



Universidad Autónoma de Querétaro  
Facultad de ingeniería

Función ecosistémica del bosque urbano, caso Querétaro.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de  
Maestro en Ciencias en Hidrología Ambiental

Presenta

Ing. Edoardo Daniel Rodríguez Rodríguez

Dirigido por:

Dr. Enrique González Sosa

Querétaro, Qro. a 24 de mayo de 2022



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de ingeniería

Maestría en Hidrología Ambiental

Función ecosistémica del bosque urbano, caso Querétaro.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de Maestro en Ciencias en Hidrología  
Ambiental

Presenta

Ing. Edoardo Daniel Rodríguez Rodríguez

Dirigido por:

Dr. Enrique González Sosa

Dr. Enrique González Sosa

*Presidente*

Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos

*Secretario*

Dra. María de la Luz Pérez Rea

*Vocal*

Dra. Rocío Becerril Piña

*Suplente*

MC Carlos Javier Villa Alvarado

*Suplente*

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Centro Universitario, Querétaro, Qro.

Fecha de aprobación por el Consejo Universitario 28 de julio de 2022

México

## **Resumen**

El incremento de la población y el desarrollo de las ciudades en el planeta propician el aumento en los cambios de uso de suelo. Este fenómeno produce alteraciones en el sistema hidrológico y repercute en el ambiente. Los árboles mediante sus servicios ecosistémicos aportan a la solución de estos problemas, los cuales pueden ser cuantificados mediante modelos numéricos y de manera experimental. Este estudio fue llevado a cabo en el Centro Universitario Cerro de Las Campanas UAQ, situado en la zona centro de la ciudad de Querétaro, México. La superficie de CU Las Campanas es de 28.28 ha. Los servicios ecosistémicos fueron modelados para estimar el escurrimiento retenido, la eliminación de contaminantes atmosféricos (CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> y PM<sub>2.5</sub>) y almacenamiento y retención de carbono (CO<sub>2</sub>). Con una cobertura vegetativa del 34% y 2,266 árboles, el modelo I-Tree Eco estimó un beneficio económico funcional de \$3,361,150.7 anuales. Mientras que la reducción de escurrimientos superficiales produjo un beneficio económico de \$397,502.9. Puede concluirse que el entendimiento de la estructura, función y el valor de los servicios ecosistémicos de los árboles como parte del bosque urbano, promueven el manejo que mejora la salud humana y la calidad de vida en una ciudad como Querétaro. Sin embargo, los servicios ecosistémicos suelen ignorarse en la toma de decisiones para la planeación urbana, debido a las dificultades que presenta su documentación y porque falta establecer metodologías sistemáticas para valorar los beneficios que presta el bosque urbano.

**Palabras clave:** bosque urbano, servicios ecosistémicos, escurrimientos superficiales, contaminación atmosférica, árboles.

## **Abstract**

The increase in population and the development of cities on the planet favor the increase in changes in land use. This phenomenon produces alterations in the hydrological system and affects the environment. Trees through their ecosystem services contribute to the solution of these problems, which can be quantified through numerical models and experimentally. The study was carried out in the Cerro de Las Campanas UAQ, located in the downtown area of the city of Querétaro, Mexico. CU Las Campanas has an area of 28.28 ha. The services estimated through numerical modeling in this study were retained runoff, removal of atmospheric pollutants (CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, and PM<sub>2.5</sub>), and carbon storage and absorption (CO<sub>2</sub>). With a vegetative cover of 34% and 2,266 trees, the I-Tree Eco model estimated a functional economic benefit of \$3,361,150.7 per year. While from the experimental modeling associated with the reduction of surface runoff, an economic benefit of \$397,502.9 was obtained. Finally, it can be concluded that the understanding of the structure, function and value of ecosystem services can promote management decisions that improve human health and quality of life in a city like Querétaro. However, these services are ignored in decision-making for urban planning, due to the difficulties of their documentation and because there is a lack of establishing systematic methodologies to assess the benefits provided by the urban forest.

**Key words:** urban forest, ecosystem services, runoff, air pollution, trees.

## **Dedicatoria**

*Este proyecto está especialmente dedicado a:*

*A mi esposa Mariana, por su cariño, apoyo incondicional, comprensión, paciencia y por estar presente durante todo este proceso.*

*A mis padres Ma. de Lourdes y Miguel, por su amor, trabajo y sacrificio durante todos los años de mi vida,*

*A mis hermanos Laura, Miguel y Uriel, por sus consejos y apoyo en momentos difíciles.*

*A mis sobrinos Julieta y Miguel, por la felicidad que me han dado desde su nacimiento.*

## **Agradecimientos**

*Quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a:*

*Dios, que está a mi lado en todo momento, que siempre me bendice y me da fortaleza para seguir adelante.*

*A mi esposa por su motivación, sus enseñanzas y transmitirme sus conocimientos en exposición y escritura de textos.*

*A mi director de tesis y principal colaborador en este proyecto, el Dr. Enrique González Sosa, por ser un excelente guía durante este proceso, por los consejos brindados y el tiempo empleado en revisar mis escritos.*

*A mi amigo y colega Jorge Luis, por su incondicional apoyo, por ser confidente y compartir sus conocimientos en Ingeniería Civil.*

*A mis amigos, con los que compartí dentro y fuera de las aulas. Especialmente a Fernando y Rubén, quienes me brindaron su apoyo desde el comienzo de este proyecto.*

*A mis revisores de tesis, por su valioso tiempo, consejos y sugerencias.*

*A todos mis profesores, por sus enseñanzas, compartir sus conocimientos y hacer que crezca como profesional.*

## Índice

<b>Introducción</b>	<b>1</b>
<b>2 Antecedentes</b>	<b>3</b>
<b>2.1 Escurrimiento retenido</b>	<b>3</b>
<b>2.2 Eliminación de contaminantes</b>	<b>5</b>
<b>2.3 Contenido de carbono</b>	<b>5</b>
<b>2.4 Modelo I Tree Eco</b>	<b>6</b>
<b>3 Hipótesis</b>	<b>6</b>
<b>4 Objetivos</b>	<b>6</b>
<b>4.1 Objetivo general</b>	<b>6</b>
<b>4.2 Objetivos específicos</b>	<b>6</b>
<b>5 Marco Teórico</b>	<b>7</b>
<b>5.1 Bosque urbano</b>	<b>7</b>
<b>5.2 Intercepción</b>	<b>8</b>
5.2.1 Modelo de Rutter	8
5.2.1.1 Proceso de drenaje	10
<b>5.3 Almacenamiento y retención de carbono</b>	<b>10</b>
<b>5.4 Modelación numérica de los servicios ecosistémicos</b>	<b>10</b>
<b>5.5 Modelación de los servicios ecosistémicos con I-Tree Eco</b>	<b>11</b>
5.5.1 Modelo de intercepción	12
5.5.1.1 Valor económico de la intercepción	13
5.5.2 Modelo Urban Forest Effects (UFORE)	13
5.5.3 Limitantes del modelo I tree.	14
<b>5.6 Recomendaciones para el uso del modelo I-Tree.</b>	<b>14</b>
<b>5.7 Intercepción en un parque urbano</b>	<b>15</b>
<b>5.8 Escurrimiento retenido</b>	<b>16</b>

5.8.1	Escurrimiento retenido	16
<b>6</b>	<b>Métodos y materiales</b>	<b>19</b>
<b>6.1</b>	<b>Descripción de la zona de estudio</b>	<b>19</b>
6.1.1	Cuenca Río Querétaro	22
6.1.1.1	Datos de contaminantes y clima	24
6.1.2	Modelación de los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU cerro de las Campanas.	24
6.1.3	Fase I. Planificación de la modelación	24
6.1.4	Fase II. Puesta en marcha del modelo.	25
6.1.5	Fase III. Recopilación de datos de campo	25
<b>7</b>	<b>Resultados</b>	<b>27</b>
<b>7.1</b>	<b>Características del bosque urbano CU Las Campanas</b>	<b>27</b>
<b>7.2</b>	<b>Cobertura foliar y superficial del bosque urbano CU Las Campanas</b>	<b>30</b>
<b>7.3</b>	<b>Escurrimiento retenido</b>	<b>31</b>
<b>7.4</b>	<b>Resultados de los Servicios ecosistémicos</b>	<b>34</b>
7.4.1	Almacenamiento y retención de carbono	34
7.4.2	Eliminación de contaminantes atmosféricos	35
7.4.3	Costo de los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU Cerro de las Campanas.	37
7.4.3.1	Valor estructural	37
7.4.3.2	Valor monetario en cuanto almacenamiento y retención de carbono	37
7.4.3.3	Valor monetario en cuanto a la eliminación de contaminantes	38
7.4.3.4	Valor monetario en cuanto al escurrimiento retenido	38
<b>7.5</b>	<b>Reverdecimiento del bosque urbano Cu las Campanas</b>	<b>38</b>
<b>7.6</b>	<b>Estudio experimental del escurrimiento retenido</b>	<b>40</b>
7.6.1	Composición arbórea	40
7.6.2	Análisis de la lluvia	41
7.6.3	Evaluación del escurrimiento retenido	43
7.6.4	Distribución de la intercepción	51

<b>8</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>56</b>
<b>9</b>	<b>Bibliografía</b>	<b>57</b>
<b>10</b>	<b>Anexos</b>	<b>68</b>
<b>10.1</b>	<b>Anexo 1. Proceso de intercepción de la vegetación según Hyrabayashi, 2013.</b>	<b>68</b>
10.1.1	Proceso de la intercepción en la cobertura arbórea	68
10.1.1.1	Proceso de la cubierta impermeable debajo del dosel	71
10.1.1.2	Proceso de la cubierta permeable debajo del dosel	73
10.1.2	Proceso de intercepción en una superficie sin vegetación	75
10.1.2.1	Proceso para una cobertura del suelo impermeable	75
10.1.2.2	Proceso para una cobertura del suelo permeable	76
10.1.3	Cálculo anual de la intercepción del bosque urbano	78
<b>10.2</b>	<b>Anexo 2. Descripción de los componentes del modelo UFORE</b>	<b>80</b>
10.2.1	UFORE-A: Anatomía del bosque urbano	80
10.2.1.1	Área y biomasa foliar	82
10.2.1.2	Diversidad de especies	85
10.2.1.3	Valor estructural	85
10.2.1.4	Uso de suelo	87
10.2.2	UFORE-C: Almacenamiento y retención de carbono	87
10.2.2.1	Crecimiento de árboles y retención de carbono	88
10.2.3	UFORE-D: Remoción de contaminantes atmosféricos	91
<b>10.3</b>	<b>Anexo 3. Datos de concentración de contaminantes atmosféricos para el modelo I-Tree Eco en el 2015.</b>	<b>92</b>
<b>10.4</b>	<b>Anexo 4. Datos de clima para el modelo I Tree Eco en el año 2015.</b>	<b>94</b>
<b>10.5</b>	<b>Anexo 5. Características de los árboles predominantes de CU</b>	<b>96</b>
10.5.1	Ficus Benjamina.	96
10.5.2	Jacaranda Mimosifolia	97
10.5.3	Schinus molle	98

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Esquema del modelo I-Tree Eco (i-Tree Eco users manual, 2020).	11
<b>Figura 2.</b> Diagrama del modelo de intercepción propuesto por Hirabayashi, 2013.	13
<b>Figura 3.</b> Balance de masa hídrico en un bosque urbano. En el ecosistema entra la precipitación (P), una parte de se almacena en el follaje de los árboles (C) y otra se evapora ( $E_v$ ). Existe una porción de la precipitación que logra pasar a través de la copa ( $T_h$ ) y otra que escurre por las ramas y tronco de los árboles. La parte de lluvia que logra llegar al suelo escurre (R) o se infiltra (I).	16
<b>Figura 4.</b> Esquema, representación del volumen de escurrimiento retenido por la vegetación. El área sombreada representa al escurrimiento retenido.	17
<b>Figura 5.</b> Hidrograma triangular cuando la duración de la lluvia es igual al tiempo de concentración.	17
<b>Figura 6.</b> Hidrograma unitario adimensional del SCS.	19
<b>Figura 7.</b> Ubicación del área de estudio.	21
<b>Figura 8.</b> Microcuencas cuenca Río Querétaro.	23
<b>Figura 9.</b> Datos de precipitación para el 2015 estación, estación Querétaro Intercontinental.	24
<b>Figura 10.</b> a) Área foliar por sección. b) Predominancia de árboles por especie. c) Cantidad de árboles por sección. d) Árboles nativos.	28
<b>Figura 11.</b> Estructura arbórea por sectores. a) Distribución de las especies por clase de DAP (cm), b) estado o condición de los árboles, c) densidad arbórea.	29
<b>Figura 12.</b> Imagen satelital de CU Las Campanas, en ésta se puede apreciar los distintos tipos de cobertura.	30
<b>Figura 13.</b> Intensidad de precipitación para el año 2015.	32
<b>Figura 14.</b> Precipitación mensual acumulada para los años 2015 al 2020.	33
<b>Figura 15.</b> Eliminación mensual de contaminantes atmosféricos en CU las Campanas.	35
<b>Figura 16.</b> a) Eliminación media de contaminantes generada por los árboles. b) Emisiones de contaminantes generados por incendios forestales en el estado de Querétaro.	36
<b>Figura 17.</b> Comparativa entre la contaminación eliminada de la atmósfera y la emitida por micro colectivos e incendios forestales en el estado de Querétaro.	37
<b>Figura 18.</b> Distribución del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada promedio	40
<b>Figura 19.</b> Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en CU del 2015 al 2021.	40

<b>Figura 20.</b> Árboles dominantes por zona. Las barras azules muestran la cantidad estimada de árboles para especies predominantes, la barra roja el número total de árboles y los círculos negros la condición promedio de las especies. _____	41
<b>Figura 21.</b> Distribución de la precipitación media anual para un año típico en Querétaro (año 2001). Las barras indican el total mensual y la línea punteada el acumulado mensual. _____	42
<b>Figura 22.</b> Hidrogramas teóricos para cuatro eventos de precipitación típicos en Querétaro, para escenarios con y sin vegetación: a) $P_g = 18.75$ mm, 31 de mayo de 2021 , b) $P_g = 19.4$ mm, 09 de septiembre de 2020 c) $P_g = 13.9$ mm, 20 de agosto de 2020, d) $P_g = 15.65$ mm, 12 de agosto de 2020. _____	44
<b>Figura 23.</b> Relación de la precipitación y las pérdidas por interceptación promedio para CU. Los círculos representan los valores promedio de interceptación y la línea la ecuación de regresión. _	45
<b>Figura 24.</b> Relación de la precipitación y las pérdidas por interceptación promedio para los seis sectores analizados. Las figuras representan los valores promedio de interceptación y las líneas las ecuaciones de regresión. _____	46
<b>Figura 25.</b> Relación de flujo de traslocación ( $Th$ ) y las especies dominantes de CU. Las figuras representan el $Th$ y las líneas las ecuaciones de regresión. _____	47
<b>Figura 26.</b> Microcuenca de la ciudad de Querétaro. _____	48
<b>Figura 27.</b> Principales drenajes de CU Las Campanas. _____	49
<b>Figura 28.</b> Hidrogramas para escenarios con y sin vegetación y tendencia de crecimiento del área verde en CU. _____	50
<b>Figura 29.</b> Esquema, patrón del volumen de interceptación de acuerdo a los árboles que cubren los colectores. _____	51
<b>Figura 30.</b> Distribución de colectores en CU las Campanas. _____	52
<b>Figura 31.</b> Distribución espacial de interceptación para una lluvia de 24.8 mm. _____	53
<b>Figura 32.</b> Distribución espacial de interceptación para una lluvia de 19.4 mm. _____	54
<b>Figura 33.</b> Primera etapa del proceso de interceptación, inicia cuando inicia el evento de precipitación ( $P_g$ ) y termina cuando la se alcanza el almacenamiento máximo $S_{v_{max}}$ (Hirabayashi, 2013) _____	69
<b>Figura 34.</b> Segunda etapa del proceso de interceptación por vegetación, ocurre cuando se alcanza el almacenamiento máximo $S_{v_{max}}$ (Hirabayashi, 2013). _____	70

<b>Figura 35.</b> Tercera etapa, el evento de precipitación termina y solo queda la evaporación (Ev) (Hirabayashi, 2013).	71
<b>Figura 36.</b> Primera etapa del proceso de intercepción para cobertura impermeable. Comienza con la precipitación (Pg) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cobertura impermeable $S_{vi}$ alcanza $S_{i_{max}}$ .	72
<b>Figura 37.</b> En la primera etapa de la intercepción por cobertura permeable, comienza con la precipitación (Pg) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta permeable ( $S_{vp}$ ) alcanza $S_{p_{max}}$ .	74
<b>Figura 38.</b> Primera etapa de la interceptación para una superficie sin vegetación y cubierta impermeable, comienza con la precipitación (P) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta impermeable ( $S_{gi}$ ) alcanza $S_{i_{max}}$ .	76
<b>Figura 39.</b> Primera etapa de la interceptación sin vegetación y por cobertura permeable, comienza con la precipitación (P) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta permeable ( $S_{gp}$ ) alcanza $S_{p_{max}}$ .	77
<b>Figura 40.</b> Ejemplo de escenario real.	79
<b>Figura 41.</b> Ejemplo del escenario hipotético.	80
<b>Figura 42.</b> Concentración de monóxido de carbono CO.	92
<b>Figura 43.</b> Concentración de dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> ).	93
<b>Figura 44.</b> Concentración de dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> ).	93
<b>Figura 45.</b> Concentración de partículas menores de 2.5 micras (PM 2.5).	94
<b>Figura 46.</b> Intensidad de precipitación para el 2015.	94
<b>Figura 47.</b> Temperatura para el 2015.	95
<b>Figura 48.</b> Evaporación para el año 2015.	95
<b>Figura 49.</b> Radiación para el año 2015.	96
<b>Figura 50.</b> Arbolado de alineación sobre una calle con Ficus Benjamina.	97
<b>Figura 51.</b> Ejemplares de Jacaranda Mimosifolia.	98
<b>Figura 52.</b> Ejemplar de Schinus molle.	99

## Índice de Tablas

<b>Tabla 1.</b> Clasificación de los servicios que producen los árboles según (Salmond <i>et al.</i> , 2014)	7
--	---

<b>Tabla 2.</b> Variables recomendables a registrar de los árboles, para mejorar la precisión de los cálculos de la herramienta Eco.	26
<b>Tabla 3.</b> Variables adicionales sobre las parcelas que pueden ser registradas en la herramienta.	27
<b>Tabla 4.</b> Valor del escurrimiento retenido y monetario en CU Las Campanas.	33
<b>Tabla 5.</b> Almacenamiento y retención de carbono por sectores.	34
<b>Tabla 6.</b> Eliminación de contaminantes por sector.	38
<b>Tabla 7.</b> Estadísticos para el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en CU Las Campanas durante la temporada de crecimiento del 2015 al 2021.	39
<b>Tabla 8.</b> Resumen de resultados.	45

## 1 Introducción

El aumento de los escurrimientos superficiales y la presencia de gases contaminantes son problemas importantes en las ciudades altamente urbanizadas, producto de la dicotomía entre el desarrollo y bienestar de los ciudadanos, entre ellas, el transporte, la urbanización e industria. Ante tal escenario, se han implementado estrategias para reducir la emisión de gases a la atmósfera mediante procesos bióticos, como lo es la capacidad de la vegetación de fijar carbono mediante el proceso de fotosíntesis y en el caso de especies leñosas, almacenarlo en forma de biomasa vegetal por periodos prolongados (Acosta Mireles *et al.* 2000) o la capacidad que tiene la estructura de los árboles para captar material particulado y gases contaminantes, como dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y ozono (O<sub>3</sub>)

Por otra parte, el aumento de los escurrimientos superficiales por la impermeabilización de la superficie, propicia la saturación de los sistemas de drenaje, lo cual puede derivar en una inundación. Este fenómeno puede afectar a miles de personas y generar enormes pérdidas económicas. Según información de The Emergency Events Database, 2019, en el período de 2001 – 2018 los daños generados en el mundo por inundaciones superaron las 90 mil muertes, 100 millones de afectados y hubo pérdidas por alrededor de 500 mil millones de dólares.

