitido describir la sensibilidad a la sequía en especies, por ejemplo, en ciudades de Europa y Norteamérica (Leuschner et al., 2019). Sjöman et al., (2015) probaron la tolerancia a la sequía en 27 genotipos de maple (*Acer* spp) basándose en el Ψ_π, y encontraron rangos de entre -1.6 MPa a -4.3 MPa, y que $\Psi_{\pi 0}$ varía entre la primavera y el verano en Nueva York. Un enfoque similar fue usado por Banks y Hirons, 2019 para probar la tolerancia a la sequía en cinco genotipos de *Acer platanoides*, una especie arbórea común en ciudades de climas templados. No obstante, la mayoría de estos estudios solo se han realizado en ciudades de clima templado, lo que resalta la necesidad de contar con estudios que describan la tolerancia al déficit hídrico de árboles urbanos en ciudades tropicales.

Mediciones del intercambio de gases en el arbolado urbano

El intercambio de gases en las hojas consiste en la entrada de bióxido de carbono para la fotosíntesis, y la salida de vapor de agua durante la transpiración (Jaime et al., 2014). La regulación del clima a escala local por efecto la transpiración depende de que el intercambio gaseoso ocurra adecuadamente pese a las posibles fuentes de estrés para los árboles urbanos (Fig. 1.1), de modo que las condiciones ambientales que afectan al intercambio gaseoso también afectan la capacidad de los árboles para proveer este servicio ambiental (Konarska et al., 2016). Un atributo fisiológico involucrado en el intercambio de gases es la conductancia estomática (g_w), que determina la tasa de flujo de bióxido de carbono o de vapor de agua que entra o sale de los estomas (Jeanguenin et al., 2017). Esta variable indica el grado de la apertura estomática y es medida por porómetros de estado estacionario (Schulze et al., 1982) o equipos portables de fotosíntesis con analizadores infrarrojos de gases (Murray et al., 2019).

La medición de la fotosíntesis y de la conductancia estomática a lo largo del día permite encontrar el momento de mayor actividad fotosintética, y por lo tanto, son útiles para relacionar al proceso de fotosíntesis con las variables ambientales y facilitar la comprensión los óptimos ambientales para cada especie (Tor-Ngern et al., 2020). Por otro lado, las variaciones en el potencial hídrico y el control estomático ejercido por las especies se utiliza para clasificarlas como especies isohídricas o anisohídricas (Sade et al., 2012) de acuerdo con su capacidad para desacoplar el Ψ foliar de la demanda evaporativa del aire (Hochberg et al., 2018). Las especies isohídricas o “evitadoras de la sequía” (Skelton et al., 2015) poseen un estricto control estomático. Pueden mantener estable el Ψ foliar bajo condiciones de alta demanda evaporativa debido al cierre estomático y reducción de g_w para la conservación del agua y de la turgencia (Sade et al., 2012) y presentan poca fluctuación en el CRA y de Ψ máximo (prealba) y Ψ mínimo (al mediodía) (Hochberg et al., 2017). Algunos ejemplos de especies isohídricas del arbolado urbano en ciudades de clima templado son *Carpinus betulus, Tilla cordata y Acer pseudoplatanus* (Münich, Alemania; Leuschner et al., 2019) y *Acer saccharum y Liriodendron tulipifera* (Indiana, E.U.A; (Yi et al., 2017), mientras que algunas especies isohídricas presentes en el arbolado urbano de ciudades en la península de Yucatán son *Bursera simaruba*, *Enterolobium cyclocarpum* y *Tabebuia rosea* (Werden et al., 2018).

Las especies anisohídricas o “tolerantes a la sequía” (Skelton et al., 2015) poseen control estomático menos estricto; presentan mayor variación de Ψ foliar durante el día, en comparación con especies isohídricas, ya que son capaces de mantener altos niveles de g_w y de intercambio de gases durante los periodos de mayor demanda evaporativa del aire. Las especies anisohídricas presentan grandes variaciones de Ψ pre-alba y Ψ mediodía como resultado de la apertura estomática durante mayor tiempo, así como valores de potencial osmótico a pérdida de turgencia más bajos que en especies isohídricas, lo cual indica que el ajuste osmótico es importante en este tipo de plantas. En comparación con las especies isohídricas y bajo las mismas condiciones ambientales, las especies anisohídricas presentan mayor productividad (Sade et al., 2012). Algunos ejemplos de especies que se usan en el arbolado urbano son especies del género *Quercus* (Yi et al., 2017), *Fagus* (Leuschner et al., 2019). En bosques tropicales secos, la especie *Guazuma ulmifolia* presenta fuerte comportamiento anisohídrico (Werden et al., 2018) y está presente en el arbolado urbano de ciudades en la península de Yucatán.

Transporte de savia a larga distancia en los árboles y su medición por sondas de disipación térmica de Granier

El transporte de savia a larga distancia se da por el xilema de las plantas. La fuerza responsable del ascenso del transporte de savia a larga distancia se explica por la teoría tenso - coheso - transpiratoria, que describe la existencia de un gradiente de potencial hídrico entre el suelo, la planta y la atmósfera. El agua transpirada por las hojas es liberada a la atmósfera, mientras que al interior del xilema la savia es translocada por efecto de la cohesión entre las moléculas de agua y la adhesión al interior de los vasos del xilema para reponer el volumen de agua transpirado. Este proceso constante provoca tensión o succión al interior del xilema, y explica el movimiento ascendente del agua. Además, a medida que ocurre la transpiración, el Ψ de las hojas desciende y establece un gradiente con otras partes de la planta y del suelo, lo que favorece que el agua ingrese a la hoja. La constante evaporación del agua crea una fuerza de tensión en el xilema debido a la cohesión entre las moléculas de agua, que es aprovechado para transportar nutrientes, agua y metabolitos, y para mantener la turgencia celular.

El flujo másico es la translocación de la savia bruta y sus elementos disueltos al interior del xilema. Este flujo puede medirse a nivel de árbol entero mediante diversos métodos (Smith &

Allen, 1996) entre ellos, el método de disipación térmica de Granier (1985). El método se basa en una relación empírica entre la diferencia de temperatura de un par de sondas insertadas en el fuste y el flujo de savia (Smith y Allen, 1996). El método Granier ha sido usado en especies de bosques tropicales que están presentes en el arbolado urbano de Mérida. Por ejemplo, de las veinte especies estudiadas por Reyes García et al. (2012), once aparecen en el listado de especies recomendables para las calles de las ciudades de la península de Yucatán (Orellana et al., 2007). Bajo las condiciones ambientales de un bosque tropical seco durante la estación de lluvias, el flujo total de savia diario de algunas de estas especies se encontró entre 6 kg d^{-1} hasta 32 kg d^{-1} (Reyes-García et al., 2012). Otro ejemplo es el estudio de Salas-Acosta et al. (2022), en donde se estudió el flujo de savia en 11 especies de un bosque tropical seco en Yucatán. De las especies estudiadas, ocho de ellas son recomendables para las ciudades en la península (Orellana et al., 2007), y presentaron un flujo total de savia entre 9.72 y 24.7 kg d^{-1} durante la estación de lluvias.

Algunos supuestos del método de Granier son, que bajo condiciones de equilibrio de temperatura de la sonda insertada y los alrededores (madera y savia), y a una densidad de flujo másico constante, la entrada de calor en la sonda de calentamiento es igual a la cantidad de calor disipado por convección y conducción hacia las paredes de la sonda (Granier, 1985). Supone también que el sensor de calentamiento no influye sobre el sensor de referencia, lo cual se descarta debido a la distancia entre sondas. También supone que la longitud de la sonda de calentamiento es igual a la profundidad de la albura, que es la parte viva del xilema encargada del flujo másico (Lu, et al. 2004), lo cual no siempre puede ser garantizado.

El único parámetro requerido para la estimación del flujo de savia es la diferencia de temperaturas entre las sondas de calentamiento y de referencia, por lo que cualquier factor que influya sobre la precisión de detección de estas diferencias son fuentes de errores que deben considerarse. Se ha visto que el contacto del sensor con el duramen, un aislamiento inadecuado entre las sondas del sensor y el ambiente, y un cálculo erróneo de la temperatura máxima alcanzada por la sonda de calentamiento constituyen posibles fuentes de error (Clearwater et al., 1999; Lu et al., 2004). La temperatura máxima de calentamiento ocurre normalmente durante la noche, cuando se asume que no existe flujo de savia. Sin embargo, el movimiento de agua interna al fuste y tallos debido al crecimiento, la redistribución del agua al interior del tallo y una alta demanda evaporativa y alta velocidad del viento pueden ocurrir durante noche y dificultar el

cálculo de la temperatura máxima de calentamiento. Tambien, la cicatrización del tejido por donde entró la sonda pueden afectar la determinación de la temperatura máxima; este factor adquiere mayor importancia cuando los sensores son instalados por largos tiempos de medición (Lu et al., 2004).

Transpiración de la vegetación y el servicio ambiental de regulación climática

La transpiración ocurre como una consecuencia inevitable de la fotosíntesis, por lo que al haber apertura estomática el agua de las células del mesófilo, de la epidermis foliar y de los estomas se evapora, y difunde hacia fuera de la hoja (Nobel, 2020). Antes de pasar del estado líquido al estado gaseoso, las moléculas de agua ganan cierta cantidad de energía calorífica proveniente del ambiente, la cual se denomina calor latente de vaporización del agua (H_{vap}) (Nobel, 2020).

El calor latente de vaporización del agua (H_{vap}) es la cantidad de energía necesaria para que una unidad de masa de agua, en equilibrio con su presión de vapor, pase completamente del estado líquido al estado gaseoso (Datt, 2011), debido a la ruptura de los puentes de hidrógeno en la molécula de agua líquida. H_{vap} disminuye en función de la temperatura del agua, dado que el agua a una mayor temperatura del agua posee mayor energía cinética en sus moléculas y, por lo tanto, requiere menor cantitad de energía para romper las fuerzas de atracción entre moléculas de agua y provocar un cambio de fase líquida a gas (Nobel, 2020). La fuente de energía proviene de la temperatura del aire y de los alrededores que se encuentra en forma de calor sensible, el cual es transformado a calor latente cuando esta energía es almacenada en los puentes de hidrógeno para provocar la evaporación del agua.

Al transformarse el calor sensible en calor latente, el agua absorbe energía sin que la temperatura de la hoja aumente. Es por ello que durante la transpiración, la hoja pierde calor, y su temperatura disminuye, junto con la del aire cercano a las hojas. Si se conoce la tasa de transpiración de un árbol por unidad de área foliar y por unidad de tiempo, (E, en mmol m^{-2} s^{-1}), el flujo de calor latente asociado a la transpiración (Q_E) se obtiene al multiplicar H_{vap} (consultar valores en kJ mol^{-1}en Nobel (2020)) y mediante la conversión de KJ m^{-2} s^{-1} a W m^{-2} considerando que 1 KJ m^{-2} s^{-1} equivale a 1000 Wm^{-2}.

En la ciudad de Singapur, Tan et al. (2020) midieron el flujo de calor latente diario que acompañó a la transpiración de ocho especies de árboles urbanos y encontraron entre 1360 y 2136 Wm^{-2}. Por otra parte, el flujo de calor latente máximo que acompaña a la transpiración de árboles urbanos en Suecia oscila entre 72 a 343 Wm^{-2} y representa un 30% de la radiación solar recibida (Konarska et al., 2016). En la Ciudad de México, se encontró que el flujo máximo de calor latente utilizado por la transpiración de cuatro especies de árboles urbanos representa entre 78 y 101.83 Wm^{2}, y que la transpiración de 63 árboles adultos de *Eucalyptus camaldulensis* y de 24 árboles adultos de *Fagus sylvatica* podría contribuir con la reducción de la temperatura del aire en 1 a 2 ºC, respectivamente (Ballinas & Barradas, 2016).

JUSTIFICACIÓN

La ciudad de Mérida enfrenta a una reducción considerable de la vegetación forestal en las últimas dos décadas (2000-2019). Se estima que la superficie urbana aumentó 50%; y que la cobertura forestal disminuyó 11% a lo largo de este periodo (Ayuntamiento de Mérida, 2019). En el estado de Yucatán se conocen las causas de la deforestación (Ellis et al., 2017), pero se ha investigado poco acerca de las tasas de deforestación y la formación de islas de calor en la ciudad (Palafox-Juarez et al., 2021). El análisis multi-temporal de la deforestación en el periodo de mayor urbanización en Mérida brindaría información detallada espacial y temporalmente sobre la deforestación dentro de la ciudad, mientras que la detección de islas de calor debidas a la deforestación permitiría identificar áreas vulnerables en donde deben realizarse estrategias para mitigar el efecto de isla de calor, como el incremento de la cobertura arbolada. También, el análisis de la deforestación puede ayudar en el ordenamiento territorial, y reducir otros riesgos de la deforestación, como la contaminación del acuífero debido al arrastre e infiltración de contaminantes en rellenos sanitarios (Ayuntamiento de Mérida, 2019).

Pese a la existencia de legislación en Mérida que promueve y reconoce al arbolado como necesario, la cobertura arbolada de la ciudad es insuficiente y desigual en el territorio (Pérez-Medina, 2015; Ayuntamiento de Mérida, 2019). Los criterios de elección de especies carecen del componente fisiológico y de una elección basada en los atributos funcionales de las especies relacionados con la provisión de servicios ambientales. Además, en Mérida existen modelaciones de los servicios ambientales a través del iTree Eco (Ayuntamiento de Mérida, 2018) pero las mediciones *in situ* de procesos fisiológicos relacionados con los servicios ambientales del arbolado son necesarias para un mayor entendimiento de estos beneficios a escala local. Al realizar estudios de fisiología ecológica aplicada al arbolado urbano se podrían fortalecer los criterios de elección de especies y se generaría información que justifique la preferencia de las especies utilizadas para incrementar la funcionalidad de las áreas verdes en función de los servicios ambientales que proveen. Por lo anterior, el estudio de la deforestación, la formación de islas de calor y de servicios ambientales del arbolado urbano aportarían información útil y apoyarían a las estrategias enunciadas en los programas de desarrollo urbano vigentes, como la creación de planes de manejo de áreas naturales protegidas para conservar los ecosistemas y los recursos naturales, y el combate a la desigualdad de espacios abiertos con arbolado para asegurar una adecuada provisión de servicios ambientales para la población (Ayuntamiento de Mérida, 2019).

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Qué extensión de bosque tropical seco del espacio periurbano se ha deforestado en la ciudad de Mérida durante 2000 – 2018?

2. ¿En qué zonas de la ciudad se concentra la mayor extensión de deforestación y durante qué años se ha intensificado?

3. ¿Qué variación espacial y temporal presentan las islas de calor superficiales en la ciudad de Mérida?

4. ¿Qué relación existe entre la deforestación en Mérida y el aumento de la temperatura superficial terrestre, y cómo ello afecta la distribución de las islas de calor superficiales en la ciudad?

5. ¿Qué relación tienen los factores ambientales con las tasas de transpiración de tres especies de árboles del arbolado de Mérida?

6. ¿Qué ajustes fisiológicos y estrategias tienen las especies de estudio, y cómo difieren las variables fisiológicas entre especies?

OBJETIVO GENERAL

Examinar la importancia de la infraestructura verde en Mérida, Yucatán por medio del análisis de la deforestación periurbana durante 2000 a 2018 y su efecto sobre la temperatura superficial, y a través de mediciones fisiológicas (transpiración y otras variables) relacionados con el servicio ambiental de reducción de la temperatura en tres especies del arbolado urbano.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar espacial y temporalmente la deforestación en la Zona Metropolitana de Mérida (ZMM) dentro de un periodo de 18 años (2000 a 2018) mediante series de tiempo Landsat y el algoritmo de detección de cambios BFAST.

- Caracterizar la formación de islas de calor superficiales en la ciudad de Mérida a través de información adquirida por percepción remota.

- Explorar la relación entre la formación de islas de calor superficiales y la deforestación producida en el bosque periurbano en la ciudad de Mérida.

- Estimar la tasa de transpiración de tres especies arbóreas en un parque urbano de Mérida y el flujo de calor latente asociado a la transpiración.

- Caracterizar algunos atributos funcionales morfológicos y fisiológicos de tres especies del arbolado urbano con relación a la transpiración y la tolerancia al déficit hídrico.

ESTRATEGIA EXPERIMENTAL

La tesis comprende tres capítulos experimentales, que abordan el efecto de la infraestructura verde sobre el servicio ambiental de la regulación de temperatura.

En el Capítulo II, el análisis de la deforestación y la estimación de la temperatura superficial terrestre explican el efecto de la vegetación para el control de la temperatura urbana. En el Capítulo III, las mediciones de las tasas de transpiración y las estimaciones del calor latente asociadas a transpiración de especies comunes en el arbolado urbano de Mérida resalta el papel de la vegetación en este servicio ambiental. El enfoque de ecofisiología del arbolado continúa en el Capítulo IV, al describir los atributos funcionales morfológicos y fisiológicos en relación con las características climáticas propias en una ciudad tropical de clima cálido y húmedo.

CAPÍTULO II

CHARACTERIZING SPATIAL AND TEMPORAL DEFORESTATION AND ITS EFFECTS ON SURFACE URBAN HEAT ISLANDS IN A TROPICAL CITY USING LANDSAT TIME SERIES

Publicado como: Carrillo – Niquete, G.A., Andrade, J.L., Valdez-Lazalde, J.R., Reyes García, C. & Hernández – Stefanoni, J.L. (2022). Characterizing spatial and temporal deforestation and its effects on surface urban heat islands in a tropical city using Landsat time series. *Landscape and Urban Planning,* 217. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104280

Abstract: With 1.26 million inhabitants, Mérida city has recently become the most populated city in southeast Mexico, being one of the most attractive cities for investment in real-estate projects. This has increased deforestation to the periphery, resulting in heat islands. We used time series of Landsat images and the BFAST algorithm to analyze annual deforestation around Mérida city over the 2000–2018 period. Land surface temperature was also estimated using Landsat images to compare temperatures before and after deforestation and examine heat islands in the city. The deforestation maps had a 96.82% overall accuracy on average, user's and producer's accuracy values of 91.62% and 95.46%, respectively, and an estimated total deforested area of 5,413 ha over the study period. Land surface temperature increased in 2.36–3.94 ºC after deforestation, and heat islands of varying intensity were detected in 80% of the urban territory, mainly where deforestation occurred. Our results demonstrate the effectiveness of Landsat images and the BFAST algorithm for detecting deforestation in peri-urban spaces, as well as the usability of Landsat images for estimating land surface temperature. These images are effective tools for urban land-use planning and for examining the formation of heat islands in tropical cities.

1. Introduction

Tropical cities show the highest urbanization levels worldwide and concentrate between 80% and 90% of the regional population (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2018). These cities frequently exhibit accelerated territorial expansion (Reiner et al., 2014) and high deforestation rates with profound consequences for the ecological balance of ecosystems, the environment, and population health (Vardoulakis et al., 2016). Furthermore, urban land areas are expected to expand by 0.6 to 1-3 million km^2 between 2015 and 2050, an increase of 78% to 171% over the urban footprint in 2015 (K. Huang et al., 2019). As more locations on the Earth become deforested and urbanized in the near future, the environmental risks affecting cities (e.g. heat waves, air pollution and flooding events) need to be continuously evaluated (Milner et al., 2019). To increase resilience to the expected environmental risks, urban planning should include adaptation strategies to the changing conditions. To characterize such conditions, variables such as temperature, precipitation, evapotranspiration and land cover can be evaluated through time in order to understand the trajectory of environmental change.

An important environmental risk of urbanization is the formation of urban heat islands in which the increase in asphalt pavements (Mäkiranta & Hiltunen, 2019) and the gradual loss of the peri-urban forest (Shojanoori & Shafri, 2016) modify the local energy balance. This can cause an increase of heat absorption and lower heat dissipation mechanisms, which affect human health (Dang et al., 2018). The combination of urban heat islands and global warming in tropical cities results in current reports of periods during the daytime when the temperatures and humidity surpass the limit of human physiological tolerance (Raymond et al., 2020), meaning that evaporative heat loss thought regulatory sweating might not be effective, endangering human lives (Djamila et al., 2014). Besides the impact on human health, urban heat islands increases levels of energy consumption, CO_2 emissions into the atmosphere and contributes to the intensification of the greenhouse effect (Chen & You, 2020); thus reducing urban heat island prevalence is a major concern issue in urban planning (Tang et al., 2018)

In contrast to the urban environment, forested areas can remain cooler due to the role of trees on providing shade and energy dissipation through evapotranspiration.

Evaluating environmental indicators in urban areas requires detecting deforestation and identifying surface heat islands at different time scales. The availability of Earth observation sensors such as Landsat and its historical archive spanning nearly fifty years, coupled with algorithms for land cover change detection, have made this possible. Historically, land change detection was based on comparing satellite images acquired at two different dates (bi-temporal approach, Zhu, 2017). Nevertheless, current availability of the time series of imagery provides the opportunity to capture trends in forest dynamics through continuous time series analysis for extended periods of time (Banskota et al., 2014). The continuous analysis provides much more information on the dynamics of the studied processes and their interaction with environment and other variables.

Changes in forested areas using Landsat time-series have been mainly tracked though the Vegetation Change Tracker (Huang et al., 2010) and LandTrendr (Kennedy et al., 2010) algorithms. These algorithms yield accurate change detection, but they use only one image per year (Zhu, 2017) and were developed for temperate forests, for which cloud-free optical satellite images are more easily available (DeVries et al., 2015 a). However, a land change detection method to be applied on tropical areas requires considering the cloud and cloud shadow obstructions that frequently appear on satellite images causing invalid observations in a Landsat time series (Gao et al., 2021, DeVries et al., 2015b). The Breaks for Additive Season and Trend (BFAST) algorithm (Verbesselt et al., 2010) is a land change detection method, based on time series analysis that integrates multiple imagery available within each year for a multiannual study period. Thus, enabling the characterization of intra annual cycles in leaf cover (seasonal leaf deciduousness) and the differentiation between these natural cycles from abrupt changes due to deforestation (Verbesselt et al., 2010). BFAST algorithm has been used in multiple environments: arid, (Watts & Laffan, 2014), temperate forest (Gao et al., 2021), dry tropical forests (Smith et al., 2019), wetlands (Muro et al., 2018), temperate continental monsoon (Ma et al., 2020) and boreal forests near urban areas (Tsutsumida et al., 2013) and have proven to be a reliable method for land change detection.

Another important variable to be analyzed in urban areas is land surface temperature (LST). An estimation of LST can be obtained from data contained on infrared bands of

Landsat images, from which surface urban heat islands (SUHI) can be detected with high spatial integrity and in near real-time (Chen et al., 2016). LST measures the emission of thermal radiance from land surface where the incoming solar energy interacts with and heats the ground, or the surface of the canopy in vegetated areas (Hulley et al., 2019) and provides information on exchange processes involved in the water and energy budgets, given their relation to land cover changes (Muro et al., 2018). LST and SUHI assessment, at urban areas, has shown to be useful for characterizing air quality and pollution (H. Li et al., 2018)as well as electric energy consumption (Kumari et al., 2020). It is necessary to explore the relationship between LST changes and SUHI formation, as landscapes are being deforested around expanding cities. Some studies have examined changes in LST following deforestation and urbanization in countries with extensive urban development. For example in Brazil (Carneiro et al., 2021; Silva et al., 2018); Silva et al., 2018), Venezuela (Córdova Sáez, 2012), Mexico (Mercado Maldonado & Marincic Lovriha, 2009; Navarro-Estupiñan et al., 2020; Ovalle et al., 2021; Rivera et al., 2017; Villanueva-Solis et al., 2013), and Peru (Soberón Forsberg & Obregón Párraga, 2016). These studies have obtained promising results suggesting that SUHI mitigation effects can be achieved through green space planning.

In order to protect the inhabitants of the cities from environmental risks imposed by urban sprawl, urban planning should also consider ecosystem services provided by forests and green spaces (e.g., climate and water regulation, carbon sequestration and storage, and production of raw materials) which are being protected when forested areas are preserved in good condition. Up-to-date, periodic data on deforestation and its relationship with heat island formation would be useful in urban planning to better identify the risks posed by climate change to society and improve government strategies to respond to emerging environmental stressors. Our study focusses on the Mérida Metropolitan Area (Mérida hereafter), which is the largest and most populous tropical city in the Yucatán Peninsula (CONAPO, 2018); this city has experienced sustained urban expansion since 1970, favored by flat topography, short-stature vegetation (easily cleared with machinery), ready access to groundwater, weak enforcement of urban growth regulations, and low restrictions to construction in land-use planning schemes (Bolio- Osés, 2000). Despite of the knowledge on deforestation drivers in a tropical city like Mérida (Ellis et al., 2017), there is a lack of

information on vegetation cover changes and their relationship with LST. For example, Palafox-Juárez et al. (2021) assessed land cover changes in Mérida City by comparing classified Landsat satellite imagery from 1995 and 2019. This bi-temporal change detection method did not assess annual deforestation rates, neither distinguished seasonal patterns of vegetation indices derived from Landsat imagery in the tropical dry forest around Merida City. Both conditions are required to explore the effects of land cover vegetation changes on LST.

The objectives of this study were twofold. First, to analyze the spatial and temporal pattern of deforestation in Mérida City from 2000 to 2018 using Landsat time series and BFAST algorithm. Second, to evaluate the effect of deforestation on land surface temperature. These objectives were aimed to produce information and test methods that can be used in urban land-use planning. For example, to understand the influence of deforestation on the formation of urban heat islands as well as the role of vegetation in controlling the temperature inside cities. Since the territorial expansion of Mérida has been mainly related to new residential developments on the outskirts, these areas are expected to be undergoing heavy deforestation, thus showing the highest concentration of surface heat islands.

2. Methods

2.1 Study Area

Mérida is in the northwest part of the Yucatán Peninsula (20.9667 °N, 89.6167 °W) at an average elevation of 10 m above sea level (Fig. 1). The climate is warm, subhumid with a rainy season during the summer (Mérida City Council, 2018). Mean annual rainfall is 959 mm, and the rainy season spans from June to October. The mean annual temperature is 26–27.5 ºC, the mean maximum temperature (37.5–41 ºC) occurs in April–May, and the minimum (16 ºC) in January–February (Mérida City Council, 2018). The dominant vegetation around Mérida is a short-stature dry tropical forest where over 75% of the species are deciduous and less than 12 m in height; some common tree species are *Ceiba aesculifolia* (Kunth) Britt. & Baker f., *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud., *Caesalpinia yucatanensis* (Britton & Rose) Greenm., *Havardia albicans* (Kunth) Britton &

Rose, *Guazuma ulmifolia* Lam., and *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. ssp. leucocephala (Flores-Guido et al., 2011)

Mérida metropolitan area is home of 1.226 million inhabitants (INEGI,2020). Patches of natural vegetation that previously covered the outskirts have been cleared for various human activities (e.g henequen (*Agave fourcroydes* Lem.) plantations in the past century, agriculture, farming, and, more recently, urban development) (Durán García & Gárcía Contreras, 2011). Historic deforestation processes date back from the 1970s to early 2000s, with an increase of agricultural and farming lands (Ellis et al., 2017). However, the promotion of lands for urban expansion and the creation of large residential developments have been also a cause of deforestation (Pérez Medina, 2018).

The studied area (the red polygon in Figure 2.1) comprises a total area of 651.72 km^2 and includes the entire Mérida City and municipalities inside the metropolitan area (Umán, Kanasín, Conkal, Ucú and Mérida) (CONAPO,2018). The study period covers from the year 2000 to 2018, as during this time a rapid urbanization and modernization process occurred in the periphery of Mérida city.

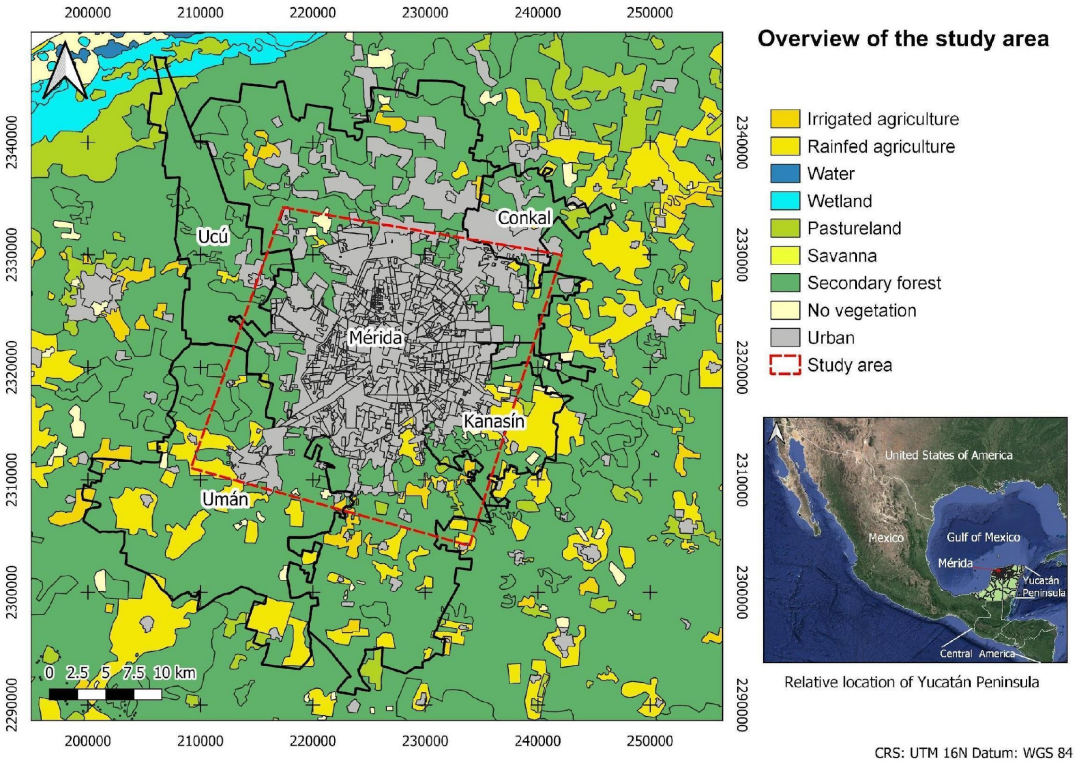


Fig. 2.1. The study area (Mérida City and its metropolitan area) and different vegetation types and land cover classes (INEGI, 2017).

2.2 Landsat Imagery Retrieval and Pre-processing

Landsat scenes were downloaded from the EarthExplorer web portal of the United States Geological Survey (USGS) and EROS Science Processing Architecture. We downloaded all Landsat scenes available for the study area (path 020-row 046) in Landsat Collection 1 Level-1, spanning from 1986 to 2018, with the normalized difference vegetation index (NDVI) and pixel quality assessment files included. All the imagery had a 30-m resolution, less than 70% are covered with clouds, and they have already been processed for surface reflectance, and geometrically corrected with Landsat Level 1 Terrain Precision Correction by USGS. Atmospheric correction and cloud detection and masking were performed by USGS using Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive System and the C Function of Mask algorithms, respectively. A total of 542 Landsat scenes were reviewed for

evidence of deforestation.

Landsat images were processed using the bfastSpatial library for R developed by Dutrieux et al. (2016). This library provides several functions for preparing the images to be used by BFAST. Of the various spectral indices that can be used with this method (Smith et al., 2019), we selected NDVI as this is the index most widely used in remote sensing. It has been used in several studies that also analyzed time series of spectral data with the BFAST algorithm to detect and monitor forest disturbance (Bueno et al., 2020; Pickell et al., 2016; Reiche et al., 2015). The ability of the BFAST algorithm to correctly identify land in seasonal systems such as tropical dry forests relies on a robust characterization of both seasons (wet and dry) within the calibration history data. Therefore, we chose to use all imagery available in order to have at least 15 years prior to the start of our study period (1986-2000) to successfully identify land cover changes in the models.

2.3 Detecting Deforestation with BFAST

The steps to perform the BFAST algorithm for land change detections are summarized in Figure 2.2. This process starts with the acquisition of Landsat time series imagery. Then, using an ordinary least squares residual test, a model of time series analysis is fitted. This model is used for producing a layer with breakpoints, or pixels containing the date where the change occurred that are utilized to produce a deforestation map. Finally, high-resolution imagery is used to validate the deforestation map (Smith et al., 2019).

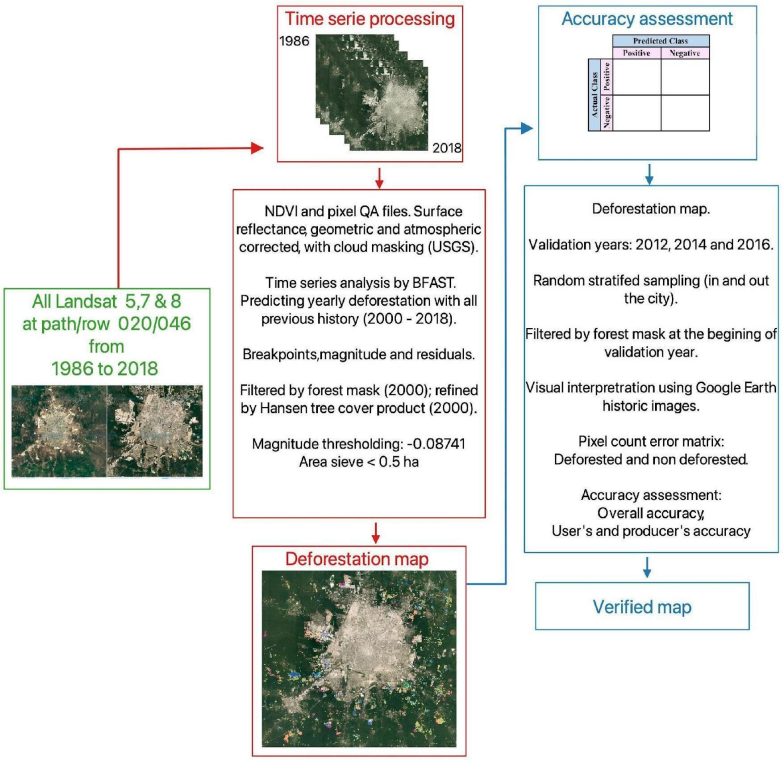


Fig. 2.2. Flowchart of the BFAST implementation and data processing methods.

The BFAST algorithm divided the NDVI time series into three components, namely an overall trend (increasing or decreasing), a seasonal component (seasonal behavior or intra-annual variations in the time series), and a residual component (random variation in the time series) (Smith et al., 2019). Figure 2.3 illustrates the behavior of NDVI values in a single pixel in the time series and provides an example of how changes in land cover are detected: the method fits a first-order seasonal harmonic model (blue line) to data from a historical period defined as stable (black line and green dots) and compares the predictions of the model with the data for the monitoring period (black dotted line) (Dutrieux et al., 2015). A breakpoint in the seasonal component (red dotted line) denotes an unusual change in NDVI values and is flagged as a deforestation point by the model. Breakpoints are identified as those when the absolute value of the moving sum of the least-square residuals (MO_t) deviates from zero with a 95% confidence level (DeVries et al., 2015a), as per the following equation:

$$MO_t = \frac{1}{\hat{\sigma}\sqrt{n}} \sum_{s=t-h+1}^{t} (y_s - \hat{y}_s) \quad (1)$$

Where y_s is the observed value, $\hat{y}_s$ is the predicted value, *n* is the number of observations, *t* is time (years), *h* is the fraction of the time series used in the calculation of MO_t, and $\hat{\sigma}$ is the variance estimator.

The magnitude of the breakpoints is computed by the algorithm as the median residual throughout the monitoring period (Smith, 2017) and denotes the intensity of change in each pixel in terms of the difference between the observed NDVI values and those expected from the model (Zaraza-Aguilera & Manrique-Chacón, 2019). Positive values indicate forest regeneration events, while negative values denote deforestation or reduction of vegetation cover. Further details on the method can be found in Verbesselt et al. (2010), DeVries et al. (2015a) and Smith et al. (2019).

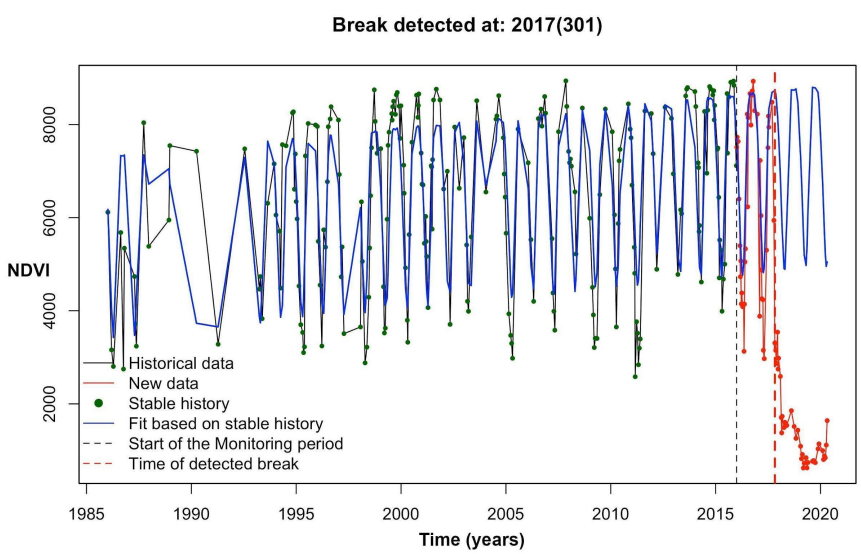


Fig. 2.3. Example of the detection of abrupt changes at pixel level. Red dots after the red dotted line are NDVI values in the pixel after a disturbance event. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

The following parameters must be specified when using BFAST for detecting changes in land cover: “formula” (harmonic regression type), “order” (order of the harmonic regression model), and “h” (fraction of the stable historical period to be used for calculating the MO_t statistic). We used the same parameters applied by Smith et al. (2019) in their study of dry tropical forest in Yucatán. Breakpoints occurring on each year of the study period were identified by setting the year of interest as the start and the following year as the end of the monitoring period (for instance, to identify the breakpoints that occurred in 2001, “start” = 2001 and “monend” = 2002). This process was repeated for each of the 18 years considered in the study period.

To produce the deforestation map, we adopted the forest and deforestation concepts defined by FAO (2020) and created a forest cover map corresponding to the year 2000 as a reference map. A Landsat 5 image acquired on May 1, 2000, with path 020 row 046 was classified to produce a forest/non-forest map at the beginning of the study period. The resulting forest map was then refined by extracting forest areas with at least 30% of tree cover (DeVries et al., 2015a), using the tree cover map for the year 2000 produced by Hansen et al. (2013). This step allowed us to center the analysis of deforestation trough the study period in forested areas and leave out any other land cover change such as grasslands, crops, or sparse vegetation.

Negative magnitude values that corresponded to actual deforestation events were identified by estimating a deforestation magnitude threshold using a binary logistic regression. The logistic model was fitted to a sample of deforested and non-deforested areas in 2015 and their respective magnitude values. The estimated intercept of the model represents the magnitude value at which there is a 50% probability of finding a deforestation event. Areas smaller than 0.5 ha were not included, as per the forest definition of FAO (2020). Finally, the deforestation sites here identified, were plotted onto the reference forest/non-forest map to produce a map of probable deforestation.

2.4 Validation and Accuracy of the Deforestation Maps

High-resolution Google Earth images were used for validating the deforestation maps obtained in this study. As Google Earth images were only available for the 2012–2017

period, we validated the 2012, 2014, and 2016 deforestation maps. Individual pixels were regarded as spatial evaluation units. We used a forest/non-forest map corresponding to the beginning of each validation year to select samples from forested areas that may potentially be deforested during the year. A stratified random sampling design was used to better represent the study area using the following three strata: 1) “deforested within the city”, 2) “deforested outside the city” and 3) “non-deforested”. The sample sizes for strata 1, 2, and 3 were 13, 57, and 200 pixels, respectively, for the year 2012; 17, 85, and 200 pixels for 2014; and 19, 150, and 200 pixels for 2016. For each sample pixel, consistency between the class represented on the deforestation map and the reference imagery was assessed by visual interpretation of historic high-resolution images (WorldView1, 2, and 3, Maxar Technologies) in Google Earth software, as suggested by Gao et al. (2021). The results were summarized in the form of error matrices showing the number of pixels in the two classes - deforested and non-deforested - plus cases (clouds, shadows, or incomplete records in the Google Earth file) for which reference information was missing and could not be validated.

The accuracy of land change detection was evaluated in terms of overall, user’s, and producer’s accuracy (Congalton, 1991). Overall accuracy indicates the proportion of the map that was correctly classified and is estimated by dividing the total number of correctly classified pixels by the total number of pixels in the error matrix. User accuracy expresses the proportion of the area assigned to a particular class on the map that actually corresponds to that class on the ground; it is estimated by dividing the number of correctly identified pixels of a given class by the total number of pixels of that class in the classified map. Producer’s accuracy denotes the probability of each class to be represented in the map and is estimated by dividing the number of correctly identified pixels by the total number of pixels in the reference image.

2.5 LST Estimation and identification of Surface Urban Heat Islands

Land surface temperature (LST) is the radiometric temperature at the Earth’s surface that emits a certain amount of infrared energy. This is according to the relationship between the radiation emitted and the surface temperature as given by Planck’s Law. LST can be estimated from spectral radiance data in the thermal infrared band of Landsat images, plus

the vegetation fraction and surface emissivity as ancillary data. We estimated LST from band 6 of Landsat 7 imagery, and band 10 of Landsat 8 images, plus the corresponding NDVI band for the end of the early dry season (January- February) and the beginning of the dry season (March), as these are the times of the year when most cloudless images can be obtained in the study area. Band 10 was used instead of Band 11 in the case of Landsat 8 imagery due to a larger calibration uncertainty associated with Band 11 (Department of the Interior U.S. Geological Survey, 2019). The following calculations for LST retrieval were made using the "raster" library for R (script in Appendix A).

The vegetation fraction (P_v) is the vertical projection of the areal proportion of a landscape occupied by green vegetation; it was estimated using the following formula (Choudhury et al., 1994):

$$P_v = 1 - \left(\frac{NDVI_{max} - NDVI}{NDVI_{max} - NDVI_{min}}\right) 0.625 \quad (2)$$

Where $NDVI_{max}$ and $NDVI_{min}$ are the maximum and minimum NDVI values, respectively, in the satellite image being analyzed for land surface temperature.

Surface emissivity (ε) is the surface ability that transforms heat energy into radiant energy; it

was calculated using the following formula (Sobrino et al., 2004):

$$\varepsilon = 0.004P_v + 0.986 \quad (3)$$

Finally, land surface temperature (LST, in °C) was obtained according to Alemu (2019):

$$LST = \frac{TB}{1+\left(\lambda\frac{TB}{C2}\right)ln\varepsilon\lambda} - 273.15 \quad (4)$$

Where *TB* is radiation temperature in the thermal band of the Landsat image, λ is the wavelength (in m) of the emitted radiance recorded by the thermal band used ($1.15\ x\ 10^{-6}\ m$

for band 6 of Landsat 7 and $1.08\ x\ 10^{-6}\ m$ for band 10 of Landsat 8) and *C2* is a constant ($1.43\ x\ 10^{-2}\ m$ K).

Surface urban heat islands (SUHI) were identified based on the difference in LST between the interior of the city and its non-urbanized surroundings (Zhang et al., 2013). These areas were determined using forest/non-forest maps and LST maps for years 2014, 2016, and 2018, and the average LST of the forest for each year of analysis as a reference value. To facilitate the visual display and analysis of the SUHI we defined five SUHI intensity classes (Zhang et al., 2013): very low (difference lower than 0 °C), low (0–1 °C difference), medium (1–2 °C difference), high (2–3 °C difference), and very high (difference higher than 3 °C).

2.6 Relationship Between Deforestation and the Increase in Land Surface Temperature, and Analysis of Surface Urban Heat Islands

The effect of deforestation on LST was analyzed by comparing LST before and after the deforestation events that took place in 2014, 2016, and 2018, using deforestation and non-deforestation data obtained as indicated in Section 2.4. As the acquisition date of imagery can influence LST values, we first compared the temperature values before and after deforestation of each year. Subsequently, we calculated the difference in LST before and after deforestation to compare the thermal increase in deforested versus non-deforested sites using the 95% confidence intervals. Finally, the area occupied in the city by each SUHI intensity level was calculated as a fraction of the total study area. The spatial overlap of SUHI and deforestation was examined by estimating the percentage of the deforested area covered by each SUHI intensity level.

3 Results

3.1 Determination of the Deforestation Magnitude Threshold

Figure 2.4 shows the magnitude value selected as a threshold to separate deforested from non-deforested sites. A total of 222 points were used to characterize the magnitude of deforestation in deforested sites and 214 points in non-deforested areas. The average magnitude in deforested sites was -0.2796 ± 0.0170, with a range of -0.5116 to -0.1224. The average magnitude in non-deforested sites was -0.0183 ± 0.002, ranging between -0.001251 and -0.05183.

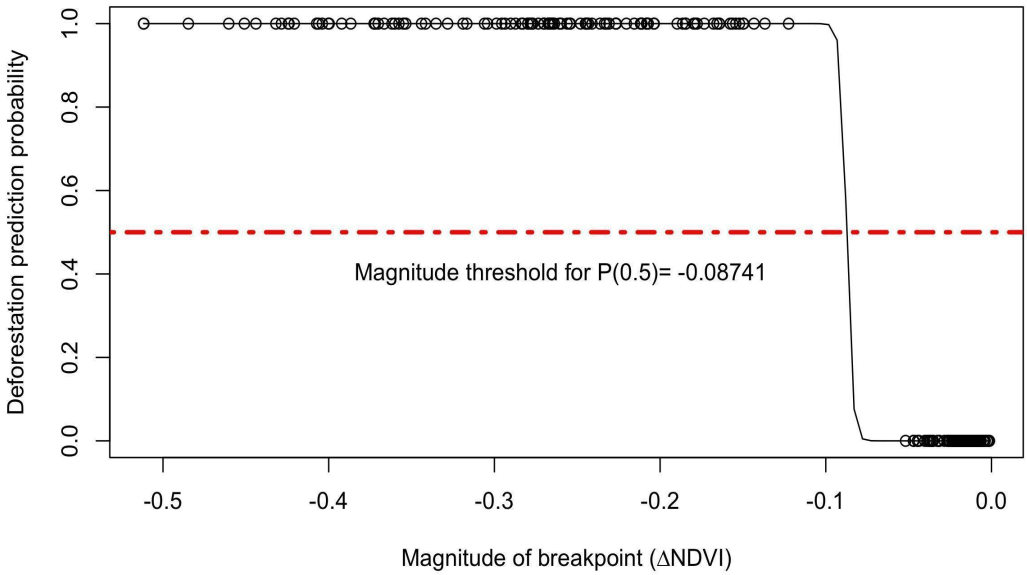
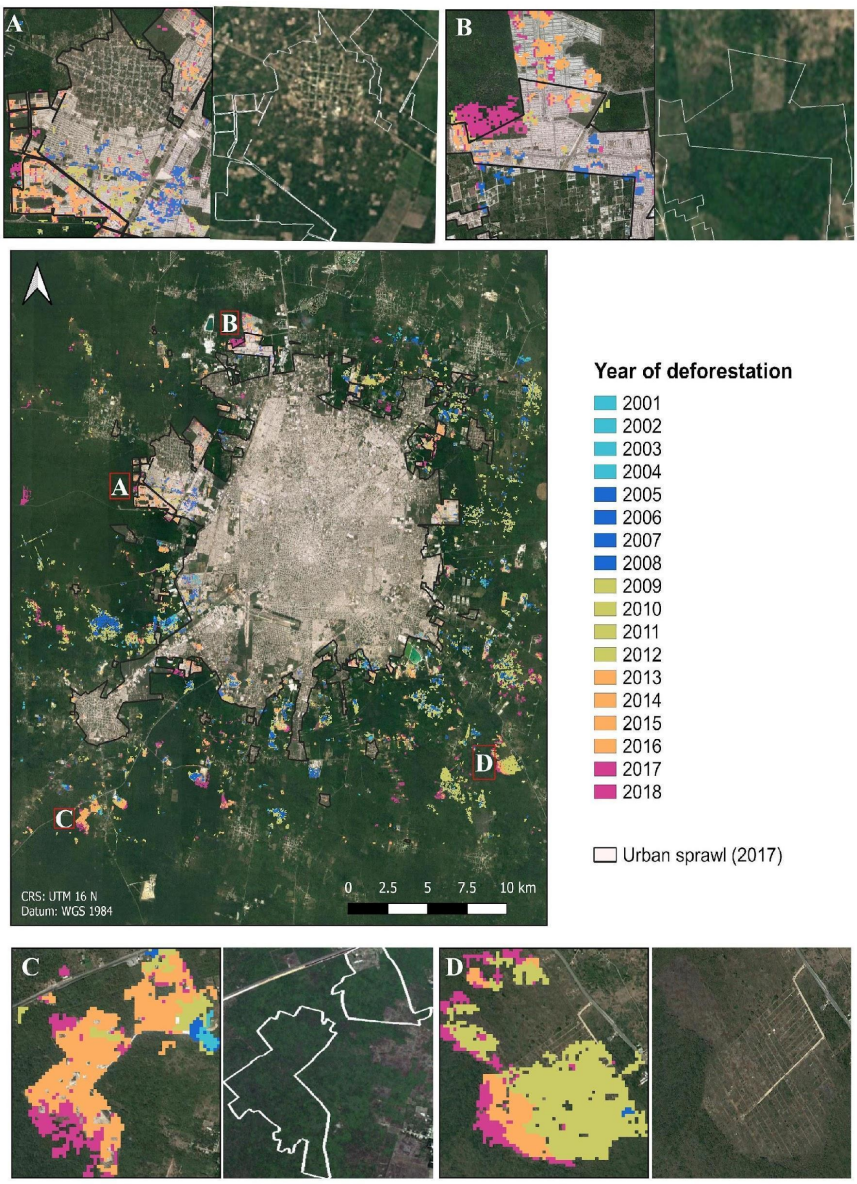


Fig. 2.4. Selection of the magnitude threshold for detecting deforestation in Mérida with a 50% probability (logistic binomial regression), where 0 = no deforestation and 1 = deforestation. The intercept was used as the threshold value.

3.2 Map of Probable Deforestation in Mérida, Yucatán, and Accuracy Assessment

The total area deforested over the study period was 5413.3 ha (5.46% of the study area) (Figure 2.5). The period 2007–2012 had the most extensive deforestation (3313.08 ha or 61.20% of total deforestation), followed by 2013–2018 (1597.9 ha or 29.51% of total deforestation) and 2001–2006 (502.2 ha, 9.27%). Deforestation events that took place in consecutive years were spatially clustered, both inside and outside the city; this indicates cumulative deforestation driven by the expansion of various land uses (Figure 5 C and D).

A deforestation pattern that developed from the center towards the periphery of residential developments was observed (Figure 4A and 3B), indicating staged deforestation driven by urban expansion in those sites. The spatial deforestation pattern was heterogeneous over time (Table 2.1), with a growing trend of deforested areas from the early to the final years of the time series analyzed. Leaving 2009 aside — the year when the most extensive deforestation occurred (1680.39 ha) — an average of 205.08 ha/year were deforested during the 2001–2018 period.



.

Fig. 2.5. Deforestation occurrence in Mérida (2001–2018). Figures A-D show details of some deforested sites: (A) Residential development at Ciudad Caucel, (B) Residential development at Las Américas, (C) a construction material extraction site, and (D) crop field.

Table 2. 1. Area deforested in Mérida between years 2001 and 2018.

Year	Area (ha)	Year	Area (ha)
2001	41.3	2010	83.3
2002	13.6	2011	515
2003	36.4	2012	208
2004	64.5	2013	199
2005	190	2014	190
2006	86.9	2015	210
2007	442	2016	271
2008	243	2017	504
2009	1680	2018	188

The deforestation and non-deforestation events identified in the three years that were validated had an average overall accuracy of 96.82%. The non-deforested category had a higher accuracy; average user's and producer's accuracy values were 96.04% and 98.33%, respectively, for the three years. In contrast, average accuracy values for the deforested category were 95.47% and 91.62%, respectively. Lower values were obtained in the 2012 validation for the three accuracy indicators (Table 2.2).

Table 2.2 Error matrices for the evaluation of overall, user's, and producer's accuracy in 2012, 2014, and 2016

Year	Map	Reference (Google Earth) Deforested	Non deforested	Total	User's accuracy (%)	Producer's accuracy (%)	Overall accuracy (%)
2012	Deforested	59	11	70	84.29	88.06	92.96
	Non deforested	8	192	200	96	94.58	
	Total	67	203	270			
2014	Deforested	97	4	101	96.03	98.97	98.33
	Non deforested	1	199	200	99.5	98.02	
	Total	98	203	301			
2016	Deforested	156	9	165	94.54	99.36	99.19
	Non deforested	1	191	192	99.47	95.5	
	Total	157	200	357			

3.3 Relationship Between Deforestation and the Increase in Land Surface Temperature in Mérida

Thermal differences related to the acquisition date were found in both deforested and non-deforested sites (Table 2.3). These differences were statistically significant ($p < 0.05$) in the three years analyzed, indicating that the period selected as "after deforestation" was warmer than the period selected as "before deforestation". Deforested sites showed larger thermal differences before and after deforestation relative to non-deforested sites (Figure 2.6). The temperature differences driven by deforestation ranged between 2.36 and 3.94 ºC and were significantly ($p < 0.05$) higher (0.90 ºC) than those found in non-deforested sites. This result shows the effect of deforestation on temperature increase, regardless of whether a thermal increase was observed in non-deforested sites due to the acquisition date of the images.

Table 2.3. Land surface temperature (LST) values (mean and 95% confidence interval) before and after deforestation at the locations used for validation (2014 and 2016) and at selected locations in 2018. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) before and after deforestation.

	Site status	
Year	Deforested (ºC)	Non-deforested (ºC)
2014	**Before**: 23.87 ºC ± 0.04 $_a$	**Before:** 23.44 ºC ± 0.03 $_a$
	After: 26.74 ºC ± 0.14 $_b$	**After:** 25.53 ºC ± 0. 09 $_b$
2016	**Before**: 27.51ºC ± 0.07 $_a$	**Before**: 26.99 ºC ± 0.07 $_a$
	After: 31.45ºC ± 0.14 $_b$	**After**: 29.98 ºC ± 0.16 $_b$
2018	**Before:** 29.84ºC ±0.19 $_a$	**Before:** 30.14 ºC ± 0.18$_a$
	After: 32.20ºC ±0.15 $_b$	**After:** 31.56 ºC ± 0.24$_b$

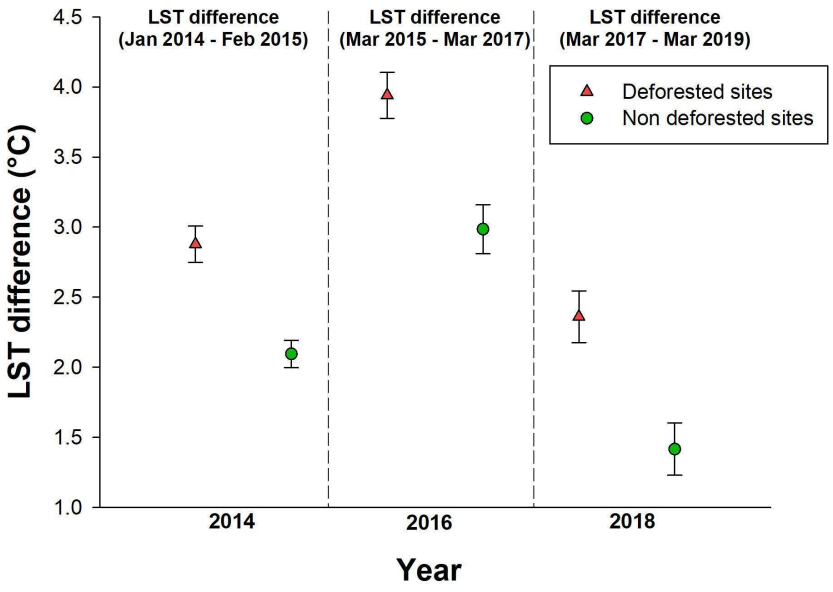


Fig. 2.6. Land surface temperature (LST) difference before and after deforestation in 2014, 2016, and 2018 in deforested and non-deforested sites. Plotted values are the 95% confidence intervals.

3.4 Dynamics of Surface Urban Heat Islands in Mérida on Deforested Sites

LST values and the dynamics of SUHI at the beginning of the dry season in Mérida showed heterogeneous patterns over the study period (Figure 2.7). The average LST in the city was 32.01 ºC, compared to 28.73 ºC, 32.43 ºC, and 30.29 ºC in non-urbanized surroundings in 2014, 2016, and 2018, respectively. The types of SUHI most widely represented were those of moderate (36.02%) and low (25.39%) intensity, which were distributed throughout the urban area. No pattern was observed indicating the increase in the number of SUHI of the highest intensity through time; instead, we found that high- and very high-intensity heat islands were consistently found in urban areas and roads on the outskirts of the city, in extensive constructions such as the Mérida Airport, and in areas outside the city. Over the three years analyzed, 91.69% of the urban territory was under the effect of a SUHI of any intensity (low, medium, high, or very high), while the rest showed no such effect.

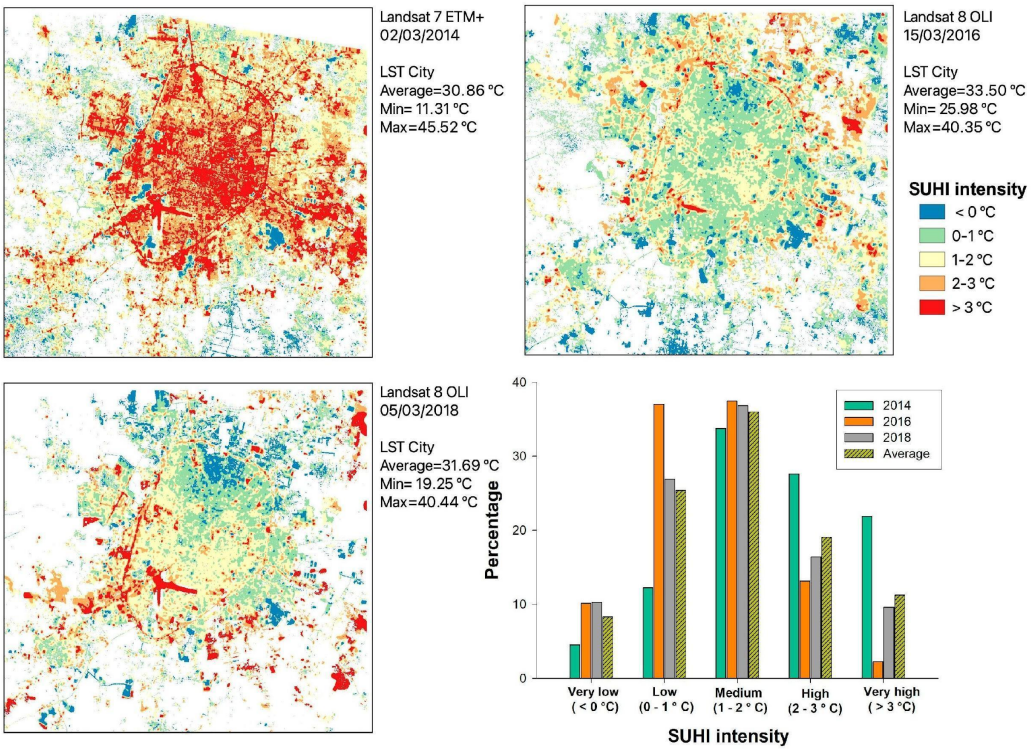


Fig. 2.7. Spatial variation in the intensity of surface urban heat islands (SUHI) as of March 2014, 2016, and 2018 and their percent area affected.

Figure 2.8 shows that the deforestation events detected during the study period appear clustered in zones that have developed SUHI of various intensities in the three years analyzed. By 2018 - the last year of the study -, 84.81% of all the deforestation detected took place in areas that developed some type of SUHI: 25.38% of the deforestation on areas affected by a medium-intensity heat island, 23.81% on high-intensity heat islands, 18.29% on sites with low-intensity heat islands, 17.31% in areas with very high-intensity heat islands, and 15.18% in areas with very low-intensity heat islands.

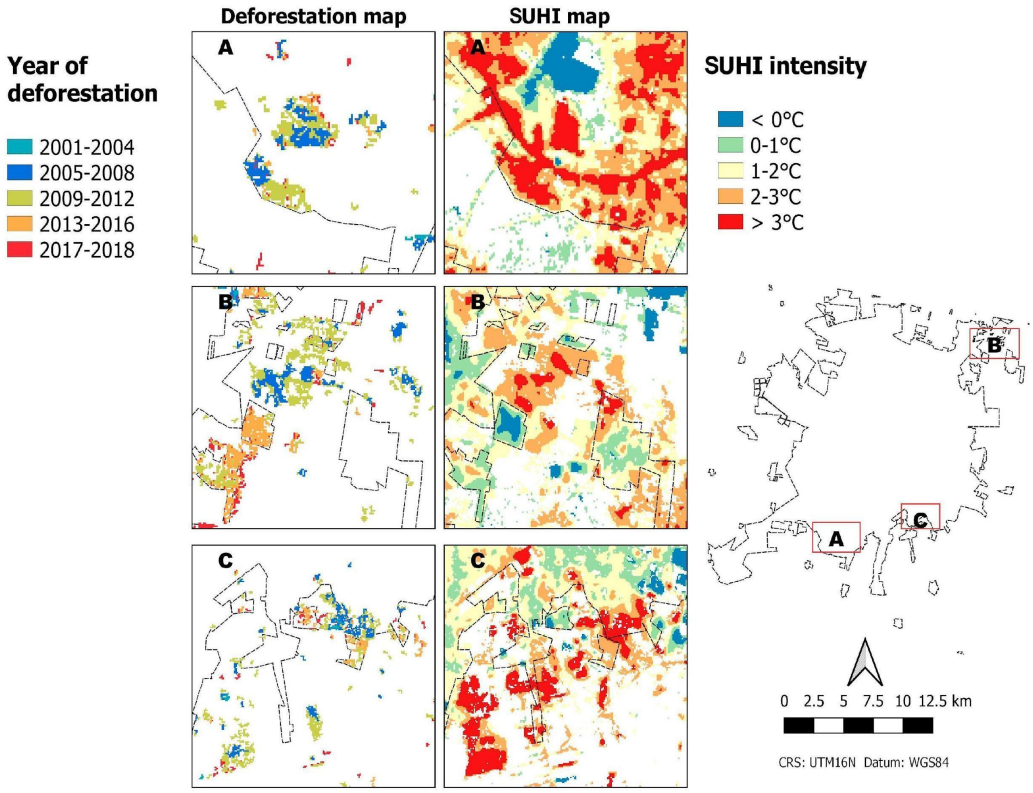


Fig. 2. 8. Details of annual deforestation and surface urban heat islands (SUHI) in selected zones of Mérida: a residential development 5 km south of the airport (A), a suburb 12 km from downtown Mérida (B), and a residential area 6.8 km southeast from downtown (C). Figures A–C in SUHI map column show SUHI in the years 2014, 2016, and 2018, respectively.

4. Discussion

The deforestation map produced in this study has overall, user's, and producer's accuracy of 96.82%, 95.47% and 91.62%, respectively. Previous studies using Landsat time series and BFAST algorithm have also mapped deforestation and forest disturbance with satisfactory results. For instance, studies carried on tropical forests showed 79–92.5% overall accuracy, and up to 73% user's and producer's accuracy (DeVries et al., 2015a; Dutrieux et al., 2015; Smith et al., 2019). A study conducted in a tropical dry forest (Gao et al., 2021) yielded similar overall accuracy (93.43%) but with lower user's and producer's accuracies (68% and 75.6%, respectively). The higher accuracy achieved in the present study was possible thanks to the calculation of a specific threshold value based on high-resolution Google Earth images as reference and information about magnitude values associated with deforested and non-deforested sites in Mérida. Pixels with magnitude values (usually close to zero) that are not associated with actual deforestation events have been reported and reduce precision (DeVries et al., 2015b). Cases like this were also found in our study; by testing different threshold values, the magnitude value adopted (-0.08741) enabled the exclusion of these values. The magnitude value in our study is similar to values adopted in previous studies in tropical dry forests of Yucatán: (-0.05; Smith et al., 2019), African montane forests (-0.065 to -0.18; DeVries et al., 2015b), but surprisingly, less similar to -0.2, used in a tropical dry forest in central western Mexico (Gao et al., 2021). Therefore, important recommendations emerging from our study are to carefully select the areas to be used to characterize magnitude values in deforested and non-deforested sites and test different threshold values until identifying one that enables the exclusion of a range of magnitude values that do not correspond to actual deforestation events.

The use of forest/non-forest maps as a reference point for each validation year also helped to improve the accuracy of our deforestation maps as this prevented evaluating the change dynamics in coverage types other than forests (e.g., grasslands, crops, areas with sparse vegetation) (Dutrieux et al., 2015). However, forest/non-forest maps should be used with caution since classification errors could mask actual deforestation events and degrade the producer's accuracy. The extension of some deforested sites (e.g., roads and trails) can also affect producer's accuracy as areas smaller than the Landsat pixel size would go undetected (Dutrieux et al., 2015). Another factor affecting the accuracy of BFAST is the

presence of clouds and cloud shadows on the imagery. It has been shown that they could reduce NDVI values and may lead to errors. For example, DeVries et al. (2015b) pointed out that a pixel affected with cloud cover in two or three years in a row within a certain monitoring period would produce an abrupt drop in NDVI values for this pixel, and therefore, be recognized as a breakpoint by the algorithm. In another example Gao et al. (2021) pointed out that clouds and cloud shadows could lead to an uneven distribution of the Landsat imagery within the time series (by the higher exclusion of wet season images) producing a uneven NDVI data to model in the stable historic period throughout the time series. Although we did not assess this effect, it was probably also present due to the cloudiness observed in the Landsat images acquired during the rainy season (June–October) in the Yucatán Peninsula.

The results of this research yielded a lower producer's accuracy relative to user's accuracy, and indicated that BFAST had difficulties to accurately represent deforestation in the study area. Thus, the maps produced can be expected to slightly underestimate the actual extent of deforestation in Mérida. One possible explanation of this effect could also be the number of Landsat scenes that make up each year of the time series, as it has been found to affect both the detection of vegetation changes and the accuracy achieved each year (DeVries et al., 2015a). The lowest overall, producer's, and user's accuracy values were found in our validation for the year 2012, which was the year with the fewest Landsat scenes available (12 scenes) compared to the number of scenes available for 2014 and 2016 (34 and 39 scenes, respectively; data not shown). Therefore, a recommendation is to explore the number of scenes across the study period to seek any potential uneven distribution in the time series, in order to predict if the change detection accuracy by BFAST would be affected by the missing information in the years with the fewest Landsat scenes.