Se ha mostrado que uno de los factores que favorece el incremento de los escurrimientos superficiales, es el cambio de uso de suelo (Piao *et al.* , 2007; Pfister *et al.* , 2004; L.Amogu *et al.* , 2015) y esta actividad es generada, en gran medida, por el crecimiento de la población y la migración hacia los centros urbanos. La ONU proyecta para el 2050 una concentración del 70% de la población mundial en áreas urbanas (Engelman, 2009). De acuerdo a la predicción de la ONU, para el 2050, México ocupará el octavo lugar en el ranking mundial de la población urbana (UN, 2014). Según datos del INEGI y la CONAPO, la población urbana del municipio de Querétaro y El Marqués, en 2030 estará constituida por 1, 600,575 habitantes (González Sosa, 2018). La población de las ciudades aumenta de manera exponencial, como consecuencia de esto, existe un incremento de los cambios de uso de suelo, efectos en el sistema hidrológico y en el medio ambiente de las regiones. Ante tales escenarios, se han implementado estrategias para mitigar los problemas que genera el urbanismo. Entre éstas se encuentran el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos de los árboles que conforman el bosque urbano, los cuales incluyen almacenamiento y retención de carbono, eliminación de la contaminación del aire y reducción de escurrimientos

superficiales. La vegetación urbana proporciona diversos beneficios ambientales y ecológicos que mejoran la calidad de la vida de los ciudadanos (González Sosa & Guevara Escobar, 2007; Nowak *et al.*, 2008; Gonzalez-sosa *et al.*, 2017).

Los árboles que forman los bosques urbanos pueden ser una de las mejores inversiones para la sustentabilidad de cualquier ciudad en el mundo, sin embargo, culturalmente solo son apreciados como elementos ornamentales y en el mejor de los casos, como elementos del paisaje y para fines recreativos. Por ese motivo, así como el escaso interés por estimar los servicios ecosistémicos que los árboles proveen, se lleva a cabo la remoción de las especies, ya sea de forma individual o en masa, para darle paso al desarrollo de áreas urbanas. La degradación de los recursos naturales, producto de la actividad humana, ha alterado los ecosistemas con repercusiones socioeconómicas importantes, principalmente por el incremento de los gases de efecto invernadero (GEI). Siendo el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) uno de los principales GEI que contribuyen al calentamiento global (Solomon *et al.*, 2007) y uno de los gases contaminantes más comunes en las ciudades, esto debido a la actividad antropogénica (Acosta Mireles *et al.*, 2000).

El aumento en los niveles de CO<sub>2</sub> y otros gases de efecto invernadero (por ejemplo, metano, clorofluorocarbonos y óxido de nitrógeno) contribuyen al aumento en la temperatura (U.S. Nat. Res. Council, 1983). El CO<sub>2</sub> es uno de los gases contaminantes más comunes en las ciudades, esto debido a la satisfacción de las necesidades básicas de los ciudadanos, por ejemplo, la instauración de industria, vivienda y transporte. La capacidad de fijar carbono por los ecosistemas ha sido investigada con gran interés como una medida de mitigación del CO<sub>2</sub> Schulze *et al.*, 2000.

Además, las áreas urbanas pueden concentrar pobreza y enfermedades, y los árboles pueden ayudar a aliviar algunos de los males a través de sus servicios ecosistémicos (Endreny, 2018). En general, la estructura de los árboles provee beneficios ambientales necesarios para la vida y equilibrio orgánico de las ciudades, conocidos como servicios ecosistémicos.

En cuanto a la funcionalidad ecosistémica pueden plantearse las siguientes preguntas: ¿Cuál es el efecto de la masa arbórea de un bosque urbano en el escurrimiento superficial y contaminación atmosférica?, ¿Cómo puede beneficiarse la población de la estructura arbórea, ante la actividad urbanista? Son preguntas que dotan de sentido a este estudio.

Este trabajo establece que la vegetación urbana reduce el volumen de escurrimiento superficial y mejora la calidad del aire. El propósito de este estudio es investigar los beneficios que generan los árboles pertenecientes a los bosques urbanos. El cálculo tiene como apoyo al modelo I-Tree Eco para realizar la caracterización de la estructura arbórea y la determinación de los servicios ecosistémicos. Se emplea un balance de masa hídrico para determinar el efecto hidrológico de la vegetación en el bosque urbano “Centro Universitario Cerro de Las Campanas” (CU Las Campanas para referencias posteriores).

## **2 Antecedentes**

El enfoque de los servicios ecosistémicos es cada vez más utilizado por investigadores, defensores y formuladores de políticas para destacar los beneficios humanos recibidos por el funcionamiento ecológico de los árboles urbanos (Salmond *et al.* , 2014). Los árboles son un medio para mejorar la calidad de vida urbana, pues éstos proporcionan diversos servicios ambientales y ecológicos necesarios para los ciudadanos (González Sosa & Guevara Escobar, 2007) entre los cuales se incluyen , el agua de lluvia interceptada, retención y almacenamiento de carbono y el mejoramiento de la calidad del aire. En general, la estructura de los árboles provee beneficios ambientales necesarios para la vida, a esto se le conoce como servicios ecosistémicos.

La pérdida de cobertura vegetal por el crecimiento urbano incrementa el volumen de los escurrimientos superficiales y la contaminación atmosférica; una solución para este problema puede ser la plantación de árboles y arbustos. La reforestación en México es importante para reparar el daño causado a los ecosistemas naturales. Sin embargo, los mayores esfuerzos realizados durante el siglo XX fueron con especies exóticas, aunque se conocían las especies nativas propicias (Flores Olvera, 2005). Reforestar puede ser una solución para resolver los problemas que atrae el desarrollo de la ciudad, sin embargo no se cuenta con los conocimientos necesarios para llevar a cabo esta actividad en forma pertinente (Flores Olvera, 2005).

### **2.1 Escurrimiento retenido**

Los árboles urbanos juegan un papel importante en la hidrología de cuencas urbanas, a través de la interceptación de lluvia, que reduce debajo del dosel los caudales máximos (Livesley *et al.* , 2014). Un estudio en Dayton, Ohio mostró que con 22% de cobertura arbórea se redujo un 7% el escurrimiento y con un incremento de 7% del área foliar hubo una reducción de 12% (Sander,

1986). Algunos estudios sobre la funcionalidad hidrológica de los árboles (Kuehler *et al.* , 2010; Mastachi-Loza *et al.* , 2010; Guevara Escobar *et al.* , 2007; Xiao *et al.* , 2000) destacan su importancia por el escurrimiento retenido,, la capacidad de intercepción de la vegetación y los bosques urbanos. Poco se conoce sobre los beneficios hidrológicos que la estructura forestal de un bosque urbano genera. Cuando los árboles se distribuyen ampliamente en el paisaje urbano y éstos tienen densos y amplios doseles, la cantidad de agua de tormenta que alcanza el alcantarillado y los sistemas fluviales se pueden reducir y los caudales máximos se retrasan (Xiao *et al.* ,2000, 2007; Wang *et al.* , 2008).

La expansión de la urbanización inevitablemente conduce a la pérdida de áreas naturales y de zonas agrícolas sobre la periferia de los centros urbanos (Mejía & Moglen, 2010). La pérdida de superficies permeables reduce la infiltración en los suelos, mientras que la introducción del drenaje artificial reemplaza las vías naturales. Esta combinación generalmente tiene un efecto considerable sobre la respuesta hidrológica de los escurrimientos generados por la lluvia: una respuesta más rápida (Huang *et al.* , 2008).

Uno de los procesos clave para la regulación del volumen de los escurrimientos, es la intercepción por parte de la vegetación de los centros urbanos. Gonzalez Sosa *et al.* , 2017, indica que los árboles individuales como vegetación urbana, se componen de espacios verdes aislados y pequeños en las ciudades, principalmente en bordes de carreteras y crestas centrales. Así mismo, señala que los árboles de la calle proporcionan beneficios ambientales y ecológicos, al mejorar la calidad de vida urbana. Los servicios ecosistémicos que generan los árboles de la calle, están relacionados con la intercepción de lluvia, la cual reduce el pico y la magnitud de escurrimiento de aguas pluviales. Además, en zonas urbanas, la esorrentía se genera más rápido que en áreas seminaturales, ya que la infiltración en el suelo es muy reducida, esto debido al asfalto, hormigón de las calles, edificios, pavimento y otras superficies impermeables (CRWA, 2009).

El proceso de intercepción alberga a uno de los servicios ecosistémicos más importantes, que es la reducción de los escurrimientos superficiales. La vegetación es el primer obstáculo en interceptar la precipitación y modificar su trayectoria antes de llegar al suelo (Mastachi-Loza *et al.* , 2010) esto se traduce en volumen de lluvia que no llega al suelo, por lo tanto no escurre, genera un alivio a los sistemas de drenaje y puede reducir el riesgo de inundación y lavado de contaminantes.

## **2.2 Eliminación de contaminantes**

Los árboles eliminan la contaminación atmosférica del aire, principalmente por absorción a través de los estomas de las hojas, sin embargo algunos gases son eliminados por la superficie de la planta (Nowak *et al.* , 2014). Los árboles de las ciudades y los bosques urbanos tienen un impacto significativo en la calidad del aire para los residentes locales (David J. Nowak & Heisler, 2010).

Un estudio realizado por (Bernatzky, 1983) mostró que la vegetación de un parque puede filtrar hasta un 80 % y una calle 70 %. Otro estudio realizado en Chicago mostró que los árboles de esta ciudad eliminan aproximadamente 5500 toneladas de contaminantes de la atmósfera, proporcionando un beneficio de más de 9 millones de dólares en calidad del aire durante 1 año (Mcpherson *et al.* , 1997). Otro trabajo mostró que la remoción de contaminación por árboles urbanos en los Estados Unidos se ha estimado en 711,000. toneladas (t) por año (Nowak *et al.* , 2006).

## **2.3 Contenido de carbono**

El CO<sub>2</sub> es uno de los gases contaminantes más comunes en las ciudades, esto debido a las necesidades básicas de los ciudadanos, por ejemplo, la quema de combustibles fósiles para la industria y el transporte en automóvil. La degradación de los recursos naturales, producto de la actividad antropogénica, ha alterado los ecosistemas con repercusiones socioeconómicas importantes, este problema es producido principalmente por el incremento de los gases con efecto invernadero (GEI). El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es uno de los principales GEI que contribuye al calentamiento global (Solomon *et al.* , 2007).

Ante tal escenario, se han implementado estrategias para reducir la emisión de CO<sub>2</sub> a la atmósfera mediante procesos bióticos, como lo es la capacidad de la vegetación de fijar carbono mediante el proceso de fotosíntesis y en el caso de especies leñosas, almacenarlo en forma de biomasa vegetal por periodos prolongados (Acosta Mireles *et al.* , 2000). Por lo tanto, debe ponerse énfasis en la preservación de árboles y arbustos, ya que los servicios hidrológicos y ambientales que éstos proveen son necesarios para mejorar la calidad de vida en las ciudades. Así mismo, es necesario reflexionar sobre la práctica en los cambios de uso de suelo pues estas modificaciones de la superficie pueden traer consigo efectos adversos.

## 2.4 Modelo I Tree Eco

La cuantificación económica de los servicios ecosistémicos comprende los costos inscritos en la reducción de los escurrimientos superficiales y el mejoramiento de la calidad del aire (almacenamiento y retención de carbono y eliminación de partículas contaminantes). La estimación de los beneficios que la vegetación aporta a una ciudad, debe ser prioridad para los investigadores ambientales. Una alternativa apropiada es la modelación numérica, entre los diferentes modelos, el modelo I-Tree Eco- UFORE (Urban Forest Effects) es una opción pertinente porque corre en forma modular y se ha extendido ampliamente su uso debido a su robustez y confiabilidad de sus resultados. Esta herramienta ha servido de apoyo para el estudio de los beneficios que generan los ecosistemas urbanos alrededor del mundo (Nowak & Heisler, 2010; Martin, 2011; Theresa *et al.* , 2013; Andrew & Slater, 2016; Nowak *et al.* , 2018; Pace *et al.* , 2018; Raum *et al.* , 2019; Wu *et al.* , 2019; Riondato *et al.* , 2020; Song *et al.* , 2020; Szkop, 2020). Por tal razón y con el fin de contar con una evaluación sistemática, referenciada y con las bondades que ofrece la herramienta I tree eco, se decidió utilizar dicho modelo para el caso del bosque **urbano** CU Las Campanas, Querétaro, México.

## 3 Hipótesis

La vegetación urbana de CU Las Campanas tiene un impacto en los escurrimientos superficiales y contaminación atmosférica.

## 4 Objetivos

### 4.1 Objetivo general

Estimar los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU Cerro de las Campanas.

### 4.2 Objetivos específicos

- Estudiar los efectos de la cobertura y estructura de los árboles de CU Las Campanas.
- Cuantificar los servicios ecosistémicos: almacenamiento y retención de carbono, escurrimiento retenido y eliminación de contaminantes atmosféricos de la vegetación de CU Las Campanas.

- Calcular el escurrimiento superficial retenido por la vegetación de CU Las Campanas.
- Valoración económica del bosque urbano.

## 5 Marco Teórico

### 5.1 Bosque urbano

Los bosques urbanos son espacios compuestos por masa arbórea y arbustiva que se encuentran dentro de los límites de una ciudad. Estos están conformados principalmente por el arbolado de alineación y el ubicado en áreas verdes dentro de las ciudades (Meza, 1989). El bosque urbano es un ecosistema complejo creado por la interacción antropogénica y procesos naturales (David J Nowak, 1994), gracias al componente natural que los bosques urbanos tienen, los humanos pueden gozar de diversos beneficios necesarios para la vida. Entre éstos destacan los servicios: ambientales, de aprovisionamiento, culturales y hábitat para la biodiversidad (ver Tabla 1). Además, un bosque urbano proporciona hábitat de vida silvestre, atractivo estético y un agradable paisaje visual; regulación de la temperatura, mejora la calidad del agua, mitiga el ruido y concentración de contaminantes en el aire (David J. Nowak, 2016). Algunos ejemplos de la vegetación que conforma el bosque urbano son: parques, camellones, jardines, campus universitarios y cementerios.

**Tabla 1.** Clasificación de los servicios que producen los árboles según (Salmond *et al.*, 2014)

<b>Tipo de servicio</b>	<b>Servicio específico</b>
De aprovisionamiento	Abastecimiento de alimentos y agua.
De salud	Regulación de la temperatura, reducción del ruido, mejora de la calidad del aire, moderación de los extremos climáticos, reducción de escurrimientos superficiales, tratamiento de desechos, polinización, regulación de plagas, dispersión de semillas, regulación del clima global.
Del hábitat	Hábitat para la biodiversidad
Culturales	Recreación, beneficios estéticos, desarrollo cognitivo y cohesión social

## 5.2 Intercepción

### 5.2.1 Modelo de Rutter

El modelo Rutter *et al.*, 1971 permite estimar las pérdidas por intercepción bajo el supuesto que la estructura de los árboles funciona como un reservorio. Éste inicia con la entrada de precipitación, a su vez la precipitación se subdivide en tres partes: la primera indica la cantidad de lluvia que se almacena y evapora en el dosel, la segunda refiere al agua que cae libremente a través del árbol y la tercera muestra el almacenamiento y evaporación en los troncos; una vez que el almacenamiento del dosel y troncos alcanzan su nivel máximo, el agua drena y escurre, respectivamente, hasta llegar al suelo.

La suma del drenaje de la superficie y flujo que cae a través del dosel (sin tocar las ramas, hojas y troncos) compone al flujo de traslocación y el flujo que escurre de los troncos, se llama flujo cortical. El balance de masa en el dosel del árbol, se resume en el esquema de la Figura 1.