User's and producer's accuracy values for the non-deforested category were higher (96.04% and 98.33%, respectively) than those for the deforested category. This was also found in other studies carried out in tropical dry forests (Gao et al., 2021; Smith et al. 2019), broadleaf evergreen forest (Murillo-Sandoval et al., 2018), temperate forest (Gao et al., 2021), and tropical dry forest with mixed savannas in Africa (Schultz et al., 2018). This highlights the capabilities of BFAST to identify correctly areas with stable vegetation versus

deforested sites. This feature of BFAST is one of the most important advantages, since the algorithm effectively recognizes areas with vegetation that have remained stable over the time series. This improves deforestation estimation, especially in tropical cities surrounded by deciduous vegetation, as in the case of Mérida. Taken together, the accuracy results suggest several precautions to bear in mind when interpreting deforestation results from BFAST.

LST values for the urban area of Mérida and the surrounding tropical dry forest were similar to those reported by Palafox-Juárez et al. (2021) and Southworth (2004), respectively. The increase in LST comparing the period before and after deforestation that was observed both in deforested and non-deforested sites was due to the acquisition time of Landsat images, as some climate and biophysical factors (e.g., interannual climate variability, the inclination angle of the sun, presence of atmospheric aerosols, tree canopy density, vegetation type and development, emissivity, surface humidity, and thermal capacity of surfaces) (Y. Li et al., 2016) that affect this variable may fluctuate over time. These factors may also have influenced the absence of a pattern in the percentage of heat island intensity through time because the temperatures in the forest and the non-urbanized surroundings were different each year. However, LST (ranging from 2.36 to 3.94 ºC) in sites where deforestation was confirmed in this study was significantly different versus non-deforested sites. This shows the suitability of the thermal variable as an indicator of deforestation, as explored by Li et al. (2016) for tropical, temperate, and boreal ecosystems around the world. This result also demonstrates the role of vegetation in regulating surface temperature and the formation of heat islands through mechanisms such as the use of solar radiation for photosynthesis and evapotranspiration, and shadow casting (Alavipanah et al., 2015), and highlights the importance of conserving vegetation to prevent the emergence of the SUHI effect.

Although the SUHI maps presented (Fig. 2.7) summarize intensity data into five categories, the maximum intensity found was 16.79 °C. A global study of SUHI in 419 cities (Peng et al., 2012) revealed that average intensity ranges between 5 and 7 ºC in tropical cities, although Mérida was not included in that study. A more recent study conducted in 44 tropical South American cities showed the existence of SUHI ranging from 2º and 6ºC, with

a maximum of 8.48 ºC (Wu et al., 2019). Other local-scale studies have shown that the intensity of SUHI effect is variable, driven by environmental conditions determined by geographic location, construction density, and surface thermal characteristics (e.g., 10 ºC, 12.4 ºC, and 13.5 ºC intensity in Washington, Mexico City, and Toluca, respectively, up to 40 ºC in Mexicali, a Mexican city with desert climate; (Cui & De Foy, 2012; García-Cueto et al., 2007; Kim, 1992; Rivera et al., 2017).

The highest-intensity SUHI were mainly found in the outskirts of the city and areas outside the city. High-intensity surface heat islands outside the city were located on cropland and construction materials extraction sites; these exhibit the same conditions that create SUHI inside the city but with a greater proportion of visible sky. Therefore, heat dissipation into the atmosphere would be expected to be more efficient in these sites than in the city (Carrasco et al., 2016), with atmospheric heat islands disappearing at these sites during the nighttime. In urbanized areas, this could be due to the urban geometry (i.e., the density and spatial arrangement of buildings) of new residential developments (Wang et al., 2016). In the case of Mérida City, the alteration the spatial configuration of households to increase their density has eliminated suitable areas for green infrastructure, as this type of residential developments normally allocate less than 17% of the land to green areas (Pérez-Medina & López-Falfán, 2016). In addition, the extension of green areas per inhabitant in various parts of Mérida has been reported to be 0.8–3.7 m^2, well below the minimum area recommended by WHO (9 m^2) or the UN (15 m^2) (Pérez-Medina & López-Falfán, 2016). Furthermore, Palafox-Juárez et al. (2021) examined the NDVI range within Mérida city and concluded that vegetation is not vigorous enough to maintain ecosystem services that could reduce temperatures in the city. Regarding to SUHI mitigation, Wu et al., (2019) also found greater thermal differences between forested and urban areas, when compared with other surrounding land cover areas (grassland, bare soil and more). This fact emphasizes the importance of having patches of intact forest and green areas with trees inside the cities, and the role of the interaction of plant structures (bark, trunks, branches and leaves) with incident solar radiation to provide shade.

It is worth mentioning that deforestation in the State of Yucatán has been described and documented for decades, but its extent has not been sufficiently investigated; moreover,

it is regarded as the least studied in the Yucatán Peninsula (Ellis et al., 2017). Legal and regulatory instruments for environmental protection and land-use planning in Mérida have been in place since 1995 (Pérez Medina, 2018); however, no quantitative information on the extent of annual deforestation has been included, a shortcoming that highlights the need for studies to address this issue. Our study is a first attempt at analyzing deforestation in Mérida city using dense time series of Landsat data and BFAST algorithm. We also found that the highest deforestation detected coincide with the launch of the *2003–2010 Programa Director de Desarrollo Urbano de Mérida* (2003–2010 Mérida Urban Development Program) and the *Ley de Desarrollos Inmobiliarios del Estado de Yucatán* (Real Estate Development Act of the State of Yucatán), which encouraged the construction of residential complexes and other projects outside the Anillo Periférico (Peripheral Freeway, Bolio- Osés, 2014)). Moreover, 14% of all the deforestation detected in this study took place in relation to residential developments, and 92% of this fraction occurred in 2007–2018. Examples of residential developments whose start and end dates are documented in the urban development programs of the State, and that coincide with the period of highest deforestation are Ciudad Caucel (2003–2025), Las Américas (first [2005–2009] and second [2008–2010] stages), Los Héroes (2009–2015), and Xcanatún (2005–2010), and others that expanded subsequently (Bolio-Osés, 2014); all of them contributed to the deforestation detected in the following period. Deforestation outside the urban area was usually related to the expansion of crop and livestock ranching areas in response to the higher demand for resources by the population and the implementation of government programs to promote rural development (Ellis et al., 2017).

Despite the close relationship between deforestation and the emergence of SUHI, our study faced some challenges and limitations. As discussed above, the number of images available significantly impacted the ability of BFAST to predict seasonal vegetation patterns; thus, deforestation is likely to be better identified in years with more spectral information available and this can also affect the temporal accuracy of the detection of changes in land cover, with a lag of up to one year between the actual event and the date estimated by the algorithm (DeVries et al., 2015a). Integrating other satellite information sources to the Landsat time series offers a potential avenue for solving this issue, as in the HLS project (https://hls.gsfc.nasa.gov), and would strengthen studies based on time-series analysis. In

addition, the availability of high-quality forest/non-forest data layers poses a challenge for identifying deforestation on different dates. Reliable, globally available tree-cover products such as those by Hansen et al. (2013) and Sexton et al., (2013) might be used to this end; however, they are currently available for some years only. Supervised or unsupervised classifications of Landsat images are a feasible alternative, but they should be used carefully due to the risk of missing deforestation events derived from classification errors.

A limitation for the validation process was that the Google Earth history is not updated in real time. This prevented us from validating deforestation for 2016 and subsequent years. Using high-resolution images from other suppliers (e.g., Sentinel) as reference would help solve this limitation, although this requires additional effort and a full image archive as the entire year has to be examined to detect the timing of deforestation. An alternative tool that could be used is TimeSync (Cohen et al., 2010), which was designed to characterize the quality of maps derived from Landsat time series.

The effect of radiometric saturation of the Landsat 7 bands 3 and 4 produced by high-reflectance urban surfaces (e.g., concrete, limestone rock, and other urban surfaces) limited the use of some images for the interpretation of LST values and, thus, the dates that could be analyzed with this approach. This issue can be solved by using thermal data from other sensors (e.g., NOAA Advanced Very-high-resolution Radiometer, AVHRR; Meteosat Visible and Infrared Imager, MVIRI; and Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager, SEVIRI; among others). Additional limitations to bear in mind are that optimal sky conditions for the interpretation of LST values may not be found in areas with high cloud cover; this limited the selection of images for the comparison of LST before and after deforestation for the three-year analysis to assess the temporal variability in SUHI (Zhang et al., 2013). Thus, our results only comprise the beginning of the dry season. A complete analysis of the intensity of heat islands throughout the year in Mérida would require examining the different months of the year, but this would be limited by cloudiness in the region, particularly during the rainy season. Finally, future research would be directed towards the LST validation in both deforested and non-deforested landscapes, as this procedure was beyond the objectives of this study. Current options in LST validation includes several approaches (i.e. comparison between satellite LST and *in situ* measurements, inter-comparison with other LST products, temperature-based validation, radiance-validation, scene-based comparison,

and time series comparison) (Duan et al., 2021). However, the validation procedure is challenging due to its complex and underdetermined nature of the variables involved in atmospheric corrections and in surface emissivity estimations (Neinavaz et al., 2020).

5. Conclusions

Using the BFAST algorithm with a time series of Landsat images was an effective mean for detecting annual deforestation around Mérida city over the 2000–2018 period. Deforestation led to increased land surface temperature. These results demonstrate the suitability of this remotely sensed variable as an environmental indicator in rapidly expanding tropical cities. The timing of the most intense deforestation coincided with public policies that encouraged urban expansion; this underlines the impact of government decisions on the landscape and the environment.

We confirmed the presence of surface urban heat islands of varying intensities in Mérida. Although their intensity patterns were heterogeneous, the highest-intensity heat islands were consistently found towards the urban periphery. These areas also experienced heavy deforestation and were located in some of the new residential developments. The spatial coincidence between deforestation and surface urban heat islands in these areas highlights the need for public policies aimed at conserving native vegetation and creating green infrastructure as nature-based solutions to mitigate such effects through the environmental services provided by nature. Our results provide the basis for further studies on the environmental consequences of heat islands, including ozone formation in the lower atmosphere, the relationship between the thermal increase in households and electricity consumption in tropical cities, and social inequality in the territory and environmental quality. Finally, our study was carried out using open-source, freely available software and databases, an approach that could be replicated for analyzing deforestation and its environmental effects in other tropical cities.

Acknowledgements.

The authors thank Stephanie George, Gabriela Reyes, and Juan Mauricio for their support in the use of BFAST. María. E Sánchez-Salazar translated the manuscript into English. G.C.N was the recipient of a Ph. D. fellowship by CONACyT.

CAPÍTULO III

MEDICIÓN DEL FLUJO DE CALOR LATENTE ASOCIADO A LA TRANSPIRACIÓN DE TRES ESPECIES DEL ARBOLADO URBANO EN MÉRIDA, YUCATÁN (MÉXICO).

Resumen: La transpiración de los árboles es un proceso relacionado con la regulación térmica local, ya que utiliza energía del ambiente para llevar el agua líquida a vapor (calor latente) y reduce la cantidad de energía capaz de calentar el ambiente (calor sensible). El objetivo del capítulo fue evaluar la tasa de flujo de savia y la transpiración de tres especies del arbolado urbano en Mérida (*Azadirachta indica* A. Juss., *Bursera simaruba* (L) Sarg. y *Piscipida piscipula* (L) Sarg) mediante el método de disipación de calor de Granier para estimar el calor latente asociado a la transpiración. El trabajo se realizó en un parque en Mérida durante octubre y noviembre de 2019 y septiembre de 2021, y se encontró mayor densidad de flujo de savia en *B. simaruba* y *P. piscipula* (0.29 y 0.28 m^3 m^{-2} h^{-1}) en comparación con *A. indica* (0.23 m^3 m^2 h^{-1}) durante 2019. El déficit de presión de vapor fue más alto durante 2021, lo que provocó una reducción del flujo de savia máximo en un 29 % para *A. indica* y un 50 % para *P. piscipula*, pero no hubo reducción en el flujo de savia máximo de *B. simaruba*. El flujo de savia diario fue 31.46 L d^{-1} (*A. indica*), 48.72 L d^{-1} (*B. simaruba*) y 37.78 L d^{-1} (*P.piscipula*), y la tasa máxima de transpiración (mmol m^{-2} s^{-1}) fue mayor en *B. simaruba* (1.26 mmol m^{-2} s^{-1}) en comparación con *A. indica* y *P. piscipula* (0.51 y 0.49 mmol m^{-2} s^{-1} , respectivamente). El flujo de calor latente diario en estas especies fue en promedio, de 0.97 kW m^{-2}, 1.1kW m^{-2} y 2.08 kW m^{-2} para *P. piscipula*, *A. indica* y *B. simaruba*, respectivamente. La comprensión de las tasas de transpiración y de flujo de calor latente diario de las especies en ciudades tropicales podría ser útil como un criterio de selección de especies basado en su capacidad de proveer este servicio ambiental.

Palabras clave: regulación térmica, servicios ambientales, ecofisiología, dasonomía urbana.

1. Introducción

En 2018, las ciudades del mundo albergaron al 55% de la población mundial en una extensión equivalente al 2% de la corteza terrestre (FAO, 2016; ONU, 2018). Consecuentemente, uno de los problemas ocasionado por el incremento de la urbanización es el fenómeno de isla de calor, el cual es provocado por la alta densidad de materiales de construcción (concreto y asfalto) con bajo calor específico (Armson & Ennos, 2012). Estudios indican que las islas de calor ocurren en muchas ciudades y provocan problemas ambientales y de salud (i.e. mayores niveles de contaminantes atmosféricos y mayor incidencia en enfermedades respiratorias) (Peng et al., 2012; Dang et al., 2018; Li et al., 2018).

Los árboles urbanos pueden ser medios eficaces para prevenir la formación de islas de calor y reducir las altas temperaturas porque producen sombra y transpiran (Ballinas & Barradas, 2016; Tan et al., 2020). La transpiración de los árboles representa una pérdida de calor para las hojas, por la conversión del calor sensible a calor latente, que se refleja en la reducción de su temperatura, y la del aire cercano a ellas debido a la evaporación constante del agua (Nobel, 2020). Para estimar la transpiración a nivel de árbol, las mediciones del flujo de savia, por el método de disipación térmica de Granier (1985), son frecuentemente utilizadas tanto en árboles urbanos (Pataki et al., 2011; Rahman et al., 2019; Tan et al., 2020) como en árboles en su entorno natural (Goldstein et al., 1998; Reyes-García et al., 2012; Salas-Acosta et al., 2022; Yi et al., 2017) debido a la sencillez en su diseño y operación y por diversas ventajas instrumentales y metodológicas (Lu et al., 2004). Estudios de este tipo en árboles urbanos indican tasas diarias de flujo de savia de entre 0.8 hasta 176 kg d^{-1}, lo cual depende variables como el área conductiva y del diámetro del fuste (Pataki et al., 2011).

Un tercio de los estudios de la transpiración de árboles urbanos ha cuantificado el calor latente asociado a la transpiración, para relacionar a este proceso de las plantas con la regulación térmica en ciudades (Winbourne et al., 2021). En ciudades tropicales, estos estudios han demostrado que los árboles disipan del entorno entre 1400 W m^{-2} y 3200 W m^{-2} de energía diariamente (Tan et al., 2020) que, en ausencia de vegetación, ésta sería

transferida al ambiente como calor sensible. Las variables ambientales, como la intensidad de la luz, el déficit de presión de vapor atmosférico (Tan et al., 2020) y el contenido de agua en el suelo (Andrade et al., 1998) afectan el comportamiento de la transpiración y, por lo tanto, el flujo de calor latente. Por otra parte, el índice de área foliar (Pataki et al., 2011), la conductancia del dosel (Pasqualotto et al., 2021), el diámetro del fuste a 1.30 m de altura, la densidad de la madera (Andrade et al., 1998; Gao et al., 2015), la proporción de área conductiva del xilema (Reyes- García et al., 2012) y la conducta estomática de las hojas (Yi et al., 2017) son atributos fisiológicos y morfológicos que modulan la transpiración de los árboles.

El arbolado de Mérida (Yucatán) reúne 134 especies en espacios públicos (vialidades, hospitales, escuelas públicas, cementerios) (Ayuntamiento de Mérida, 2018). Algunas de ellas habitan los bosques secos de la península de Yucatán (Orellana et al., 2007), y para algunas de ellas se cuentan con información sobre su flujo de savia y transpiración en diferentes estaciones del año (Reyes -García et al., 2012; Salas – Acosta et al., 2022). Sin embargo, se requiere mayor comprensión sobre el efecto ambiental y la morfología arbórea sobre la transpiración del arbolado urbano, dado a que la tasa de crecimiento de los árboles difiere según si están en sitios urbanos o naturales (Smith et al., 2019). El objetivo de este estudio fue estimar las tasas de transpiración y del flujo de calor latente en tres especies del arbolado en Mérida, con la finalidad de comprender el uso de agua de estas especies, el efecto ambiental y de los atributos morfológicos sobre la transpiración, y para contar con datos que resalten la importancia de este proceso en la regulación térmica. Además, la magnitud de la transpiración y del flujo de calor latente asociado de estas especies permitiría generar información de apoyo para tomar decisiones respecto a las mejores opciones de especies de árboles a plantar en ciudades con condiciones climáticas homólogas a la ciudad de Mérida.

2. Materiales y métodos:

2.1. Descripción del sitio de estudio y de las especies seleccionadas

El estudio se realizó en el Parque Zoológico del Bicentenario “Animaya” (20º 58’ 56.97” N, 89º 41’ 23.15” E), en el poniente de la ciudad de Mérida (Fig. 3.1). El clima en Mérida es cálido subhúmedo, con lluvias en verano y una oscilación térmica de 5º a 7º C entre el mes más cálido y el mes más frío. La precipitación anual es de 959 mm, el periodo más lluvioso va de junio a octubre, y su temperatura media anual es entre 26 y 27. 5º C, con máxima promedio entre 37.5 y 41ºC (abril y mayo) y mínima promedio de 16ºC (enero y febrero (Ayuntamiento de Mérida, 2018). El parque posee una superficie de 23.4 ha, cuenta un sendero peatonal con árboles nativos y árboles exóticos intencionalmente plantados a ambos lados del camino para producir espacios de sombra y descanso para sus visitantes (Fig. 3.2). En las afueras del parque existen fragmentos de vegetación correspondientes a una selva baja caducifolia, con más del 75% de especies de hábito foliar deciduo y de estatura menor a 12 m de altura (Flores-Guido et al., 2011).

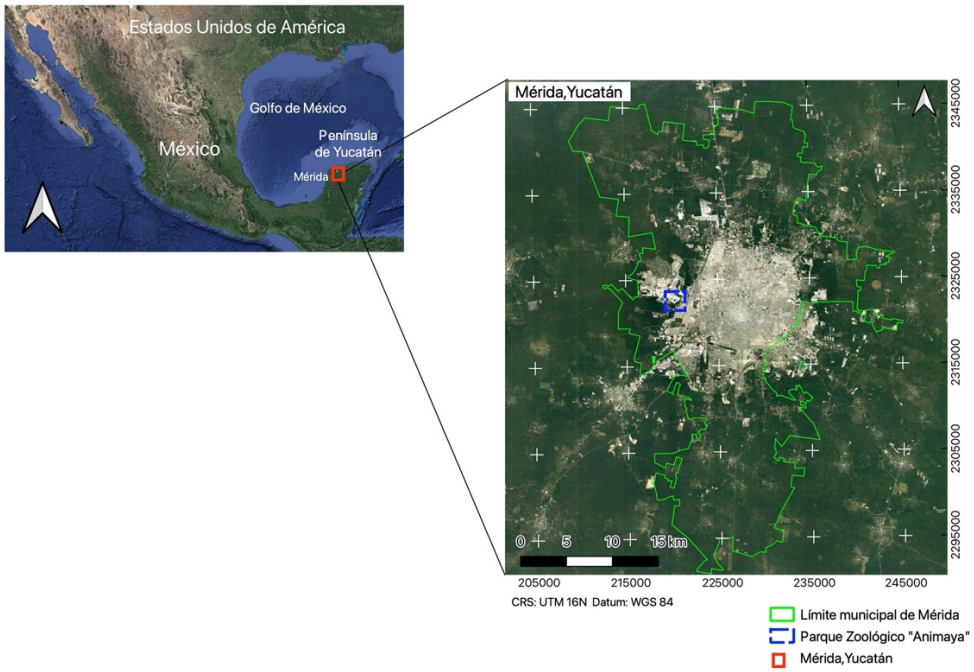


Fig. 3.1. Ubicación del sitio de estudio (Parque “Animaya”) dentro de la ciudad de Mérida.

Fig. 3.2. Fotografía aérea del Parque Animaya y los sitios de estudio. Sitio 1, con presencia de *A. indica*; Sitio 2 y Sitio 3, ambos con presencia de *B. simaruba y P. piscipula*.

2.2 Medición de datos de campo

Se realizó un inventario de los árboles del sendero principal del parque Zoológico del Bicentenario "Animaya" mediante cinco transectos de 100 m x 6 m, en donde se registró la especie, la frecuencia y el diámetro del fuste a una altura de 1.30 m desde la base del mismo. A los árboles ramificados debajo de 1.30 m, se les midió el diámetro de cada uno de los fustes y se calculó el promedio de éstos. A partir de estos datos se calculó el índice de valor de importancia (IVI), el cual permite conocer la estructura de una comunidad vegetal mezclada tomando en cuenta la dominancia de cada especie (Curtis & McIntosh, 1951) (Ecuación 3.1).

$$IVI = D_R + A_R + F_R \quad (3.1)$$

Donde D_R es dominancia relativa con base en el área basal, A_R es abundancia relativa, y F_R es la frecuencia relativa.

Las tres especies con mayor IVI se escogieron como especies de estudio; estas fueron *Azadirachta indica* A. Juss (8.44% IVI), *Bursera simaruba* (L.) Sarg. (7.10% IVI) y *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. (6.79% IVI). *A. indica* (familia Meliaceae) es una especie perennifolia nativa del sur de Asia. La altura máxima de la especie es 20 m, posee una corteza marrón grisácea, hojas compuestas imparipinnadas (7 a 19 foliolos –Fig. 3.3.) y raíces pivotantes de hasta 1.2 m (Toky & Bisht, 1992). *B. simaruba* (familia Burseraceae) es una especie nativa de América, puede alcanzar una altura máxima de 25 m, es caducifolia, presenta copa densa, hojas compuestas imparipinnadas (7 a 11 foliolos), corteza escamosa papirácea y extensas raíces laterales. *P. piscipula* (familia Fabaceae) es una especie nativa de América, su altura máxima oscila entre 20 y 25 m, es caducifolia, presenta copa densa, corteza fisurada, hojas ovadas compuestas imparipinnadas, con 7 a 11 foliolos elípticos. Los individuos estudiados se encontraron en tres áreas dentro del sitio de estudio (Fig. 3.2). El terreno es rocoso con escasa profundidad y cubierto por vegetación herbácea y arbustos pequeños. Además, los tres sitios carecían de riego.

Fig. 3.3. Detalle de la hoja y de la corteza de las especies estudiadas

El diámetro del fuste a 1.30 m de altura se midió con una cinta métrica y la altura de la copa y altura total de los árboles se midieron con un hipsómetro Vertex VL402 (Haglöf Sweden, Suecia). El índice de área foliar (LAI) fue medido con un analizador de dosel LI-2200C y el software FV2200 (LI-COR Biosciences, Estados Unidos), usando el protocolo de mediciones para árboles aislados descrito en el manual del instrumento (LI-COR, 2009).

2.3 Mediciones de la densidad de flujo de savia y de flujo total

Las mediciones se realizaron en la estación lluviosa en dos años no consecutivos (del 31 de octubre al 7 de noviembre del 2019, y del 26 al 30 de septiembre de 2021) en cinco árboles adultos de *A. indica* y *P. piscipula*, y en cuatro de *B. simaruba*. Se utilizó el método de disipación de calor de Granier (1985), con sensores construidos con dos agujas hipodérmicas de 3 cm de longitud. Los sensores poseen dos termopares de cobre-constantán, que se insertan en el interior del fuste de los árboles, y miden las diferencias térmicas entre un termopar superior (resistencia eléctrica) y un termopar inferior, el cual mide la temperatura al interior del xilema. El termopar superior cuenta con una resistencia eléctrica que es calentada por efecto Joule con una potencia constante de 0.2 W (suministrada por una batería de 12 voltios, conectada a un panel solar). Los sensores se conectaron a registradores de datos CR1000, CR21 y CR3000 (Campbell Scientific, Estados Unidos). Los registradores se programaron para obtener un dato cada 10 segundos y para calcular el promedio de estos datos en intervalos de 10 minutos. Durante el periodo de mediciones se obtuvieron datos del microambiente con un registrador HOBO U30 (Onset Computer, Estados Unidos) equipado con sensores de densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD, siglas en inglés), radiación, temperatura del aire, humedad relativa y velocidad y dirección de viento.

La densidad de flujo de savia (Fd, $m^3\ m^{-2}\ s^{-1}$) para un tiempo determinado fue estimada según Lu et al., 2004 (Ecuación 3.2).

$$Fd = 118\ x\ 10^{-6}\left(\frac{\Delta Tmax - \Delta T}{\Delta T}\right)^{1.23)} \qquad (3.2)$$

Donde $\Delta Tmax$ es la diferencia máxima de temperatura (durante la noche, cuando el flujo = 0) y ΔT es la diferencia entre el termopar superior y el termopar inferior para un tiempo determinado. Para fines de comparación con otros estudios , la densidad de flujo de savia se convirtió en $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$.

El área transversal conductiva (A_{sw}) se midió en cada árbol monitoreado. Se perforó un orificio de 2.5 cm de profundidad y de 0.62 cm de diámetro durante el momento del día con mayor transpiración en un día completamente soleado (11:00 a 12:00 horas), el cual fue llenado con colorante vegetal azul. Se esperó un tiempo de dos horas para que el colorante sea absorbido y transportado por el tejido conductivo, y posteriormente se obtuvo una muestra del fuste con una barrena forestal de 0.5 cm de diámetro, a 2 cm por encima del orificio donde se añadió el colorante. A_{sw} se midió según Reyes- García, et al. (2012) (Ecuación 3.3):

$$A_{sw} = \pi((r_t - d_B)^2 - (r_t - d_B - d_{SW})^2) \quad (3.3)$$

Donde $r_t$es el radio del fuste, d_B es ancho de la corteza, y d_{SW} es ancho de la albura conductora (teñida por el colorante).

A_{sw} permite obtener el flujo total de savia por árbol (Lh^{-1}) al multiplicarse este parámetro por Fd en cada tiempo *i* (Reyes – García et al., 2012). El flujo total por día (Ld^{-1}) se estimó como la integral del área bajo la curva de los datos de flujo total de savia por árbol, tomando los valores comprendidos entre el amanecer (6:00 horas) y el inicio de la puesta de sol (18:00 horas).

2.4 Estimación del flujo de calor latente asociado a la transpiración (para mediciones de 2021)

El cálculo del calor latente asociado a la transpiración requiere la estimación de la transpiración por unidad de área foliar (E; mmol $m^{-2}\ s^{-1}$). Para obtener E, se usaron datos del flujo total de savia (Sección 2.3) y el área foliar total estimada (Af_T). Primero, el área

foliar estimada se obtuvo con área proyectada por la copa (A_D) y el diámetro medio de la copa (CD) en los árboles medidos de acuerdo con Adeyemi & Adesoye, (2016):

$$A_D = \frac{\pi\, CD^2}{4} \qquad (3.4)$$

El área foliar total (Af_T, en m^2) y la transpiración por unidad de área (E) se obtuvieron de acuerdo a Tan et al., 2020:

$$Af_T = \mathrm{LAI} \times A_D \qquad (3.5)$$

$$E = \frac{Lh_i}{Af_T} \qquad (3.6)$$

Donde LAI es el índice de área foliar medido bajo cada árbol, A_D es el área proyectada de la copa (Ecuación 3.4) y Lh_i (Ecuación 3.6) corresponde al flujo de savia bajo el tiempo *i* (en Ls^{-1}). La transpiración por unidad de área fue convertida a mmol m^{-2} s^{-1} para fines de comparación con otros estudios, considerando que 1 L de agua equivale a 55.6 moles de agua.

El flujo de calor latente que acompaña a la transpiración (Q_E, en Wm^{-2}) se estimó de acuerdo a Nobel, 2020: (Ecuación 3.7):

$$Q_E = E \times H_{vap} \qquad (3.7)$$

Donde E es la transpiración por unidad de área foliar (en mol m^{-2} s^{-1}) y H_{vap} es el calor de vaporización del agua a temperatura de 30 C° (43.78 kJ mol^{-1}) Nobel (2020). Q_E fue convertido de KJ m^{-2} s^{-1} a W m^{-2} considerando que 1 KJ m^{-2} s^{-1} equivale a 1000 Wm^{-2} .El flujo de calor latente diario ($Q_{Ediaria}$) y la transpiración diaria fueron calculados como la integral de la curva con los valores de Q_E y de E desde el amanecer (06:30 horas) hasta el atardecer (18:30 horas).

2.5. Análisis de datos

El punto máximo del déficit de presión de vapor y la luz diaria integrada (mol m^{-2} d^{-1}) de cada periodo de medición se compararon mediante pruebas de t Student. Se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para comparar los valores máximos de Fd alcanzados por especie. La variable independiente fue la especie (tres niveles; *A. indica, B. simaruba y P. piscipula*), y la variable de respuesta fue el valor máximo de Fd de cada individuo dentro de cada día de medición. Un segundo ANOVA fue realizado para probar las diferencias entre los valores de las pendientes iniciales de las curvas de Fd obtenidas de las especies, usando como variable independiente a la especie y como variable de respuesta al valor de la pendiente inicial de cada curva Fd de cada individuo dentro de los días de medición. Los ANOVAs descritos se realizaron por separado por periodo de medición (2019 y 2021). La transpiración diaria por unidad de área foliar y el flujo diario de calor latente entre especies fueron comparados por separado mediante ANOVAs de una vía. La variable independiente para cada uno fue la especie, y la variable dependiente fue la transpiración diaria y el flujo diario de calor latente, respectivamente. Se usó una prueba post hoc de Tukey para encontrar las diferencias entre niveles de la variable independiente con un nivel de significancia al 95%.

Se usó una prueba de t de Student de medidas repetidas para probar diferencias entre los valores máximos de Fd entre años de medición, mientras que una segunda prueba de t fue usada para comparar las medias de los valores de pendiente inicial de Fd entre un año y otro. Se obtuvieron intervalos de confianza al 95% para la media, utilizando el error estándar como medida de dispersión. También, se obtuvieron los intervalos de confianza al 95% para la media para analizar las diferencias entre el calor latente máximo asociado a la transpiración de cada especie. Los supuestos de cada prueba (distribución normal de los datos y de homocedasticidad de varianzas), así como los análisis se realizaron en R (paquetes agricolae, lawstats y stats).

3. Resultados:

3.1 Descripción del inventario, de las condiciones ambientales y de las características de los individuos

Se hallaron 45 especies de árboles pertenecientes a 19 familias botánicas; de mayor a menor porcentaje, las familias con mayor número de especies fueron Fabaceace (28.26%), Moraceae (10.86%), Bignonaceae (8.69%) y Malvaceae y Meliaceae (6.52% cada una). El 51.62% del total del índice de valor de importancia en el sitio se concentró en las primeras 10 especies de árboles (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Lista de especies del arbolado en el parque zoológico "Animaya" según su índice de importancia relativa (IVI) al 100%.

Especie	IVI (100%)
Azadirachta indica	8.44
Bursera simaruba	7.11
Piscidia piscipula	6.79
Ceiba pentandra	6.21
Senna atomaria	5.27
Delonix regia	4.01
Swietenia macrophylla	3.89
Havardia albicans	3.70
Acacia pennatula	3.27
Tabebuia rosea	2.92
Pseudobombax ellipticum	2.71
Cedrela odorata	2.65
Leucaena leucocephala	2.52
Terminalia cattapa	2.38
Enterolobium cyclocarpum	2.34
Bauhinia variegata	2.09
Lonchocarpus longistylus	2.06
Casia fistula	2.04
Tecoma stans	1.81
Lysiloma latisiliquum	1.78
Annona squamosa	1.68
Tabebuia chrysantha	1.61

Especie	IVI (100%)
Thevetia peruviana	1.50
Dyospiros cuneata	1.44
Ficus benjamina	1.27
Beucarnea pliabilis	1.23
Cordia dodecandra	1.13
Chlorophora tinctoria	1.07
Guazuma ulmifolia	1.03
Erethia tinifolia	1.00
Brosimum alicastrum	0.97
Albizzia lebbeck	0.87
Amphitecna latifolia	0.79
Coccoloba uvifera	0.62
Cecropia peltata	0.59
Tabernaemontana sp.	0.53
Artrocarpus altilis	0.52
Citrus limon	0.51
Aloysia grattisima	0.50
Meliococcus bijugatus	0.50
Alvaradoa amorphoides	0.50
Ficus elastica	0.50
Pouteria zapota	0.49
Senna racemosa	0.49
Chrysophyllum cainito	0.48

La temperatura máxima y mínima promedio ± error estándar durante las mediciones de 2021 fue de 34.74 ± 0.25ºC, y 23.85 ± 0.6ºC y la humedad relativa máxima y mínima promedio ± error estándar de 90.4 ± 0.34 % 58.07 ± 4.87 %, respectivamente. Durante las mediciones del 2019, la temperatura máxima promedio fue de 32.94 ± 1.07 ºC (mínima promedio 22.47 ± 0.56 ºC), y la humedad relativa máxima promedio de 95.6 ± 0.18 % (mínima promedio de 63.5 ± 3.62 %). Se encontraron diferencias significativas en los picos máximos del déficit de presión de vapor ($p < 0.05$); los cuales fueron de 2.46 ± 0.22 kPa durante 2021, y de 1.83 ± 0.26 kPa para 2019, los cuales ocurrieron entre 13:00 y 14:30 horas (Fig. 3.4).

No se encontraron diferencias entre los valores de luz diaria integrada entre periodos de medición (27.90 ± 2.63 y 29.53 ± 1.81 mol m^{-2} d^{-1} para 2019 y 2021, respectivamente). Se registró una precipitación acumulada de 10.8 mm durante el periodo de mediciones de 2021, y en el caso de las mediciones de 2019 no se registró precipitación. El área transversal conductiva (A_{sw}) promedio medida en 2021 fue ligeramente mayor al medido en 2019 en las tres especies, sin diferencias significativas. *Bursera simaruba* tuvo una menor densidad de la madera que *A. indica* y *P. piscipula* ($p < 0.05$) (Tabla 3.2). El área foliar total estimada (Af_T) fue variable en los árboles monitoreados, y no se encontraron diferencias signiticativas entre especies. El área foliar total estimada de los árboles de *B. simaruba* osciló entre 76.82 a 119.22 m^2; en árboles de *P. piscipula* fue de 72.59 a 197.76 m^2 y en árboles de *A. indica*, de 56.17 a 180.71 m^2.

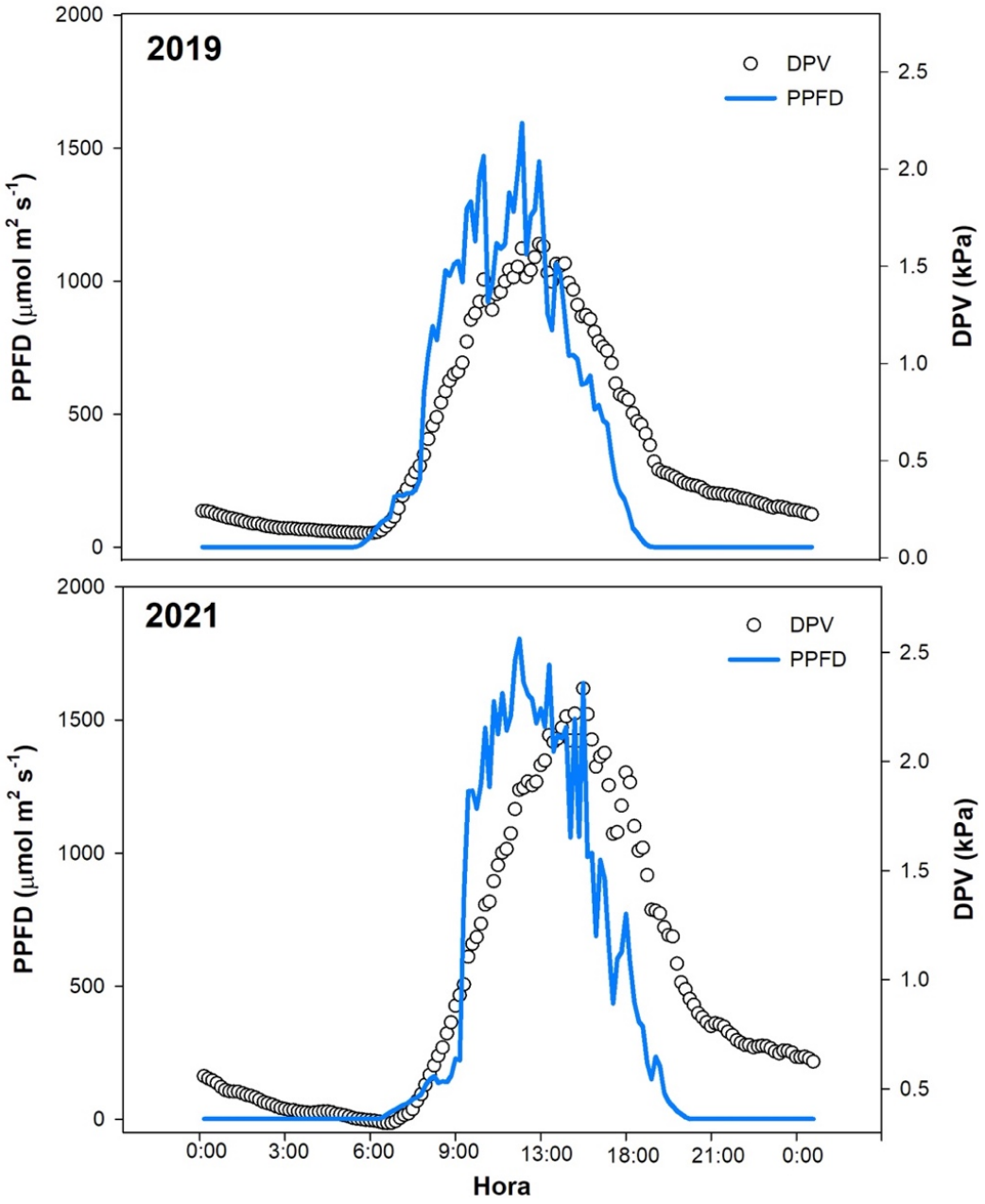


Fig. 3.4. Condiciones del déficit de presión de vapor (DPV) y de la densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) durante las mediciones de flujo de savia en 2019 y 2021.

Tabla 3.2. Dimensiones de árboles monitoreados durante 2019 y 2021. Los valores corresponden a la media y el intervalo de confianza al 95% para la media (± error estándar). Las letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores de las especies.

	A. indica	***B. simaruba***	***P. piscipula***
Diámetro fustal a 1.30 m de altura (cm)	23.14 ± 4.44a	26.18 ± 8.60a	25.59 ± 5.39a
Altura total (m)	9.36 ± 1.64a	10.41 ± 4.90a	12.79 ± 2.69a
Altura de la copa (m)	7.62 ±1.75a	5.075 ± 4.24a	6.82 ± 5.5a
Índice de área foliar 2021 (LAI)	4.83 ± 0.46a	2.54 ± 0.44b	2.25 ± 0.78b
Individuos estudiados (n)	5	4	5
Área transversal conductiva 2019 (cm^2)	172.41 ± 43.96a	258.68 ± 119.71a	199.64 ± 75.88a
Área transversal conductiva 2021 (cm^2)	228.51 ± 67.28a	311.63 ± 173.56a	291.82 ± 61.96a
Densidad de la madera (g/cm^3)	0.72 ± 0.05a	0.39 ± 0.02b	0.63 ± 0.04a
Área foliar total 2021 (m^2)	124.97 ± 47.35a	119.56 ± 34.47a	144.36 ± 47.09a

3.2. Densidad de flujo de savia (Fd) y flujo total de savia

La Fig. 3.5 presenta el comportamiento de Fd de cada especie dentro de cada día de los periodos de medición en 2019 (izquierda) y 2021 (derecha). Se encontró un patrón periódico en el comportamiento de Fd entre los días de medición de cada periodo, y que es compartido por las tres especies. Se encontraron diferencias en cuanto al valor máximo de Fd de cada especie; los árboles de *B. simaruba* y *P. piscipula* tuvieron valores promedio similares durante 2019 (Tabla 3.3), los cuales fueron más altos en comparación con los valores máximos de Fd en *A. indica*; estas diferencias fueron estadísticamente significativas. Al comparar los valores máximos de Fd entre los periodos 2019 y 2021, se encontró una disminución del 29 % en los valores de *A. indica* y una disminución del 50 % en los valores de *P. piscipula* en 2021, mientras que en *B. simaruba* no hubieron diferencias entre los máximos de Fd entre los años 2019 y 2021. Por otro lado, el valor máximo Fd de *B. simaruba* en 2021 fue superior a los valores máximos de Fd de *P. piscipula* y de *A. indica* dentro de este año; estas diferencias fueron estadísticamente significativas.

Tabla 3.3. Valores promedio (± error estándar) del flujo máximo de savia, pendiente inicial del flujo de savia, flujo total máximo, flujo diario promedio de *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula* durante las mediciones en 2019 y 2021, y transpiración por área foliar máxima y diaria (2021). Las letras diferentes en un mismo renglón indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies de un mismo año. Los valores subrayados indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años de medición.

Periodo	Variable	*A. indica*	*B. simaruba*	*P. piscipula*
	Fd max (m^3 m^{-2} h^{-1})	0.23 ± 0.02b	0.29 ± 0.04a	0.28 ± 0.02a
	Pendiente Fd (m^3 m^{-2} h^{-1} h^{-1})	0.067 ± 0.006b	0.091 ± 0.01a	0.092 ± 0.008a
2019	Flujo total max (Lh^{-1})	1.36 ± 0.35a	2.32 ± 0.59a	1.98 ± 0.28a
	Flujo t. diario (Ld^{-1})	31.46 ± 4.36b	48.72 ± 7.06a	37.78 ± 4.20ab
		A. indica	***B. simaruba***	***P. piscipula***
	Fd max (m^3 m^{-2} h^{-1})	0.14 ± 0.01b	0.24 ± 0.01a	0.16 ± 0.03b
	Pendiente Fd (m^3 m^{-2} h^{-1} h^{-1})	0.049 ± 0.006b	0.088 ± 0.008a	0.053 ± 0.007b
2021	Flujo total max (Lh^{-1})	1.22 ± 0.175b	2.72 ± 0.59a	1.79 ± 0.4b
	Flujo t. diario (Ld^{-1})	28.24 ± 3.06b	47.08 ± 6.18a	35.09 ± 5.88ab
	Transpiración máx. (mmol m^{-2} s^{-1})	0.51 ± 0.13b	1.26 ± 0.28a	0.49 ± 0.065b
	Transpiración diaria (mmol m^{-2} d-^{1})	25.40 ± 6.22b	47.67 ± 5.44a	22.29±3.3b

Las especies con mayor pendiente inicial de Fd durante 2019 y 2021 fueron *B. simaruba y P. piscipula*, las cuales fueron similares entre sí. *A. indica* presentó una menor pendiente inicial de Fd respecto a las dos especies anteriores; estas diferencias fueron estadísticamente significativas (Tabla 3.3). Se encontraron mayores valores de pendiente inicial de Fd en *P. piscipula* y *A. indica* durante 2019 en comparación con 2021; sin embargo, en *B. simaruba* no se encontró diferencia significativa entre las pendientes iniciales del periodo de mediciones 2019 y 2021.

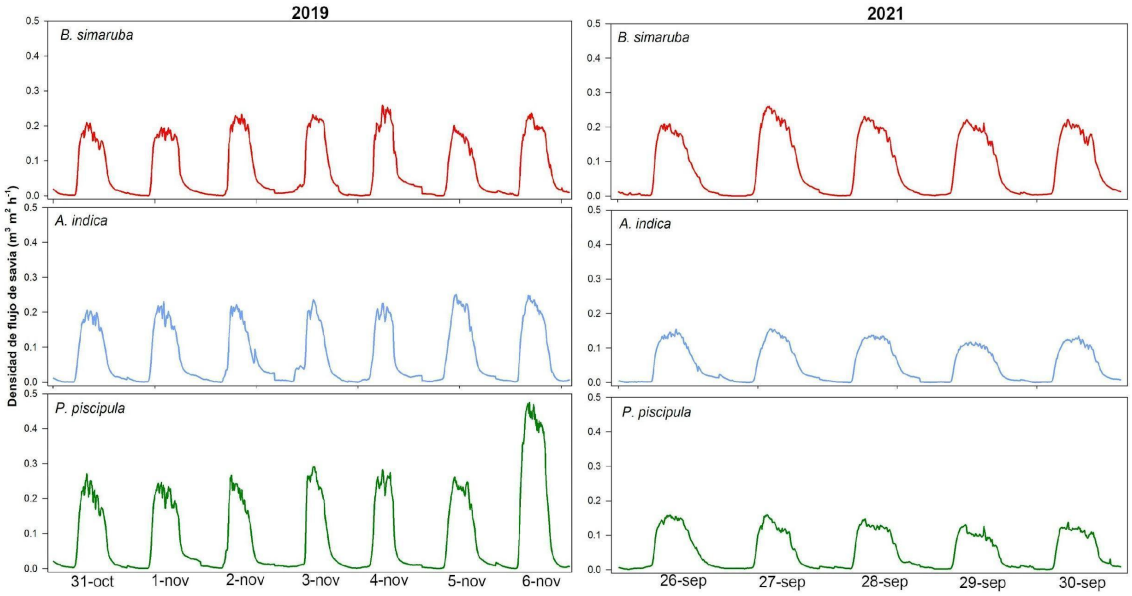


Fig. 3.5. Densidad de flujo de savia (Fd) a lo largo de los periodos de medición de 2019 y 2021. Los valores graficados corresponden al promedio del total de individuos muestreados por especie y corresponden a los valores registrados en intervalos de 10 minutos

La Fig. 3.6 presenta el comportamiento del flujo total (L h^{-1}) por especie a lo largo de cada día de los periodos de medición en 2019 (izquierda) y 2021 (derecha). El comportamiento del flujo total es estable entre días de medición, aunque se presentaron diferencias entre los valores máximos alcanzados por cada especie. El flujo total máximo de los árboles de *B. simaruba* y *P. piscipula* fue superior al flujo total máximo de *A. indica* para los dos periodos de medición; estas diferencias fueron estadísticamente significativas. En 2021, el flujo total máximo de *B. simaruba* superó al flujo de *P. piscipula* y de *A. indica* dentro del mismo año (Tabla 3.3). En la comparación del flujo total máximo entre periodos de mediciones, no se encontraron cambios significativos en ninguna de las tres especies.

Los árboles de *B. simaruba* presentaron el flujo total diario (L d^{-1}) más alto para ambos periodos de medición, seguido de los árboles de *P. piscipula* y por último, los árboles de *A. indica* (Tabla 3.3). Esta última especie mostró el menor flujo diario durante 2019 y 2021, (31.46 L d^{-1} y 28.24 L d^{-1}, respectivamente). Las diferencias entre los flujos de *A. indica* con *B. simaruba*, y con *P. piscipula* fueron estadísticamente significativas.

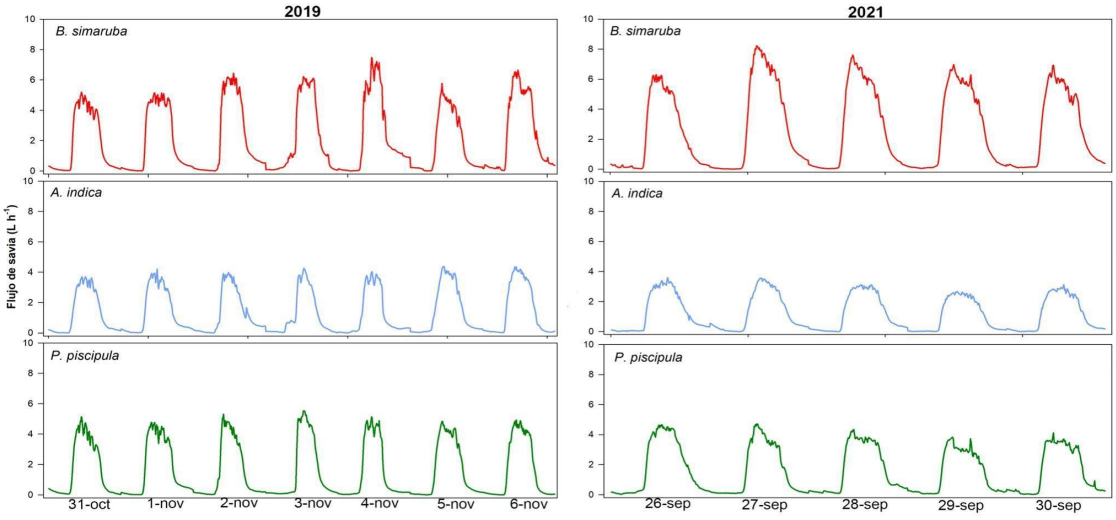


Fig. 3.6. Flujo total (Litros por hora) a lo largo de los días de medición de 2019 y de 2021. Los valores graficados corresponden al promedio del total de individuos muestreados por especie y corresponden a los valores registrados en intervalos de 10 minutos.

3.3 Estimación del calor latente de la transpiración

El pico de la transpiración máxima por área foliar (mmol m^{-2} s^{-1}), y la transpiración diaria por área foliar (mmol m^{-2} d^{-1}) fueron mayor mayores en árboles de *B. simaruba* en comparación con árboles de *A. indica* y *P. piscipula* (Tabla 3.3). La Fig. 3.7 describe el comportamiento promedio del flujo de calor latente de la transpiración (Q_E) en las tres especies de estudio. Se aprecia que los valores máximos de Q_E de cada especie ocurrieron en diferentes horarios (Fig. 3.5A, B y C). En promedio, los árboles de *A. indica* presentaron un pico máximo de Q_E = 22.45 ± 5.72 W m^{-2} entre las 12:30 a las 15:20 horas. El valor máximo extremo en un árbol de *A. indica* fue de 44.92 Wm^{-2}, a las 12:30 horas. *B. simaruba* presentó un pico máximo promedio de Q_E = 55.14 ± 12.30 Wm^{-2} a las 11:20 a 12:40 horas, con una reducción gradual hacia el horario con mayor intensidad del déficit de presión de vapor (13:00 a 14:00 horas). El valor máximo extremo en un árbol *B. simaruba* fue de 123.33 W m^{-2} a las 12:00 horas. Por otra parte, *P. piscipula* presentó valores más bajos de Q_E en comparación con *A. indica* y *B. simaruba,* aunque solo se encontraron diferencias

estadísticamente significativas al compararse con *B. simaruba* (Fig. 3.7D). El valor máximo promedio de Q_E fue de 21.70 ± 2.85 W m^{-2} a las 10:45 y 11:45 horas, y presentó una reducción hacia las horas con mayor déficit de presión de vapor. El valor máximo extremo en un árbol de *P. piscipula* fue de 37.21 W m^{-2}, registrado a las 15:00 horas. El flujo de calor latente diario promedio ($Q_{Ediaria}$) para las especies fue de 2.08 ± 0.238 kWm^{-2}, 1.1 ± 0.272 kWm^{-2} y 0.976 ± 0.144 kWm^{-2} para *B. simaruba*, *A. indica* y *P. piscipula*, respectivamente.

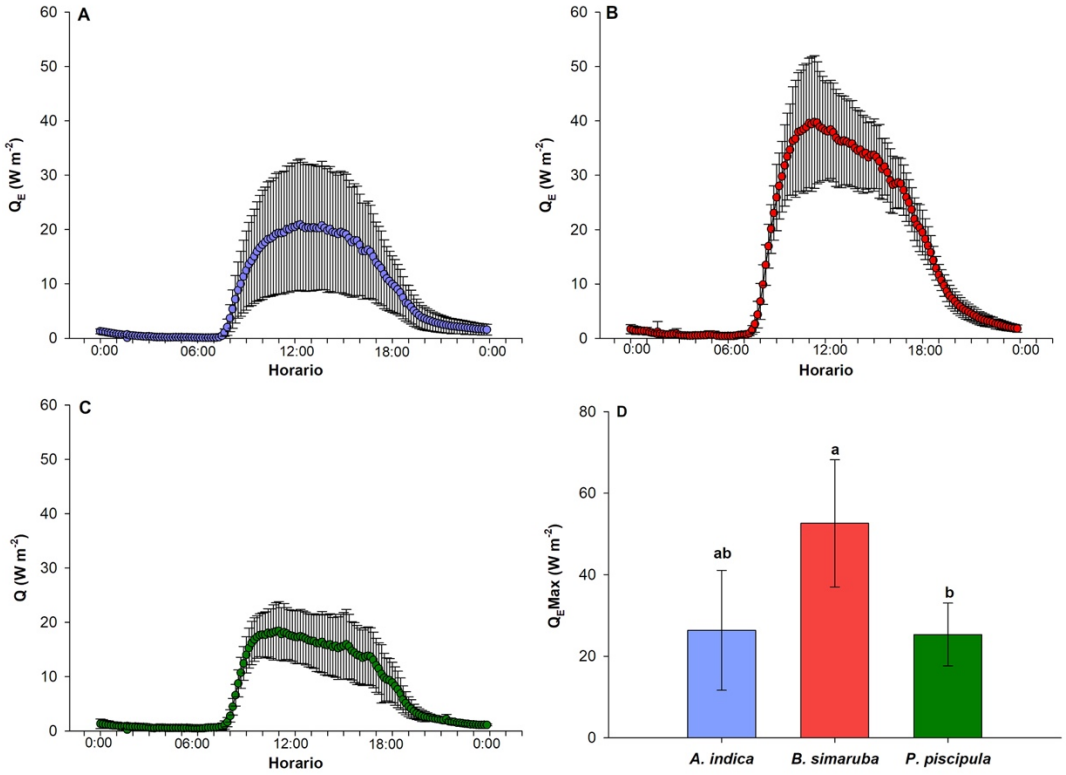


Fig. 3.7 Curso diario promedio del flujo de calor latente de la transpiración (Q_E) de *A. indica* (A), *B. simaruba* (B) y *P. piscipula* (C) durante 26/sep/21 al 30/sep/21, y el pico máximo del flujo de calor latente (D). Los puntos graficados equivalen al promedio y las barras de error al intervalo de confianza al 95 % para la media de individuos monitoreados por especie. Los datos se presentan en intervalos de 10 minutos. Las letras diferentes en (D) indican diferencias significativas entre especies.

4. Discusión

La tasa de flujo de savia máxima fue mayor en *B. simaruba* y *P. piscipula* en comparación con *A. indica* (Tabla 3.3). Existen estudios acerca del flujo de savia en *B. simaruba* y *P.piscipula* en bosques tropicales secos en Yucatán durante la estación lluviosa como referencia, pero no existen estudios del flujo de savia en *A. indica* en su ambiente natural ni como árbol urbano, por lo que este es el primer estudio en describirlo. En este estudio, *B. simaruba* presentó mayor densidad de flujo de savia (Fd) máximo en 2021 comparado con lo encontrado durante la estación de lluvias en Dzibichaltún (Reyes García et al., 2012), mientras que Fd maxímo en *P. piscipula* durante 2021 que coincidió con lo encontrado en Dzibichaltún (0.16 m^3 m^2 h^{-1}). Los valores de flujo de savia en base diaria (Ld^{-1}) aquí obtenidos para *B. simaruba* superaron lo encontrado en la misma especie en la Reserva Estatal "El Palmar" durante la estación lluviosa de 2019 (32.01 Ld^{-1} en Salas – Acosta et al., 2022, y 48.72 Ld^{-1} en este estudio), mientras que el flujo de savia en base diaria de *P. piscipula* fue similar al de "El Palmar" (30.99 Ld^{-1} y 35.09 $\pm$ 5.09, en este estudio). En este estudio, el déficit de presión de vapor al mediodía en 2021 fue ligeramente menor al de Dzibichaltún (2.7 - 3.0 KPa en Reyes – García et al, 2012), y durante 2019, fue similar al de "El Palmar" (1.4 - 1.6 KPa).

Las diferencias encontradas en Fd máximo y el flujo total base diaria en los estudios citados pueden deberse al díametro del fuste, ya que los árboles estudiados en este estudio fueron de dimensión mayor a los árboles estudiados en Dzibichaltún, y se conoce que un diámetro mayor puede aumentar la densidad de flujo de savia (Pataki et al., 2011). Los árboles en "El Palmar" tuvieron menor área de albura conductora y menor diámetro promedio de los fustes en comparación con este estudio (Tabla 3.1 área conductiva máxima de *B. simaruba* = 182 cm^2 y de *P. piscipula*= 147 cm^2 en Salas – Acosta et al., 2022), lo que refuerza el resultado de un mayor flujo de savia diario por efecto de las dimensiones de los árboles. Pese a ello, realizar comparaciones del comportamiento de árboles de la misma especie bajo condiciones ambientes naturales y condiciones ambientales urbanas es una tarea compleja por numerosas variables que afectan la transpiración y que no pueden ser controladas (Calfapietra et al., 2017). Por ejemplo, un acelerado crecimiento de los árboles urbanos en comparación con árboles en el campo (Smith et al., 2019) debido a una fotosíntesis favorecida por una mayor concentración de CO_2 en el aire (Brondfield et al.,

2012) y de N en el suelo (Rao et al., 2014). También, al crecer aislados, los árboles urbanos presentan menor competencia por luz y por agua (Smith et al., 2019), por efecto de una menor densidad de árboles (Vospernik & Sterba, 2015; Pataki et al., 2011).

El índice de área foliar (Tabla 3.2) sugiere que el mayor flujo de savia encontrado en *B. simaruba* comparado con *A. indica* se debió mayormente al diámetro del fuste, y en menor medida al índice de área foliar en estas especies. Este resultado se observó por los menores valores de Fd máxima y una menor pendiente inicial en las curvas de Fd en árboles de *A. indica*. Entre *P. piscipula* y *A. indica,* las diferencias en las variables mencionadas se apreciaron solamente durante 2019. Sobre las diferencias en el índice de área foliar, se ha documentado el efecto del autosombreado sobre la productividad de árboles (Bevington, 1980), ya que la fotosíntesis y la transpiración de las hojas al interior de la copa disminuyen por efecto de sombra generado por copa más densa y por mayor escasez de luz al interior del dosel. Por lo anterior, es posible que el autosombreado en *A. indica* pudiera haber provocado el cierre de estomas en las hojas en un nivel más bajo del dosel, y por ende, una reducción en el flujo de savia; mientras que un dosel más abierto en *B. simaruba* y de *P. piscipula* permitiera mayor cantidad de luz difusa para que la transpiración de las hojas en los estratos más bajos del árbol ocurriera. También, un dosel más cerrado en los árboles de *A. indica* pudo permitir un menor intercambio de gases por una disminución en la velocidad del viento y por ende, una menor conductancia del dosel (Pasqualotto et al., 2021), aunque se requieren de estudios para corroborar si esto pudo haber ocurrido.

La pendiente inicial de las curvas de Fd mostró que *P. piscipula* y *A. indica* presentaron menor variación por unidad de tiempo en el flujo de savia durante 2021, mientras *B. simaruba* no presentó reducción en la pendiente inicial (Tabla 3.2). Estas diferencias pudieron deberse a una mayor demanda evaporativa en 2021 (Fig.1), lo que pudo haber activado el cierre estomático en estas especies para evitar la desecación. Sin embargo, no es claro porque *B. simaruba* no presentó este efecto, aún cuando se conoce que esta especie presenta un alto uso de agua (Reyes – García et al., 2012), de modo que la reducción del flujo de savia en las especies ocurrió por causas diferentes y que no son claras con la información analizada en este estudio. Las diferencias en la pendiente inicial entre *B. simaruba* y *A. indica* se encontraron en los dos periodos medidos (Tabla. 3.3), y sugiere que en *B. simaruba* el flujo de savia incrementa más aceleradamente durante las

primeras horas de la mañana, en comparación de *A. indica*. Las diferencias en la pendiente inicial de las especies coincidieron las diferencias en la densidad de la madera entre estas especies, y por ello, es posible que la mayor aceleración en el flujo de savia haya sido también por el efecto de una menor densidad de la madera y de un mayor tamaño de los vasos del xilema que es característico de especies con baja densidad de la madera (Greenwood et al., 2017).

Los picos máximos de calor latente asociado a la transpiracion (Fig. 3.7) fueron menores comparados con lo encontrado por Tan et al. (2020) (entre 135 a 389 Wm^{-2}). En el estudio citado, el área foliar total de los árboles fue menor (1.5 a 4.5 m^2) en comparación con el presente estudio, lo que influyó para que la transpiración por área foliar sea alta y que por ende, también el calor latente calculado. El flujo de calor latente diario (Fig. 3.7) fue similar a lo encontrado en Tan et al. (2020) para días soleados (1.4 a 2.1 k Wm^{-2}) y días nublados (0.9 a 1.4 k Wm^{-2}). Este resultado fue inesperado ya que se esperaba que los árboles de mayor talla en este estudio presentaran un mayor flujo de calor latente diario. Una posible explicación es que el calor latente en este estudio pudo ser subestimado, debido a una sobreestimación en el área foliar total, lo que pudiera afectar al cálculo (Ecuación 3.7). Por lo anterior, es necesario una mejor aproximación a las mediciones del área foliar total. En Suecia (Konarska et al., 2016) el pico máximo del calor latente de árboles urbanos fue de 206 Wm^{-2}, equivalente a un 30% de la radiación máxima al punto de mayor calor latente (686.66 Wm^{-2}). Para una radiación máxima al punto de mayor calor latente en este estudio (1083 Wm^{-2}), los intervalos del pico de calor latente por especie (Fig.3.7) , equivaldrían entre del 3.95 % al 6.22 % para *B. simaruba,* del 1.54% al 2.6% para *A. indica* y 1.90% y al 2.48% para *P. piscipula*. La comparación con estudios en ciudades de clima templado no es lo ideal debido a las diferentes condiciones ambientales y a las diferencias fisiológicas de las especies. Sin embargo, es una forma de comprender que el potencial del enfriamiento del aire por la transpiración varía segun las características ambientales y la transpiración de los árboles en una ciudad.

5. Conclusiones del Capítulo III

El flujo total diario promedio de árboles adultos de *Bursera simaruba, Pisicidia piscipula* y *Azadirachta indica* fue de 47.9 L d^{-1}, de 36.43 L d^{-1} y 29.85 L d^{-1}, respectivamente. *B. simaruba* fue la especie con mayor pico máximo de transpiración y transpiración en base diaria. La alta tasa de transpiración de *B. simaruba* coincidió con una pronunciada pendiente inicial de la curva de flujo de savia.

Los picos máximos de calor latente para las especies fueron 44.92 W m^{-2}, 123.33 W m^{-2} y 37.21 W m^{-2} para *A. indica, B. simaruba* y *P. piscipula,* los cuales representan el 4.14%, 11.38% y de 3.82% de la radiación incidente al momento de máximo valor de calor latente.

El diámetro del fuste en los árboles analizados estuvo relacionado con la tasa de transpiración de las especies y del flujo total diario. El mayor flujo total diario se debió principalmente a un mayor tamaño del diámetro y en menor medida al índice de área foliar. Sin embargo, el entendimiento de la transpiración y los flujos de calor latente asociados a la transpiración en sistemas naturales y sistemas urbanos requiere de la integración de diferentes enfoques debido a la multitud de variables ambientales y de atributos morfo-fisiológicos de árboles que afectan el intercambio de gases entre la planta y el ambiente.

CAPÍTULO IV

ATRIBUTOS FUNCIONALES DE ÁRBOLES URBANOS EN UNA CIUDAD TROPICAL DE LA PENINSULA DE YUCATAN

Resumen: La eficiencia de uso del agua por las plantas determina su capacidad para sobrevivir en condiciones de escasez de agua y de alta demanda evaporativa. Los atributos funcionales son características fisio-morfológicas ligados al desempeño de un individuo en su ambiente, por lo que, en ciudades tropicales con estacionalidad de lluvias, la selección de especies arbóreas con adaptaciones relacionadas a la tolerancia al estrés hídrico es relevante**.** El objetivo fue evaluar atributos funcionales ligados con la eficiencia del uso del agua y la fotosíntesis de los árboles urbanos *Azadirachta indica*, *Bursera simaruba* y *Piscidia piscipula.* Se midieron atributos morfológicos de la madera y de las hojas, así como atributos fisiológicos en relación con el uso del agua y el intercambio de gases. El potencial hídrico y osmótico de *A. indica* (-1.8 y -2.5 MPa) fue más bajo que en *B. simaruba* y *P. piscipula*, lo que sugiere la acumulación de solutos por *A. indica* para mantener la turgencia y continuar realizando fotosíntesis. La conductancia estomática máxima se alcanzó en momentos del día diferentes en *A. indica* (0.37 mol m^2 s^{-1}), *B. simaruba* y *P. piscipula* (0.31 y 0.14 mol m^2 s^{-1}), teniendo una mayor duración en *A. indica*. Esto coincide con una mayor eficiencia de uso del agua en *B. simaruba* y *P. piscipula* durante las horas con mayor demanda evaporativa. Se hallaron diferencias en el área foliar específica y la densidad de la madera de *A. indica* en comparación con *B. simaruba* y *P. piscipula*. Estas características coincidieron con las diferencias en la eficiencia del uso del agua de estas especies, y en conjunto los resultados sugieren estrategias diferentes para vivir bajo las mismas condiciones ambientales, y ayudarían a orientar la elección de especies para promover algunos servicios ambientales en ciudades tropicales.

Palabras clave: fotosíntesis, relaciones hídricas, ecofisiología, arbolado.

1. Introducción

Debido al reconocimiento de los múltiples servicios ambientales que ofrece el arbolado urbano (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), las ciudades alrededor del mundo adoptan estrategias para incrementar la cobertura arbolada (Schwarz et al., 2015). En algunas ciudades mexicanas como Mérida, la cobertura arbolada es escasa (entre 0.8 y 3.6 m^2/hab (Pérez – Medina y López – Falfán, 2015), e inferior a los 9 m^2 /hab recomendados por la ONU (ONU- Habitat, 2015). Además, no es adecuado incrementar este parámetro sin considerar aspectos fisiológicos de las especies ante posibles factores estresantes en entornos urbanos (i.e riego insuficiente, y altas temperaturas por efecto de isla de calor) (Gillner et al., 2015; Czaja et al., 2020).