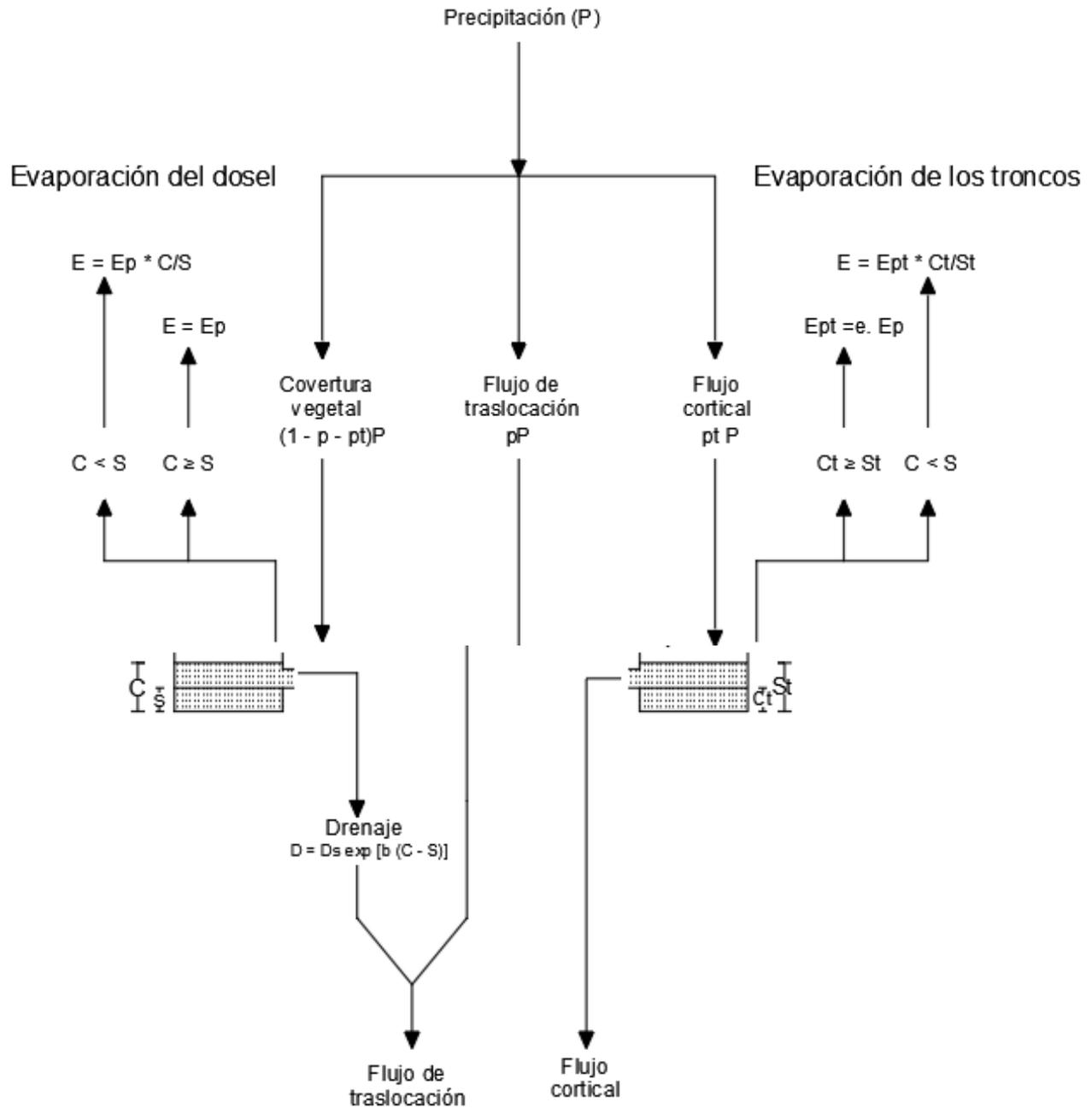
Existe una evaporación en la parte superficial del dosel desde el comienzo de un evento de precipitación. Rutter *et al.*, 1971, suponen una evaporación potencial,  $E_p$  (Ecuación 2), una vez que la cobertura superficial está totalmente mojada ( $C \geq S$ ), por el contrario, cuando  $C < S$ , la evaporación puede determinarse como se indica en la Ecuación 1:

$$E = E_p \frac{c}{s} \quad (1)$$

La evaporación potencial  $E_p$  se calcula mediante el modelo de (J. Monteith, 1965):

$$E_p = \frac{\Delta R_N + \rho C_p (VPD) / r_a}{\lambda (\Delta + \gamma)} \quad (2)$$

Donde  $C_p$  es el calor específico del aire a presión constante,  $R_N$  la energía de radiación neta,  $r_a$  la resistencia aerodinámica, VPD el déficit de presión de vapor,  $\gamma$  una constante psicométrica,  $\Delta$  la pendiente de la curva de presión de vapor saturado,  $\lambda$  calor latente de vaporización del agua y  $\rho$  densidad del aire.



**Figura 1.** Esquema del modelo de Rutter *et al.*, (1971), donde  $S$  es capacidad de almacenamiento del dosel,  $P$  refiere al coeficiente de traslocación,  $S_t$  es el flujo cortical y  $P_t$  la cantidad de agua que escurre por los troncos.

### 5.2.1.1 Proceso de drenaje

Una vez que las hojas y troncos de los árboles alcanzan el nivel máximo de lluvia almacenada, termina el proceso de almacenamiento ( $C \geq S$ ) y comienza el proceso de drenaje de agua en exceso.

$$D = D_s \exp (b (C - S)) \quad (3)$$

Donde  $D$  es la tasa de drenaje,  $C$  la lámina del dosel y  $D_s$  la tasa de drenaje cuando  $C = S$ . Los valores  $D_s$  y  $b$  son valores empíricos determinados por Rutter *et al.*, 1971 para la estimación de la tasa de drenaje.

### 5.3 Almacenamiento y retención de carbono

El uso de los modelos alométricos para determinar la biomasa arbórea (Nowak 1994b; Nowak *et al.*, 2002b) ha hecho posible la evaluación del contenido de carbono almacenado en la estructura leñosa y foliar de los árboles. Estos modelos parten de la teoría de que el crecimiento y la composición estructural de los árboles (altura total, dimensiones de la copa, diámetro a la altura del pecho, DBH) están relacionados con el carbono presente en la atmósfera, mediante la absorción de este elemento en el proceso biológico denominado fotosíntesis.

Para determinar el contenido de carbono en los árboles, es necesario calcular el peso seco. Las ecuaciones alométricas calculan como variable de salida el peso fresco del árbol, y después mediante factores de contenido de humedad de la literatura se calcula el peso seco.

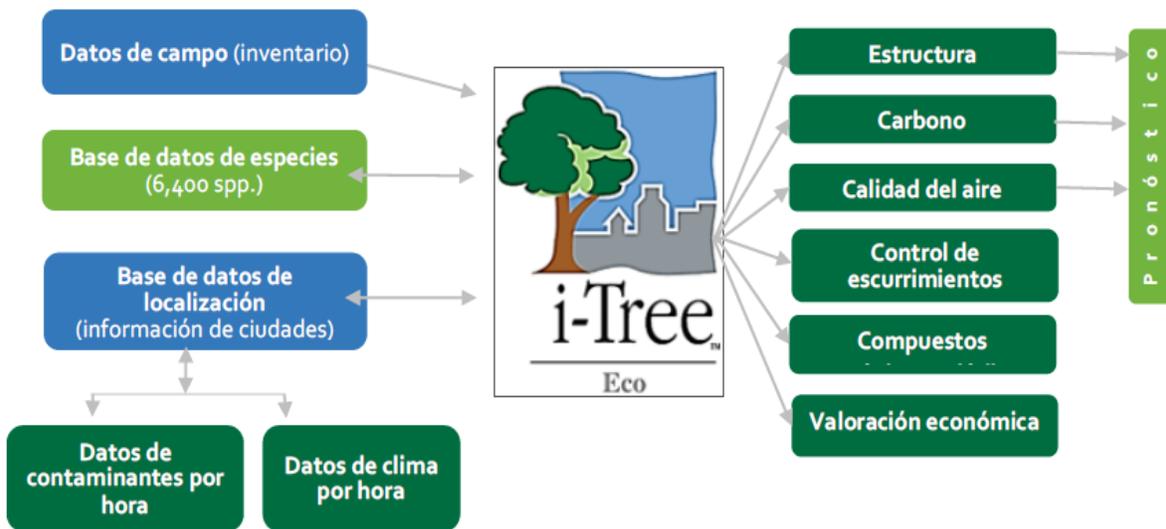
El régimen de carbono retenido está directamente relacionado con la tasa de crecimiento del árbol. Ésta varía de acuerdo a la especie, condiciones del clima, uso de suelo y de su hábitat

### 5.4 Modelación numérica de los servicios ecosistémicos

La estimación económica y los beneficios que ofrece la vegetación de una ciudad debe ser prioridad para la planeación y sustentabilidad de los centros altamente urbanizados. Es necesario contar con mediciones sistemáticas, a pesar que en ocasiones resulten costosas. Sin embargo, la modelación numérica de los servicios ecosistémicos es una opción para estimar los servicios ecosistémicos y para mejorar el conocimiento del papel de los bosques urbanos. Entre los diferentes modelos, el modelo I-Tree Eco- UFORE (Urban Forest Effects) es una opción pertinente, porque corre en forma modular y se ha extendido ampliamente su uso debido a su robustez y confiabilidad de sus resultados.

## 5.5 Modelación de los servicios ecosistémicos con I-Tree Eco

El aumento de los escurrimientos superficiales y contaminación atmosférica son dos grandes problemas de las ciudades. A esto se suma la dificultad que representa su evaluación, para ello es necesario contar con estaciones de observación especiales, las cuales generalmente son costosas. Sin embargo, mediante modelación numérica es posible mejorar el conocimiento del papel de los bosques en zonas urbanas. Este trabajo se apoya en el modelo I-Tree Eco, herramienta desarrollada por el Servicio Forestal de Estados Unidos (USDA) fundamentada en la composición y estructura del bosque urbano. Así mismo, permite llevar a cabo un análisis de los servicios ecohidrológicos que la vegetación provee, esto es la determinación del escurrimiento, reducción de contaminantes y valor económico.



**Figura 1.** Esquema del modelo I-Tree Eco (i-Tree Eco users manual, 2020).

El modelo I-Tree Eco trabaja con los datos dendrométricos del inventario forestal de cada área de estudio, donde se incluye el vigor, salud y condición del arbolado. Igualmente requiere las variables climáticas y las concentraciones promedio de los contaminantes atmosféricos, para estimar las características estructurales de la población arbórea y los servicios ecosistémicos que provee (US Forest Service International Programs & Davey Tree Expert Company, 2017). Como puede observarse en la Figura 2, las entradas del modelo están compuestas por 3 partes: 1) Inventario Forestal, 2) clasificación de especies arbóreas y 3) localización y ubicación de la zona urbana

(clima y contaminación). Con base en los datos de entrada, se generan las salidas de: 1) la composición estructural del bosque urbano, 2) almacenamiento y retención de carbono, 3) calidad de aire, 4) control de escurrimientos, 5) compuestos volátiles y 6) valoración económica.

### **5.5.1 Modelo de intercepción**

El modelo Hirabayashi, 2013, distingue dos escenarios para la determinación del volumen de escurrimiento anual (Figura 3), en el primer caso se asume una superficie parcialmente cubierta por vegetación con suelo impermeable y permeable, en el otro escenario se considera una superficie hipotética en la cual no hay vegetación. En ambos procesos se determina la precipitación y la intercepción, después se determina el volumen de escurrimiento superficial anual. Al tomar la diferencia en la superficie entre los dos escenarios, se determina el escurrimiento neto retenido (Hirabayashi, 2013). El escurrimiento determinado en el escenario uno es menor, esto debido a la intercepción de la vegetación (las hojas y estructura leñosa de los árboles y arbustos), la cual almacena y evapora cierta cantidad de precipitación.

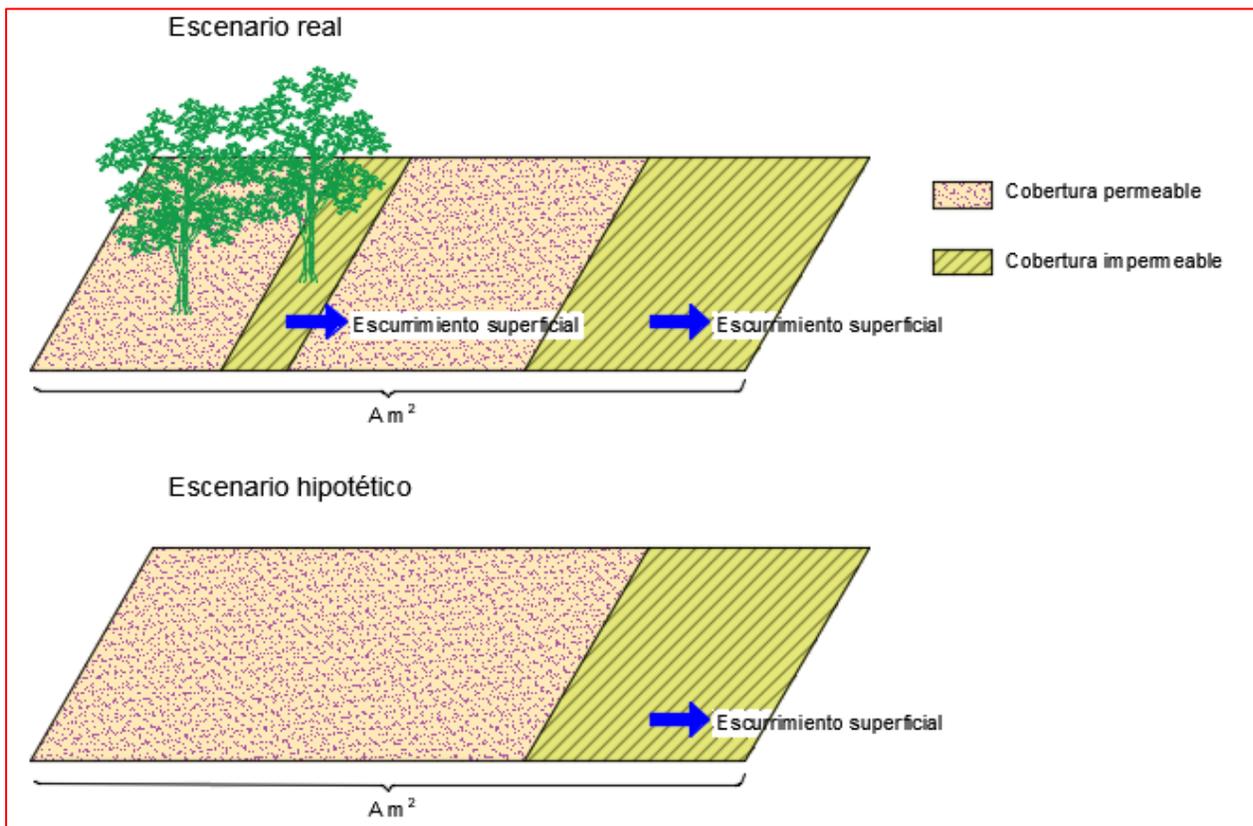
El modelo de intercepción de Hirabayashi, 2013, está establecido bajo las siguientes consideraciones e hipótesis:

- La precipitación se distribuye uniformemente sobre el área.
- La precipitación que cae sobre la vegetación es parcialmente interceptada por hojas, y el resto llega al suelo debajo del dosel.
- La precipitación que llega al suelo (directamente y/o a través del dosel) es parcialmente interceptado por depresiones en la superficie y el resto se infiltra en el suelo o escurre sobre la cubierta impermeable

Según Satoshi la intercepción es calculada en tres etapas:

- 1- La primera etapa comienza con el evento de precipitación, y termina cuando el dosel alcanza su máxima capacidad de almacenamiento.
- 2- La segunda etapa ocurre cuando el dosel ha llegado a su máxima capacidad de almacenamiento de agua y la precipitación comienza a gotear al suelo.
- 3- La tercera etapa sucede cuando la precipitación termina y comienza el proceso de evaporación.

Los detalles del modelo de intercepción de Satoshi se muestran en el Anexo 1.



**Figura 2.** Diagrama del modelo de intercepción propuesto por Hirabayashi, 2013.

### 5.5.1.1 Valor económico de la intercepción

El valor monetario para la intercepción según Hirabayashi, 2013, radica en el hecho de que el sistema de alcantarillado no se vea afectado por el exceso en escurrimientos superficiales. En México no existe un valor determinado para el escurrimiento retenido. Sin embargo, I-Tree Eco emplea los valores determinados por Estados Unidos para zonas urbanas y se convierte al tipo de cambio local.

### 5.5.2 Modelo Urban Forest Effects (UFORE)

El modelo UFORE utiliza datos estándar de campo, contaminación del aire y meteorología para realizar un análisis sobre las zonas urbanas, estructura forestal y numerosos efectos relacionados con los bosques en varias ciudades de EE. UU (David J Nowak & Crane, 2000). El modelo I-Tree Eco está desarrollado con base en el modelo UFORE y actualmente está adaptado a las principales ciudades de México, entre ellas la zona metropolitana del estado de Querétaro. En el Anexo 2 se describen los componentes del modelo UFORE para este trabajo.

### **5.5.3 Limitantes del modelo I tree.**

Las limitantes de la herramienta I Tree radican principalmente en la recopilación de los datos. Si no se miden las variables recomendadas, el modelo utiliza diversos métodos para completar los datos faltantes. Estos procedimientos incluyen ecuaciones de regresión o el valor por defecto (mismo valor para todos los árboles). Las variables que son altamente recomendables para proporcionar una mejor calidad de los resultados son: el uso de suelo, la altura total del árbol, la altura a la parte viva superior, así como, dimensiones, salud y la exposición a la luz de la copa ,para cada uno de los árboles medidos.

### **5.6 Recomendaciones para el uso del modelo I-Tree.**

I-Tree es una suite de software de punta, arbitrada, del Servicio Forestal del USDA que proporciona herramientas de análisis forestal urbano, comunitario y de evaluación de beneficios ambientales (i-Tree Eco users manual, 2020). Antes de trabajar con el modelo se deben tomar decisiones sobre los alcances del proyecto, localización y estructura del bosque urbano, así mismo, es importante validar los recursos con los que se cuenta para el desarrollo del estudio, planeación de las actividades y recorridos.

A continuación, se mencionan las fases para la elaboración de un proyecto con resultados deseables en el modelo I-Tree Eco:

- Fase I: Planificar el proyecto.
- Fase II: Montar el proyecto.
- Fase III: Recopilación de los datos de campo.
- Fase IV: Trabajar con la herramienta.
- Fase V. Análisis de resultados.

En la primera Fase se deben tomar las primeras decisiones y responder a las preguntas: ¿Qué alcances tendrá el proyecto? ¿Cómo llevará a cabo? ¿Cuándo dará inicio y cuándo concluye? ¿Dónde se ubica la zona de estudio? La Fase II depende las decisiones que se hayan tomado en la Fase anterior, es ésta se comienza a reunir datos de localización, clima y selección del tipo de proyecto, es decir, si se va a trabajar con un muestreo aleatorio por parcelas o un inventario

completo. Una vez que se haya planificado y montado el proyecto, es momento de comenzar a recopilar los datos de campo, esto se explica en la Fase 3. La fase 4 incluye el procesamiento de la información obtenida. Mientras que la Fase 5 consiste en el análisis de resultados.

### 5.7 Intercepción en un parque urbano

La intercepción puede estimarse de manera experimental mediante un balance de masa hídrico (Guevara Escobar *et al.* , 2007), (Figura 4). Esto se describe en la siguiente ecuación:

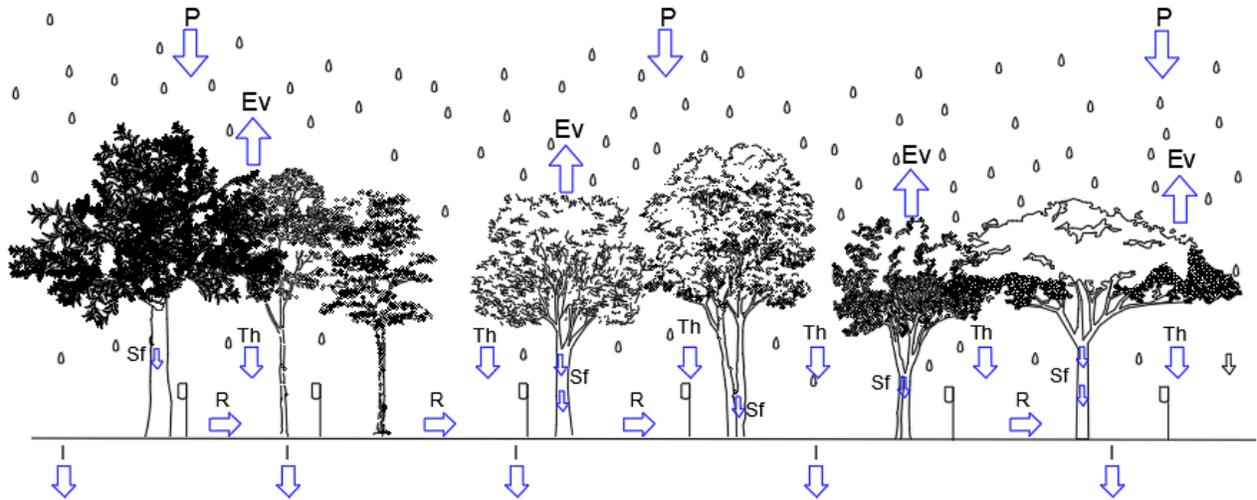
$$C + E = P_g - (T_h + S_t) \quad (4)$$

Donde C y E corresponden, respectivamente, al agua almacenada y evaporada del dosel.  $P_g$  es la precipitación bruta,  $T_h$  el flujo de traslocación y  $S_t$  el flujo cortical. El componente  $(T_h + S_t)$  representa a la precipitación neta o efectiva.