Ante los retos anteriores, la fisiología ecológica aporta al entendimiento del efecto del ambiente sobre el metabolismo y supervivencia de los árboles urbanos (Calfapietra et al., 2017), y con ello, es posible orientar la elección de especies a aquellas con características fisiológicas que otorguen mayor resistencia y tolerancia al déficit hídrico (Sjöman et al., 2015) y prevenir altas tasas de mortalidad debidas a la incompatibilidad entre la elección de especies y el ambiente urbano (Hilbert et a., 2019), entre otros aspectos. Existen atributos fisio- morfológicos que son informativos sobre los procesos fisiológicos en los árboles urbanos (Leuschner et al., 2019), como las relaciones hídricas (Corcuera, 2003; Dichio et al., 2003)y las mediciones de la conductancia estomática y fotosíntesis (Wang et al., 2019).Existen atributos fisio- morfológicos que son informativos sobre los procesos fisiológicos en los árboles urbanos (Leuschner et al., 2019; Ye, 2010), como las relaciones hídricas (Corcuera, 2003; Dichio et al., 2013) y las mediciones de la conductancia estomática y fotosíntesis (Ye, 2010).

La medición de los atributos mencionados han permitido caracterizar el comportamiento estomático de las especies (Lenz et al., 2006; Leuschner et al., 2019; Werden et al., 2018) y analizar información fisiológica mediante modelos matemáticos para encontrar especies tolerantes a la sequía en colecciones botánicas grandes con mayor eficiencia del tiempo (Hirons et al., 2021). Además, las mediciones del intercambio gaseoso en árboles urbanos han permitido entender acerca del efecto negativo de los gradientes de

urbanización sobre la fotosíntesis (Wang et al., 2019). Ambos tipos de estudios aportan información sobre la manera en que los procesos fisiológicos como la fotosíntesis y la transpiración amplifican o limitan la provisión de servicios ambientales (Barbosa et al., 2012) (i.e. el secuestro de carbono, la intercepción pluvial, y la reducción de temperaturas altas por efecto de la transpiración (Tan et al., 2020; Tor-Ngern et al., 2020).

Las ciudades en los trópicos poseen condiciones ambientales propicias para mantener mayor riqueza de especies en el arbolado urbano (Jim & Liu, 2001; Lugo, 2014). Sin embargo, no existe suficiente información sobre los límites ambientales de éstas, dado que la mayoría de los estudios en ecofisiología aplicada al arbolado urbano se concentran fuera de los trópicos (Dobbs et al., 2019). Más aún, la elección de especies de árboles urbanos es una cuestión de tradición de uso, y no basada en la tolerancia al ambiente, y mucho menos en los servicios ambientales que las especies proveen. Dadas estas razones, este estudio tiene por objetivo caracterizar las estrategias utilizadas por tres especies del arbolado urbano en una ciudad tropical de clima caluroso, a través del estudio de rasgos funcionales de las relaciones hídricas y la fotosíntesis. Con esto se espera aportar información y metodologías útiles para predecir el impacto del ambiente sobre la fisiología de las especies utilizadas como árboles urbanos en condiciones climáticas similares a las de la península de Yucatán.

2. Metodología

2.1 Sitios y especies de estudio

Los sitios de medición, las especies de estudio y las características de los individuos se describen en el Capítulo III. Las mediciones se realizaron durante la temporada lluviosa de 2021 (junio a septiembre). Las curvas de presión – volumen y las mediciones de relaciones hídricas se realizaron en julio del 2021 y las mediciones de intercambio de gases, a finales de agosto e inicios de septiembre de 2021.

2.2 Relaciones hídricas

Se realizaron mediciones del potencial hídrico en pre-alba y al mediodía (Ψ_d, Ψ_m) y potencial osmótico pre-alba y mediodía ($\Psi\pi_d$,$\Psi\pi_m$) entre 5:00 y 6:00 horas y entre 12:00 y 14:00 horas, respectivamente. Se colectaron tres hojas maduras, de tres ramas diferentes en cada árbol (5 árboles para *A. indica* y *P. piscipula* y 4 árboles para *B. simaruba*) y se almacenaron en bolsas herméticas dentro de hielo para prevenir la deshidratación. El potencial hídrico se midió con una bomba de presión (1505D PMS Instrument Company, Estados Unidos), y las mediciones se completaron dentro de un tiempo inferior a las 2 horas posteriores a la obtención de la muestra. Asimismo, se cortaron dos discos de 0.8 mm de diámetro a partir de una hoja por rama muestreada para medir el potencial osmótico. Estas muestras se preservaron en nitrógeno líquido hasta su medición (osmómetro Vapro 5520; Wescor, Estados Unidos). El potencial de presión pre-alba (Ψ_{pd}) y al mediodía (Ψ_{pm}) fue calculado a partir de la expresión que relaciona los componentes del potencial hídrico ($\Psi = \Psi p + \Psi o$) (Nobel, 2020).

Las curvas de presión - volumen fueron realizadas por el método de transpiración al aire libre (Tyree & Hammel, 1972). Las condiciones de temperatura, humedad relativa y velocidad del viento durante el proceso fueron 25ºC, 55% y 0.7 m/s, respectivamente. Se colectó una rama terminal de 40 cm de largo y con hojas maduras de cada árbol estudiado. Las ramas se sumergieron en agua por el extremo opuesto a las hojas, y fueron cortadas nuevamente debajo del agua con el fin de evitar embolismos. Las ramas se sumergieron por 24 horas para saturación de las muestras. Se tomó aleatoriamente una hoja de cada rama, se midió el potencial hídrico con la bomba de presión y se registró el peso fresco de

la hoja obtenido por una balanza analítica con precisión de 0.001 g. El procedimiento se realizó en intervalos de cinco minutos para los primeros 10 puntos de la curva, y en intervalos de 10 minutos para puntos restantes de la curva, hasta que el valor de potencial hídrico se haya estabilizado (Palomo-Kumul, 2021). Al finalizar, el peso seco se obtuvo secando las hojas a 80ºC por 72 horas y registrando su peso con una balanza analítica. Con ello, se obtuvo el contenido relativo de agua (Ecuación 4;Weatherley, 1950):

$$RWC = \frac{(W_{fresh} - W_{dry})}{(W_{turgid} - W_{dry})}\ x\ 100 \qquad (4.1)$$

Donde W_{fresh} es el peso fresco, W_{dry} es el peso seco y W_{turgid} es el peso saturado de la muestra.

El efecto de meseta en las curvas de presión fue corregido mediante la extrapolación de una regresión lineal de todos puntos menores al potencial hídrico a la pérdida de turgencia Ψ = -2.0 MPa de acuerdo con Dichio et al., (2003), hasta el punto donde $\Psi = 0$ (Meinzer et al., 2014). Los primeros tres puntos de cada curva, (donde se presentó el efecto de meseta) fueron reemplazados por los valores extrapolados. Las curvas de presión – volumen se obtuvieron al graficar el déficit de contenido relativo de agua (100-RWC) en el eje X y el recíproco del potencial hídrico (-1/Ψ) en el eje Y. Los parámetros obtenidos fueron: el potencial osmótico a plena turgencia ($\Psi\pi^{100}$) y a pérdida de turgencia ($\Psi\pi^{0}$), el contenido relativo de agua a pérdida de turgencia, (RWC^{0}) y el módulo de elasticidad (ε). El módulo de elasticidad (ϵ) es la razón de cambio entre el contenido relativo de agua y potencial de presión (Saito et al., 2012) y se calculó como la pendiente de la recta entre los puntos de plena turgencia y de pérdida de turgencia (Powell et al., 2017).

2.3. Intercambio de gases

Las mediciones de la tasa de asimilación fotosintética (A), de transpiración (E) y conductancia estomática (g_w) se realizaron mediante un analizador de gases al infrarrojo con un fluorómetro como fuente de luz (LI-6800 y LI-6800-01; LI-COR, Estados Unidos). Para caracterizar las diferencias entre la actividad fotosintética y de intercambio gaseoso

de las hojas de acuerdo con su ubicación, se seleccionaron dos hojas de tres árboles por especie, una hoja en la porción expuesta a la luz solar, y otra en la porción sombreada. Estas hojas fueron medidas a lo largo de dos días con condiciones de cielo similares durante agosto del 2021. Antes de cada medición se midió la densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) en la porción expuesta y la porción sombreada del árbol con un cuantómetro (LI-250; LI-COR, Estados Unidos) y se programó la fuente de luz del equipo para que coincidiera con el PPFD de cada medición. Por motivos de la distancia entre los sitios de medición y de la distribución espacial de los árboles en los sitios, se procuró que los horarios de medición y las condiciones lumínicas de cada especie fueran homogéneas. Durante las mediciones se registraron datos del microambiente mediante sensores microclimáticos de PPFD, radiación solar, temperatura del aire y humedad relativa, conectados a un registrador de datos HOBO U30 (Onset Computer, Estados Unidos).

Se realizaron curvas de respuesta de la fotosíntesis a la luz en dos hojas expuestas a la luz solar y en los horarios donde se encontró la actividad fotosintética (entre las 9:00 y las 12:00 horas). Los valores de PPFD usados en las curvas fueron 0, 20, 30, 50, 100, 200, 400, 800, 1200, 1600 y 2000 μmol m-^{2} s^{-1}. Los parámetros obtenidos de las curvas de fotosíntesis en respuesta a la luz fueron: el punto de compensación de luz (I_{comp}), el punto de saturación de luz (I_{max}), la fotosíntesis bruta (P_{gmax}), la fotosíntesis máxima (P_{max}) y la respiración oscura (R_D). Estos parámetros se obtuvieron por el ajuste de los datos medidos a modelos de fotosíntesis (Lobo et al., 2013). Para *A. indica* y *B. simaruba* se usó el modelo exponencial (Webb et al., 1974), y para *P. piscipula,* el modelo de hipérbola rectangular (Kaipiainen, 2009). Esta elección estuvo basada en el mejor ajuste cuadrático (r^2) y el menor valor en la suma de errores cuadráticos (SSE). La eficiencia fotosintética instantánea (WUE) se calculó como el cociente de la tasa de asimilación y la tasa de transpiración de la hoja (ambos en mol m^2 s^{-1}) en cada horario de medición, a partir una hoja de un total de tres árboles por especie. Se midieron rasgos morfológicos del fuste y las hojas (densidad de la madera, contenido relativo de agua en la madera y área foliar específica) de acuerdo con Palomo-Kumul et al., 2021).

2.4 Análisis de datos

Las diferencias en la densidad de la madera, el contenido relativo de agua y el área foliar específica entre especies se analizaron por separado mediante ANOVAs de una vía para cada variable. En estos ANOVAs, la variable independiente fue la especie y las variables de respuesta fueron la densidad de la madera, el contenido relativo de agua en la madera y el área foliar específica para cada caso. Las diferencias entre los grupos se analizaron mediante pruebas post hoc HSD – Tukey con un nivel de significancia al 95%. Por otro lado, las diferencias del potencial hídrico, osmótico y de presión se analizaron individualmente mediante ANOVAs de dos vías para cada variable; en cada caso, las variables independientes fueron la especie y el tiempo de medición (con dos niveles; pre-alba y mediodía), y las variables dependientes fueron el potencial hídrico y el potencial osmótico, respectivamente. Las diferencias debidas al efecto conjunto de la especie y el tiempo de medición se analizaron como la interacción de las variables independientes dentro de cada ANOVA de dos vías. Los grupos que presentaron diferencias significativas se analizaron por pruebas post – hoc HSD – Tukey, con un nivel de significancia del 95%.

Los parámetros de las curvas de presión volumen, y de las curvas de fotosíntesis en respuesta a la luz se analizaron por separado mediante ANOVAs de una vía. Se usó como variable independiente a la especie y como variable dependiente, cada uno de los parámetros obtenidos de cada procedimiento. Las diferencias entre grupos se analizaron mediante pruebas post- hoc HSD. Las diferencias en WUE entre las especies y tiempos de medición se analizaron de manera gráfica a partir de la obtención de intervalos de confianza al 95%, usando el error estándar como medida de dispersión. Previo a la realización de ANOVAs se probaron los supuestos de distribución normal y la homocedasticidad de varianza en los datos mediante test de Shapiro – Wilks y de Levene, respectivamente. Los análisis descritos se realizaron en R (librerías agricolae, lawstats y stats).

3. Resultados

3.1. Descripción de las condiciones ambientales durante las mediciones fisiológicas

La temperatura promedio durante las mediciones fue 27.95 ºC (máxima= 34.99 ± 1.87 ºC; mínima =23.52 ± 1.82 ºC; ± error estándar) y la humedad relativa promedio de 79.54 % (máxima= 90 ± 3.22; mínima= 65.5 ± 6.29 %). El pico máximo promedio del déficit de presión de vapor del ambiente fue de 2.45 ± 0.51 kPa, el cual ocurrió entre las 15:00 y 15:30 horas de los días medidos. Por otra parte, el valor máximo de densidad de flujo de fotones fotosintéticos fue de 1966.2 µmol m^2 s^{-1} a las 13:30 horas (Fig. 4.1). La luz integrada diaria fue de 29.53 ± 1.81 mol m^{-1} d^{-1}.

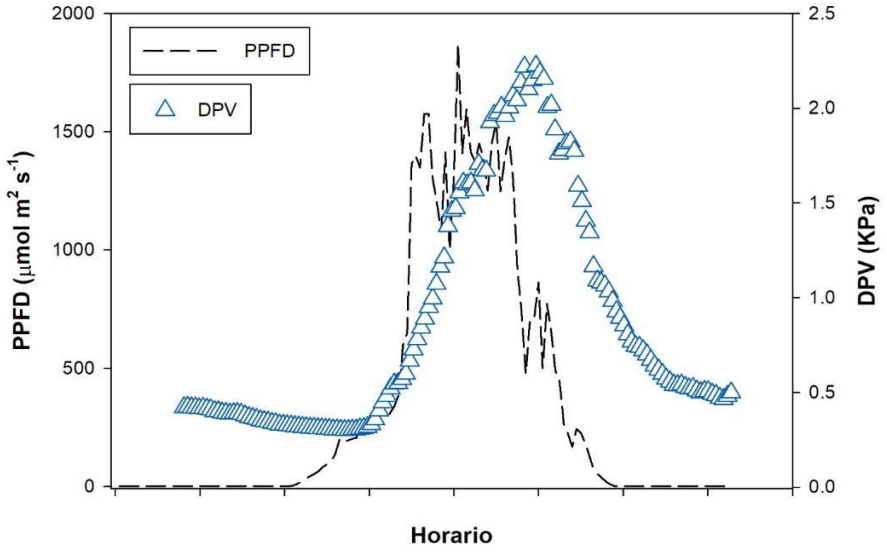


Fig. 4.1. Valores promedio del déficit de presión de vapor (DPV) del ambiente y densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) durante los dos días de mediciones fotosintéticas.

La densidad de la madera, el área foliar específica y el contenido relativo de agua de la madera fueron las variables que presentaron diferencias significativas al 95% (Tabla 4.1). *B. simaruba* se caracterizó por poser menor densidad de madera; aproximadamente 1.8 y 1.6 veces menos que *A. indica* y *P. piscipula,* respectivamente. *A. indica* presentó mayor área foliar entre las especies estudiadas, el cual fue un 22% y 26% superior que el

área foliar de *B. simaruba* y *P. piscipula*, respectivamente. El área foliar específica de *B. simaruba* y *P. piscipula* fueron similares entre sí. Por otro lado, *P. piscipula* mostró los valores más bajos de contenido relativo de agua en la madera, y no se encontraron diferencias significativas entre *A. indica* y *B. simaruba* para el contenido relativo de agua en la madera.

Tabla 4.1. Rasgos funcionales morfológicos de las tres especies estudiadas. Las cifras reportadas corresponden al promedio y el intervalo de confianza al 95% (± error estándar). Las letras diferentes en cada renglón indican las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies para cada variable.

	A. indica	***B. simaruba***	***P. piscipula***
Densidad de la madera (g/cm^3)	0.72 ± 0.05a	0.39 ± 0.02b	0.63 ± 0.04a
Área foliar específica (cm^2/g)	125.9 ± 13.29a	99.8 ± 5.74b	93.2 ± 6.01b
Contenido relativo de agua (%)	72.58 ± 10.86a	86.20 ± 3.29a	63 ± 9.49b

3.2. Relaciones hídricas

A. indica presentó mayor variación en los potenciales hídrico y osmótico de pre-alba y de mediodía (Tabla 4.2). Usando como referencia los valores de potenciales pre-alba, el potencial hídrico y osmótico de esta especie disminuyeron un 192% y un 26% al mediodía, respectivamente, mientras que, en promedio, la disminución en los potenciales hídrico y osmótico medidos en *B. simaruba* y *P. piscipula* fue de 146% y 15%, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre especies en cuanto a los valores pre – alba y al mediodía del potencial de presión. La especie con menor potencial hídrico y osmótico fue *A. indica*; esto ocurrió tanto para las mediciones pre-alba como para las mediciones al mediodía, siendo mayores las diferencias encontradas al mediodía. *A. indica* tuvo potenciales hídrico y osmótico de mediodía 2.87 y 1.85 veces más bajos que los valores de potencial hídrico y osmótico medidos al mediodía en *B. simaruba* y *P. piscipula*. No se encontraron diferencias significativas entre los potenciales medidos de *B. simaruba* y *P. piscipula*; no obstante, el potencial osmótico al mediodía en *B. simaruba* fue ligeramente menor que el potencial osmótico de *P. piscipula* al mediodía.

Tabla 4.2. Atributos fisiológicos (relaciones hídricas, turgencia celular y de respuesta a la luz) de *A. indica, B. simaruba y P. piscipula*. Las letras diferentes en el mismo renglón indican diferencias estadísticas ($p > 0.05$) entre especies. Los asteriscos en "Relaciones Hídricas" señalan diferencias entre valores prealba y mediodía. Ψd= potencial hídrico prealba, Ψm=potencial hídrico al mediodía, Ψπd= potencial osmótico prealba, Ψπm= potencial osmótico al mediodía, Ψpd= potencial de presión prealba, Ψpm= potencial de presión al mediodia, $\Psi\pi_{100}$ = Potencial osmótico a plena turgencia, $\Psi\pi_0$= potencial osmótico a pérdida de turgencia, RWC^0 = contenido relativo de agua a pérdida de turgencia, ε = módulo de elasticidad, I_{comp} = punto de compensación de la luz, I_{max} = punto de saturación de luz, P_{max}= fotosíntesis máxima, P_{gmax}= fotosíntesis bruta, R_D= respiración oscura.

	Relaciones hídricas					
	Ψd	**Ψm**	**Ψπd**	**Ψπm**	**Ψpd**	**Ψpm**
A. indica	-0.64 ± 0.5$_a$	-1.87 ± 0.20$_a$*	-2.51 ± 0.24$_a$	-3.18 ± 0.23$_a$*	1.87 ± 0.22$_a$	1.23± 0.18$_a$
B. simaruba	-0.25± 0.03$_b$	-0.68 ± 0.23$_b$*	-1.50 ± 0.07$_b$	-1.84 ± 0.21$_b$*	1.75 ± 0.09$_a$	1.15± 0.02$_a$
P. piscipula	-0.28± 0.06$_b$	-0.62 ± 0.24$_b$*	-1.43 ± 0.05$_b$	-1.53 ± 0.21$_c$*	1.81 ± 0.24$_a$	1.01± 0.19$_a$
	Turgencia celular					
	$\Psi\pi_{100}$	**$\Psi\pi_0$**	**ε**	**RCW^0**		
A. indica	-1.46± 0.15$_a$	-2.07 ± 0.10$_a$	10.99± 2.8$_{ab}$	85.8 ± 1.58$_a$		
B. simaruba	-1.36± 0.15$_a$	-1.81 ± 0.08$_b$	12.38 ± 3.2$_a$	88.09 ± 3.60$_a$		
P. piscipula	-1.38± 0.09$_a$	-1.85 ± 0.19$_{ab}$	6.3 ± 2.05$_b$	74.16 ± 7.74$_b$		
	Respuesta fotosintética a la luz					
	I_{comp}	**I_{max}**	**P_{max}**	**P_{gmax}**	**R_D**	
A. indica	24.95± 14.79$_a$	1501 ± 56.84$_a$	17.75 ± 0.29$_a$	19.65 ± 0.49$_a$	0.95 ± 0.09$_a$	
B. simaruba	44.2± 39.98$_a$	1892.5± 110.74	12.15 ± 2.84$_b$	14.05 ± 4.01$_b$	1.05 ± 0.49$_a$	
P. piscipula	22.75± 2.84$_a$	1170.3± 41.16$_c$	9.45 ± 0.88$_b$	12.01 ± 1.17$_b$	1.2 ± 0.98$_a$	

3.3 Parámetros de curvas de presión – volumen (turgencia celular)

La Fig. 4.2 muestra la dispersión de los datos empleados en la obtención de parámetros de turgencia celular. El número de datos fue de 80, 80 y 102 para *A. indica, B. simaruba y P. piscipula*, respectivamente. El SSE promedio de los datos fue de 19.53 -1/MPA, y el coeficiente de correlación promedio r^2 fue 0.72. Los datos de *B. simaruba* mostraron mayor ajuste a la curva descrita en la Fig.3, mientras que los datos de *P. piscipula* mostraron mayor dispersión (menor r^2 y mayor SSE).

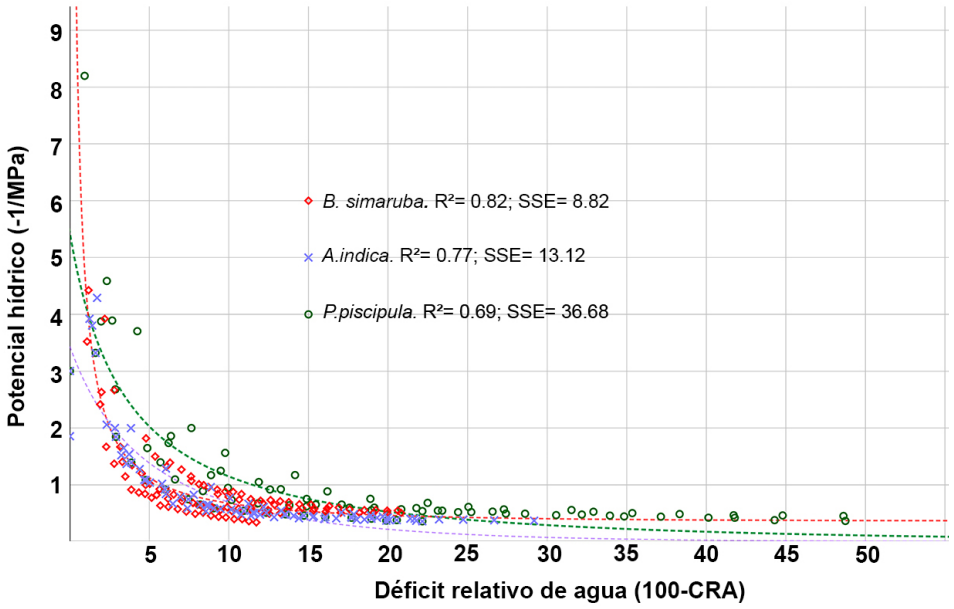


Fig. 4.2. Datos utilizados en la construcción de las curvas de presión volumen para las tres especies estudiadas.

El $\Psi\pi^{100}$ fue similar entre especies, y osciló entre -1.61 a -1.29 MPa; la especie con más alto valor de $\Psi\pi^{0}$ fue *B. simaruba*, mientras que $\Psi\pi^{0}$ en *A. indica* y *P. piscipula* fue similar (Tabla 4.2). Las hojas de *P. piscipula* presentaron un RCW^{0} más bajo en comparación con *A. indica* y *B. simaruba*. La especie con menor módulo de elasticidad (paredes celulares con mayor elasticidad) fue *P. piscipula* (6.3 ± 2.05 MPa), mientras que *A. indica* y *B. simaruba* presentaron mayores valores de ε. En promedio, el módulo ε de *P.*

piscipula fue 1.83 y 1.96 veces más bajo que el módulo ε de *A. indica* y *B. simaruba*, respectivamente. Las diferencias descritas fueron estadísticamente significativas.

3.4. Intercambio de gases y fotosíntesis

De mayor a menor tasa de asimilación de CO_2 (A) promedio, *A. indica* presentó un promedio de 20.5 µmol m^2 s^{-1} a las 11:42 horas (valor máximo = 24.5 µmol m^2 s^{-1}). *P. piscipula*, presentó una A promedio de 12.68 µmol m^2 s^{-1} (valor máximo = 18.35 µmol m^2 s^{-1}) a las 11:00 horas y por último, *B. simaruba* tuvo una A promedio de 11.61 µmol m^2 s^{-1} (valor máximo = 14.83 µmol m^2 s^{-1}) a las 09:58 horas. (Fig 4.3A). Las hojas sombreadas presentaron valores de A similares entre especies (entre 2.18 y 3.22 µmol m^2 s^{-1} para las horas con mayor fotosíntesis). Los valores de A promedio, en hojas sombreadas, fueron 9.17, 5.84 y 4.94 veces menores a los valores promedio A en hojas expuestas, en el horario de mayor fotosíntesis de *A. indica*, *P. piscipula* y *B. simaruba*, respectivamente.

La conductancia estomática (g_w) en las tres especies fue más alta en hojas expuestas al sol que en hojas en la porción sombreada. De mayor a menor, *A. indica* presentó mayor g_w promedio y máxima a las 11:42 horas (0.37 mol m^2 s^{-1} y 0.50 mol m^2 s^{-1}, respectivamente). Estos valores de g_w coincidieron con el horario de mayor tasa de asimilación de CO_2. En segundo lugar, *B. simaruba* presentó una g_w promedio de 0.293 mol m^2 s^{-1} y g_w máxima de 0.31 mol m^2 s^{-1} a las 07:35 horas, y por último, *P. piscipula*, con g_w promedio y máxima de 0.14 y 0.32 mol m^2 s^{-1}, respectivamente, a las 08:25 horas. En *B. simaruba* y *P. piscipula* los valores máximos de g_w no coincidieron con los horarios de mayor tasa A. (Fig 4.3B).

El descenso en la g_w (cierre estomático) en *B. simaruba* y *P. piscipula* ocurrió después de las 11:00 horas, mientras que en *A. indica*, la g_w permaneció alta por más tiempo. Al momento del cierre estomático, la g_w de *B. simaruba* y *P. piscipula* alcanzó valores similares al de hojas sombreadas; en hojas sombreadas, los valores máximos de g_w fueron similares entre especies, y se mantuvieron estables durante el día: se mantuvieron entre 0.03, 0.08 y 0.09 mol m^2 s^{-1} para *B. simaruba, P. piscipula* y *A. indica*, respectivamente (Fig. 4.3B).

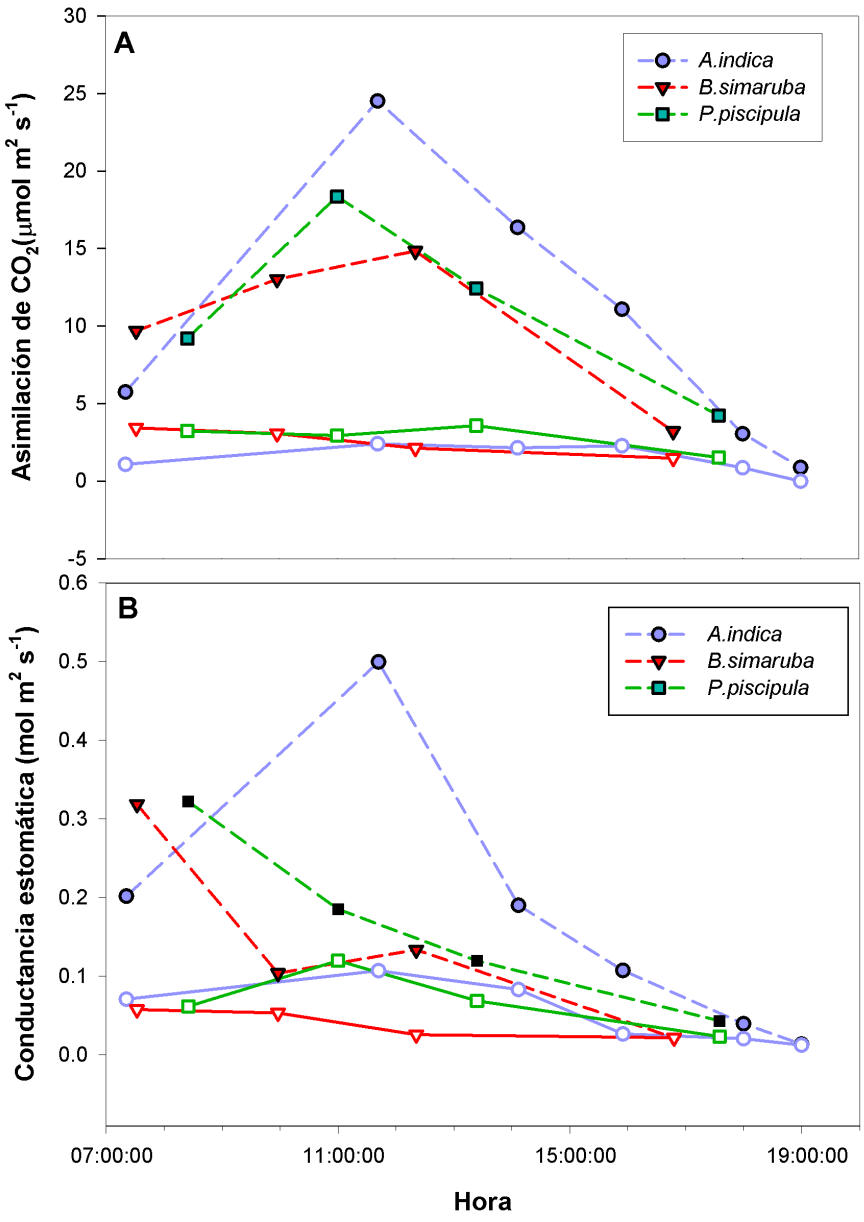


Fig. 4.3. Registros máximos de asimilación de CO_2 (A) y conductancia estomática (B) a distintas horas del día. Los puntos graficados corresponden a datos puntuales. Las líneas discontinuas con símbolos rellenos indican los valores para hojas expuestas a la luz solar, y las líneas sólidas con símbolos huecos indican valores para hojas sombreadas.

B. simaruba y *P. piscipula* mostraron mayor eficiencia de uso del agua instantánea (WUE) en los horarios de mayor fotosíntesis. (Fig. 4.4), a diferencia de *A. indica* que presentó mayor WUE a las 15:55 horas ($0.005 \pm 6.0 \times 10^{-4}$). Al tiempo de mayor fotosíntesis, el WUE promedio fue *B. simaruba* = $0.005 \pm 9.7 \times 10^{-4}$ a las 09:58 horas; *P. piscipula* = $0.005 \pm 3.9 \times 10^{-4}$ a las 11:00 horas y *A. indica*= $0.003 \pm 4.3 \times 10^{-4}$ a las 11:42 horas. Por otro lado, *B. simaruba* presentó mayor WUE que *P. piscipula* después que en ambas especies ocurriera el cierre estomático.

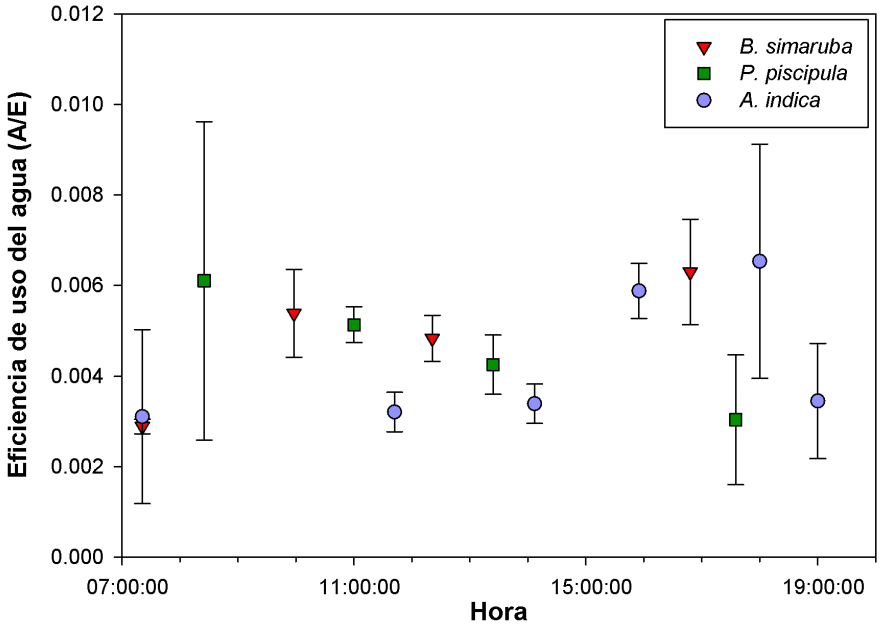


Fig. 4.4. Eficiencia de uso del agua instantánea (A/E) de *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula* a diferentes horarios del día. Los valores graficados corresponden al intervalo de confianza de la media al 95% usando el error estándar.