Después, las pérdidas por intercepción (EI), pueden determinarse como:

$$EI = P_g - (T_h + S_t) \quad (5)$$

Una porción de la lluvia incidente es interceptada y retenida temporalmente en la superficie de las hojas, ramas y tallos del árbol (Park & Lee, 2008). Posteriormente, una parte de la lluvia interceptada se evapora mediante un proceso conocido como pérdidas por intercepción (EI). Una segunda fracción de lluvia cae de la superficie por goteo o pasa libremente a través de los huecos del dosel ( $T_h$ ). Un tercer componente escurre por las ramas hacia el tronco ( $S_f$ ) (Crockford & Richardson, 2000; Chappell *et al.* , 2001; Levia & Frost, 2003; Levia *et al.* , 2011; Zhang *et al.* , 2015). Este trabajo parte de la hipótesis de que las pérdidas por intercepción que se generan en un bosque urbano, pueden determinarse mediante un balance de masa hídrico (Ecuación 2), y estos componentes pueden determinarse de manera experimental.

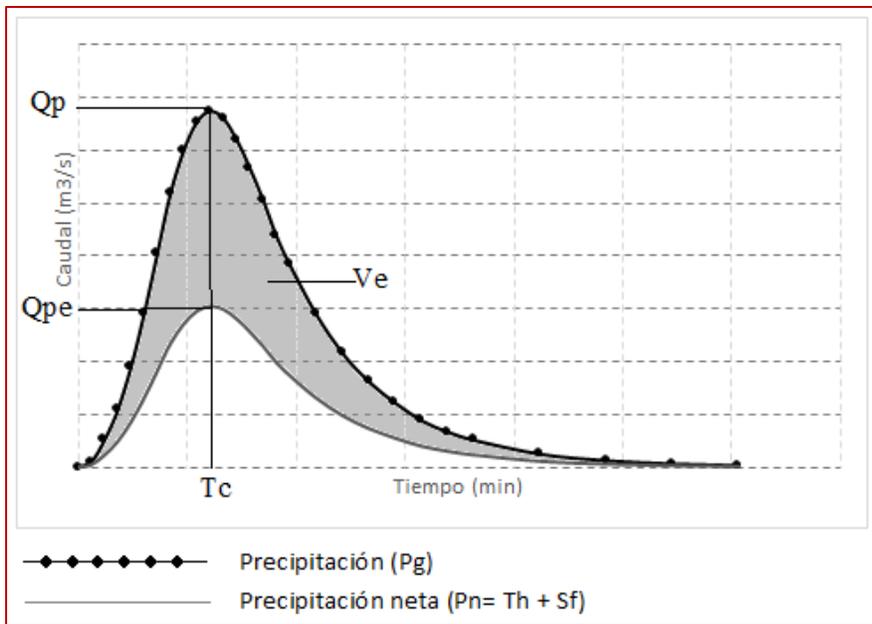


**Figura 3.** Balance de masa hídrica en un bosque urbano. En el ecosistema entra la precipitación (P), una parte de se almacena en el follaje de los árboles (C) y otra se evapora (E<sub>v</sub>). Existe una porción de la precipitación que logra pasar a través de la copa (T<sub>h</sub>) y otra que escurre por las ramas y tronco de los árboles. La parte de lluvia que logra llegar al suelo escurre (R) o se infiltra (I).

## 5.8 Escurrimiento retenido

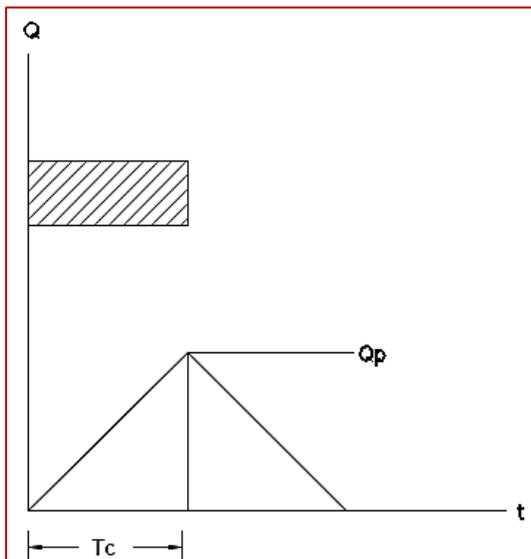
### 5.8.1 Escurrimiento retenido

El volumen de escurrimiento retenido ( $V_e$ ) por la vegetación puede estimarse mediante la diferencia del volumen escurrido para dos escenarios, el primero sin el efecto de la vegetación ( $P_g$ ) y el segundo con el efecto de la vegetación ( $P_n = T_h + S_f$ ), ver Figura 4.



**Figura 4.** Esquema, representación del volumen de escurrimiento retenido por la vegetación. El área sombreada representa al escurrimiento retenido.

El régimen de escurrimiento superficial para un evento de precipitación sin efecto de la vegetación  $Q_p$  puede obtenerse de manera experimental mediante el modelo racional, el cual ha demostrado ser adecuado para cuencas menores a  $1500 \text{ km}^2$  (Aparicio Mijares, 1992).



**Figura 5.** Hidrograma triangular cuando la duración de la lluvia es igual al tiempo de concentración.

Este método toma en cuenta el área de la cuenca  $A$ , la intensidad de precipitación  $I$  y un coeficiente de escurrimiento ponderado  $C$ , que depende de la cobertura del suelo, ver Ecuación 4:

$$Q_p = 0.27777 C I_g A \quad (6)$$

Donde  $Q_p$  es el caudal de escurrimiento superficial ( $m^3 s^{-1}$ ),  $I_g$  la intensidad de precipitación incidente ( $mm hr^{-1}$ ) y  $A$  el área de la cuenca ( $km^2$ ). El parámetro  $C$  emplea los valores propuestos por Aparicio Mijares, 1992, los cuales indica son conservadores y dependen de las características de la cuenca.

El régimen de escurrimiento superficial para un evento de precipitación con efecto de la vegetación ( $Q_{pe}$ ) puede obtenerse de manera similar, pero con una variación en la intensidad  $I$ :

$$Q_p = C I_n A 0.27777 \quad (7)$$

Donde  $Q_p$  es el caudal de escurrimiento superficial ( $m^3 s^{-1}$ ),  $I_n$  la intensidad de precipitación neta ( $mm hr^{-1}$ ) y  $A$  el área de la cuenca ( $km^2$ ).

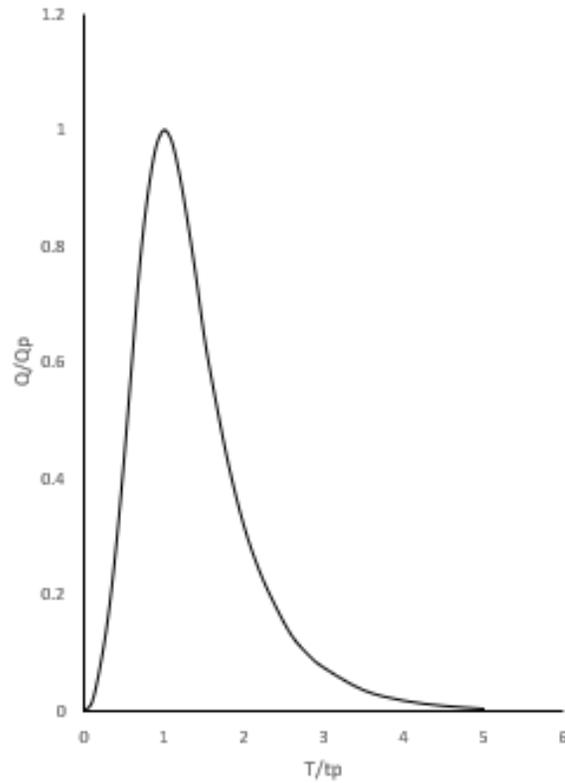
El tiempo de concentración  $t$ , puede determinarse mediante el método de Kirpich, 1940, que se calcula de la siguiente forma:

$$t = 0.0003245 \left( \frac{L}{\sqrt{s}} \right)^{0.7} \quad (8)$$

donde  $L$  es la longitud del cauce principal y  $s$  es la pendiente media del cauce principal.

Finalmente, los hidrogramas pueden desarrollarse mediante el hidrograma unitario adimensional desarrollado por el Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos (SCS), Figura 6.

Hidrograma Unitario Adimensional del SCS	
T/tp	Q/Qp
0	0
0.1	0.015
0.2	0.075
0.3	0.16
0.4	0.28
0.5	0.43
0.6	0.6
0.7	0.77
0.8	0.89
0.9	0.97
1	1
1.1	0.98
1.2	0.92
1.3	0.84
1.4	0.75
1.5	0.65
1.6	0.57
1.8	0.43
2	0.32
2.2	0.24
2.4	0.18
2.6	0.13
2.8	0.098
3	0.075
3.5	0.036
4	0.018
4.5	0.009
5	0.004



**Figura 6.** Hidrograma unitario adimensional del SCS.

## 6 Métodos y materiales

### 6.1 Descripción de la zona de estudio

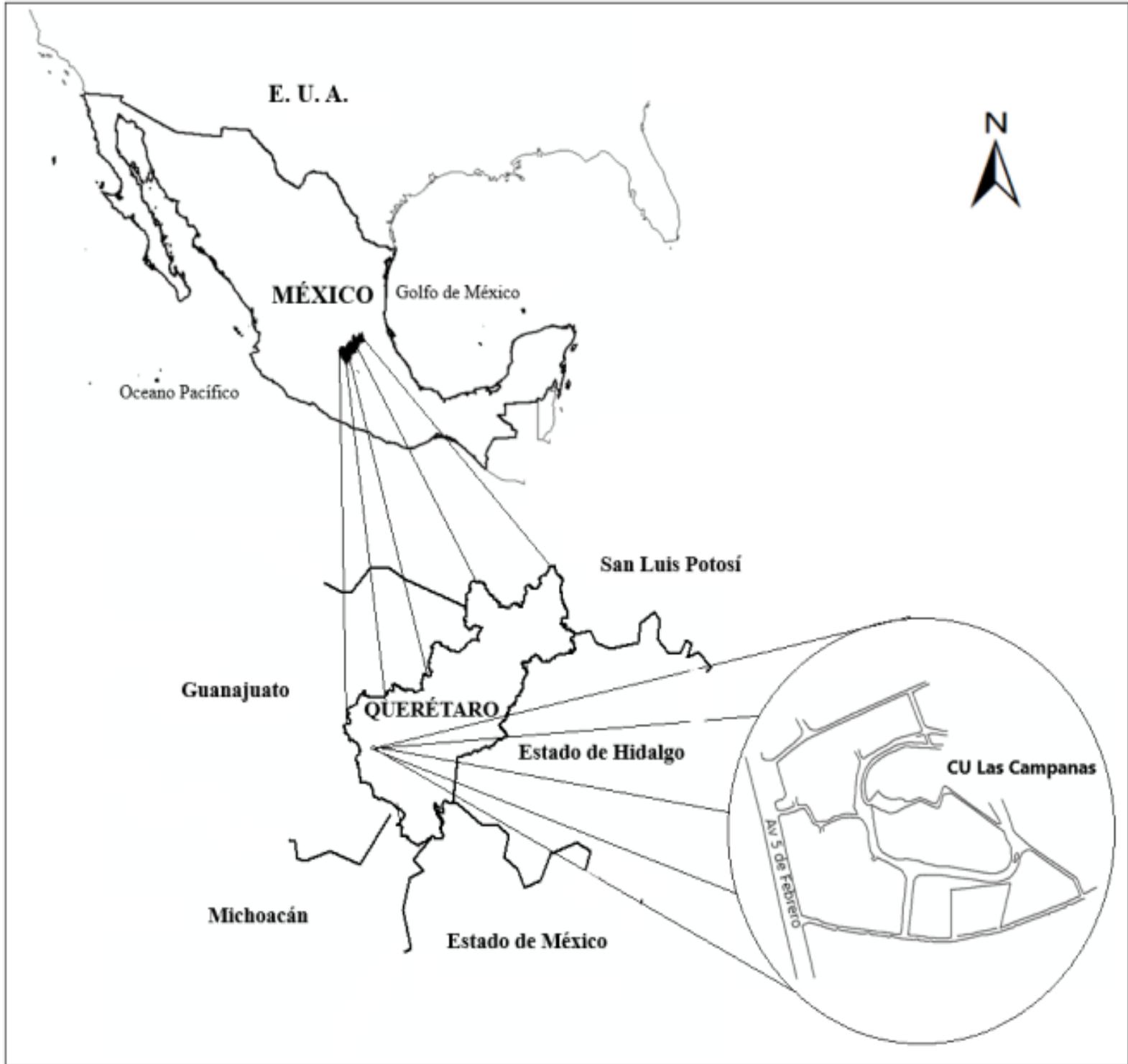
Santiago de Querétaro es la capital del estado de Querétaro. Se encuentra entre los paralelos 20° 30' y 20° 56' de latitud norte; los meridianos 100° 17' y 100° 36' de longitud oeste; altitud entre 1,700 y 2,800 m. Colinda al norte con el estado de Guanajuato y el municipio de El Marqués; al este con el municipio de El Marqués; al sur con los municipios de Huimilpan, Corregidora y el estado de Guanajuato; al oeste con el estado de Guanajuato. Ocupa el 6.3% de la superficie del estado. El rango de precipitación va de 500 a 700 mm y la temperatura va de 12 a 20 °C (INEGI, 2009).

El bosque urbano, está conformado por la vegetación contenida en espacios públicos o privados, que se encuentran dentro de los límites de una ciudad. Este trabajo considera la vegetación del bosque urbano Centro Universitario Cerro de Las Campanas “CU Las Campanas” como zona de

estudio, éste se ubica entre dos de las avenidas principales de la ciudad “Av. 5 de febrero” y “Av. Tecnológico” y las calles “Miguel Hidalgo” y “Cerro de Las Campanas”. CU Las Campanas es una institución de estudios superiores fundada en 1951 y es considerada la máxima casa de estudios superiores del estado de Querétaro. La estructura general de este bosque urbano está compuesta principalmente por árboles y arbustos, jardines, edificaciones, así como, suelo desnudo, pasto, estacionamientos y camellones.

Los criterios que justifican el llevar a cabo la investigación en el bosque urbano CU Las Campanas son los siguientes:

- Por la superficie con la que cuenta, puede decirse que es uno de los bosques urbanos más representativos de Querétaro.
- Al ser un lugar público y de fácil acceso, se posibilita la instrumentación y la caracterización los árboles.
- CU Las campanas cuenta con una extensa variedad de especies y tamaños de árboles.



**Figura 7.** Ubicación del área de estudio.

### **6.1.1 Cuenca Río Querétaro**

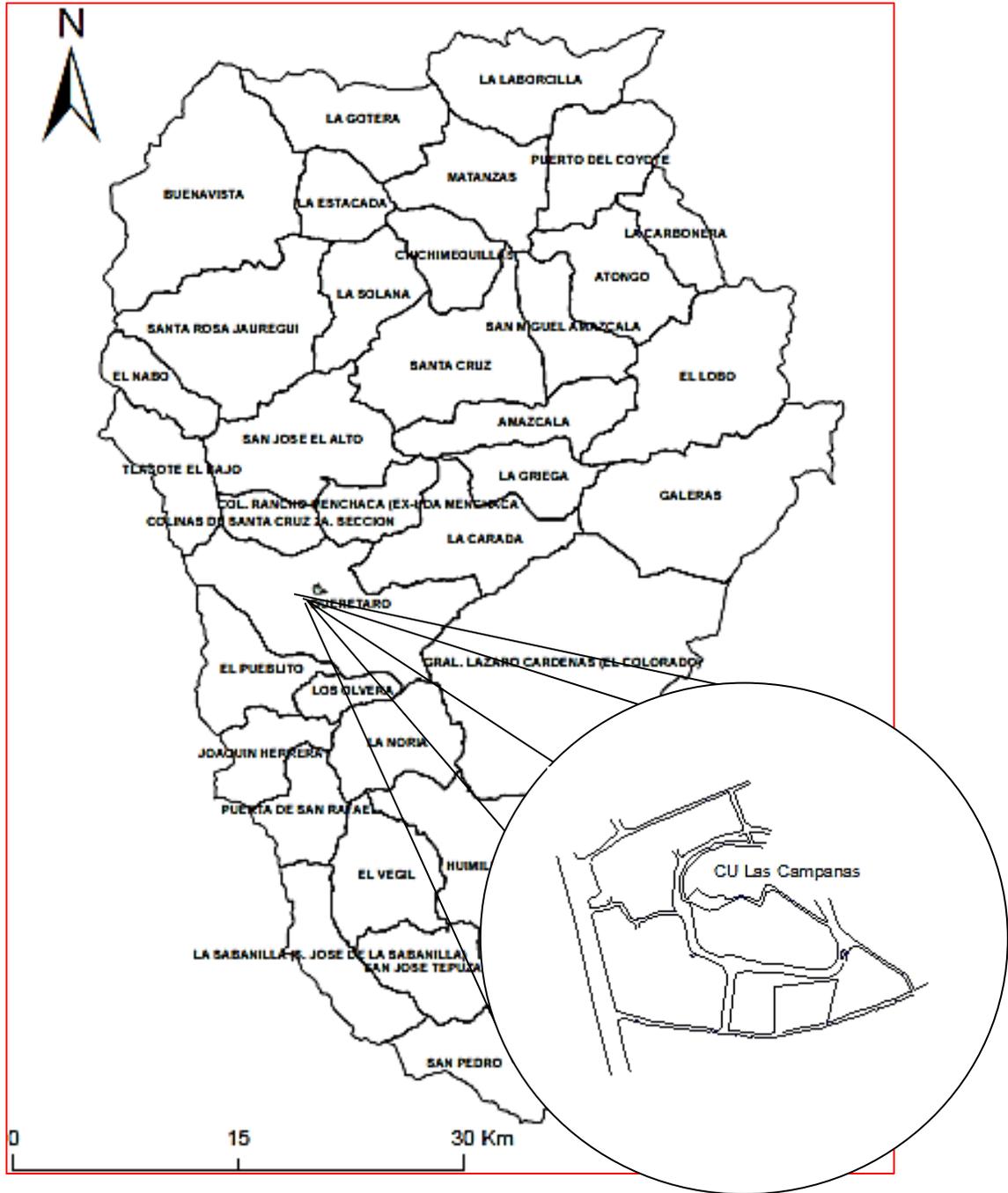
La cuenca del Río Querétaro está conformada por 36 microcuencas (Figura 8), tiene una extensión territorial de 2030.7 km<sup>2</sup>, un perímetro de 303.12 km he incluye a los municipios de Querétaro, Corregidora, El Marqués y Huimilpan. El cauce principal de esta cuenca tiene una longitud de 76.2 km, así como los afluentes y perenes, la altitud máxima y mínima de la cuenca es de 2838 y 1785 m sobre el nivel del mar, respectivamente. El punto de aforo de la cuenca está localizado en los límites del estado de Guanajuato y Querétaro.

Con información del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI) se sabe que las rocas predominantes en la cuenca Río Querétaro son el basalto, la andesita la toba-ácida con 23%, 13.6 % y 11.8 % respectivamente de ocupación del territorio de la cuenca. Éstos tres tipos de roca se caracterizan por ser de la clase ígnea extrusiva, lo cual muestra que se son rocas formadas por magma mediante un proceso de cristalización de manera rápida, es decir, rocas que se crearon mediante el enfriamiento abrupto del magma al contacto con la temperatura de la superficie terrestre.

Otros tipos de roca que conforman la cuenca Río Querétaro según información del INEGI, son la arenisca, caliza, conglomerado, esquisto, ígnea intrusiva he ígnea intrusiva básica.

El conocimiento físico del suelo determina en gran medida las actividades primarias del hombre (cultivos agrícolas temporaleros y de riego, pecuarios, forestales y frutícolas), de estas actividades el hombre obtiene sus alimentos. Así mismo, determina según sus elementos la aptitud para el establecimiento de ciudades, industria e infraestructura. De acuerdo al Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI) la edafología de la cuenca del Río Querétaro está constituida principalmente por vertisol pélico, feozem háplico y litosol, éstos tres tipos de suelo corresponden al 42.15 %, 29 % y 19.3 % respectivamente, del territorio de la cuenca. Otros tipos de suelo presentes en la cuenca según el INEGI son castañoze cálcico, yermosol háplico, fluvisol éutrico, chernozem cálcico y acrisol húmico.

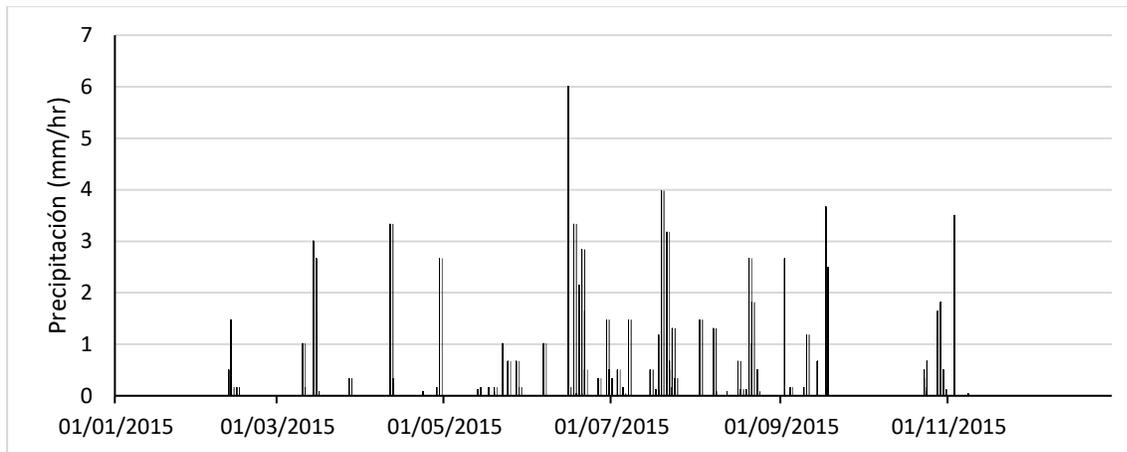
El uso de suelo indica las actividades que se llevan a cabo en el interior del predio, por lo tanto, muestra un panorama de las coberturas que se puede encontrar dentro del mismo y éstas pueden ser permeables e impermeables. Si la conformación del terreno es permeable, se favorece la infiltración de agua pluvial, por otro lado, si la cubierta es impermeable favorece al incremento del volumen de escurrimientos superficiales y por ende la formación de inundaciones.



**Figura 8.** Microcuencas cuenca Río Querétaro.

### 6.1.1.1 Datos de contaminantes y clima

Para este estudio se utilizó la información meteorológica de la estación “Querétaro Intercontinental”, ubicada en el Aeropuerto Intercontinental de Querétaro (20° 37' 13.19" N, 100° 11' 17.25" O, elevación 1911 m). Los datos de clima obtenidos de esta estación se muestran en el Anexo 4.



**Figura 9.** Datos de precipitación para el 2015 estación, estación Querétaro Intercontinental.

La información de contaminación proviene de distintas estaciones de monitoreo, administradas por el Centro de Monitoreo de la Calidad del Aire del Estado de Querétaro (CeMCAQ), Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire en México (SINAICA) y del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), para más información consultar Anexo 3.

### 6.1.2 Modelación de los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU cerro de las Campanas.

Con base en las sugerencias del manual de I-Tree para la modelación de los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU cerro de las Campanas, a continuación son descritas, las cuatro etapas seguidas en este estudio.

### 6.1.3 Fase I. Planificación de la modelación

Antes comenzar a trabajar con la herramienta, se deben tomar decisiones importantes que definirán los alcances y límites del proyecto. Así mismo, se deben considerar los recursos con los que se cuenta para poder lograr los objetivos. En esta etapa se debe decidir qué tipo de inventario se va a realizar y revisar los antecedentes con los que se cuenta. Por ejemplo, si el área es muy grande es

recomendable utilizar un muestreo aleatorio por parcelas, en ese sentido, es necesario reflexionar si se estratificará el área, determinar el número de parcelas que se van a analizar y el tamaño de las mismas. Esto con la finalidad de llegar a las metas planteadas.

Puesto que el área de estudio para este trabajo es relativamente grande, se utilizó un muestreo aleatorio por parcelas y se sectorizó en seis zonas, esto con la finalidad de realizar un análisis general y después por sectores.

Para este estudio se establecieron 70 parcelas al azar de 404 metros cuadrados, distribuidas en los seis sectores. Enseguida se determinó la información de dendrometría de los árboles incluidos en cada una de las parcelas. La recopilación de datos se llevó a cabo entre junio y agosto del 2020, a pesar que es recomendable realizarla durante el periodo de senescencia para evaluar adecuadamente el dosel de los árboles.

#### **6.1.4 Fase II. Puesta en marcha del modelo.**

La Fase II incluye la recopilación de datos de de lugar, de contaminación y precipitación. Estos datos ya están incorporados en el modelo I Tree Eco para áreas de estudio en Estados Unidos, Australia, Canadá, México y el Reino Unido (i-Tree Eco users manual, 2020). Actualmente la herramienta I-Tree cuenta con más de 6500 especies de árboles y arbustos, además es posible añadir nuevas especies para un mejor análisis. La información de lugar también está incluida para México, en este apartado es necesario añadir los límites del área de estudio.

La información de clima y contaminación está incorporada en la herramienta I Tree para México, para esto I-Tree utiliza los datos de concentración de contaminantes de las estaciones más cercanas y confiables, lo cual hace que la herramienta sea más robusta.

#### **6.1.5 Fase III. Recopilación de datos de campo**

Un paso importante para el desarrollo del proyecto es la determinación de datos que se recopilarán de los árboles. Esta información es fundamental, se extrae directamente en campo y se requiere tanto para muestreos mediante parcelas e inventarios completos.

Para iniciar se debe decidir que variables se van a medir en campo, esto dependerá de que tan robusto sea el estudio, es decir, entre más variables se midan mayor confiables se vuelven los

resultados. Aunque se puede seleccionar que variables medir, existen dos que deben recopilarse para cada árbol, esto para que la herramienta trabaje adecuadamente:

- Especies: identificación del nombre y género de la especie evaluada.
- Diámetro a la altura del pecho (DAP): es la medida del diámetro del tronco a la altura del pecho (1.3 m).

**Tabla 2.** Variables recomendables a registrar de los árboles, para mejorar la precisión de los cálculos de la herramienta Eco.

Variable de datos	Descripción
Información de los árboles	
Identificación del árbol	Número de identificación de la parcela (debe ser único)
Uso de suelo	Tipo de uso de suelo en el que se encuentra la parcela.
Especie	Identificar nombre y género del árbol
Público/privado	Clasificación de cada árbol según manejo (público) o no (privado).
Altura total del árbol	Altura del suelo a la parte superior del árbol (vivo o muerto).
Tamaño de la copa del árbol	Características de la copa del árbol (altura de la copa, altura a la base de la copa, ancho de la copa y porcentaje de copa faltante)
Salud de la copa del árbol	Salud de la copa del árbol como condición o muerte regresiva (p. ej., ramas muertas) de la copa.
Exposición de luz en la copa	Número de lados del árbol que reciben luz (máximo).
Cubierta bajo el dosel	Porcentaje de cubierta permeable e impermeable.
DBH	Diámetro del tronco del árbol a la altura del pecho

Para análisis basados en muestreos mediante parcelas es importante medir las siguientes variables:

- Porcentaje medido: es la porción de parcela que fue posible medir directamente o por aproximación.
- Porcentaje de cobertura de árboles: es el porcentaje de la parcela que se cubre por el dosel de los árboles.

**Tabla 3.** Variables adicionales sobre las parcelas que pueden ser registradas en la herramienta.

Variable de datos	Descripción
Fecha del estudio	Fecha de realización del estudio
Brigada	Equipo que lleva a cabo el estudio
<b>Información de la parcela</b>	
Área de la parcela	Superficie total que cubre la parcela.
Identificación de la parcela	Número de identificación de la parcela (debe ser único)
Dirección de la parcela	Domicilio o notas para localizar las parcelas en áreas sin domicilio
Estaca (si/no)	Si el lugar de la parcela permanente se marcó con un identificador permanente
Coordenadas GPS	Longitud y latitud del centro de la parcela
Objetos de referencia	Características de que ayuden a identificar la parcela en campo.
Uso de suelo	Tipo de uso de suelo en el que se encuentra la parcela.
Cubierta de la parcela	Porcentajes de cubierta de la parcela.

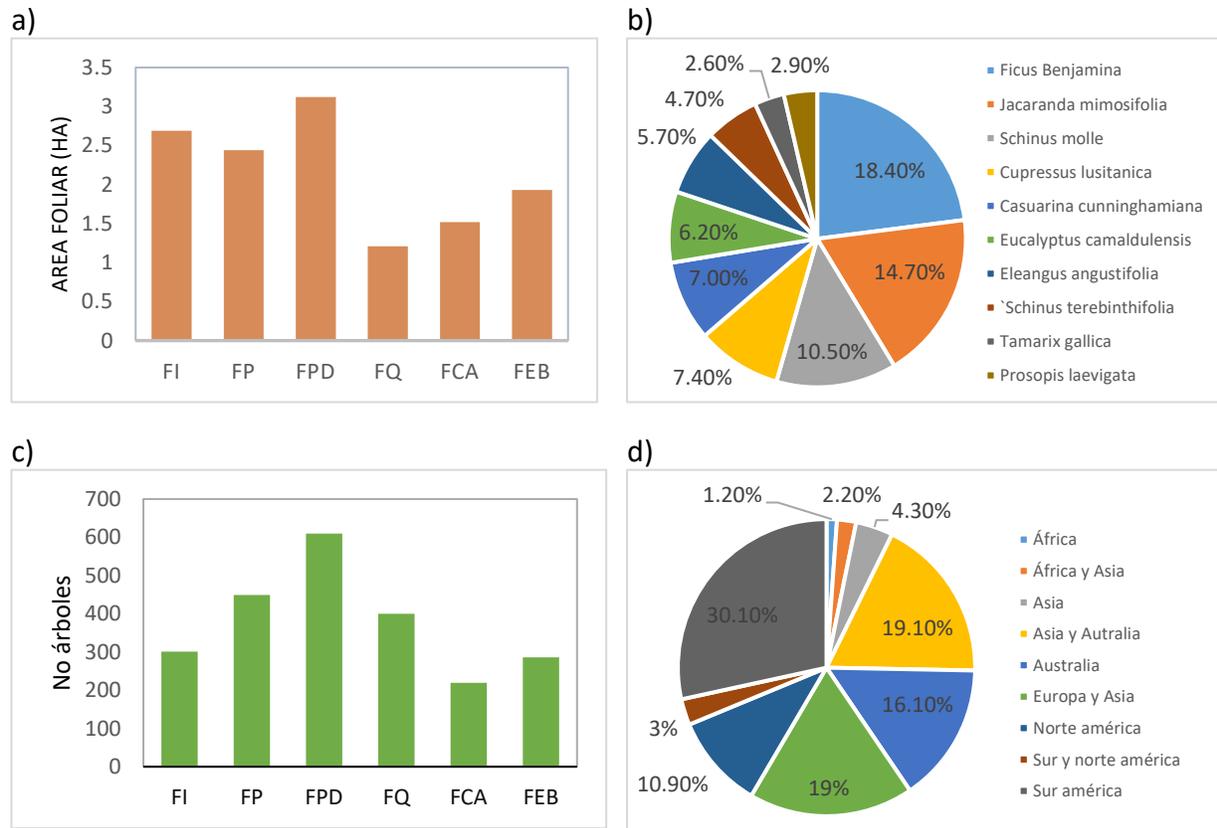
- Composición y estructura: incluye el tamaño de la población de árboles, distribución de las especies, área de las hojas, condición de los árboles e información de la biomasa foliar.
- Costos y beneficios: presenta los beneficios monetarios asociados a los servicios ambientales que generan los árboles. Los beneficios que se analizan en este trabajo son el escurrimiento retenido, la contaminación eliminada, la retención y almacenamiento de carbono.
- Detalles de árboles medidos: presentan características particulares de los árboles muestreados del área de estudio.
- Contaminación y estado del tiempo: muestra información de las mediciones de contaminación y clima que se utilizó para el proyecto.

## 7 Resultados

### 7.1 Características del bosque urbano CU Las Campanas

El modelo I-Tree eco calculó que CU Las Campanas cuenta con 2,265 árboles con una cobertura arbórea del 34 % respecto a la extensión territorial del campus. La densidad general es de 95 árboles

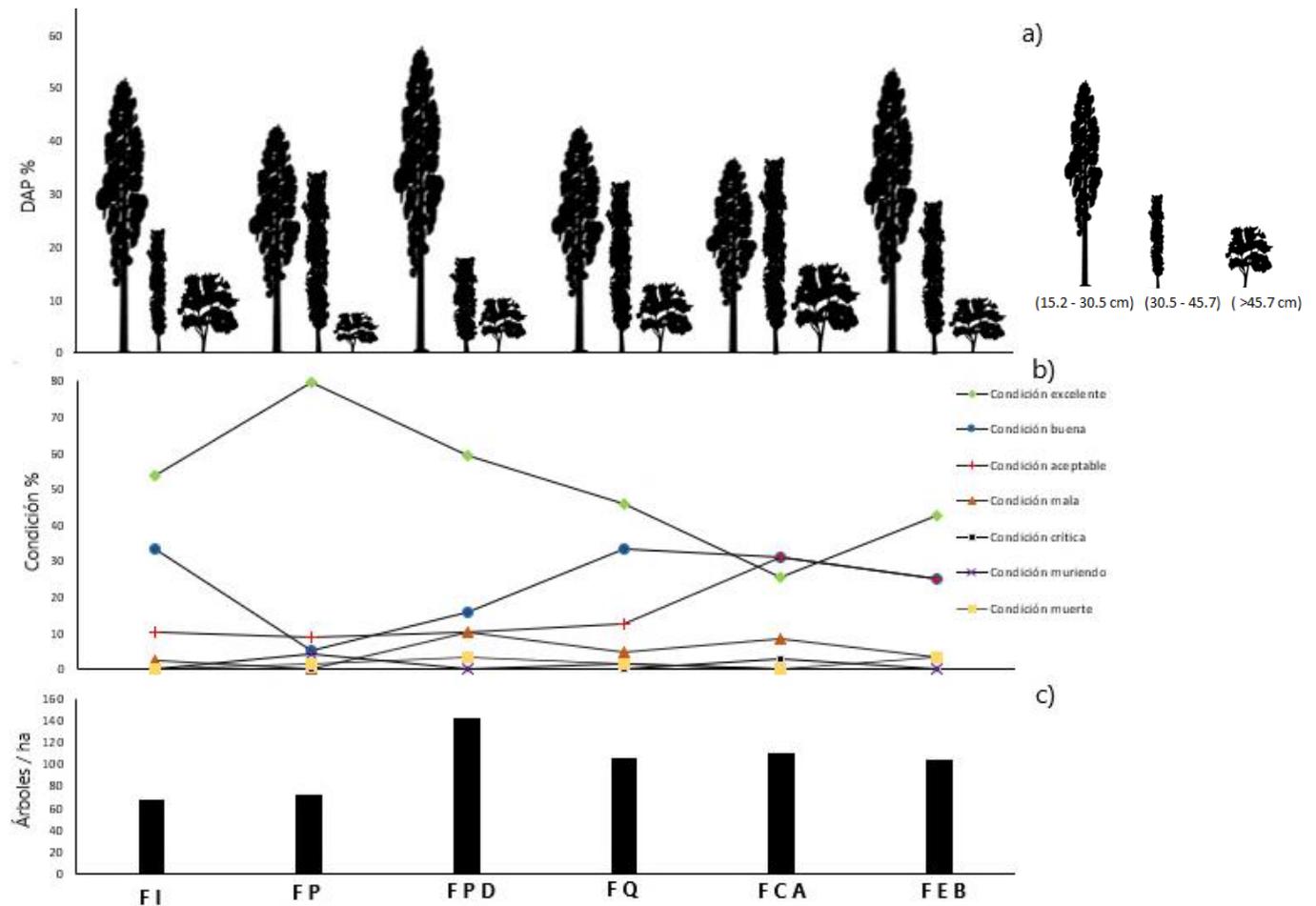
por hectárea y los árboles predominantes son: Ficus Benjamina, 18.4 %, Jacaranda Mimosifolia con el 14.7 % y Schinus Molle (Pirul) con el 10.5 % que representan el 43.6 % de la vegetación del CU, en el Anexo 5 se muestran las principales características de estas especies. El sector con mayor densidad arbórea es la el correspondiente a las facultades de Derecho y Psicología (FPD) con 142 árboles por hectárea (árbol ha<sup>-1</sup>), seguido por la sección que comprende las Facultades de Bellas Artes y Enfermería (FEB) con 111.1 árbol ha<sup>-1</sup>, ver Figura 12c.



**Figura 10.** a) Área foliar por sección. b) Predominancia de árboles por especie. c) Cantidad de árboles por sección. d) Árboles nativos.