3.5. Parámetros de curvas de fotosíntesis (respuesta a la luz)

No se encontraron diferencias significativas en punto de compensación a la luz (I_{comp}) entre especies (Fig. 4.5). La especie con tasa fotosintética más baja fue *P. piscipula* (P_{max} = 9.45 ± 0.88 y P_{gmax}= 12.01 ± 1.17 µmol CO_2 m^2 s^{-1}; Tabla 4.2). También, fue la especie con un menor punto de saturación de luz (I_{max}= 1170.3 ± 41.16 µmol m^2 s^{-1}). Por otro lado, la especie con mayor tasa de fotosíntesis máxima fue *A. indica,* seguida por *B.*

simaruba (Tabla 2). El punto de saturación de luz (I_{max}) fue diferente entre especies; en términos relativos, el I_{max} fue alto en *B. simaruba*, intermedio en *A. indica* y bajo en *P. piscipula*. No se encontraron diferencias significativas entre los valores de respiración oscura (R_D) de las especies. En promedio, R_D fue de 1.07 µmol CO_2 m^2 s^{-1}

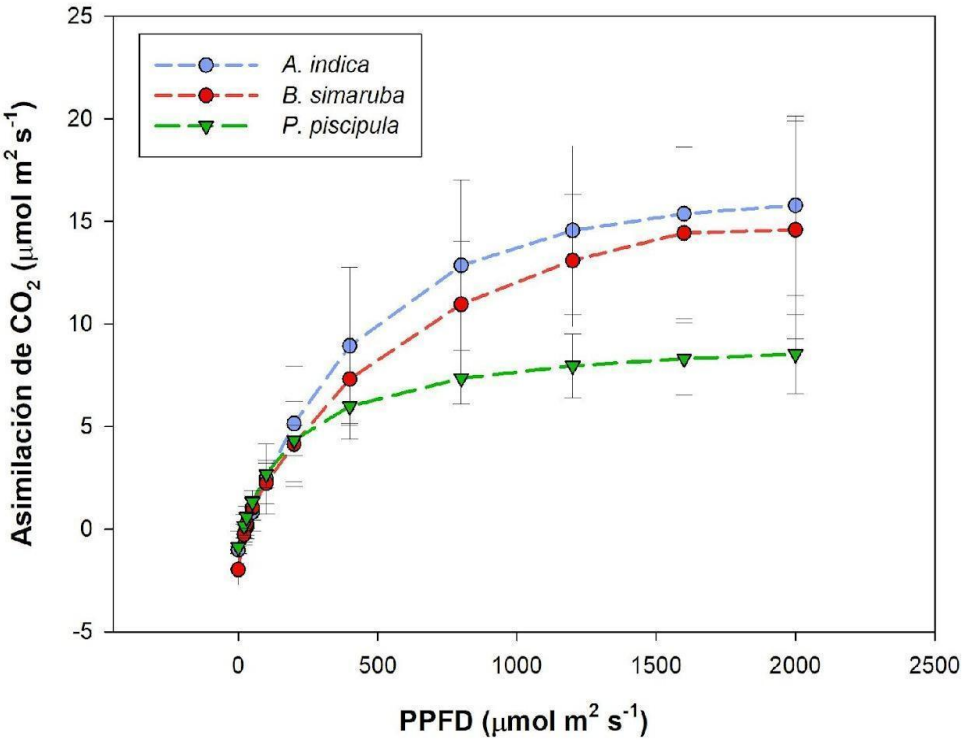


Fig. 4.5. Curvas de respuesta de la fotosíntesis a la luz para las especies *A. indica*, *B. simaruba* y *P. piscipula*. Los valores graficados corresponden al intervalo de confianza de la media al 95% usando el error estándar.

4. Discusión

Bursera simaruba y *Piscidia piscipula* (referidas en conjunto como "*las especies deciduas*" en lo sucesivo) presentaron menor área foliar específica en comparación con *Azadirachta indica.* Los rangos de área foliar específica aquí encontrados fueron similares a otros estudios en *P. piscipula* (Nafarrate Hecht, 2017; Palomo-Kumul et al., 2021) y *B. simaruba* (Palomo – Kumul, et al., 2021) y *A. indica* en ausencia de riego (Martins et al., 2010), que es una característica similar dadas las condiciones estacionales de nuestro sitio de estudio. La baja área foliar específica en *las especies deciduas* coincidió con la mayor eficiencia del uso del agua durante las horas con mayor actividad fotosintética (Fig. 4.4). Esta característica está asociada a una baja longevidad de la hoja a cambio de una mayor tasa fotosíntetica (Bussotti et al., 2015), y también permite mayor eficiencia en el uso del agua (Huang et al., 2022). Esto es debido a una disipación de calor más efectiva, que reduce el consumo de energía de la hoja y la transpiración necesaria para el mantenimiento de la temperatura (Chaves et al., 2003). Por otra parte, la mayor área foliar específica *A. indica* coincidió con las diferencias en la eficiencia de uso del agua observada al tiempo de mayor fotosíntesis (Fig. 4.4), lo que apoya a la explicación de las diferencias encontradas en estas dos variables para las especies de estudio.

La poca variación en el potencial hídrico pre-alba y mediodía en *las especies deciduas* (Tabla 4.2) se explica por el comportamiento de la conductancia estomática y de la fotosíntesis a lo largo del día, ya que estas presentaron el cierre estomático y por ende, reducen la pérdida de agua durante el tiempo de mayor demanda evaporativa. La tasa fotosintética máxima de *las especies deciduas* fue similar a lo reportado para *P. piscipula* (9.4 ± 1.3 µmol CO2 m^2 s^{-1} en Jackson et al., (2018) y para *B. simaruba* (10.96 CO2 m^2 s^{-1} en May & Oberbauer (2021)). Por otro lado, los rangos de potenciales hídricos pre - alba y mediodía de estas especies fue similar a lo reportado en bosques tropicales secos durante la temporada lluviosa de la península de Yucatán; *P. piscipula* (Jackson et al., 2018) y *B. simaruba* (Valdez-Hernández et al., 2010). No obstante, no existen estudios sobre las relaciones hídricas en *A. indica* que puedan servir como referencia.

El punto de saturación de luz fue más bajo en *P. piscipula*, sugiriendo que posiblemente esta especie posee mayor sensibilidad a la fotoinhibición (Wang et al., 2019) Otra explicación es que los individuos medidos de esta especie pudieran tener hojas aclimatadas a menores cantidades de luz; en fabáceas como *P. piscipula*, la presencia de los pulvinos en las hojas permiten modificar el ángulo de inclinación, y reducir la radiación incidente y la temperatura foliar (Carré, 2017; Koller, 2000). Por lo anterior, es posible que los fotosistemas de esta especie pudieran estar adaptados a recibir menores radiaciones, y por ende, presenten saturación de la fotosíntesis a menor cantidad de luz.

La reducción del potencial hídrico de mediodía en *A. indica* fue más drástica en comparada con lo observado en *las especies deciduas*. Este resultado coincidió con el mantenimiento de la conductancia estomática y de la tasa fotosintética a lo largo del día y dentro de los horarios con mayor demanda evaporativa (Fig. 4.3). La tasa máxima de fotosíntesis y el punto de saturación de luz encontrados para *A. indica* fueron ligeramente mayores a lo reportado para esta especie (P_{max} = 14.15 ± 1.03 µmol CO_2 m^2 s^{-1} y I_{max}= 1205 µmol m^2 s^{-1} en Zheng et al., (2010)). La reducción del potencial hídrico al mediodía de *A. indica* estuvo acompañada de la reducción del potencial osmótico de mediodía, lo cual sugiere la posible capacidad de ajuste osmótico en esta especie. En *A. indica* se ha confirmado la acumulación de prolina en respuesta al estrés por sequía (Zheng et al., 2010), el cual es un soluto compatible en la osmorregulación (Lambers & Oliveira, 2019), por lo que es posible que la acumulación de prolina participe en el ajuste osmótico en *A. indica*.

Los rangos de densidad de la madera de las especies de estudio fueron comparables a lo encontrado en otros estudios con *B. simaruba* (Reyes-García et al., 2012; Valdez-Hernández et al., 2010; Wolfe, 2017), de *P. piscipula (*Palomo - Kumul et al., 2021*)* y con *A. indica* (Ishengoma et al., 2008). Una baja densidad de la madera es un atributo morfológico asociado a una mayor eficiencia en el transporte del agua por efecto de mayor tamaño de los vasos en el xilema, pero a cambio de una mayor sensibilidad a la cavitación (Greenwood et al., 2017) y consecuentemente, a un mayor riesgo de mortalidad por sequía (Phillip et al., 2010). Esta situación describe la disyuntiva entre la eficiencia y la seguridad hidráulica (Pineda-García et al., 2013). Debido a lo anterior, *B. simaruba* podría ser más sensible a la

cavitación que *P. piscipula* y *A. indica,* aunque este estudio no incluyó mediciones de conductividad hidráulica y de sensibilidad a la cavitación para confirmarlo.

La baja densidad de la madera se asocia con la capacidad de almacenamiento de agua (Ávila-Lovera & Ezcurra, 2016); esta capacidad ha sido descrita anteriormente para *las especies deciduas* (Tamayo – Chim et al., 2010; Ávila-Lovera & Ezcurra, 2016), por lo que probablemente *B. simaruba* almacena mayor porcentaje de agua en el fuste por efecto de una menor densidad en la madera, tal como sugiere un mayor contenido relativo de agua en la madera esta especie (Tabla 4.1) lo que representaría una estrategia ante el posible riesgo a la cavitación. Esta característica es congruente considerando que *B. simaruba* posee un elevado uso de agua y evade la sequía al perder las hojas por completo (Reyes – García, et al., 2012). Por otro lado, la mayor densidad de la madera de *A. indica* le permitiría soportar mayores tensiones en el xilema, lo cual es congruente con el bajo rango de potencial hídrico medido al mediodía de esta especie por efecto de un menor tamaño de vasos en el xilema que aportan mayor resistencia a la cavitación (Greenwood et al., 2017).

El potencial osmótico a plena turgencia señala el potencial de presión al punto de mayor hidratación, del cual se infiere la capacidad de las vacuolas para almacenar agua (Barttlet et al., 2012) y el potencial osmótico a pérdida de turgencia señala el potencial hídrico más bajo que es tolerado por las células (Powell et al., 2017). A partir del primer parámetro, se deduce que las especies estudiadas poseen capacidad similar de almacenamiento de agua, lo cual coincidió con la similitud del potencial de presión pre-alba. Del segundo parámetro, se deduce que *A. indica* es más tolerante a la sequía que las especies deciduas, lo cual coincide con que esta especie soporta menores rangos de potencial hídrico por efecto del ajuste osmótico, y a que tolera mayor pérdida de agua durante el día al mantener los estomas abiertos pese a la alta demanda evaporativa. El rango de potencial osmótico a plena y de pérdida de turgencia de *las especies deciduas* fueron similares a lo encontrados por Palomo-Kumul (2021), quien obtuvo estos parámetros para *B. simaruba* y *P. piscipula* al interior la península de Yucatán. Sin embargo, para *A. indica* no existen estudios sobre curvas de presión-volumen. El bajo potencial osmótico a pérdida de turgencia de *A. indica* podría ser una estrategia para compensar la menor eficiencia de uso del agua debida a la mayor área foliar específica, lo que explicaría el

mantenimiento de la fotosíntesis por más tiempo, aunque se necesitan estudios más precisos para poder comprobarlo. Un bajo potencial osmótico a pérdida de turgencia, una alta densidad de la madera (resistente a la cavitación), y una fuerte capacidad de ajuste osmótico podría ser la explicación por la cual esta especie es reconocida como resistente a la sequía (Hänke et al., 2016).

El rango del módulo de elasticidad en este estudio fue de 4.25 a 15.58 MPa para las tres especies, lo cual estuvo dentro lo encontrado por Palomo- Kumul (2021) para especies del bosque tropical seco (incluidas *P. piscipula* y *B. simaruba*) durante la temporada de lluvias (entre 10 y 16 MPa). Otros estudios han encontrado mayores rangos de módulo de elasticidad en árboles de climas templados (10 a 35 MPa) (Leuschner et al., 2019) y en bosques húmedos en el Amazonas (10 a 80 MPa) (Powell et al., 2017). Leuschner et al., (2019) indican que valores de módulo de elasticidad de alrededor 10 MPa se consideran como de “elasticidad moderada”, por lo que para fines de comparación de este estudio con otros, valores menores que 10 MPa pueden interpretarse como “más elásticos” (*P. piscipula* = 6.3 ± 2.05 MPa), y valores mayores a 10 MPa como “menos elásticos” (*A. indica y B. simaruba* =10.99 ± 2.8 MPa y 12.38 ± 3.2 MPa, respectivamente).

La interpretación del módulo de elasticidad es confusa (Leuschner et al., 2019). Sin embargo, la interpretación más aceptada es la de Barttlet et al. (2012), quienes concluyen a partir de datos globales en diversos tipos de vegetación que la elasticidad de la pared celular ayuda a prevenir que la hidratación en las células caiga por debajo del contenido de agua a pérdida de la turgencia (RWC^0;Tabla 4.2). Por lo que, a mayor módulo de elasticidad (menor elasticidad), más alto el valor de CRA^0. Esta situación indica mayor sensibilidad a perder la turgencia en términos del descenso en el contenido relativo de agua. Los resultados encontrados aquí concuerdan con Barttlet et al. (2012), pues *A. indica* y *B. simaruba,* las especies con paredes celulares menos elásticas presentaron un RWC^0 alto (84 al 91%), mientras que *P. piscipula*, con pared celular más elástica, presentó un RWC^0 menor = 78%. Algunas características foliares (i.e el grosor y la densidad de la hoja, en Leuschner et al., 2019) y anatómicas (i.e la disposición de microfibras de celulosa y moléculas de polisacáridos en la pared celular en Joly & Zaerr, 1987)determinan el módulo de elasticidad, por lo que estudios de este tipo aportarían más al entendimiento de esta

variable. En este estudio, no se encontró relación entre el módulo de elasticidad y la tolerancia a la sequía pues *A. indica* y *B. simaruba,* dos especies contrastantes en cuanto a la tolerancia a la sequía, presentaron por igual un alto módulo de elasticidad y un alto contenido de agua a pérdida de turgencia. La ausencia de relación entre estas variables tambíen fue observada en Powell et al. (2017) y Leuschner et al. (2019).

Los resultados de relaciones hídricas, de conductancia estomática y de fotosíntesis sugieren estrategias de regulación estomática diferentes; por un lado, los atributos funcionales de *las especies deciduas* sugieren un comportamiento isohídrico, lo cual concuerda con lo reportado por Werden et al. (2018) para *B. simaruba* y una especie del género *Piscidia* (*P. carthaginensis*) en un bosque tropical seco. Las especies isohídricas "evitan la sequía" (Skelton et al., 2015) al cerrar los estomas y reducir la actividad fotosintética en momentos del día con mayor demanda evaporativa, y debido a ello, mantienen su potencial hídrico estable durante el día (Sade et al., 2012). Por otro lado, los resultados obtenidos de *A. indica* señalan un comportamiento anisohídrico o "gastador de agua" (Skelton et al., 2015), donde el control estomático es menos riguroso que especies isohídricas, y a cambio, mantienen activa la fotosíntesis por más tiempo, pero con mayor pérdida de agua por transpiración y mayor variación del potencial hídrico pre- alba y mediodía (Hochberg et al., 2017).

5. Conclusiones del Capítulo IV

Bursera simaruba y *Piscidia piscipula* mostraron un comportamiento estomático isohídrico. Estas especies presentaron atributos funcionales en común como una baja área foliar específica, baja densidad de la madera, una alta eficiencia del uso del agua en el horario de mayor fotosíntesis, un rango similar de potencial hídrico y osmótico (pre - alba y mediodía), y rangos similares de potencial osmótico a plena y a pérdida de turgencia.

Azadirachta indica mostró un comportamiento estomático anisohídrico, con atributos funcionales como una alta área foliar específica, mayor densidad de la madera, una baja eficiencia de uso del agua en el horario de mayor fotosíntesis, mayor conductancia estomática y mayor tasa de fotosíntesis por tiempo prolongado, mayores variaciones en el potencial hídrico y osmótico (pre -alba y mediodía) y la capacidad de ajuste osmótico. Estos resultados explican la tolerancia a la sequía de esta especie y explican su amplio uso como árbol urbano en ciudades tropicales.

El estado de los atributos funcionales de *B. simaruba*, *P. piscipula* y *A.indica* demuestran que poseen adaptaciones para evitar la sequía y tolerarla, aunque logran esto en diferentes manera. Las características estudiadas son importantes para considerar su uso como árboles urbanos, dado la marcada estacionalidad de las lluvias que existe en la península de Yucatán

CAPÍTULO V

DISCUSIÓN, CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

5.1 Discusión general

Esta investigación tuvo como objetivo examinar la importancia de la infraestructura verde en la ciudad de Mérida, Yucatán. Para cumplir con este objetivo se llevaron a cabo análisis a diferentes escalas y con diferentes enfoques. Primero, se analizó la deforestación en el espacio y tiempo, y su relación con el incremento en la temperatura superficial y formación de islas de calor a consecuencia de la deforestación (Capítulo II). Después, se hicieron mediciones de transpiración y de atributos fisiológicos para relacionarlos con el servicio ambiental de regulación térmica (Capítulos III y IV, respectivamente). Los resultados encontrados en los diferentes capítulos ofrecen en conjunto, datos cuantitativos que abonan a la resolución de problemáticas como la deforestación, la formación de islas de calor y la importancia del arbolado urbano en la ciudad. Esta información puede ser utilizada en el fortalecimiento de estrategias orientadas a la protección del medioambiente y en la planificación urbana en el estado de Yucatán, como se menciona en algunos ejemplos a lo largo de este capítulo final.

El mapa de la deforestación en Mérida (Fig. 2.5) mostró que a lo largo del periodo 2000 a 2018 se deforestaron 5,413.3 ha, las cuales fueron localizadas con una precisión del usuario y del productor de 95.47% y 91.62%, respectivamente (Tabla 2.2). Estos resultados fueron posibles por diferentes razones, entre las que destacan la robustez del algoritmo BFAST para distinguir entre los cambios fenológicos del bosque tropical seco en Yucatán y los eventos reales de deforestación dentro de una serie de tiempo de imágenes Landsat (DeVries et al., 2015), y al uso de un umbral de magnitud del cambio obtenido con datos de los puntos deforestados en el área de estudio (Fig. 2.4). Por otro lado, se observó un incremento de 2.36 a 3.94ºC en la temperatura superficial terrestre (LST) después que la deforestación ha ocurrido (Fig. 2.6) y que un 84.81% del territorio deforestado y posteriormente urbanizado presenta el efecto de isla de calor superficial (Fig. 2.8). Como se discutió en el Capítulo II, la causa directa del incremento de LST es la pérdida de la vegetación. Esto debido a que con ello, se pierde la capacidad para inteceptar los rayos solares y reflejarlos hacia la atmósfera, de manera existe un mayor calentamiento del suelo

y la formacion de islas de calor. Estos resultados resaltan la importancia de contar con áreas naturales protegidas en el municipio, además de conservar fragmentos de vegetación secundaria al interior de la ciudad, y de mantener la cobertura arbolada al interior de parques y jardines dentro de la ciudad.

El párrafo anterior contiene resultados que aportan información para atender problemáticas ambientales originadas por la deforestación en Mérida. Por ejemplo, la estimación de las tasas de deforestación es una actividad esencial dentro de los esfuerzos de conservación de los bosques tropicales (Smith et al., 2019). En el caso de los bosques caducifolios de la península de Yucatán, los estudios con series de tiempo Landsat y BFAST son idóneos ya que reúnen todas las imágenes Landsat disponibles para un área de interés, y captan la variabilidad del estado de la vegetación debida al clima y la fenología, con lo que disminuyen considerablemente la incertidumbre y los errores de estimación. Dicho esto, el contar con metodologías apropiadas y replicables para la estimación de la deforestación también facilita la obtención de información, y con ello, también la toma de decisiones sobre la conservación y manejo del paisaje en Yucatán. Estudios con estas características pudieran ser útiles, por ejemplo, dentro del contexto del Plan Estatal de Desarrollo 2018 – 2024 (Consejo de Planeación y Evaluación del Estado de Yucatán, 2019), en donde se menciona que Yucatán presenta un insuficiente ejercicio del derecho humano a un medio ambiente sano debido a la disminución de la cobertura forestal, y dentro de la “Visión 2040” del Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Mérida 2018 (Instituto Municipal de Planeación de Mérida, 2018), cuya función es planificar, ordenar y regular las acciones del crecimiento, el mejoramiento y conservación de los asentamientos humanos y los centros de población hacia el futuro próximo.

Otro ejemplo de la relación de los resultados del Capítulo II con problemáticas derivadas por la deforestación, es la detección en tiempo “casi real” de la deforestación a través de series de tiempo Landsat y BFAST (Verbesselt et al., 2012). Esta detección es la base para implementar acciones para el monitoreo de actividades ilícitas dentro de bosques tropicales (Smith et al., 2019). En Mérida existen problemáticas afines, que se mencionan en la “Visión 2040”; por ejemplo, existen conjuntos habitacionales irregulares y sin autorizaciones para la construcción, y por conflictos asociados a la localización de usos de suelo y diversos establecimientos (bancos de materiales, bodegas, gasolineras, etc.) que

no son compatibles con la vocación natural del suelo del área donde se localizan (Instituto Municipal de Planeación de Mérida, 2018). Por lo anterior, se considera que la implementación de los métodos seguidos en el Capítulo II es viable para advertir posibles talas ilegales en una región de interés, y tomar acciones para frenar oportunamente estas actividades. Esto demuestra que los métodos descritos en esta investigación aportan información para mejorar las estrategias de conservación de los bosques en Yucatán, y para preveer los posibles riesgos de urbanización acelerada hacia la población, tales como la formación de islas de calor. Sin embargo, cabe recalcar que cada metodología posee desafíos técnicos que deben resolverse para obtener resultados más precisos.

Acerca de los efectos negativos de las islas de calor urbanas, el Atlas de Riesgos del Municipio de Mérida de 2018 (Ayuntamiento de Mérida, 2018) identifica zonas con riesgo mediano a muy alto a los efectos negativos de las temperaturas máximas, las cuales se ubican principalmente en los fraccionamientos en la periferia de Mérida. El diagnóstico anterior coincide con las áreas donde se detectó una alta proporción de islas de calor superficiales en el presente trabajo (Fig. 2.7 y Fig. 2.8). Por ello, es previsible que el aumento de la temperatura por el efecto de isla de calor urbana provoque impactos en diferentes magnitudes sobre la población, puesto que se conoce que la cobertura arbolada en algunos puntos de la ciudad no es lo suficientemente vigorosa para reducir el efecto de isla de calor al interior de la ciudad (Palafox- Juárez et al., 2021). Tras haber identificado la ubicación espacial y la variabilidad de la intensidad de las islas de calor superficiales en Mérida con los resultados del Capítulo II, es posible sugerir algunas medidas de mitigación y adaptación pertinentes. Una parte de estas medidas requieren un rediseño urbano (en términos del control en la densidad de construcción y de la geometría urbana), las cuales ayudan al prevenir cambios importantes en el flujo del viento, en el factor de cielo visible y en el intercambio de calor entre el suelo y el aire (Wang et al., 2016), lo que tiene mayor sentido para los nuevos proyectos urbanísticos. Otras medidas serían conservar e incrementar las áreas verdes arboladas (Carrasco et al., 2016). Finalmente, para las zonas urbanas ya construidas resultaría más idóneo es el uso del arbolado urbano y el incremento la cobertura arbolada para enfrentar las islas de calor mediante los procesos de transpiración, intercambio de calor y generación de sombra (Wu et al., 2019).

Para profundizar acerca del efecto de la vegetación sobre los efectos provocados por las islas de calor urbanas, se calcularon las tasas de transpiración en árboles urbanos y del calor latente asociado a ella (Capítulo III). Los resultados de este capítulo muestran tasas de transpiración diaria que oscilan entre 18.99 mmol m^{-2} d^{-1} a 53.11 mmol m^{-2} d^{-1} (Tabla 3.3) y que, durante el momento del día con mayor tasa de transpiración, los árboles monitoreados disipan entre un 1.54 % y un 6.22 % de la radiación solar incidente (Fig. 3.7). La presencia de estos árboles en la ciudad es relevante ya que, de otro modo, la energía radiante disipada pudiera ser transferida como calor sensible al ambiente, lo que contribuiría a incrementar la sensación de calor provocada por las islas de calor. Por otro lado, se observó que los árboles urbanos de *B. simaruba* y *P. piscipula* presentan mayor uso de agua (visto como la densidad de flujo de savia máxima y el flujo total de savia diario en la Tabla 3.3) en comparación con árboles de estas mismas especies en bosques de la península de Yucatán. Como se discutió en el Capítulo III, el mayor diámetro del fuste a la altura del pecho entre los árboles urbanos de este estudio, respecto de los árboles en sitios naturales de los estudios citados pueden explicar el mayor uso del agua. Sin embargo, se conoce que las dinámicas de crecimiento de árboles urbanos son más aceleradas en comparación con árboles en sitios naturales (Smith et al., 2019), por lo que se debe investigar más sobre si el metabolismo de los árboles es mayor en el ambiente urbano, en términos de asimilación de CO_2 y transpiración.

Si bien el rápido crecimiento de los árboles puede interpretarse como una característica deseable en ciudades con una baja cobertura arbolada por habitante como Mérida (6 m^2 / hab en Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Mérida,2018; 0.8–3.7 m^2/hab en Pérez – Medina y López – Falfán, 2015), debe resaltarse que existe un mayor riesgo de mortalidad asociado a tasas rápidas de crecimiento en árboles urbanos (Smith et al., 2019) y a la exposición de los árboles urbanos a diversos factores de estrés, que limitan su longevidad y la provisión de servicios ambientales (Czaja et al., 2020). Por lo tanto, es fundamental conocer el efecto del ambiente urbano sobre la vida de los árboles urbanos a través de estudios fisiológicos. En el Capítulo IV se abordaron cuestiones fisiológicas que permitieron comprender sobre la adaptación de las especies al medio urbano, y que permiten explicar las limitaciones ambientales en las tasas de transpiración del Capítulo III. Por ejemplo, *B. simaruba* fue la especie con la mayor tasa de transpiración por unidad de

área foliar, con mayor flujo de calor latente en base diaria y con el pico más alto de flujo de calor latente. (Tabla 3.3 y Fig. 3.7). Las diferencias en la respuesta de la fotosíntesis a la luz (Fig. 4.5) fueron congruentes con los resultados del flujo de calor latente (Fig. 3.7). Esto es que, para *P. piscipula* se tuvo un menor punto de saturación a la luz y un menor flujo de calor latente en base diaria*;* y para *B. simaruba* un mayor punto de saturación a la luz y un mayor flujo de calor latente en base diaria. Estos resultados sugieren que el cierre estomático ocurre más temprano durante la mañana en *P. piscipula*, cuando la intensidad de la luz es cercana al punto de saturación (Fig. 4.3B), lo que provoca una reducción de la transpiración en el estrato de la copa expuesto a la luz solar y por ende, un menor flujo de calor latente en base diaria en *P. piscipula*. Los picos máximos de calor latente (Fig. 3.7) y los horarios en donde se alcanzaron fueron congruentes con el horario donde cada especie alcanza la mayor tasa de fotosíntesis y la mayor conductancia estomática (Fig. 4.3A y B), demostrando así la importancia de considerar los atributos de la fotosíntesis en las especies empleadas como árboles urbanos, y sobre cómo estos afectan los servicios ambientales que son esperados de estas especies.

Acerca de las tasas de transpiración y del calor latente (Tabla 3.3 y Fig. 3.7, respectivamente), se considera que las tres especies estudiadas presentaron buen desempeño, al considerar que los sitios de estudio no contaban con riego, que las mediciones se realizaron durante la temporada de lluvias, y que es posible encontrar a estas especies en otros parques y espacios públicos de la ciudad que presentan falta de riego. Si se consideran únicamente los resultados de la tasa máxima de transpiración por unidad de área foliar y del flujo de calor latente máximo y diario (Fig. 3.7), *B. simaruba* sería aquella especie con mayor potencial para mitigar el efecto de islas de calor. Sin embargo, la reducción de islas de calor por parte de los árboles no solo depende de la evapotranspiración, sino de la producción de sombra, el efecto de los árboles sobre la temperatura media radiante, sobre la velocidad del viento y la humedad relativa, entre otros factores (Tan et al., 2020). Por lo que se concluye que faltan estudios de este tipo para ahondar en los beneficios que las diferentes especies de árboles pueden proporcionar a las ciudades. Un ejemplo de lo anterior es que, pese a la limitada capacidad de *P. piscipula* para convertir el calor sensible a calor latente por efecto del cierre estomático parcial cerca de las 11:00 horas (Fig. 4.3B), la reducción de la temperatura por la producción de sombra

es apreciable dada la gran talla final de esta especie. Por lo tanto, su presencia dentro de la ciudad de Mérida es relevante para reducir la prevalencia de las islas de calor. También, el efecto de sombra producido por la copa frondosa en *A. indica* en función del mayor índice de área foliar (Tabla 3.2) es relevante en la prevención de la formación de islas de calor superficiales, lo que denota que la morfología de las especies es un aspecto importante para considerarse. Otro punto relevante en la provisión de servicios ambientales es la fenología de las especies, dado a que influye sobre la estacionalidad en el servicio ambiental estudiado y también sobre la formación de islas de calor a lo largo del año. Por ejemplo, *A. indica* puede amortiguar las temperaturas por efecto de su transpiración y producción de sombra durante todo el año, al ser una especie perennifolia; mientras que *B. simaruba* y *P. piscipula* no proporcionan sombra ni disipación de calor en los meses más secos al ser especies caducifolias. Estos son ejemplos de características que son valiosas para considerar en futuros estudios del arbolado urbano en Mérida.

Las mediciones en las relaciones hídricas (Tabla 4.2) confirmaron que las especies poseen diferentes estrategias fisiológicas para adaptarse al ambiente en la ciudad de Mérida; estas fueron el comportamiento estomático isohídrico de *B. simaruba* y *P.piscipula,* y el comportamiento estomático anisohídrico, y la posible capacidad de ajuste osmótico en *A.indica.* En el caso de *A. indica*, se infiere que esta especie posee una mayor resistencia a la desecación en función del bajo potencial osmótico a pérdida de turgencia. Mientras tanto, la resistencia a la desecación en *P. piscipula* podría estar dada por el ajuste elástico, ya que presentó un menor módulo de elasticidad y un punto de contenido de agua a pérdida de turgencia menor (Tabla 4.2). En conjunto, estos resultados son relevantes al considerar que el riego puede ser deficiente en algunos parques de la ciudad y que existe una temporada de sequía, donde la demanda evaporativa es alta y el riego aplicado puede ser insuficiente. Adicionalmente, cabe mencionar que las especies de estudio son recomendables para las ciudades en península de Yucatán (Orellana et al., 2007), y que poseen amplio uso, como, por ejemplo, en programas municipales de arborización como “Adopta un árbol” del Ayuntamiento de Mérida (Unidad de Desarrollo Sustentable, 2018), por lo que contar con datos cuantitativos sobre la tolerancia fisiológica de estas especies a la sequía también permitiría reforzar las razones del uso dentro de la ciudad.

A pesar de que se encontró que *A. indica* posee atributos funcionales relacionados con tolerancia a la sequía, la preferencia de esta especie en el arbolado de Mérida es aún controversial; esta especie se encuentra naturalizada en todas las regiones tropicales y subtropicales del mundo como árbol urbano debido a que posee una gran tolerancia a la sequía y a que produce una sombra abundante (Soulé et al., 2021; Takase et al., 2015). Sin embargo, se considera una especie invasora en 30 de los 145 países donde se ha introducido (Rojas- Sandoval y Acevedo – Rodríguez, 2019) debido al amplio rango de condiciones ambientales que tolera (9.5 º- 37 ºC de temperatura, y 150 - 1200 mm de precipitación media anual (Schmid et al., 1996). Por lo anterior, se piensa que la posesión de atributos funcionales ligados con la tolerancia a la sequía (Tabla 4.2), un comportamiento anisohídrico, y una rápida tasa de crecimiento (Soulé et al., 2022), que pudieran ser características deseables de árboles urbanos en países tropicales de clima cálido (Soulé et al., 2022), también son las principales razones detrás de las invasiones biológicas y el desplazamiento de especies nativas por *A. indica* en diferentes ecosistemas. También, se conoce que el uso de esta especie está reservado para sitios alejados de construcciones e infraestructura vial, puesto que el crecimiento lateral de sus raíces provoca levantamiento del concreto. Los ejemplos anteriores son muestra de que son necesarios otros tipos de estudios que analicen de forma más detallada otras características biológicas antes de emitir recomendaciones sobre las especies más idóneas para usarse con la meta de incrementar la cobertura arbolada y la provisión de servicios ambientales del arbolado urbano.

Ambos, el Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Mérida de 2018 -2024 y el Plan de Desarrollo Urbano de la Zona Metropolitana de Mérida de 2018, identifican la falta de cobertura arbolada como reto principal para el desarrollo urbano y el incremento en la calidad de vida y bienestar en la población de Mérida. Por esto, los resultados de los Capítulo III y IV pueden aportar a la problemática del uso eficiente del arbolado urbano al interior de la ciudad de Mérida de varias maneras. Primeramente, el método más adecuado de incrementar la cobertura arbolada debe considerar las diferencias en los requerimientos ambientales y las respuestas fisiológicas de las especies de árboles (Sonti, 2020), de modo que se reduzca la mortalidad de las plantas, y se incremente la supervivencia y el establecimiento de las plántulas pese a las posibles fuentes de estrés a la que los árboles

urbanos están expuestos (Fig. 1.1). En segundo lugar, en el marco de acciones municipales como “Cruzada Forestal”, que tienen por objetivo de incrementar la cobertura arbolada a través de la plantación masiva de árboles en diversos puntos de la ciudad. Los estudios en la fisiología vegetal podrían tener un impacto positivo al predecir las respuestas fisiológicas de los individuos en relación con el ambiente urbano, y con esto prevenir la mortalidad de las plántulas (de lo cual aún no existen datos publicados al respecto). Finalmente, el incremento de la cobertura arbolada de árboles urbanos en Mérida cobra mayor sentido si se considera que existe desigualdad en la cobertura arbolada en distintos sectores de la ciudad (Pérez–Medina y López–Falfán, 2015; Plan de Desarrollo Urbano de la Zona Metropolitana de Mérida, 2019), de modo que tomar acciones a este respecto son urgentes si se desea mejorar la calidad ambiental y garantizar el derecho humano a un ambiente sano en estos puntos de la ciudad.