El crecimiento y biomasa de los árboles puede estimarse por el DAP (Diámetro a la Altura del Pecho). En Cu Las Campanas, más del 80% de los árboles se encuentra en los siguientes rangos de DAP: 15.2 – 30.5 cm, 30.5 – 45.7 cm y >45.7 cm (la Figura 12a muestra el porcentaje de árboles que se encuentran en esas tres categorías para los seis sectores). Esto permite ver que el bosque urbano en cierta forma es maduro.

La condición de un árbol puede clasificarse como excelente, buena, aceptable, mala, crítica, muriendo y muerte (i-Tree Eco users manual, 2020). La Figura 12b, muestra el porcentaje de árboles que se encuentran en una condición actual. Puede notarse que la vegetación del sector correspondiente a la Facultad de Ciencias Políticas tiene la mejor condición, ya que casi el 80 % de los árboles se encuentran en excelente condición.

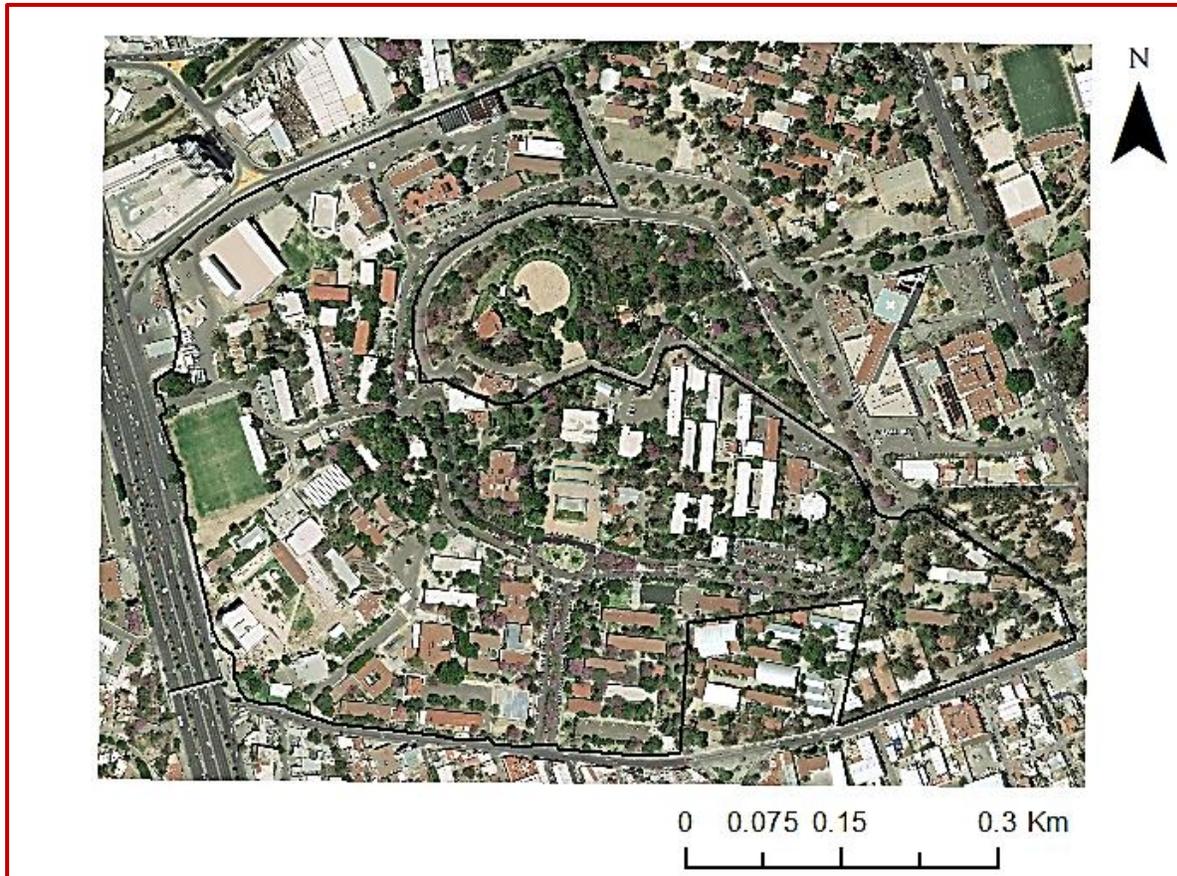


**Figura 11.** Estructura arbórea por sectores. a) Distribución de las especies por clase de DAP (cm), b) estado o condición de los árboles, c) densidad arbórea.

Los bosques urbanos pueden albergar una gran cantidad de especies nativas y exóticas, las cuales brindan los servicios ecosistémicos necesarios para la vida en las ciudades. En CU las campanas la mayoría de los árboles son ajenos a la zona, incluso al país, ver Figura 11d.

## 7.2 Cobertura foliar y superficial del bosque urbano CU Las Campanas

Las copas de los árboles y sus hojas cubren el 34% de la extensión de CU Las Campanas que corresponde a 12.91 hectáreas de área verde. La zona con mayor área foliar se concentra en la Facultad de Derecho y Psicología (FPD, 3.2 ha), seguido por la Facultad de Ingeniería (FI, 2.69 ha), Figura 11a. Las especies más representativas en términos del área foliar son el ficus benjamina, Schinus Molle y la Jacaranda Mimosifolia con el 18 %, 14.7% y 10.5%.



**Figura 12.** Imagen satelital de CU Las Campanas, en ésta se puede apreciar los distintos tipos de cobertura.

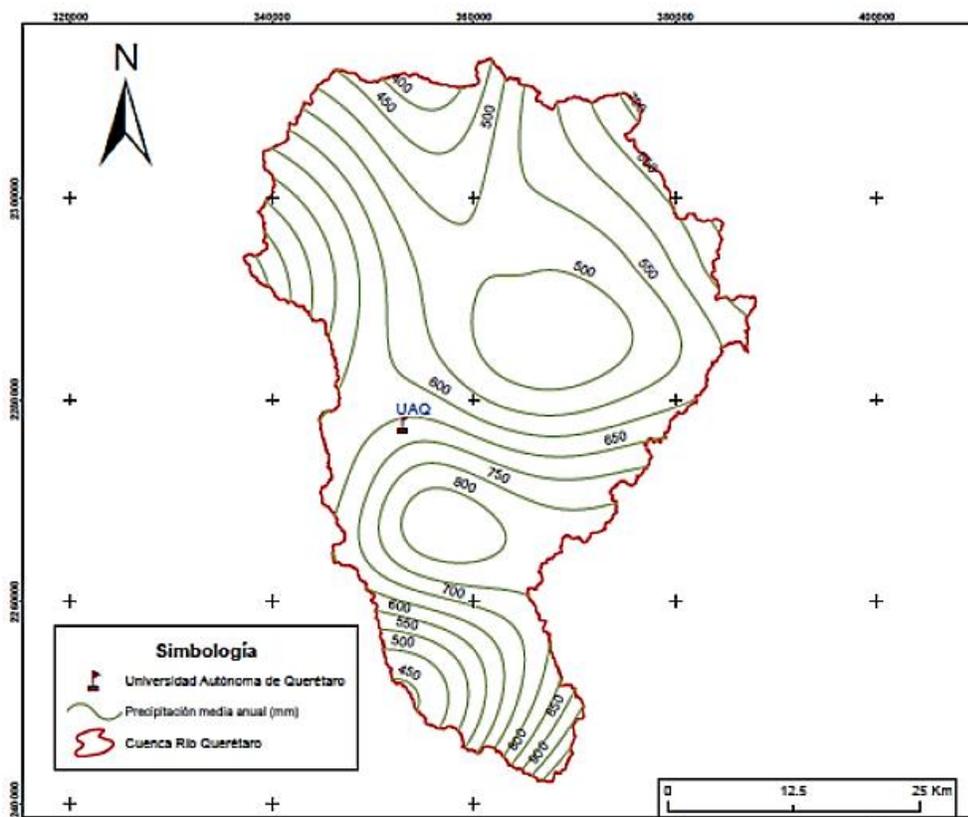
La superficie de CU Las Campanas está constituida por cubiertas permeables (suelo desnudo y pasto) e impermeables (edificios, pavimento, roca y firme de concreto). El tipo de cobertura dominante son los edificios con el 27.4 % y el suelo desnudo con el 26.7 %. Después se encuentran las áreas de pavimento con 16.1 %, de concreto con 13.2 %, de pasto con 9 % y roca con 7.6 %.

Estos datos dejan ver que la mayor parte de la cubierta de CU Las Campanas está constituida por áreas impermeables con 64.3 % mientras que la cubierta permeable constituye el 35.7 %.

### 7.3 Escurrimiento retenido

La extensión de superficies impermeables en CU las Campanas produce un aumento de los escurrimientos superficiales, en consecuencia, esto puede producir la saturación del sistema de drenaje y causar inundaciones, lo cual generalmente deriva en pérdidas económicas y humanas.

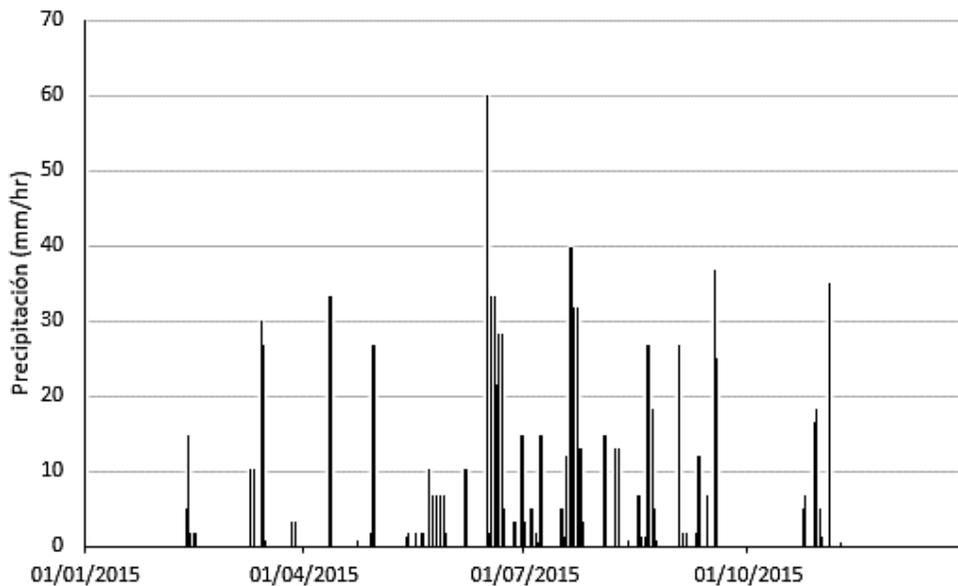
Sin embargo, los árboles y arbustos que conforman el bosque urbano de CU favorecen a la reducción de los escurrimientos superficiales. Durante un evento de precipitación, una parte de la lluvia se retiene en la estructura de los árboles, otra porción escurre por sus troncos y otra pasa libremente a través de los árboles hasta alcanzar el suelo. De acuerdo a las características de la cobertura superficial, la cantidad de precipitación que llega al suelo puede infiltrarse o volverse escurrimiento superficial.



**Figura 14.** Isoyetas en la Cuenca Río Querétaro para el año 2015.

A partir de considerar los pulsos de precipitación en términos de escurrimiento extraordinarios respecto al año 2015, se encontró con la información del Servicio Meteorológico Nacional: 1992 con 752.1 mm, 2007 con 833.2 mm, 2010 con 618 mm, 2014 con 763.3 mm, 2015 con 682.5 mm y 2016 con 764 mm, que 2015 es un año relativamente húmedo con respecto a la media anual, con 682.5 mm, ligeramente mayor a 2010. La precipitación durante 2015 se concentró en dos sectores de la cuenca Querétaro, la zona nor-poniente con 800 - 850 mm y la zona sur con 850-900 mm. Para la zona del Centro Universitario Cerro de Las Campanas se registraron entre 650 – 700 mm.

En total la retención del escurrimiento por los árboles y arbustos del CU Las Campanas es de 590.2 m<sup>3</sup> al año. Durante los eventos de precipitación, una parte es almacenada en el follaje de la copa y corteza del tronco, otra se evapora y otra se infiltra en el suelo. Es menester señalar que, sin la vegetación, la precipitación caería libremente al suelo y se convertiría en escurrimiento superficial de 590.2 m<sup>3</sup>, fenómeno que puede producir la saturación del sistema de drenaje pluvial y generar inundaciones.

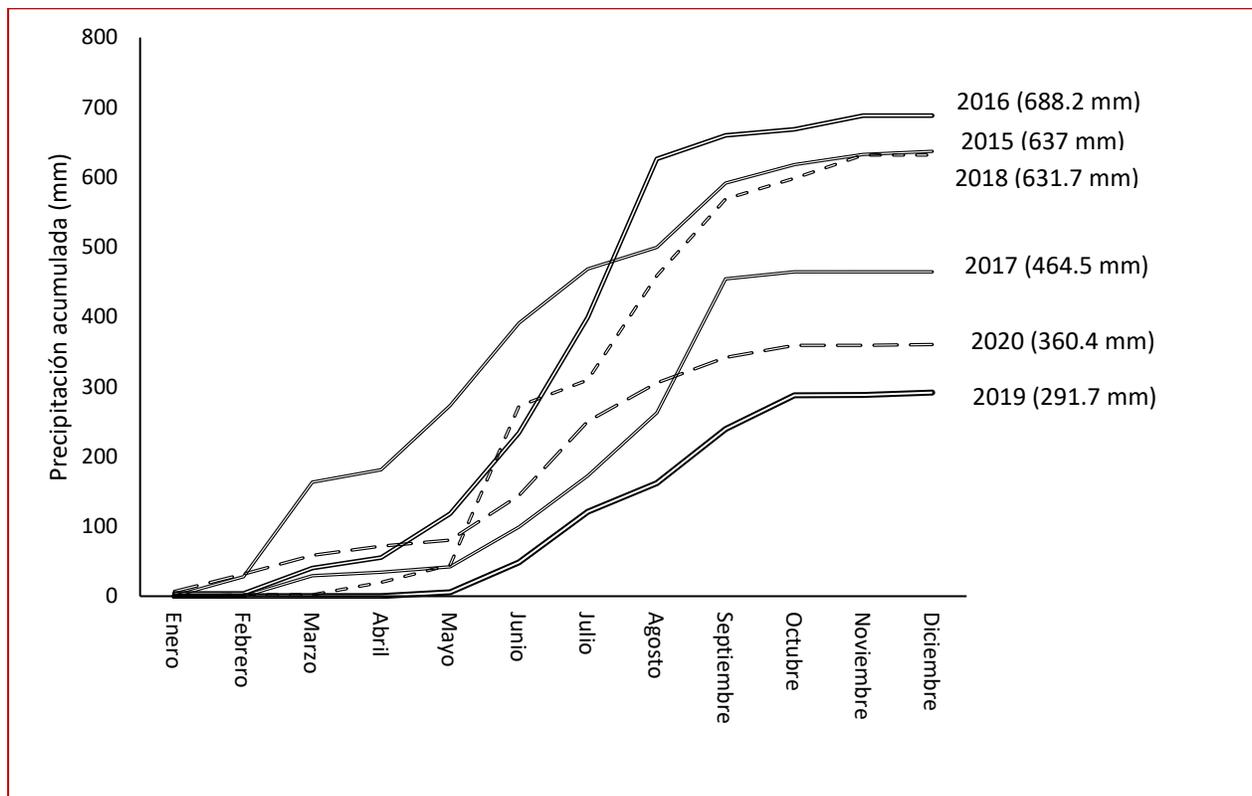


**Figura 13.** Intensidad de precipitación para el año 2015.

La distribución de la retención por especie de árbol es de: Ficus Benjamina con 107.07 m<sup>3</sup>, Schinus Molle con 102.64 m<sup>3</sup> y la Jacaranda Mimosifolia con 78.26 m<sup>3</sup>. Para arbustos destacan el Psidium Guajava con 84.6 m<sup>3</sup> y el Thuja Occidentalis con 65.1 m<sup>3</sup>.

**Tabla 4.** Valor del escurrimiento retenido y monetario en CU Las Campanas.

Estrato	Número de árboles	Área foliar (ha)	Evaporación (m <sup>3</sup> /año)	Escurrimiento retenido (m <sup>3</sup> /año)	Valor monetario del escurrimiento retenido (\$Mex/año)
FI	301	2.69	625.39	122.95	\$5,521.74
FQ	400	1.21	280.85	55.22	\$2,479.70
FCA	219	1.52	353.77	69.55	\$3,123.48
FEB	286	1.93	448.77	88.23	\$3,962.46
FPD	610	3.12	726.03	142.74	\$6,410.32
FP	449	2.44	567.79	111.63	\$5,013.19



**Figura 14.** Precipitación mensual acumulada para los años 2015 al 2020.

La Figura 14 muestra el comportamiento de la lluvia para los años del 2015 al 2020. Los periodos 2015, 2016 y 2018 fueron años húmedos en comparación con la media anual y el 2017, 2019 y 2020 años secos. Se observa que la distribución y acumulado de la lluvia para los años 2015 y 2020 son significativamente diferentes; según datos del Servicio Meteorológico Nacional en el 2015 se registraron 637 mm, mientras que en el 2020 se presentaron 360.4 mm, lo cual indica que en el año 2015 hubo mayor intercepción. El modelo I-Tree empleó datos meteorológicos del 2015 y el

estudio se llevó a cabo en el 2020, lo que podría resultar en una predicción inexacta de la herramienta I Tree y una sobrestimación del escurrimiento retenido.

## 7.4 Resultados de los Servicios ecosistémicos

### 7.4.1 Almacenamiento y retención de carbono

Según el modelo I-Tree Eco, la estructura foliar y leñosa de los árboles del CU Las Campanas almacena 695.72 toneladas de carbono que equivalen a 2551.2 toneladas de CO<sub>2</sub>, en la Tabla 1 se muestra el resumen de este beneficio para cada sector. Las especies que guardan la mayor cantidad de carbono son el Schinus Molle, Jacaranda Mimosifolia y Tamarix Gallica con 22.8, 13 y 10.9 % respectivamente.

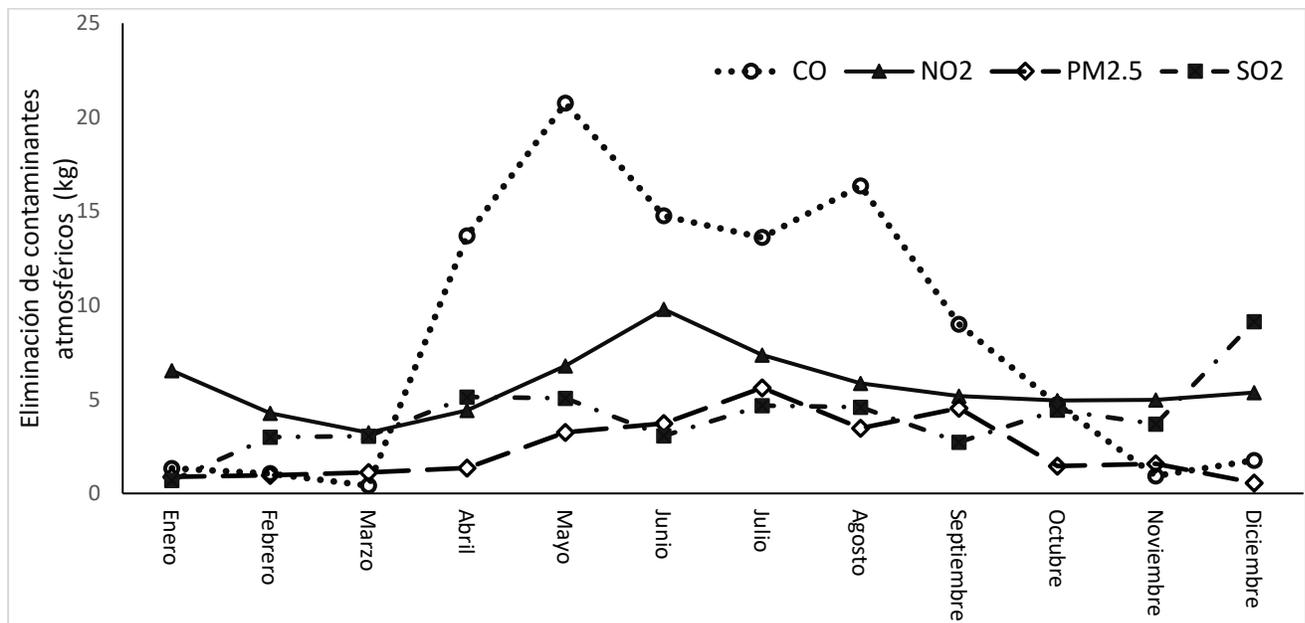
La retención anual de carbono para CU Las Campanas es de 22.04 toneladas al año, lo cual equivale a 80.84 toneladas de CO<sub>2</sub>. Las especies que sobresalen para este beneficio ecosistémico son el Schinus Molle, Jacaranda Mimosifolia y Ficus Benjamina, las cuales almacenan anualmente 3.99, 3.23 y 2.93 toneladas respectivamente. El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) determinó que en México la emisión de CO<sub>2</sub>, en cuanto al consumo de combustibles fósiles, per cápita es de 3.46 toneladas (SEMARNAT, 2016). Este dato muestra una referencia real del beneficio en cuanto a almacenamiento y retención de carbono de CU Las Campanas (= 2551.2 y 80.84 toneladas de CO<sub>2</sub>), lo cual corresponde respectivamente a la producción de CO<sub>2</sub> de 737.3 y 23.3 mexicanos.

**Tabla 5.** Almacenamiento y retención de carbono por sectores.

	Árboles		Almacenamiento de carbono			Secuestro anual de carbono		
	Número	SE	Tonelada	SE	Equivalente en CO <sub>2</sub> (tonelada)	Tonelada	SE	Equivalente en CO <sub>2</sub> (tonelada)
FI	301	± 86	99.22	± 30.67	363.8	3.02	± 0.84	11.06
FQ	400	± 114	89.96	± 23.71	329.9	3.04	± 0.8	11.16
FCA	219	± 68	58.76	± 15.81	215.5	2.38	± 0.63	8.73
FEB	286	± 74	102.7	± 28.63	376.6	3.26	± 0.67	11.94
FPD	610	± 97	224	± 53.97	821.4	6.21	± 1.07	22.79
FP	449	± 81	121.08	± 38.62	444	4.13	± 0.88	15.16
TOTAL	2265		695.72		2551.2	22.04		80.84

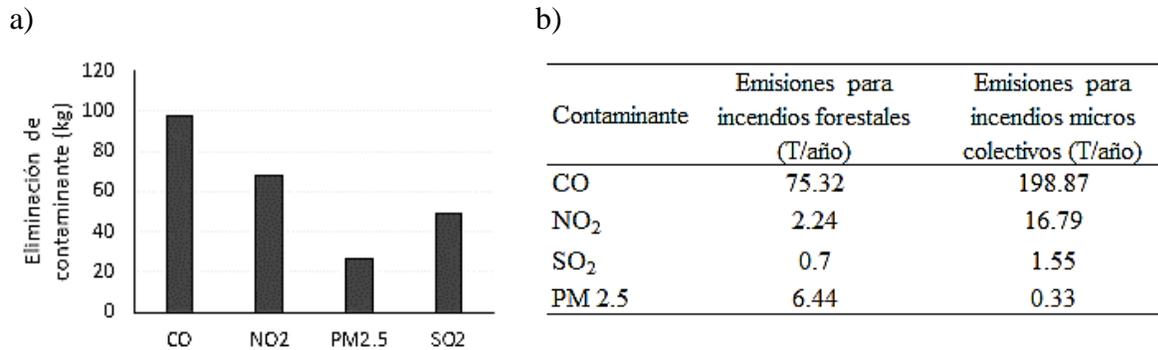
### 7.4.2 Eliminación de contaminantes atmosféricos

El aumento de la contaminación ambiental es un problema que afecta directamente a los ciudadanos, este fenómeno causa afecciones a la salud de las personas, pérdida de áreas productivas y reduce la visibilidad. Sin embargo, los árboles pueden ayudar a reducir los efectos negativos por el aumento de la contaminación atmosférica. En este sentido, CU Las Campanas es un bosque urbano importante para la ciudad de Querétaro por la diversidad de especies leñosas que posee, la media de contaminantes atmosféricos que se reducen gracias a procesos ecosistémicos que intervienen que producen dentro de este campus universitario es de 98.38 kg de CO, 68.71 kg de NO<sub>2</sub>, 27.41 kg de PM<sub>2.5</sub> y 49.25 de SO<sub>2</sub>.



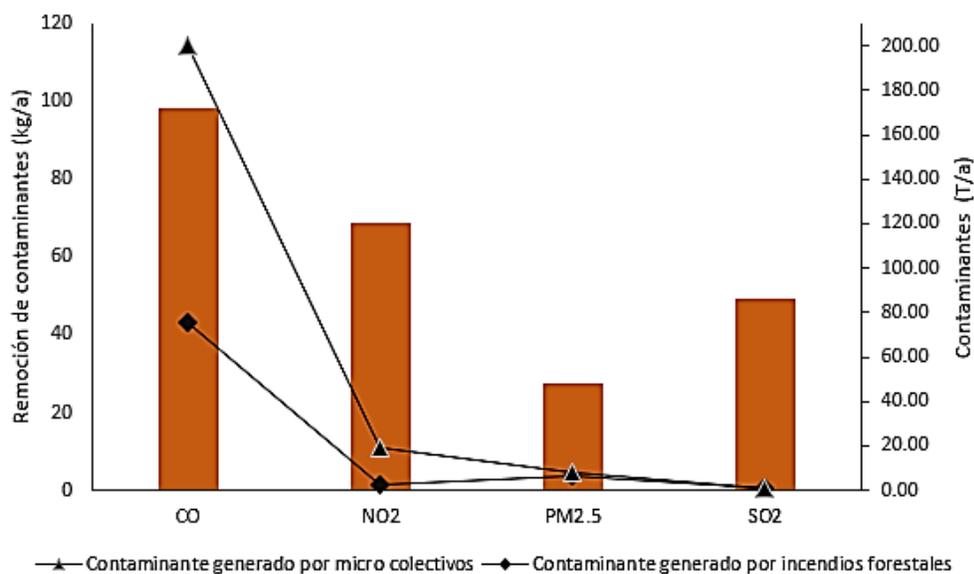
**Figura 15.** Eliminación mensual de contaminantes atmosféricos en CU las Campanas.

La reducción de contaminantes atmosféricos generada por los árboles de CU Las Campanas se determinó por medio de los datos de campo, concentración de contaminantes y estado del tiempo de la ciudad de Querétaro. Se estima que para el 2015 se eliminaron del aire 243.78 kg de material contaminante, ver Figura 17a, y para este periodo la mayor eliminación es de CO. La Figura 16 muestra las cantidades promedio de eliminación de contaminantes debido a los árboles de CU; la mayor eliminación de contaminantes se presenta durante el lapso de abril a septiembre del año 2015, lo anterior permite inferir que la temporada de lluvias tiene un efecto positivo en este beneficio.



**Figura 16.** a) Eliminación media de contaminantes generada por los árboles. b) Emisiones de contaminantes generados por incendios forestales en el estado de Querétaro.

Los medios de transporte permiten el desarrollo de la población pues favorecen la circulación de bienes y productos, así como de personas. Sin embargo, son una fuente importante de contaminantes atmosféricos (Chang *et al.* , 2016). Existen diversas investigaciones enfocadas en el análisis de la emisión de contaminantes atmosféricos generados por el transporte (Innes, 1996; Tet Leong *et al.* , 2002; Shen *et al.* , 2014; Zhang *et al.* , 2016). Un estudio realizado en Querétaro por SACYCC, 2017, muestra las emisiones contaminantes generadas por distintos medios, entre estos se encuentra el transporte público e incendios forestales en el estado, ver tabla 7b. Para tener mejor referencia del beneficio que generan los árboles en cuanto a la reducción de contaminantes atmosféricos, se realizó una relación de las emisiones generadas por incendios forestales, con la estimación de los contaminantes removidos de la atmosfera por la vegetación de CU Las Campanas (Figura 18). Esta reducción corresponde a 0.13 % de CO, 3.06 % de NO<sub>2</sub>, 0.42 % de SO<sub>2</sub> y 7.03 % de PM<sub>2.5</sub> en cuanto contaminantes generados por incendios forestales en el estado de Querétaro, México.



**Figura 17.** Comparativa entre la contaminación eliminada de la atmósfera y la emitida por micro colectivos e incendios forestales en el estado de Querétaro.

### 7.4.3 Costo de los servicios ecosistémicos del bosque urbano CU Cerro de las Campanas.

#### 7.4.3.1 Valor estructural

El valor estructural de los árboles está asociado al costo de que tiene reemplazar un árbol o arbusto por otro de características similares. Este valor se basa en los procedimientos de valoración del Consejo de Tasadores de Árboles y el Paisaje de Estados Unidos, que usa la información de especie, diámetro, condición y lugar del árbol (Nowak *et al.*, 2002). En este sentido el valor estructural del CU Las Campanas es de \$ 95, 100, 000.00 pesos mexicanos.

#### 7.4.3.2 Valor monetario en cuanto almacenamiento y retención de carbono

Los árboles y arbustos pueden ayudar a mitigar el aumento de CO<sub>2</sub> de las distintas fuentes que lo producen como combustibles fósiles y energía eléctrica. El almacenamiento de carbono aumenta año tras año, con el crecimiento de los árboles. El beneficio del servicio incorporado al almacenamiento de carbono, basado en el cálculo del valor monetario por tonelada de carbono de Estados Unidos es de \$3,688 pesos mexicanos por tonelada de carbono, lo cual genera un total de \$2,565,815.00 pesos mexicanos para el bosque urbano CU Las Campanas.

Los árboles toman el carbono disponible de la atmósfera, la retención anual carbono está asociado al crecimiento del árbol o arbusto. En este sentido la retención anual de carbono incrementa de

acuerdo al tamaño y salud de los árboles. La retención anual de carbono para CU Las Campanas es de 22.04 toneladas al año, lo cual equivale a 80.84 toneladas de CO<sub>2</sub> y genera un valor económico de \$81, 283.52 pesos mexicanos.

#### 7.4.3.3 Valor monetario en cuanto a la eliminación de contaminantes

El valor monetario asociado a la eliminación de la contaminantes atmosféricos de acuerdo con los cálculos europeos promedio (van Hessen *et al.* , 2011) y ecuaciones de regresión BenMap (Nowak *et al.* , 2014) es de \$32,197.00 pesos mexicanos por tonelada de CO, \$ 575,139 por tonelada de O<sub>3</sub>, \$85,906.00 por tonelada de NO<sub>2</sub>, \$31,298.00 por tonelada de SO<sub>2</sub>, \$19, 963, 996 por tonelada de PM 2.5. En total, el valor promedio para este periodo es de \$673,000.00 pesos mexicanos.

**Tabla 6.** Eliminación de contaminantes por sector.

Contaminante	Emisiones para incendios forestales (T/año)	Emisiones para incendios micros colectivos (T/año)
CO	75.32	198.87
NO <sub>2</sub>	2.24	16.79
SO <sub>2</sub>	0.7	1.55
PM 2.5	6.44	0.33

#### 7.4.3.4 Valor monetario en cuanto al escurrimiento retenido

El valor monetario del escurrimiento está directamente asociado a la cobertura vegetativa y es calculado de acuerdo a la zona. Para Querétaro no se cuenta con un valor estimado del escurrimiento superficial. Sin embargo, se usaron los valores promedio para Estados Unidos, así mismo, Estados Unidos se basa en las Series del Manual de Árboles Comunitarios del Servicio Forestal de EEUU. Para el caso para Querétaro, se ha propuesto un valor estimado de \$44.91 pesos mexicanos por metro cúbico. De tal manera que los árboles producen un beneficio económico de \$26,505.882 asociado a 590.32 m<sup>3</sup> de escurrimiento superficial retenido por los árboles.

### 7.5 Reverdecimiento del bosque urbano Cu las Campanas

Se obtuvieron valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) mediante el procesamiento de imágenes Landsat 8, utilizando las bandas 4 (roja) y 5 (Infrarrojo cercano, NIR). La distribución espacial del NDVI promedio para la temporada de crecimiento de los años 2015 y 2020 se muestran en la Figura 19, donde se indican valores más altos del NDVI en el 2020, por

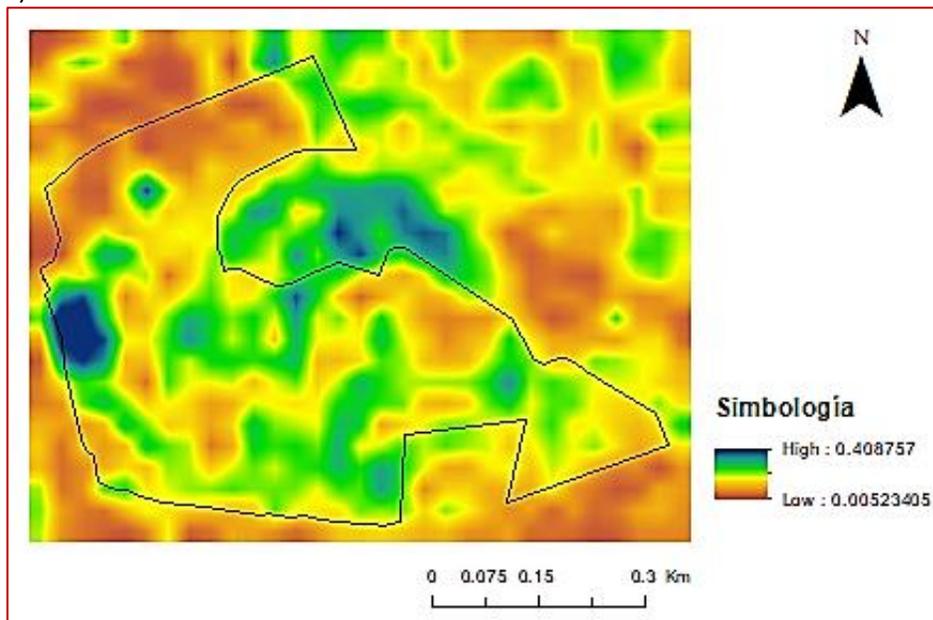
ende, un incremento del área verde en el 2020 con respecto al 2015. Además, se obtuvieron los valores más bajos en áreas de estacionamientos y edificios y los puntos más altos en áreas boscosas.

**Tabla 7.** Estadísticos para el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en CU Las Campanas durante la temporada de crecimiento del 2015 al 2021.

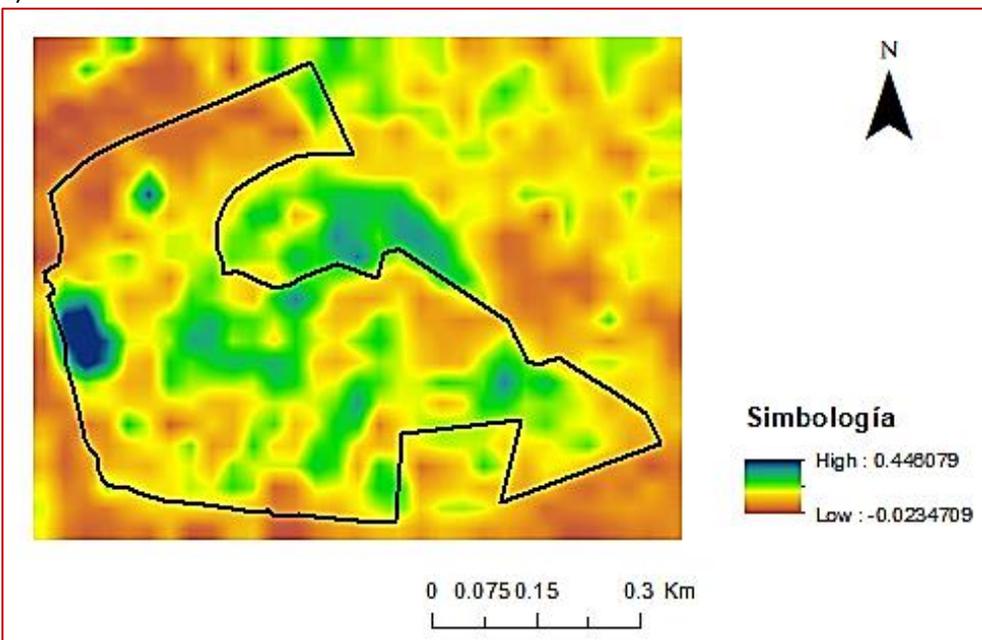
Área	Año	Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Estándar
CU	2015	0.018	0.41	0.15	0.066
	2016	0.0044	0.42	0.116	0.06
	2017	0.011	0.32	0.15	0.063
	2018	0.009	0.34	0.15	0.067
	2019	0.002	0.51	0.16	0.078
	2020	0.012	0.42	0.18	0.072
	2021	0.029	0.53	0.19	0.085

La Tabla 7 muestra la descripción estadística de los valores del NDVI para el área de estudio, donde se aprecian los valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar para el lapso del 2015 al 2021. En la Figura 20 muestra una tendencia general de crecimiento del NDVI; los valores más bajos se presentaron en 2016 y los más altos en 2020 y 2021 lo que sugiere un aumento significativo del NDVI en CU las Campanas.