Por otro lado, el Plan Municipal de Infraestructura Verde de 2016 (Ayuntamiento de Mérida, 2016) contiene las líneas estratégicas a corto, mediano y largo plazos para la gestión del arbolado, y comprende los elementos sociales, técnicos y reguladores, generales y particulares, que conllevan a la arborización de Mérida (Pérez–Medina, 2018). En 2018 se decretó su versión más actualizada (Plan Municipal de Infraestructura Verde 2018 – 2021; Ayutamiento de Mérida, 2018). Sin embargo, en ambos planes está ausente el componente fisiológico que respalde los criterios de elección de las especies en la paleta de especies que componen el arbolado en Mérida, de modo que los resultados obtenidos en los Capítulos III y IV pudieran ser puntos de partida para otros tipos de estudios en fisiología vegetal del arbolado urbano. Esto ayudaría a reforzar planes y estrategias en la elección de especies en el arbolado urbano para la ciudad de Mérida. Finalmente, se concluye que aún quedan vacíos de conocimiento sobre el potencial de la vegetación urbana en Mérida para mejorar la calidad ambiental, de modo que para lograr un abordaje más completo a las problemáticas examinadas en esta discusión se necesita de la integración de otras disciplinas (como por ejemplo, de estudios urbanísticos que analicen características físicas y tipológicas de las áreas verdes en Mérida o de estudios sociales que describan la percepción pública del arbolado urbano en la ciudad). Al integrar estos enfoques con los presentados en esta tesis, las oportunidades de aplicación del conocimiento sobre el arbolado hacia soluciones reales se multiplican. Por ejemplo, son

posibles estudios sobre la transpiración (y otros procesos fisiológicos de la vegetación) en áreas verdes con características tipológicas distintas (como la superficie, tipo de función - recreativa o ecológica-, población objetivo, tipo de área verde y afluencia de usuarios (Flores- Xolocotzi y González – Guillen, 2010)), con el objetivo de comprender la oferta de servicios ambientales en cada área, o bien, explorar los factores sociales que influyen en la preferencia de los usuarios en cuanto las áreas verdes que visitan, y la capacidad de estas áreas verdes para brindar servicios ambientales en función de distintos tipos de mediciones fisiológicas de la vegetación urbana.

5.2 Conclusiones generales

La presencia de la vegetación periurbana y del arbolado urbano en Mérida influye sobre la regulación de la temperatura, mediante de la transpiración de las especies presentes en el arbolado urbano de la ciudad y el flujo de calor latente asociado a este proceso, y la prevención de islas de calor superficiales al reducir la temperatura superficial terrestre. Ambos beneficios por parte de la vegetación son amenazados por la deforestación y la acelerada urbanización en años recientes, y requieren ser conservados para el bienestar de la población.

El uso del algoritmo BFAST y de series de tiempo Landsat permitió la detección de precisa de la deforestación ocurrida en Mérida durante un periodo de rápida urbanización (2000 a 2018). La temperatura superficial terrestre por percepción remota fue un buen indicador sensible a la deforestación, ya que se encontró asociación espacial entre la deforestación y el incremento de la temperatura superficial, y refleja la formación de islas de calor en sitios que fueron deforestados y posteriormente urbanizados.

Las mediciones de flujo de savia al interior de en un parque fueron útiles para comprender el uso de agua, la transpiración a nivel de árbol y del calor latente de algunas especies del arbolado urbano; sin embargo, la interacción de diversas variables ambientales y de tipo fisio – morfológicas de los árboles hace que este proceso sea dificil de caracterizar, por lo que se requiere la integración de diversas fuentes de datos. Las curvas de presión volumen y las mediciones fotosintéticas fueron medios efectivos para comprender las diferencias en las estrategias isohídricas y anisohídricas de las especies de estudio. Los métodos descritos de ambas técnicas permiten su aplicabilidad en otras ciudades, o bien, al estudiar otros conjuntos de especies presentes en el arbolado de la ciudad de Mérida para obtener información que apoye en las decisiones sobre las especies más convenientes según el ambiente.

5.3 Perspectivas

Realizar el análisis de la deforestación mediante BFAST con series de tiempo Landsat recientes (2018 al año en curso, 2022) y con la opción que ésta actualice automáticamente permitiría contar con datos oportunos sobre la deforestación. Para ello, sería conveniente desarrollar un código (en R u otra plataforma) para obtener las imágenes Landsat más recientes y realizar el análisis con el algoritmo utilizando la última información espacial disponible. Aún queda por conocer cúal es la distribución de las islas de calor superficiales a inicios de la temporada de lluvias y finales de la temporada de nortes. Se espera que dado que en estos periodo la vegetación alrededor de Mérida mantiene mayor cobertura foliar por efecto de la fenología de algunas especies, se aprecie un mayor contraste térmico entre la ciudad y la vegetación, y se mostraría una mayor magnitud del efecto de la vegetación en el control de la temperatura superficial terrestre.

Las estimaciones del calor latente asociado a la transpiración de las especies pueden ser mejoradas a través de la correción del área foliar total a partir del modelado del volumen de la copa y la densidad del área foliar (Konarska et al., 2016), por lo que estas mediciones ayudarían a comprender de mejor manera el potencial de regulación térmica. Además, existen características anatómicas que pudieran explicar las diferencias en el flujo de savia entre especies; p. ej. si las especies presentan madera con poros difusos (el caso de *B. simaruba* y *A. indica* según Nair, 1988 y Roig et al., 2005), si presentan madera con anillo poroso, o una combinación entre ambos (como el caso de *P. piscipula* según Wiedenhoeft, 2011); con esta infomación se podría ahondar en la descripción del flujo de savia en estas especies.

Las mediciones de fotosíntesis se realizaron durante pocos días durante la estación lluviosa por cuestiones logísticas (dos días para mediciones puntuales y tres días para mediciones de curvas de luz). Pese a que fueron efectivas para poder discernir entre las estrategias presentadas por las especies durante la temporada de lluvias, el incrementar el número de días de medición dentro y fuera de una misma temporada permitirían mejor descripción de los patrones de la conductancia estomática y fotosíntesis en días con diferente condición de luz solar y en estaciones del año con diferentes condiciones ambientales, respectivamente (Tor-ngern y Leksungnoen, 2020). Además de lo anterior, las

especies mostraron altas tasas de asimilación de CO_2 durante la temporada lluviosa, lo que pudiera representar un beneficio adicional al contar al secuestro de carbono como servicio ambiental, por lo que el estudio acerca del potencial de estas especies como almacenes de carbono pudiera aportar información importante.

Aún queda por conocer cúal es el estado de los atributos fisiológicos durante la temporada de nortes (noviembre a febrero) para las tres especies deciduas, y durante la temporada de sequía (marzo - abril) en *A. indica,* dada la ausencia de hojas en *B. simaruba* y *P. piscipula*. Es sabido que el área foliar específica, el punto de pérdida de turgencia y el módulo de elasticidad se deben en parte a las condiciones ambientales bajo las cuales se desarrollan las hojas (Leuschner et al., 2019). En las especies con recambio parcial de las hojas (como *P.piscipula* y en menor grado, *A. indica*) o aquellas con recambio completo (como *B. simaruba*), el análisis de los atributos mencionados en relación a la intensidad y duración de la sequía previa a la aparición de las hojas aportaría información complementaria a los datos aquí analizados. Por último, las curvas de vulnerabilidad a la cavitación en tallos de estas especies (Wolfe, 2017) aportarían mayor conocimiento sobre el umbral de potencial hídrico al cual el transporte de agua se ve comprometido, y el posible efecto de la sequía sobre la mortalidad de los árboles.

LITERATURA CITADA

Adeyemi, A. A., & Adesoye, P. O. (2016). Tree Slenderness Coefficient and Percent Canopy Cover in Oban Group Forest , Nigeria Tree Slenderness Coefficient and Percent Canopy Cover in Oban. *JOurnal of Natural Sciences Research*, *6(4)*(January), 9–17.

Alavipanah, S., Wegmann, M., Qureshi, S., Weng, Q., & Koellner, T. (2015). The role of vegetation in mitigating urban land surface temperatures: A case study of Munich, Germany during the warm season. *Sustainability (Switzerland)*, *7*(4), 4689–4706. https://doi.org/10.3390/su7044689

Ali, J. M., Marsh, S. H., & Smith, M. J. (2016). Modelling the spatiotemporal change of canopy urban heat islands. *Building and Environment*, *107*, 64–78. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.07.010

Ana Cristina Nafarrate Hecht. (2017). *Estimación directa e indirecta del índice de área foliar (IAF) y su modelación con Lidar en un bosque tropical seco de Yucatán*.

Andrade, J. L., Meinzer, F. C., Goldstein, G., Holbrook, N. M., Cavelier, J., Jackson, P., & Silvera, K. (1998). Regulation of water flux through trunks, branches, and leaves in trees of a lowland tropical forest. *Oecologia*, *115*(4), 463–471. https://doi.org/10.1007/s004420050542

Anniballe, R., Bonafoni, S., & Pichierri, M. (2014). Spatial and temporal trends of the surface and air heat island over Milan using MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, *150*, 163–171. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.05.005

Armson, D., & Ennos, R. (2012). The Effect of Trees and Grass on the Thermal and Hydrological Performance of an Urban Area. In *Plant Sciences: Vol. PhD* (pp. 245–255).

Asadian, Y., & Weiler, M. (2009). A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal of Canada*, *44*(1), 16–25.

Ávila-Lovera, E., & Ezcurra, E. (2016). *Stem-Succulent Trees from the Old and New World Tropics*. 45–65. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5_3

Ayuntamiento de Mérida 2018 – 2024. (2018). Atlas de Riesgos del Municipio de Mérida: Escenarios futuros ante el cambio climático. Disponible en:_

http://merida.gob.mx/proteccioncivil/archivos/AtlasDeRiesgosMerida.pdf

Ayuntamiento de Mérida. (2016). Plan de Infraestructura Verde. Disponible en: http://www.merida.gob.mx/sustentable/contenidos/doc/PlanInfraestructuraVerde_se.pdf

Ayuntamiento de Mérida. (2018). Plan de Infraestructura Verde 2018-2021. Disponible en: http://www.merida.gob.mx/sustentable/contenidos/doc/PlanInfraestructuraVerde_se.pdf

Balew, A., & Korme, T. (2020). Monitoring land surface temperature in Bahir Dar city and its surrounding using Landsat images. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, *23*(3), 371–386. https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.02.001

Ballinas, M., & Barradas, V. L. (2016). The Urban Tree as a Tool to Mitigate the Urban Heat Island in Mexico City: A Simple Phenomenological Model. *Journal of Environmental Quality*, *45*(1), 157–166. https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0056

Banks, J. M., & Hirons, A. D. (2019). Alternative methods of estimating the water potential at turgor loss point in Acer genotypes. *Plant Methods*, *15*(1), 10–15. https://doi.org/10.1186/s13007-019-0410-3

Banskota, A., Kayastha, N., Falkowski, M. J., Wulder, M. A., Froese, R. E., & White, J. C. (2014). Forest Monitoring Using Landsat Time Series Data: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *40*(5), 362–384. https://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376

Barbosa, J. P. R. A. D., Rambal, S., Soares, A. M., Mouillot, F., Nogueira, J. M. P., & Martins, G. A. (2012). Plant physiological ecology and the global changes | Ecofisiologia vegetal e as mudanças globais. *Ciencia e Agrotecnologia*, *36*(3), 253–269. https://doi.org/10.1590/S1413-70542012000300001

Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, *35*(2–3), 161–173. https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U

Barsi, J. A., Barker, J. L., & Schott, J. R. (2003). An Atmospheric Correction Parameter Calculator for a Single Thermal Band Earth-Sensing Instrument. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, *5*(C), 3014–3016. https://doi.org/10.1109/igarss.2003.1294665

Bartlett, M. K., Scoffoni, C., & Sack, L. (2012). The determinants of leaf turgor loss point

and prediction of drought tolerance of species and biomes: A global meta-analysis. *Ecology Letters*, *15*(5), 393–405. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01751.x

Berk, A., Conforti, P., Kennett, R., Perkins, T., Hawes, F., & van den Bosch, J. (2014). MODTRAN6: a major upgrade of the MODTRAN radiative transfer code. *Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XX*, *9088*, 90880H. https://doi.org/10.1117/12.2050433

Bevington, K. R. (1980). Response of Valencia Orange trees in Australia to hedging and topping. Proc. Fla. State. Hort. Soc., 93: 65-66.

Bolio- Osés, J. (2000). La expansión urbana de Mérida. *Cuadernos de Arquitectura de Yucatán*.

Bolio- Osés, J. (2014). Mérida metropolitana. Evolución histórica y rasgos actuales: una perspectiva urbana. In R. López Santillán & L. A. Ramírez Carrillo (Eds.), *Crecimiento urbano y cambio social: escenarios de transformación de la zona metropolitana de Mérida* (1°, p. 476). Universidad Nacional Autónoma de México. www.clacso.edu.ar

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, *63*(2–3), 616–626. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Bright, B. C., Hudak, A. T., Kennedy, R. E., Braaten, J. D., & Henareh Khalyani, A. (2019). Examining post-fire vegetation recovery with Landsat time series analysis in three western North American forest types. *Fire Ecology*, *15*(1). https://doi.org/10.1186/s42408-018-0021-9

Brondfield, M. N., Hutyra, L. R., Gately, C. K., Raciti, S. M., & Peterson, S. A. (2012). Modeling and validation of on-road CO 2 emissions inventories at the urban regional scale. *Environmental Pollution*, *170*, 113–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.003

Buba, T. (2013). Relationships between stem diameter at breast height (DBH), tree height , crown length , and crown ratio of Vitellaria paradoxa C . F . Gaertn in the Nigerian Guinea Savanna. *African Journal of Biotechnology*, *12*(22), 3441–3446. https://doi.org/10.5897/AJB12.463

Bucci, S. J., Scholz, F. G., Goldstein, G., Hoffmann, W., Meinzer, F. C., Franco, A., Giambelluca, T., & Miralles - Wilhelm, F. (2008). Controls on stand transpiration and soil water utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna.

Agricultural and Forest Meteorology, *148*, 839–849.

Bueno, I. T., McDermid, G. J., Silveira, E. M. O., Hird, J. N., Domingos, B. I., & Acerbi Júnior, F. W. (2020). Spatial agreement among vegetation disturbance maps in tropical domains using Landsat time series. *Remote Sensing*, *12*(18). https://doi.org/10.3390/RS12182948

Bussotti, F., Pollastrini, M., Holland, V., & Brüggemann, W. (2015). Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. *Environmental and Experimental Botany*, *111*, 91–113. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.11.006

Byrne, J., & Jinjun, Y. (2009). Can urban greenspace combat climate change? Towards a subtropical cities research agenda. *Australian Planner*, *46*(4), 36–43. https://doi.org/10.1080/07293682.2009.10753420

Calfapietra, C., Guidolotti, G., Churkina, G., & Grote, R. (2017). Urban tree physiology: Methods and tools. *Routledge Handbook of Urban Forestry*, *March 2019*, 225–236. https://doi.org/10.4324/9781315627106

Carneiro, E., Lopes, W., & Espindola, G. (2021). Linking urban sprawl and surface urban heat island in the teresina–timon conurbation area in Brazil. *Land*, *10*(5). https://doi.org/10.3390/land10050516

Carrasco, C., Palme, M., & Galvez, M. (2016). Factor de cielo visible y el efecto de isla de calor en Valparaíso. *Revista Urbano*, *19*(34), 26–33. https://doi.org/10.22320/07183607.2016.19.34.3

Carré, I. (2017). The regulation of cirdadian rythms in plants. In. Thomas, B., Murray, B.G., Murphy, D.J., (Eds). Encyclopedia of applied plant sciences. 2nd Edition. Elsevier Ltd. Academic Press.

Castillo-Gallegos, E., Jarillo-Rodríguez, J., & Escobar-Hernández, R. (2018). Relación altura-diámetro en tres especies cultivadas en una plantación forestal comercial en el Este tropical de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, *24*(1), 33–48. https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.05.033

Cedeño-Valdiviezo, A. (2010). Materiales bioclimáticos. *Revista de Arquitectura (Bogotá)*, *12*(1), 100–110. https://editorial.ucatolica.edu.co/ojsucatolica/revistas_ucatolica/index.php/RevArq/article/view/760

Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009).

Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, *12*(4), 351–366. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x

Chaves, M. M., Maroco, J. P., & Pereira, J. S. (2003). Understanding plant responses to drought - From genes to the whole plant. *Functional Plant Biology*, *30*(3), 239–264. https://doi.org/10.1071/FP02076

Chen, L., Jiang, R., & Xiang, W. N. (2016). Surface heat island in Shanghai and its relationship with urban development from 1989 to 2013. *Advances in Meteorology*, *2016*. https://doi.org/10.1155/2016/9782686

Chen, R., & You, X. yi. (2020). Reduction of urban heat island and associated greenhouse gas emissions. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *25*(4), 689–711. https://doi.org/10.1007/s11027-019-09886-1

Chen, W. Y., Suzuki, T., & Lackner, M. (2016). Handbook of climate change mitigation and adaptation, second edition. *Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation, Second Edition*, *1–4*(January), 1–3331. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14409-2

Choudhury, B. J., Ahmed, N. U., Idso, S. B., Reginato, R. J., & Daughtry, C. S. . (1994). Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations. *Remote Sensing of Environment*, *50*(1), 1–17. https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90090-6

Clearwater, M. J., Meinzer, F. C., Andrade, J. L., Goldstein, G., & Holbrook, N. M. (1999). Potential errors in measurement of nonuniform sap flow using heat dissipation probes. *Tree Physiology*, *19*(10), 681–687. https://doi.org/10.1093/treephys/19.10.681

Cohen, W. B., Yang, Z., & Kennedy, R. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync - Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment*, *114*(12), 2911–2924. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.010

Comisión Europea. (2013). Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. Bruselas. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0008.03/DOC_1&format=PDF

CONAPO. (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. https://www.gob.mx/conapo/documentos/delimitacion-de-las-zonas-metropolitanas-de-mexico-2015

Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, *37*(1), 35–46. https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B

Consejo de Planeación y Evaluación de Yucatán. (2019). Plan Estatal de Desarrollo 2018 – 2024 (2018). Gobierno del Estado de Yucatán. Disponible en https://www.yucatan.gob.mx/docs/transparencia/ped/2018_2024/2019-03-30_2.pdf

Corcuera, L. (2003). Comparación de dos métodos para generar curvas presión-volumen en especies del género Quercus. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, *12*(1), 111–121.

Córdova Sáez, K. (2012). Impacto de las islas térmicas o islas de calor urbano, en el ambiente y la salud humana. Análisis estacional comparativo: Caracas, octubre-2009, marzo-2010. *Terra. Nueva Etapa*, *27*(42).

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(6630), 253–260. https://doi.org/10.1038/387253a0

Costa-Saura, J. M., Martínez-Vilalta, J., Trabucco, A., Spano, D., & Mereu, S. (2016). Specific leaf area and hydraulic traits explain niche segregation along an aridity gradient in Mediterranean woody species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *21*, 23–30. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.05.001

Cui, Y. Y., & De Foy, B. (2012). Seasonal variations of the urban heat island at the surface and the near-surface and reductions due to urban vegetation in Mexico City. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *51*(5), 855–868. https://doi.org/10.1175/JAMC-D-11-0104.1

Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, *32*(3), 476–496. https://doi.org/10.2307/1931725

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science (New York, N.Y.)*, *361*(6407), 1108–1111. https://doi.org/10.1126/science.aau3445

Czaja, M., Kołton, A., & Muras, P. (2020). The complex issue of urban trees-stress factor accumulation and ecological service possibilities. *Forests*, *11*(9), 1–24. https://doi.org/10.3390/F11090932

Daily, G.C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? In: Daily, G.C. Ed. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington DC

Dang, T. N., Van, D. Q., Kusaka, H., Seposo, X. T., & Honda, Y. (2018). Green Space and Deaths Attributable to the Urban Heat Island Effect in Ho Chi Minh City. *American Journal of Public Health*, *108*(S2), S137–S143. https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.304123

Datt P. (2011) Latent Heat of Vaporization/Condensation. In: Singh V.P., Singh P., Haritashya U.K. (Eds) Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2642-2_327

De Carvalho, R. M., & Szlafsztein, C. F. (2019). Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. *Environmental Pollution*, *245*, 844–852. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.114

de Groot, R., & Gomez-Baggethun, E. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas : explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, *16*(3), 4–14. https://doi.org/10.7818/re.2014.16-3.00

Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., & Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, *3*(3), 178–181. https://doi.org/10.1038/ngeo756

Department of the Interior U.S. Geological Survey. (2016). Landsat 8 Data Users Handbook. *Nasa*, *8*(June), 97. https://landsat.usgs.gov/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf

Department of the Interior U.S. Geological Survey. (2019). Landsat 8 (L8) Data Users Handbook. In *Nasa* (Issue LSDS-1574). https://landsat.usgs.gov/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf

DeVries, B., Verbesselt, J., Kooistra, L., & Herold, M. (2015). Robust monitoring of small-scale forest disturbances in a tropical montane forest using Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, *161*, 107–121.

https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.012

Dewan, A., Kiselev, G., Botje, D., Mahmud, G. I., Bhuian, M. H., & Hassan, Q. K. (2021). Surface urban heat island intensity in five major cities of Bangladesh: Patterns, drivers and trends. *Sustainable Cities and Society*, *71*(March), 102926. https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102926

Dichio, B., Xiloyannis, C., Angelopoulos, K., Nuzzo, V., Buffo, S. A., & Celano, G. (2003). Drought-induced variations of water relations parameters in Oleo europaea L. *Plant and Soil*, *257*(December), 381–389. https://doi.org/10.1023/A

Djamila, H., Chu, C.-M., & Kumaresan, S. (2014). Effect of Humidity on Thermal Comfort in the Humid Tropics. *Journal of Building Construction and Planning Research*, *02*(02), 109–117. https://doi.org/10.4236/jbcpr.2014.22010

Dobbs, C., Escobedo, F. J., Clerici, N., de la Barrera, F., Eleuterio, A. A., MacGregor-Fors, I., Reyes-Paecke, S., Vásquez, A., Zea Camaño, J. D., & Hernández, H. J. (2019). Urban ecosystem Services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities? *Urban Ecosystems*, *22*(1), 173–187. https://doi.org/10.1007/s11252-018-0805-3

Du, Z., Lawrence, W. R., Zhang, W., Zhang, D., Yu, S., & Hao, Y. (2019). Interactions between climate factors and air pollution on daily HFMD cases: A time series study in Guangdong, China. *Science of the Total Environment*, *656*, 1358–1364. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.391

Duan, S. B., Li, Z. L., Zhao, W., Wu, P., Huang, C., Han, X. J., Gao, M., Leng, P., & Shang, G. (2021). Validation of Landsat land surface temperature product in the conterminous United States using in situ measurements from SURFRAD, ARM, and NDBC sites. *International Journal of Digital Earth*, *14*(5), 640–660. https://doi.org/10.1080/17538947.2020.1862319

Durán García, R., & Gárcía Contreras, G. (2011). Distribución espacial de la vegetación. In R. Durán García & M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (1º, pp. 131–135). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. https://www.cicy.mx/sitios/biodiversidad-y-desarrollo-humano-en-yucatan#Cap3

Dutrieux, L. P., Verbesselt, J., Kooistra, L., & Herold, M. (2015). Monitoring forest cover loss using multiple data streams, a case study of a tropical dry forest in Bolivia. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *107*, 112–125.

https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.03.015

Ellis, E. A., Hernández-Gómez, I. U., & Romero-Montero, J. A. (2017). Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas*, *26*(1), 101–111. https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.16

Emmanuel, R., & Perera, N. (2005). Urban climate mapping in the tropics. *Urban Climate Challenges in the Tropics*, 205–254. https://doi.org/10.1142/9781783268412_0007

Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, *159*(8–9), 2078–2087. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010

Environmental Protection Agency. (2012). "Cool Pavements." In: Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies.Draft. https://www.epa.gov/heat-islands/heat-island-compendium.

Essien, E., & Cyrus, S. (2019). Detection of Urban Development in Uyo (Nigeria) Using Remote Sensing. *Land*, *8*(6), 102. https://doi.org/10.3390/land8060102

Fang, H., Baret, F., Plummer, S., & Schaepman-Strub, G. (2019). An Overview of Global Leaf Area Index (LAI): Methods, Products, Validation, and Applications. *Reviews of Geophysics*, *57*(3), 739–799. https://doi.org/10.1029/2018RG000608

FAO. (2020). Food and Agriculture Organization of the United Nations: Global Forest Resources Assessment 2020: Terms and Definition FRA. In *Global Forest Resources Assessment -Terms and Definitions*. http://www.fao.org/forestry/58864/en/

Flores-Guido, J., Durán, R., & Ortiz, J. (2011). Comunidades terrestres. Comunidades vegetales terrestres. In R. Durán - García & M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (1º, pp. 125–129). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. https://www.cicy.mx/sitios/biodiversidad-y-desarrollo-humano-en-yucatan#Cap3

Flores-Xolocotzi, R., & González-Guillén, M. D. J. (2010). Planificación De Sistemas De Áreas Verdes Y Parques Públicos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *1*(1), 17–24. https://doi.org/10.29298/rmcf.v1i1.649

Gao, J., Zhao, P., Shen, W., Niu, J., Zhu, L., & Ni, G. (2015). Biophysical limits to responses of water flux to vapor pressure deficit in seven tree species with contrasting land use regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, *200*, 258–269. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.10.007

García-Cueto, O. R., Jáuregui-Ostos, E., Toudert, D., & Tejeda-Martinez, A. (2007). Detection of the urban heat island in Mexicali, B. C., México and its relationship with land use. *Atmosfera*, *20*(2), 111–131.

Gillner, S., Vogt, J., Tharang, A., Dettmann, S., & Roloff, A. (2015). Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landscape and Urban Planning*, *143*, 33–42. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.06.005

Goldstein, G., Andrade, J. L., Meinzer, F. C., Holbrook, N. M., Cavelier, J., Jackson, P., & Celis, A. (1998). Stem water storage and diurnal patterns of water use in tropical forest canopy trees. *Plant, Cell and Environment*, *21*(4), 397–406. https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1998.00273.x

Gómez-Díaz, J. D., Etchevers-Barra, J. D., Monterrosos-Rivas, A. I., Campo-Alvez, J., & Tinoco-Rueda, J. A. (2011). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en Quercus magnoliaefolia. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, *XVII*(2), 261–272. https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.11.117

Jianyaa, S., Haiganga, M. G. and Zu. Q. (2014). *A review of multi-temporal remote sensing data change detection algorithms A REVIEW OF MULTI-TEMPORAL REMOTE SENSING DATA CHANGE DETECTION*. *January*, 757–762.

Granier, A. (1985). une nouvelle méthode pour la mesure du flux de seve brute dans le tronc des arbres. *Ann. Sci. For*, *2*(2), 193–200. https://doi.org/10.1007/BF00117583

Greenwood, S., Ruiz-Benito, P., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Kitzberger, T., Allen, C. D., Fensham, R., Laughlin, D. C., Kattge, J., Bönisch, G., Kraft, N. J. B., & Jump, A. S. (2017). Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters*, *20*(4), 539–553. https://doi.org/10.1111/ele.12748

Gupta, A. (2002). Geoindicators for tropical urbanization. *Environmental Geology*, *42*(7), 736–742. https://doi.org/10.1007/s00254-002-0551-x

Hänke, H., Börjeson, L., Hylander, K., & Enfors-Kautsky, E. (2016). Drought tolerant species dominate as rainfall and tree cover returns in the West African Sahel. *Land Use Policy*, *59*, 111–120. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.023

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps

of 21st-century forest cover change. *Science*, *342*(6160), 850–853. https://doi.org/10.1126/science.1244693

Hirons, A. D., Watkins, J. H. R., Baxter, T. J., Miesbauer, J. W., Male-Muñoz, A., Martin, K. W. E., Bassuk, N. L., & Sjöman, H. (2021). Using botanic gardens and arboreta to help identify urban trees for the future. *Plants People Planet*, *3*(2), 182–193. https://doi.org/10.1002/ppp3.10162

Hochberg, U., Rockwell, F. E., Holbrook, N. M., & Cochard, H. (2018). Iso/Anisohydry: A Plant–Environment Interaction Rather Than a Simple Hydraulic Trait. *Trends in Plant Science*, *23*(2), 112–120. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.11.002

Hosoi, F., & Omasa, K. (2006). Voxel-based 3-D modeling of individual trees for estimating leaf area density using high-resolution portable scanning lidar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *44*(12), 3610–3618. https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.881743

Huang, K., Li, X., Liu, X., & Seto, K. C. (2019). Projecting global urban land expansion and heat island intensification through 2050. *Environmental Research Letters*, *14*(11). https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4b71

Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, *32*(1), 1–6. https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1

Huang, W., Zhong, Y., Zhang, C., Ren, M., Du, Y., & Song, X. (2022). Leaf Traits and Water-Use Characteristics of Impatiens hainanensis, a Limestone-Endemic Plant under Different Altitudes in Dry and Foggy Seasons. *Water (Switzerland)*, *14*(2). https://doi.org/10.3390/w14020139

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodríguez, E. ., Gao, X., & Ferreira, L. . (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, *83*, 195–213. https://doi.org/10.1016/S0020-1693(00)85959-9

Huete, A. R., Liu, H. Q., Batchily, K., & Leeuwen, W. Van. (1997). A Comparison of Vegetation Indices over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, *59*(440–451).

Huete, A. (2004). Remote sensing for environmental monitoring. In. Artiola, J.F., Pepper,

I.L., Brusseau, M. L. (Eds). Environmental Monitoring and Characterization. Academic Press 183-206 pp.

Ishengoma, R., Nkomulwa, H., Augustino, S., & Gillah, P. (2008). Physical and Strength Properties of Azadirachta indica, (a. Juss.) growing in Morogoro, Tanzania. *Tanzania Journal of Forestry and Nature Conservation*, *77*, 35–45. https://www.ajol.info/index.php/tjfnc/article/view/40727

Instituto Municipal de Planeación de Mérida. (2018). Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Mérda. Ayuntamiento de Mérida 2018 – 2024. Disponible en: http://isla.merida.gob.mx/ServiciosInternet/OrdenamientoTerritorial/docs/PMDU.PDF

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Censo de Población y Vivienda. 2020. Resultados definitivos, México. 2021. Disponible en: https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/

IUCN (2009) No time to lose: make full use of nature-based solutions in the post-2012 climate change regime. Position paper on the fifteenth session of the conference of the parties to the United Nations Framework Convention on Climate Change (COP 15). IUCN, Gland

Jackson, P. C., Andrade, J. L., Reyes-García, C., Hernández-González, O., McElroy, T., Us-Santamaría, R., Simá, J. L., & Dupuy, J. M. (2018). Physiological responses of species to microclimate help explain population dynamics along succession in a tropical dry forest of Yucatan, Mexico. *Forests*, *8*(2). https://doi.org/10.3390/f9070411

Jaime, R., Serichol, C., Alcántara, J. M., & Rey, P. J. (2014). Differences in gas exchange contribute to habitat differentiation in Iberian columbines from contrasting light and water environments. *Plant Biology*, *16*(2), 354–364. https://doi.org/10.1111/plb.12064

Jaitman, L. (2015). Urban infrastructure in Latin America and the Caribbean: Public policy priorities Research at the policy frontier in Latin America: Health, Education, Infrastructure and Housing and Climate Change Sebastian Galiani. *Latin American Economic Review*, *24*(1), 1–57. https://doi.org/10.1007/s40503-015-0027-5

Jeanguenin, L., Mir, A.P., Chaumont, F. (2017). In: Thomas, B., Murray, B y Murphy, D.J (Eds). Encyclopedia of applied plant sciences. 2° Edición. Elsevier Ltd. Academic Press. Reino Unido

Jim, C. Y., & Liu, H. T. (2001). Patterns and dynamics of urban forests in relation to land use and development history in Guangzhou City, China. *Geographical Journal*,

167(4), 358–375. https://doi.org/10.1111/1475-4959.00031

Joly, R. J., & Zaerr, J. B. (1987). Alteration of Cell-Wall Water Content and Elasticity in Douglas-Fir during Periods of Water Deficit. *Plant Physiology*, *83*(2), 418–422. https://doi.org/10.1104/pp.83.2.418

Kaipiainen, E. L. (2009). Parameters of photosynthesis light curve in Salix dasyclados and their changes during the growth season. *Russian Journal of Plant Physiology*, *56*(4), 445–453. https://doi.org/10.1134/S1021443709040025

Kendal, D., Dobbs, C., & Lohr, V. I. (2014). Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry and Urban Greening*, *13*(3), 411–417. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.004

Kim, H. H. (1992). Urban Heat Island. *International Journal of Remote Sensing*, *13*(12), 2319–2336.

Kiss, M., Takács, Á., Pogácsás, R., & Gulyás, Á. (2015). The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary). *Moravian Geographical Reports*, *23*(3), 36–46. https://doi.org/10.1515/mgr-2015-0016

Klingberg, J., Konarska, J., Lindberg, F., Johansson, L., & Thorsson, S. (2017). Mapping leaf area of urban greenery using aerial LiDAR and ground-based measurements in Gothenburg, Sweden. *Urban Forestry and Urban Greening*, *26*(October 2015), 31–40. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.011

Koller D (2000) Plants in search of sunlight. In: Callow JA (ed) Advances in botanica research, vol 33. Academic Press, New York, pp 35–131

Konarska, J., Uddling, J., Holmer, B., Lutz, M., Lindberg, F., Pleijel, H., & Thorsson, S. (2016). Transpiration of urban trees and its cooling effect in a high latitude city. *International Journal of Biometeorology*, *60*(1), 159–172. https://doi.org/10.1007/s00484-015-1014-x

König, S., Chultz, J. S., Ubovyk, O. D., & Honfeld, F. T. (2020). *Assessment of Drought Effects on Forests using Non-Para- metric Methods and Satellite Imagery*. 1–12.

Kumar, P. (2021). Climate Change and Cities: Challenges Ahead. *Frontiers in Sustainable Cities*, *3*(February), 1–8. https://doi.org/10.3389/frsc.2021.645613

Kumari, P., Kapur, S., Garg, V., & Kumar, K. (2020). Effect of surface temperature on energy consumption in a calibrated building: A case study of Delhi. *Climate*, *8*(6).

https://doi.org/10.3390/CLI8060071

Lambers, H., & Oliveira, R. S. (2019). *Plant Physiological Ecology* (H. Lambers & R. . Oliveira (Eds.); 3 Edition). Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00819-3

Lenz, T. I., Wright, I. J., & Westoby, M. (2006). Interrelations among pressure-volume curve traits across species and water availability gradients. *Physiologia Plantarum*, *127*(3), 423–433. https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2006.00680.x

Leuschner, C., Wedde, P., & Lübbe, T. (2019). The relation between pressure–volume curve traits and stomatal regulation of water potential in five temperate broadleaf tree species. *Annals of Forest Science*, *76*(2). https://doi.org/10.1007/s13595-019-0838-7

LI-COR. (2015). *LAI-2200C. Medidor de dosel vegetal* (pp. 6–8, 6–13). Li-COR, Inc.

Li, H., Meier, F., Lee, X., Chakraborty, T., Liu, J., Schaap, M., & Sodoudi, S. (2018). Interaction between urban heat island and urban pollution island during summer in Berlin. *Science of the Total Environment*, *636*, 818–828. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.254

Li, Y., Zhao, M., Mildrexler, D. J., Motesharrei, S., Mu, Q., Kalnay, E., Zhao, F., Li, S., & Wang, K. (2016). Potential and actual impacts of deforestation and afforestation on land surface temperature. *Journal of Geophysical Research*, *121*(24), 14372–14386. https://doi.org/10.1002/2016JD024969

Li, Z. L., Tang, B. H., Wu, H., Ren, H., Yan, G., Wan, Z., Trigo, I. F., & Sobrino, J. A. (2013). Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives. *Remote Sensing of Environment*, *131*, 14–37. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.12.008

Lobo, F. de A., de Barros, M. P., Dalmagro, H. J., Dalmolin, Â. C., Pereira, W. E., de Souza, É. C., Vourlitis, G. L., & Rodríguez Ortíz, C. E. (2013). Fitting net photosynthetic light-response curves with Microsoft Excel - a critical look at the models. *Photosynthetica*, *51*(3), 445–456. https://doi.org/10.1007/s11099-013-0045-y

Loughner, C. P., Allen, D. J., Zhang, D. L., Pickering, K. E., Dickerson, R. R., & Landry, L. (2012). Roles of urban tree canopy and buildings in urban heat island effects: Parameterization and preliminary results. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *51*(10), 1775–1793. https://doi.org/10.1175/JAMC-D-11-0228.1

Lu, P., Urban, L., & Zhao, P. (2004). Granier's Thermal Dissipation Probre (TDP) method

for measuring sap flow in trees : theory and practice. *Acta Botanica Sinica*, *46*(6), 631–646.

Lugo, A. E. (2010). Let's Not Forget the Biodiversity of the Cities. *Biotropica*, *42*(5), 576–577. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00673.x

Lugo, A. E. (2014). Tropical cities are diverse and deserve more social-ecological attention. *Ecology and Society*, *19*(3), 190324. https://doi.org/10.5751/ES-06618-190324

Lukaszkiewicz, J., & Kosmala, M. (2008). Determining the age of streetside trees with diameter at breast height-based multifactorial model. *Arboriculture and Urban Forestry*, *34*(3), 137–143. https://doi.org/10.48044/jauf.2008.018

Ma, J., Zhang, C., Guo, H., Chen, W., Yun, W., Gao, L., & Wang, H. (2020). Analyzing ecological vulnerability and vegetation phenology response using NDVI time series data and the BFAST algorithm. *Remote Sensing*, *12*(20), 1–21. https://doi.org/10.3390/rs12203371

Mäkiranta, A., & Hiltunen, E. (2019). Utilizing asphalt heat energy in Finnish climate conditions. *Energies*, *12*(11). https://doi.org/10.3390/en12112101

Martins, M. de O., Nogueira, R. J. M. C., Azevedo Neto, A. D. de, & Santos, M. G. dos. (2010). Crescimento de plantas jovens de Nim-Indiano (Azadirachta indica a. juss. - Meliaceae) sob diferentes regimes hídricos. *Revista Árvore*, *34*(5), 771–779. https://doi.org/10.1590/s0100-67622010000500002

Marzluff, J. M., Endlicher, W., Bradley, G., Simon, U., Shulenberger, E., Alberti, M., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2008). Urban Ecology. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (Issue January 2008). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5

May, J. L., & Oberbauer, S. F. (2021). Simulated hurricane-induced changes in light and nutrient regimes change seedling performance in Everglades forest-dominant species. *Ecology and Evolution*, *11*(24), 17762–17773. https://doi.org/10.1002/ece3.8273

Maza-Villalobos, S., Macedo-Santana, F., Rodríguez-Velázquez, J., Oyama, K., & Martínez-Ramos, M. (2014). Variación de la estructura y composición de

comunidades de árboles y arbustos entre tipos de vegetación en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán. *Botanical Sciences*, *92*(2), 243. https://doi.org/10.17129/botsci.104

Mercado Maldonado, L., & Marincic Lovriha, I. (2009). Morfología de isla de calor urbana en Hermosillo, Sonora y su aporte hacia una ciudad sustentable. *Revista de Ciencias Biológicas y de La Salud*, *XIX*(3), 27–33.

Mérda, A. de. (2018). *Inventario del Arbolado Urbano de la Ciudad de Mérida, México.* (p. 57). https://www.itreetools.org/resources/lang/es/Inventario_Urbano_Merida_imprmir_en_dos_caras.pdf

Mérida, A. de. (2019). *Programa de Desarrollo Urbano de la Ciudad de Mérida*.

Milner, J., Taylor, J., Barreto, M. L., Davies, M., Haines, A., Harpham, C., Sehgal, M., & Wilkinson, P. (2019). Environmental Risks of Cities in the European Region: Analyses of the Sustainable Healthy Urban Environments (SHUE) Database. *Public Health Panorama : Journal of the WHO Regional Office for Europe = Panorama Obshchestvennogo Zdravookhraneniia*, *3*(2), 300–309.

Muro, J., Strauch, A., Heinemann, S., Steinbach, S., Thonfeld, F., Waske, B., & Diekkrüger, B. (2018). Land surface temperature trends as indicator of land use changes in wetlands. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *70*(April), 62–71. https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.02.002

Murray, M., Soh, W. K., Yiotis, C., Batke, S., Parnell, A. C., Spicer, R. A., Lawson, T., Caballero, R., Wright, I. J., Purcell, C., & McElwain, J. C. (2019). Convergence in maximum stomatal conductance of C3 woody angiosperms in natural ecosystems across bioclimatic zones. *Frontiers in Plant Science*, *10*(May). https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00558

Nair, M. N. B. (1988). Wood anatomy and heartwood formation in Neem (Azadirachta indica A. Juss.). *Botanical Journal of the Linnean Society*, *97*(1), 79–90. https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1988.tb01689.x

Navarro-Estupiñan, J., Robles-Morua, A., Díaz-Caravantes, R., & Vivoni, E. R. (2020). Heat risk mapping through spatial analysis of remotely-sensed data and socioeconomic vulnerability in Hermosillo, México. *Urban Climate*, *31*(July 2019), 100576. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2019.100576

Neinavaz, E., Skidmore, A. K., & Darvishzadeh, R. (2020). Effects of prediction accuracy of the proportion of vegetation cover on land surface emissivity and temperature using the NDVI threshold method. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *85*(October 2019), 101984. https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101984

Nobel, P. S. (2020). Physicochemical and environmental plant physiology. In *Physicochemical and Environmental Plant Physiology*. https://doi.org/10.1016/C2018-0-04662-9

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

Nyelele, C., Kroll, C. N., & Nowak, D. J. (2019). Present and future ecosystem services of trees in the Bronx, NY. In *Urban Forestry and Urban Greening* (Vol. 42, pp. 10–20). https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.018

Oke, T.R. 1995. The heat island of the urban boundary layer: Characteristics, causes and effects. In: Cermak, J. E. (Ed). Wind climates and cities. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. Pp. 81-107.

Orellana, R., Carrillo, L., & Franco, V. (2007). *Árboles recomendables para las calles de las ciudades de la Península de Yucatán*. Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Primera Edición. 8-80 pp. l

Organización de las Naciones Unidas (ONU). Department for economic and social information and policy analysis. (1997). Glossary of environment statistics Series F, No. 67. New York: United Nations.

Organización de las Naciones Unidas (ONU).Department of economic and social affairs (2018). World population prospects: highligths. Population division. New York: United Nations

Organización de las Naciones Unidas (ONU). Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. New York: United Nations.

Ovalle, A. G. C., Tristan, A. C., Amador-Nieto, J. A., Putri, R. F., & Zahra, R. A. (2021). Analysing the land use/land cover influence on land surface temperature in San Luis Potosí Basin, México using remote sensing techniques. *IOP Conference Series:*

Earth and Environmental Science, *686*(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/686/1/012029

Pacheco, P., Mo, K., Dudley, N., Shapiro, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Ling, P. ., Anderson, C., & Marx, A. (2021). *Deforestation Fronts Drivers and Responses in a Changing World*.WWF Worldwide.

Palafox-Juárez, E. B., López-Martínez, J. O., Hernández-Stefanoni, J. L., & Hernández-Nuñez, H. (2021). Impact of urban land-cover changes on the spatial-temporal land surface temperature in a tropical City of Mexico. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, *10*(2). https://doi.org/10.3390/ijgi10020076

Palomo-Kumul, J. (2021). Adaptaciones morfo-fisiológicas en las relaciones hídricas de especies vegetales con diferentes formas de crecimiento. In *Tesis de doctorado*. El Colegio de la Frontera Sur.

Palomo-Kumul, J., Valdez-Hernández, M., Islebe, G. A., Cach-Pérez, M. J., & Andrade, J. L. (2021). El Niño-Southern Oscillation affects the water relations of tree species in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Scientific Reports*, *11*(1), 1–15. https://doi.org/10.1038/s41598-021-89835-8

Pasqualotto, G., Carraro, V., Suarez Huerta, E., & Anfodillo, T. (2021). Assessment of Canopy Conductance Responses to Vapor Pressure Deficit in Eight Hazelnut Orchards Across Continents. *Frontiers in Plant Science*, *12*(December), 1–12. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.767916

Passioura, J. B. (2010). Plant-Water Relations. *Encyclopedia of Life Sciences*, *February*, 1–7. https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0001288.pub2

Pataki, D. E., McCarthy, H. R., Litvak, E., & Pincetl, S. (2011). Transpiration of urban forests in the Los Angeles metropolitan area. *Ecological Applications*, *21*(3), 661–677. https://doi.org/10.1890/09-1717.1

Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Friedlingstein, P., Ottle, C., Bréon, F. M., Nan, H., Zhou, L., & Myneni, R. B. (2012). Surface urban heat island across 419 global big cities. *Environmental Science and Technology*, *46*(2), 696–703. https://doi.org/10.1021/es2030438

Perera, A. H., Peterson, U., Martínez Pastur, G., & Iverson, L. R. (2018). Ecosystem services from forest landscapes: Broadscale considerations. *Ecosystem Services from Forest Landscapes: Broadscale Considerations*, *March 2018*, 1–265.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-74515-2

Pérez-Medina, S., & López-Falfán, I. (2016). Áreas verdes y arbolado en Mérida, Yucatán. Hacia una sostenibilidad urbana. *Economía Sociedad y Territorio*, *xv*, 1. https://doi.org/10.22136/est002015552

Pérez Medina, S. (2018). Legislación urbana y oferta de áreas verdes de recreación en Mérida, Yucatán. *Estudios Demográficos y Urbanos*, *33*(3), 671. https://doi.org/10.24201/edu.v33i3.1813

Phillips, O. L., Heijden, G. Van Der, Lewis, S. L., Lo, G., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Almeida, S., Da, E. A., Andelman, S., Andrade, A., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T. R., Costa, L., Feldpausch, T. R., Fisher, J. B., Fyllas, N. M., Freitas, M. A., … Vilanova, E. (2010). Drought–mortality relationships for tropical forests Oliver. *New Phytologist*, *187*, 631–646.

Pickell, P. D., Hermosilla, T., Frazier, R. J., Coops, N. C., & Wulder, M. A. (2016). Forest recovery trends derived from Landsat time series for North American boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, *37*(1), 138–149. https://doi.org/10.1080/2150704X.2015.1126375

Pineda-García, F., Paz, H., & Meinzer, F. C. (2013). Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: The interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant, Cell and Environment*, *36*(2), 405–418. https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x

Powell, T. L., Wheeler, J. K., de Oliveira, A. A. R., da Costa, A. C. L., Saleska, S. R., Meir, P., & Moorcroft, P. R. (2017). Differences in xylem and leaf hydraulic traits explain differences in drought tolerance among mature Amazon rainforest trees. *Global Change Biology*, *23*(10), 4280–4293. https://doi.org/10.1111/gcb.13731

Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2019). Comparing the transpirational and shading effects of two contrasting urban tree species. *Urban Ecosystems*, *22*(4), 683–697. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00853-x

Rahman, M. A., Stratopoulos, L. M. F., Moser-Reischl, A., Zölch, T., Häberle, K. H., Rötzer, T., Pretzsch, H., & Pauleit, S. (2020). Traits of trees for cooling urban heat islands: A meta-analysis. *Building and Environment*, *170*, 106606. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106606

Rao, P., Hutyra, L. R., Raciti, S. M., & Templer, P. H. (2014). 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

Raymond, C., Matthews, T., & Horton, R. M. (2020). The emergence of heat and humidity too severe for human tolerance. *Science Advances*, *6*(19). https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw1838

Reiche, J., Verbesselt, J., Hoekman, D., & Herold, M. (2015). Fusing Landsat and SAR time series to detect deforestation in the tropics. *Remote Sensing of Environment*, *156*, 276–293. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.001

Reiner, R. C., Smith, D. L., & Gething, P. W. (2014). Climate change, urbanization and disease: Summer in the city... *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, *109*(3), 171–172. https://doi.org/10.1093/trstmh/tru194

Reyes-García, C., Andrade, J. L., Simá, J. L., Us-Santamaría, R., & Jackson, P. C. (2012). Sapwood to heartwood ratio affects whole-tree water use in dry forest legume and non-legume trees. *Trees - Structure and Function*, *26*(4), 1317–1330. https://doi.org/10.1007/s00468-012-0708-5

Rivera, E., Antonio-Némiga, X., Origel-Gutiérrez, G., Sarricolea, P., & Adame-Martínez, S. (2017). Spatiotemporal analysis of the atmospheric and surface urban heat islands of the Metropolitan Area of Toluca, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, *76*(5). https://doi.org/10.1007/s12665-017-6538-4

Rodríguez-Alarcón, S. J., Pinzón-Pérez, L., Cruz, J. L., & Amaya, D. C. (2020). Functional traits of woody plants at green spaces in Bogotá, Colombia. *Biota Colombiana*, *21*(2), 108–133. https://doi.org/10.21068/C2020.V21N02A08

Roig, F. A., Osornio, J. J. J., Diaz, J. V., Luckman, B., Tiessen, H., Medina, A., & Noellemeyer, E. J. (2005). Anatomy of growth rings at the Yucatán Peninsula. *Dendrochronologia*, *22*(3), 187–193. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.007

Rojas Acuña, J., Eche Llenque, J. C., Rufasto Campos, E., & Negron Juárez, R. (2006). Modelo De Predicción Del Inicio De La Sequía En El Perú Usando El Indice De Vegetacion Procedente De Imágenes De Satélite E Indices El Niño Oscilación Sur. *Revista de Investigación de Física*, *9*(02), 7–16. https://doi.org/10.15381/rif.v9i02.8582

Rojas- Sandoval, J., Acevedo - Rodríguez, P. (2019). *Azadirachta indica*. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International.

https://www.cabi.org/isc/datasheet/8112#tosummaryOfInvasiveness

Rötzer, T., Rahman, M. A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2019). Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. *Science of the Total Environment*, *676*, 651–664. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.235

Ruiz Hidalgo, D., Bacca Cortés, B., & Caicedo Bravo, E. (2019). A Tool for Analysis of Spectral Indices for Remote Sensing of Vegetation and Crops Using Hyperspectral Images. *Entre Ciencia e Ingeniería*, *13*(26), 51–58. https://doi.org/10.31908/19098367.1161

Sade, N., Gebremedhin, A., & Moshelion, M. (2012). Risk-taking plants: anisohydric behavior as a stress-resistance trait. *Plant Signaling & Behavior*, *7*(7), 767–770. https://doi.org/10.4161/psb.20505

Saito, T., Soga, K., Hoson, T., & Terashima, I. (2006). The bulk elastic modulus and the reversible properties of cell walls in developing Quercus leaves. *Plant and Cell Physiology*, *47*(6), 715–725. https://doi.org/10.1093/pcp/pcj042

Sakai, T., Hatta, S., Okumura, M., Takeuchi, W., & Hiyama, T. (2010). *A time-series analysis of flood disaster around Lena river using Landsat TM / ETM +*. *12*(August 2007), 2010.

Salas- Acosta, E. R. (2020). Medición de la transpiración en la selva baja caducifolia de la Reserva Estatal “El Palmar” en Yucatán México. In *Tesis de doctorado*. Centro de Investigación Científica de Yucatán.

Salas-Acosta, E. R., Andrade, J. L., Perera-Burgos, J. A., Us-Santamaría, R., Figueroa-Espinoza, B., Uuh-Sonda, J. M., & Cejudo, E. (2022). Transpiration of a Tropical Dry Deciduous Forest in Yucatan, Mexico. *Atmosphere*, *13*(2), 1–13. https://doi.org/10.3390/atmos13020271

Salomón, R. L., Limousin, J. M., Ourcival, J. M., Rodríguez-Calcerrada, J., & Steppe, K. (2017). Stem hydraulic capacitance decreases with drought stress: implications for modelling tree hydraulics in the Mediterranean oak Quercus ilex. *Plant Cell and Environment*, *40*(8), 1379–1391. https://doi.org/10.1111/pce.12928

Sanaphre - Villanueva, L. (2016). *Variación sucesional y espacial de caracteres y grupos funcionales de plantas leñosas en un bosque tropical seco*. Centro de Investigación Científica de Yucatán. Tesis de doctorado

Schmid, R., Lemmens, R. H. M. J., Soerianegara, I., & Wong, W. C. (1996). Plant Resources of South-East Asia. No. 5(2). Timber Trees: Minor Commercial Timbers. In *Taxon* (Vol. 45, Issue 3). https://doi.org/10.2307/1224176

Schultz, M., Shapiro, A., Clevers, J. G. P. W., Beech, C., & Herold, M. (2018). Forest cover and vegetation degradation detection in the Kavango Zambezi Transfrontier Conservation area using BFAST monitor. *Remote Sensing*, *10*(11). https://doi.org/10.3390/rs10111850

Schulze, E. D., Hall, A. E., Lange, O. L., & Walz, H. (1982). A portable steady-state porometer for measuring the carbon dioxide and water vapour exchanges of leaves under natural conditions. *Oecologia*, *53*(2), 141–145. https://doi.org/10.1007/BF00545656

Schwarz, K., Fragkias, M., Boone, C. G., Zhou, W., McHale, M., Grove, J. M., O'Neil-Dunne, J., McFadden, J. P., Buckley, G. L., Childers, D., Ogden, L., Pincetl, S., Pataki, D., Whitmer, A., & Cadenasso, M. L. (2015). Trees grow on money: Urban tree canopy cover and environmental justice. *PLoS ONE*, *10*(4), 1–17. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122051

Sevegnani, F., Giannetti, B. F., Almeida, C. M. V. B., Agostinho, F., & Brown, M. T. (2018). Accounting for internal stocks in assessing the sustainability of urban systems: The case of ABC Paulista. *Ecological Indicators*, *94*, 70–81. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.029

Sexton, J. O., Song, X. P., Feng, M., Noojipady, P., Anand, A., Huang, C., Kim, D. H., Collins, K. M., Channan, S., DiMiceli, C., & Townshend, J. R. (2013). Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. *International Journal of Digital Earth*, *6*(5), 427–448. https://doi.org/10.1080/17538947.2013.786146

Shojanoori, R., & Shafri, H. Z. M. (2016). Review on the use of remote sensing for urban forest monitoring. *Arboriculture and Urban Forestry*, *42*(6), 400–417. https://doi.org/10.48044/jauf.2016.034

Silva, J. S., Silva, R. M. da, & Santos, C. A. G. (2018). Spatiotemporal impact of land use/land cover changes on urban heat islands: A case study of Paço do Lumiar, Brazil. *Building and Environment*, *136*(March), 279–292. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.03.041

Singh, A. (1989). Review Articlel: Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, *10*(6), 989–1003. https://doi.org/10.1080/01431168908903939

Sjöman, H., Hirons, A. D., & Bassuk, N. L. (2015). Urban forest resilience through tree selection-Variation in drought tolerance in Acer. *Urban Forestry and Urban Greening*, *14*(4), 858–865. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.004

Skelton, R. P., West, A. G., & Dawson, T. E. (2015). Predicting plant vulnerability to drought in biodiverse regions using functional traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *112*(18), 5744–5749. https://doi.org/10.1073/pnas.1503376112

Smith, D. M., & Allen, S. J. (1996). Measurement of sap flow in plant stems. *Journal of Experimental Botany*, *47*(12), 1833–1844. https://doi.org/10.1093/jxb/47.12.1833

Smith, I. A., Dearborn, V. K., & Hutyra, L. R. (2019). Live fast, die young: Accelerated growth, mortality, and turnover in street trees. *PLoS ONE*, *14*(5), 1–17. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215846

Smith, V. (2017). *Near real-time monitoring of tropical dry forests in North and Central America* [Texas Tech University]. https://ttu-ir.tdl.org/bitstream/handle/2346/73512/SMITH-THESIS-2017.pdf?sequence=1

Smith, V., Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., & Hernandez-Stefanoni, J. L. (2019). Assessing the accuracy of detected breaks in Landsat time series as predictors of small scale deforestation in tropical dry forests of Mexico and Costa Rica. *Remote Sensing of Environment*, *221*(January), 707–721. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.020

Soberón Forsberg, V. S., & Obregón Párraga, E. (2016). Identificación De Islas De Calor En La Ciudad De Lima Metropolitana Utilizando Imágenes Del Satélite Landsat 5Tm. *Anales Científicos*, *77*(1), 34. https://doi.org/10.21704/ac.v77i1.475

Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, *90*(4), 434–440. https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003

Sonti, N. F. (2020). Urban plant ecophysiology. *Urban Ecology: Its Nature and Challenges*, 67–84. https://doi.org/10.1079/9781789242607.0067

Soulé, M., Kyereh, B., Kuyah, S., Tougiani, A., & Saadou, M. (2022). Azadirachta indica A.

Juss. a multi-purpose tree as a leading species in carbon stocking in two Sahelian cities of Niger. *Urban Ecosystems*, *25*(1), 51–64. https://doi.org/10.1007/s11252-021-01130-6

Southworth, J. (2004). An assessment of Landsat TM band 6 thermal data for analysing land cover in tropical dry forest regions. *International Journal of Remote Sensing*, *25*(4), 689–706. https://doi.org/10.1080/0143116031000139917

Squeo, F.A. (2007). El agua y el potencial hídrico. En: Squeo, F.A, Cardemil, L (Eds). Fisiología Vegetal. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.47- 66 pp.

State of the Tropics. *State of the Tropics Report 2017. Sustainable Insfrastructure in the Tropics.* 158.

Takase, M., Zhao, T., Zhang, M., Chen, Y., Liu, H., Yang, L., & Wu, X. (2015). An expatiate review of neem, jatropha, rubber and karanja as multipurpose non-edible biodiesel resources and comparison of their fuel, engine and emission properties. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *43*, 495–520. https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.049

Tan, P. Y., Wong, N. H., Tan, C. L., Jusuf, S. K., Schmiele, K., & Chiam, Z. Q. (2020). Transpiration and cooling potential of tropical urban trees from different native habitats. *Science of the Total Environment*, *705*, 135764. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135764

Tang, R., Zhao, X., Zhou, T., Jiang, B., Wu, D., & Tang, B. (2018). Assessing the impacts of urbanization on albedo in Jing-Jin-Ji Region of China. *Remote Sensing*, *10*(7). https://doi.org/10.3390/rs10071096

Thonfeld, F., Hecheltjen, A., & Menz, G. (2015). Bi-temporal Change Detection, Change Trajectories and Time Series Analysis for Forest Monitoring. *Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation*, *2015*(2), 129–141. https://doi.org/10.1127/pfg/2015/0259

Toky, O. P., & Bisht, R. P. (1992). Observations on the rooting patterns of some agroforestry trees in an arid region of north-western India. *Agroforestry Systems*, *18*(3), 245–263. https://doi.org/10.1007/BF00123320

Tor-Ngern, P., Tor-Ngern, P., & Leksungnoen, N. (2020). Investigating carbon dioxide absorption by urban trees in a new park of Bangkok, Thailand. *BMC Ecology*, *20*(1),

1–10. https://doi.org/10.1186/s12898-020-00289-4

Tsutsumida, N., Saizen, I., Matsuoka, M., & Ishii, R. (2013). Land cover change detection un Ulaanbaatar using the breaks for additive seasonal and trend method. *Land*, *2*, 534–549.

Tyree, M. T., & Hammel, H. T. (1972). The measurement of the turgor pressure and the water relations of plants by the pressure-bomb technique. *Journal of Experimental Botany*, *23*(1), 267–282. https://doi.org/10.1093/jxb/23.1.267

Unidad de Desarrollo Sustentable. (2018). Guía para la plantación de árboles del municipio de Mérida. Disponible en: http://www.merida.gob.mx/sustentable/contenidos/doc/guia-de-plantacion-de-arboles.pdf

Valdez-Hernández, M., Andrade, J. L., Jackson, P. C., & Rebolledo-Vieyra, M. (2010). Phenology of five tree species of a tropical dry forest in Yucatan, Mexico: Effects of environmental and physiological factors. *Plant and Soil*, *329*(1), 155–171. https://doi.org/10.1007/s11104-009-0142-7

Van Der Werf, G. R., Morton, D. C., Defries, R. S., Olivier, J. G. J., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., Collatz, G. J., & Randerson, J. T. (2009). CO2 emissions from forest loss. In *Nature Geoscience* (Vol. 2, Issue 11, pp. 737–738). Nature Publishing Group. https://doi.org/10.1038/ngeo671

Vardoulakis, S., Dear, K., & Wilkinson, P. (2016). Challenges and Opportunities for Urban Environmental Health and Sustainability: The HEALTHY-POLIS initiative. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, *15*(Suppl 1), 1–4. https://doi.org/10.1186/s12940-016-0096-1

Verbesselt, J., Zeileis, A., & Herold, M. (2012). Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, *123*, 98–108. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.02.022

Villanueva-Solis, J., Ranfla, A., & Quintanilla-Montoya, A. L. (2013). Isla de calor urbana: Modelación dinámica y evaluación de medidas de mitigación en ciudades de clima árido extremo. *Informacion Tecnologica*, *24*(1), 15–24. https://doi.org/10.4067/S0718-

07642013000100003

Vlassova, L. (2016). Land Surface Temperature (LST) estimated from Landsat images: applications in burnt areas and tree-grass woodlands (dehesas). In *Tesis de doctorado*. Universidad de Zaragoza.

Vospernik, S., & Sterba, H. (2015). Do competition-density rule and self-thinning rule agree? *Annals of Forest Science*, *72*(3), 379–390. https://doi.org/10.1007/s13595-014-0433-x

Walters, G., Cohen – Shacham, E., Maginnis, S., Lamarque, P. 2016. What are nature based solutions. In. Cohen – Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maggins, S. Nature based solutions to address global societal challenges. IUCN. Gland, Switzerland, 97 pp.

Wang, X., Wang, X., Chen, Y., & Berlyn, G. P. (2019). Photosynthetic parameters of urban greening trees growing on Paved land. *IForest*, *12*(4), 403–410. https://doi.org/10.3832/ifor2939-012

Wang, Y., Akbari, H., & Chen, B. (2016). Urban Geometry and Environmental Urban Policy Development. *Procedia Engineering*, *169*, 308–315. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.038

Watts, L. M., & Laffan, S. W. (2014). Remote Sensing of Environment Effectiveness of the BFAST algorithm for detecting vegetation response patterns in a semi-arid region. *Remote Sensing of Environment*, *154*, 234–245. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.08.023

Weatherley, P. . (1950). Studies in the Water Relations of the Cotton Plant: The Field Measurement of Water Deficits in Leaves. *New Phytologist*, *49*(1), 81–97. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1950.tb05146.x

Webb, W. L., Newton, M., & Starr, D. (1974). Carbon dioxide exchange of Alnus rubra - A mathematical model. *Oecologia*, *17*(4), 281–291. https://doi.org/10.1007/BF00345747

Weng, Q. 2013. Introduction to remote sensing systems, data, and applications. In Wang, G.X. and Q. Weng (Eds.): *Remote Sensing of Natural Resources*. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 3-19.

Werden, L. K., Waring, B. G., Smith-Martin, C. M., & Powers, J. S. (2018). Tropical dry forest trees and lianas differ in leaf economic spectrum traits but have overlapping water-use strategies. *Tree Physiology*, *38*(4), 517–530.

https://doi.org/10.1093/treephys/tpx135

Whitlow, T. H., & Bassuk, N. L. (1988). Ecophysiology of Urban Trees and Their Management - The North American Experience. *Hort Science*, *23*(3), 542–546.

Wiedenhoeft, A. C. . (2011). *Páginas de descripción de especies Species description pages*. 97.

Williams-Castro, C. (2019). Intensidad De Las Islas De Calor Urbanas Superficiales En Las Principales Conurbaciones De La V Region De Valparaiso Y Factores Geograficos Explicativos Para El Caso Especifico De La Coonurbacion Del Gran Valparaiso. In *Tesis de doctorado*.

Winbourne, J. B., Jones, T. S., Garvey, S. M., Harrison, J. L., Wang, L., Li, D., Templer, P. H., & Hutyra, L. R. (2020). Tree transpiration and urban temperatures: Current understanding, implications, and future research directions. *BioScience*, *70*(7), 576–588. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa055

Wolfe, B. T. (2017). Retention of stored water enables tropical tree saplings to survive extreme drought conditions. *Tree Physiology*, *37*(4), 469–480. https://doi.org/10.1093/treephys/tpx001

Wu, X., Wang, G., Yao, R., Wang, L., Yu, D., & Gui, X. (2019). Investigating surface urban heat islands in South America based on MODIS data from 2003-2016. *Remote Sensing*, *11*(10). https://doi.org/10.3390/rs11101212

Xiao, Q., & McPherson, E. G. (2003). Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystems*, *6*(4), 291–302. https://doi.org/10.1023/b:ueco.0000004828.05143.67

Xiong, Y., Huang, S., Chen, F., Ye, H., Wang, C., & Zhu, C. (2012). The Impacts of Rapid Urbanization on the Thermal Environment: A Remote Sensing Study of Guangzhou, South China. *Remote Sensing*, *4*(7), 2033–2056. https://doi.org/10.3390/rs4072033

Xu, G. Q., Arndt, S. K., & Farrell, C. (2020). Leaf traits of drought tolerance for 37 shrub species originating from a moisture gradient. *Water (Switzerland)*, *12*(6). https://doi.org/10.3390/w12061626

Xue, J., & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, *2017*. https://doi.org/10.1155/2017/1353691

Yang, B., Lee, D. K., Heo, H. K., & Biging, G. (2019). The effects of tree characteristics on

rainfall interception in urban areas. *Landscape and Ecological Engineering*, *15*(3), 289–296. https://doi.org/10.1007/s11355-019-00383-w

Yang, D., Pan, S., Ding, Y., & Tyree, M. T. (2017). Experimental evidence for negative turgor pressure in small leaf cells of Robinia pseudoacacia L versus large cells of Metasequoia glyptostroboides Hu et W.C.Cheng. 1. Evidence from pressure-volume curve analysis of dead tissue. *Plant Cell and Environment*, *40*(3), 351–363. https://doi.org/10.1111/pce.12861

Yi, K., Dragoni, D., Phillips, R. P., Roman, D. T., & Novick, K. A. (2017). Dynamics of stem water uptake among isohydric and anisohydric species experiencing a severe drought. *Tree Physiology*, *37*(10), 1379–1392. https://doi.org/10.1093/treephys/tpw126

Zamudio-Castillo, E. (2001). *Análisis del comportamiento del arbolado urbano público durante el período de 1995 a 1999 en la ciudad de Linares, Nuevo León* [Universidad Autónoma de Nuevo León]. http://eprints.uanl.mx/1122/1/1020145643.PDF

Zhang, H., Qi, Z. fang, Ye, X. yue, Cai, Y. bin, Ma, W. chun, & Chen, M. nan. (2013). Analysis of land use/land cover change, population shift, and their effects on spatiotemporal patterns of urban heat islands in metropolitan Shanghai, China. *Applied Geography*, *44*, 121–133. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.021

Zhu, Z. (2017). Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *130*, 370–384. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013