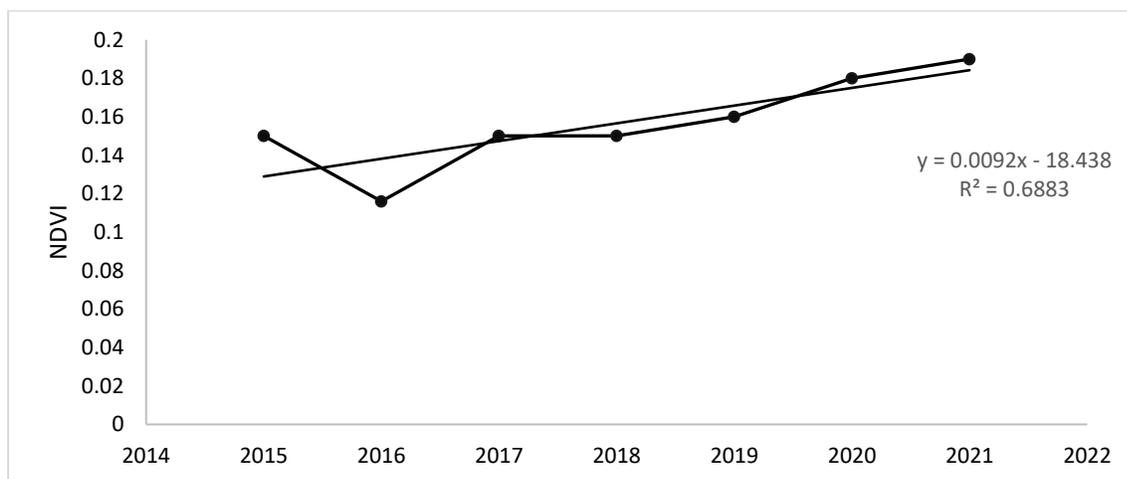
a)



b)



**Figura 18.** Distribución del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada promedio



**Figura 19.** Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en CU del 2015 al 2021.

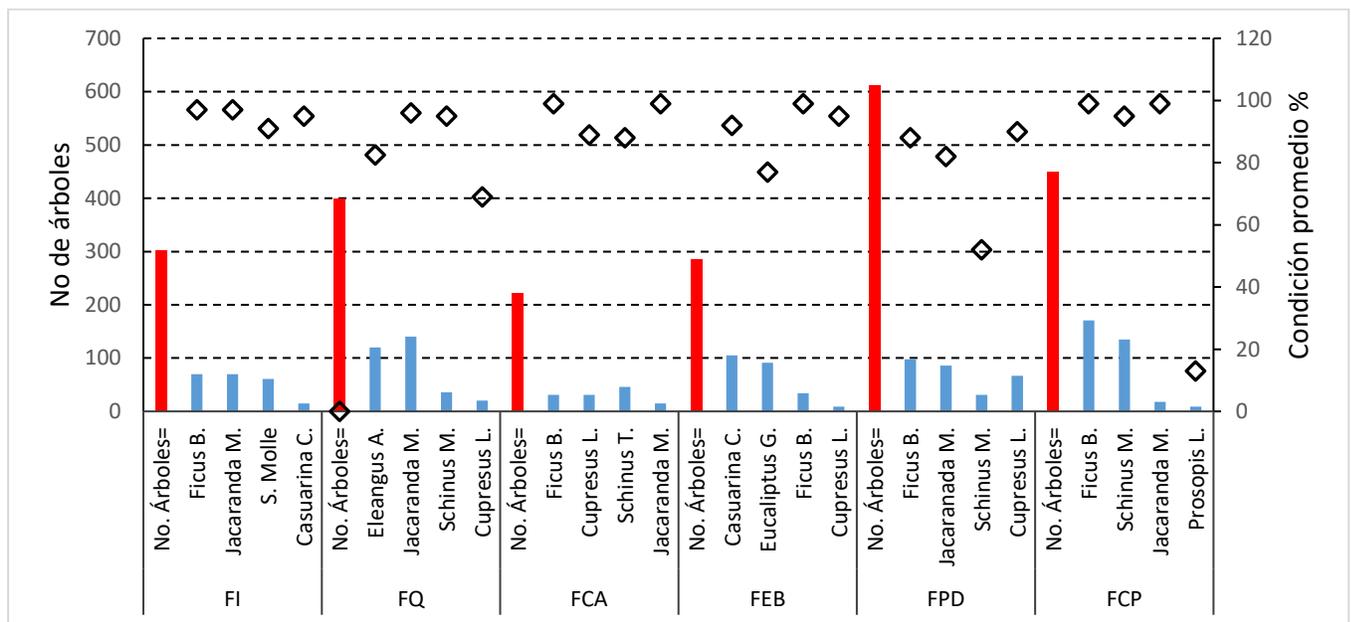
## 7.6 Estudio experimental del escurrimiento retenido

### 7.6.1 Composición arbórea

Tal como se mencionó al inicio de este capítulo, CU Las Campanas cuenta con 2,266 árboles con una cobertura arbórea del 34 % respecto a la extensión territorial del campus. La densidad general es de 95 árboles por hectárea y los árboles predominantes son: Ficus Benjamina, 18.4 %, Jacaranda Mimosifolia con el 14.7 % y Schinus Molle (Pirul) con el 10.5 % que representan el 43.6 % de la

vegetación del CU. En la Figura 21, se muestra el número de árboles por zona, las especies dominantes y condición promedio, puede notarse que la sección FPD tiene el mayor número de árboles, seguido por la FCP y FQ.

La sección con mayor densidad arbórea según el modelo I-Tree eco es la Facultad de Química con 142 árboles por hectárea (árbol ha<sup>-1</sup>), seguido por la sección que comprende las Facultades de Bellas Artes y Enfermería (FEB) con 111.1 árbol ha<sup>-1</sup>. Los sectores más importantes respecto al área foliar son la Facultad de Derecho y Psicología (FPD, 3.2 ha) y la Facultad de Ingeniería (FI, 2.69 ha). Esto indica que Bellas Artes y Enfermería cuenta con más vegetación, Derecho, Psicología e Ingeniería tienen mayor capacidad de interceptación y, en consecuencia, el volumen retenido puede tener un mayor impacto en la eficiencia del sistema de drenaje de dichas facultades.

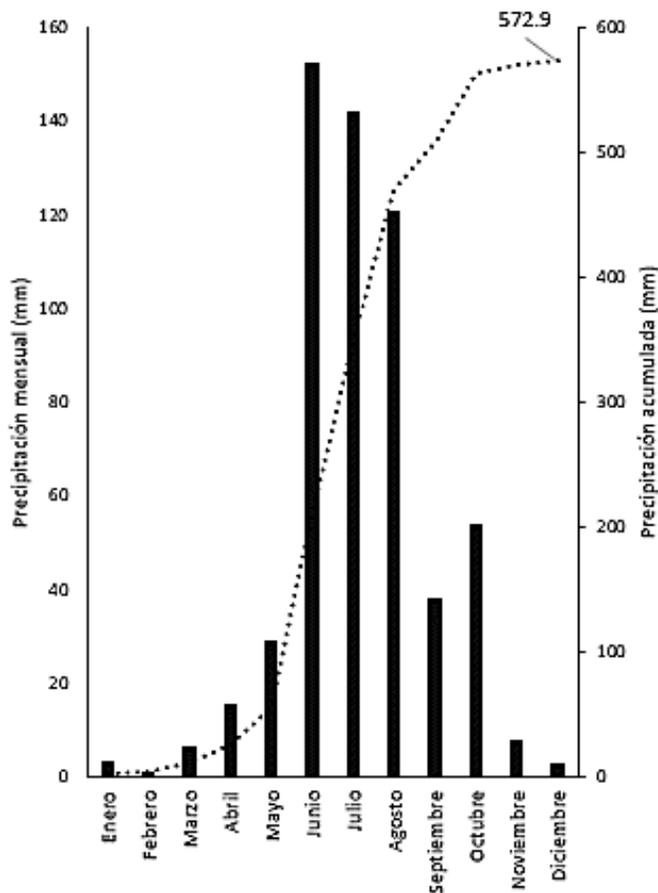


**Figura 20.** Árboles dominantes por zona. Las barras azules muestran la cantidad estimada de árboles para especies predominantes, la barra roja el número total de árboles y los círculos negros la condición promedio de las especies.

### 7.6.2 Análisis de la lluvia

En Querétaro la precipitación media anual corresponde a 570 mm (INEGI, 2009). La temporada de lluvias comienza durante el verano y termina en el otoño con pocos eventos de precipitación en el invierno. En un año típico para Querétaro, se ha encontrado que los días más lluviosos van de junio a septiembre, mientras que los más secos van de enero a abril, ver Figura 22.

El periodo de observación para este estudio fue de un año, del 20 de agosto de 2020 al 18 de agosto de 2021. Durante este lapso se registraron 24 eventos de precipitación, que produjeron una lluvia acumulada de 390.6 mm, equivalente al 68.5% del total de la precipitación media anual en Querétaro. Es decir, el periodo de observación podría decirse que es un año seco. La amplitud de los eventos de lluvia osciló entre 1.1 a 51.5 mm. Ocurrieron ocho eventos entre 19.4 y 51.5 mm que corresponden a 67.06 % de la precipitación bruta para el periodo de observación. Así mismo, se registraron cuatro eventos de 12.5 – 18.75 mm y doce <10 mm que corresponden al 15.5 % y 17.43 % respectivamente.

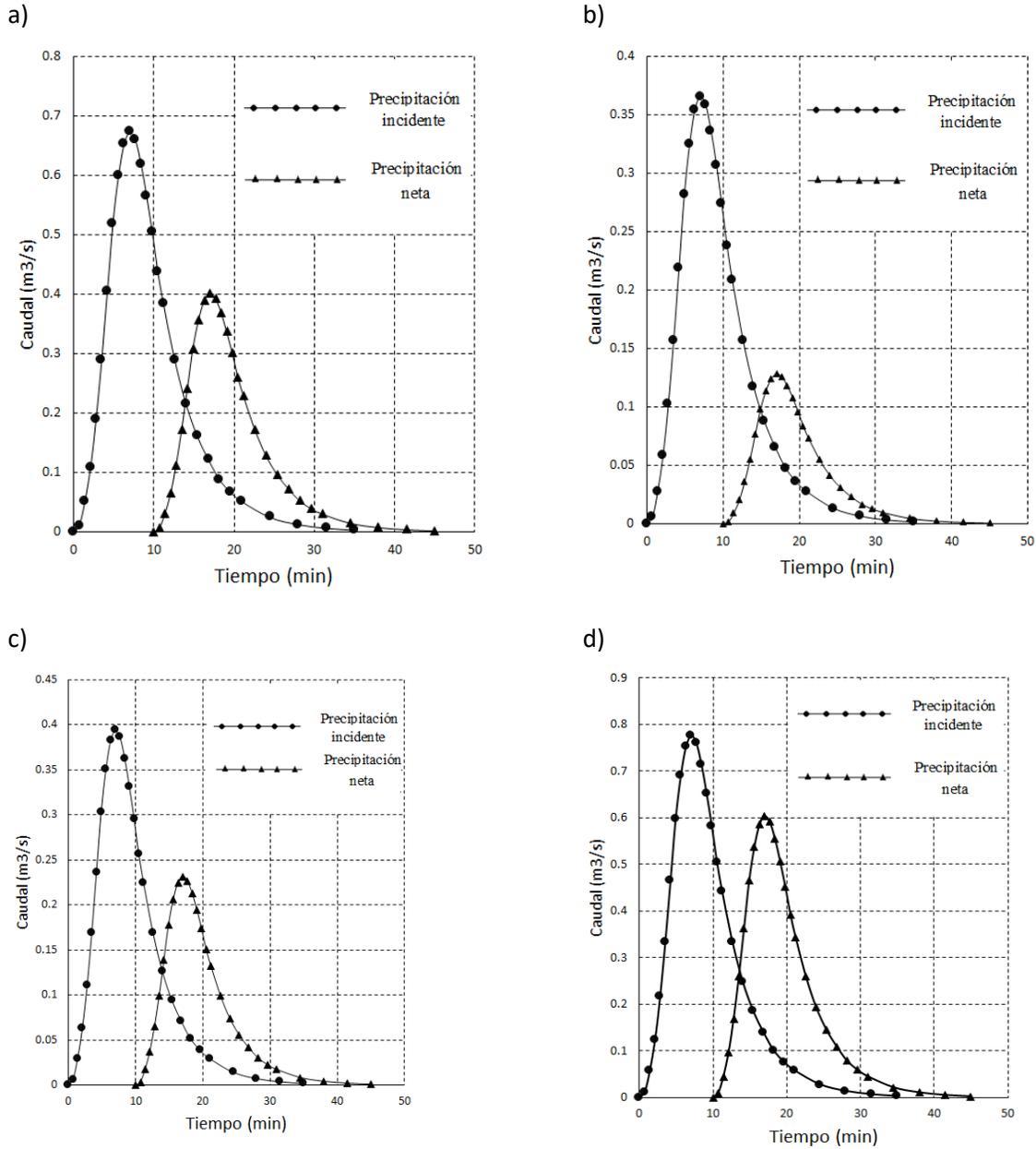


**Figura 21.** Distribución de la precipitación media anual para un año típico en Querétaro (año 2001). Las barras indican el total mensual y la línea punteada el acumulado mensual.

### 7.6.3 Evaluación del escurrimiento retenido

Las pérdidas por intercepción fueron calculadas con base en la medición del Th de 24 eventos. En la Figura 24 se muestra la relación entre la EI y la precipitación (Pg), la función de ajuste presenta un coeficiente de correlación alto,  $R^2 > 0.90$ , lo cual indica que la EI es directamente proporcional a la precipitación. La Figura 25 muestra la misma relación para los seis sectores de estudio donde destaca la Facultad de Enfermería (FEB) con un coeficiente de correlación  $R^2 = 0.94$ , después se encuentra la Facultad de Química y el conjunto de Rectoría, Derecho y Psicología (FPD) con un  $R^2 > 0.90$ , más abajo las Facultades de Ingeniería (FI) y Contaduría con un  $R^2 > 0.80$  y finalmente la Facultad de Ciencias Políticas (FCP) con un  $R^2 = 0.65$ .

Por otro lado, se muestra en la Figura 26 la relación entre el Th promedio y la precipitación para las especies dominantes de CU. Los resultados arrojan un coeficiente de correlación de  $R^2 > 0.8$  en al menos 6 de las 7 especies analizadas. De acuerdo a la función de ajuste, el *Shinus Terebintifolia* fue el árbol que menor cantidad de Th registró, por lo tanto, la especie que más agua intercepta. Seguido por el *Ficus Benjamina* y el *Casuarina Cunninghamiana*.



**Figura 22.** Hidrogramas teóricos para cuatro eventos de precipitación típicos en Querétaro, para escenarios con y sin vegetación: a)  $P_g = 18.75$  mm, 31 de mayo de 2021 , b)  $P_g = 19.4$  mm, 09 de septiembre de 2020 c)  $P_g = 13.9$  mm, 20 de agosto de 2020, d)  $P_g = 15.65$  mm, 12 de agosto de 2020.

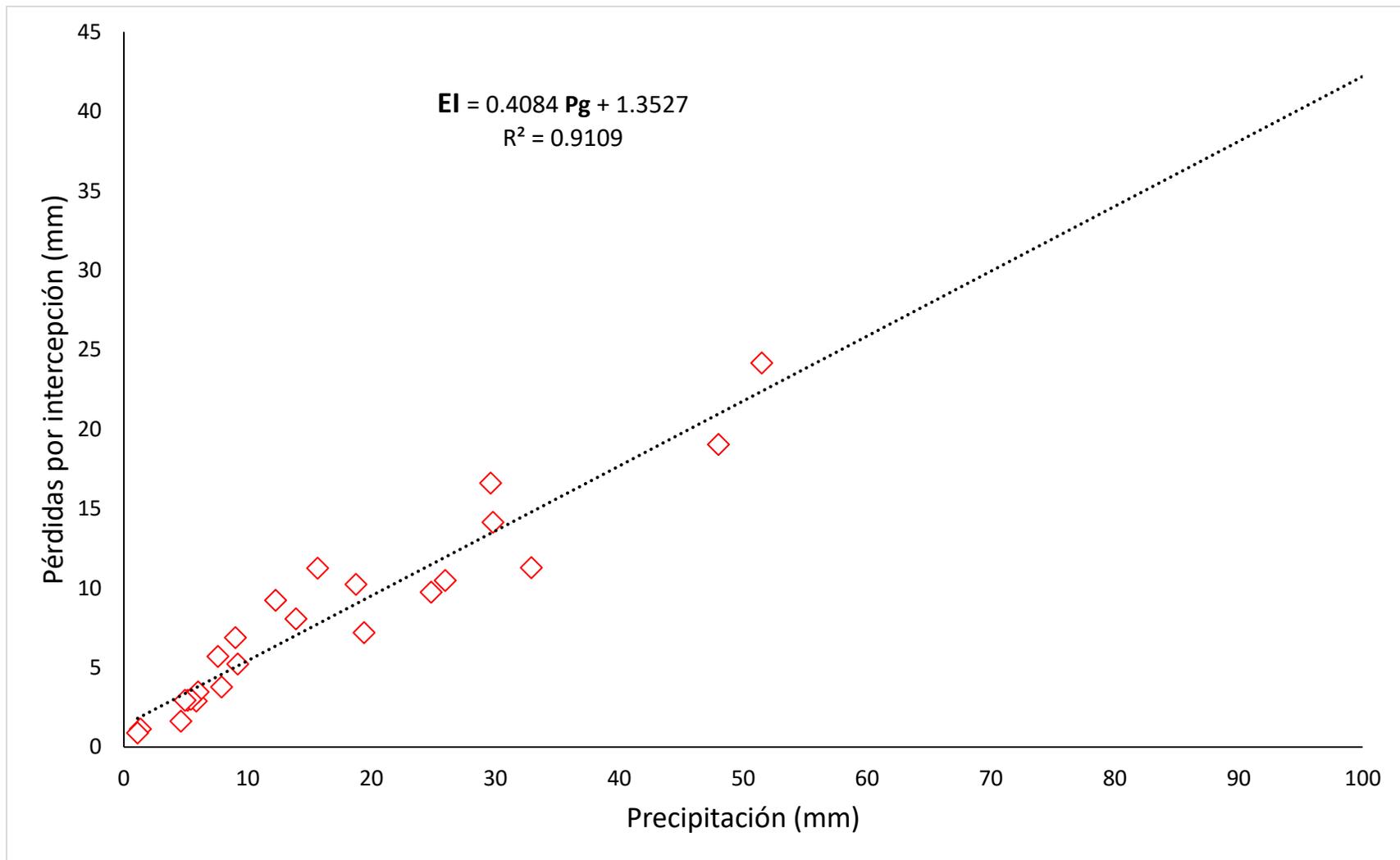
De los 24 eventos de precipitación medidos (390.6 mm) se genera un escurrimiento retenido por los árboles de CU Las Campanas de 25,826.61 m<sup>3</sup> (Tabla 7). En la Figura 23, se muestran 4 hidrogramas típicos para eventos de lluvia característicos de Querétaro y para dos escenarios: el primero sin vegetación y el segundo con vegetación, donde la diferencia de los hidrogramas

representa el volumen de escurrimiento retenido. Puede notarse que la vegetación genera una disminución del caudal pico, así como un desfase o retardo del escurrimiento superficial. Se ha mostrado que tal retraso puede ser en promedio de 10 a 15 min (Gonzalez-Sosazzzzz, 2017). A pesar de ser hidrogramas para eventos de lluvia similares puede notarse un contraste en el caudal pico, esta diferencia se genera por las condiciones del estado del tiempo como ráfagas viento, evaporación e intensidad de lluvia.

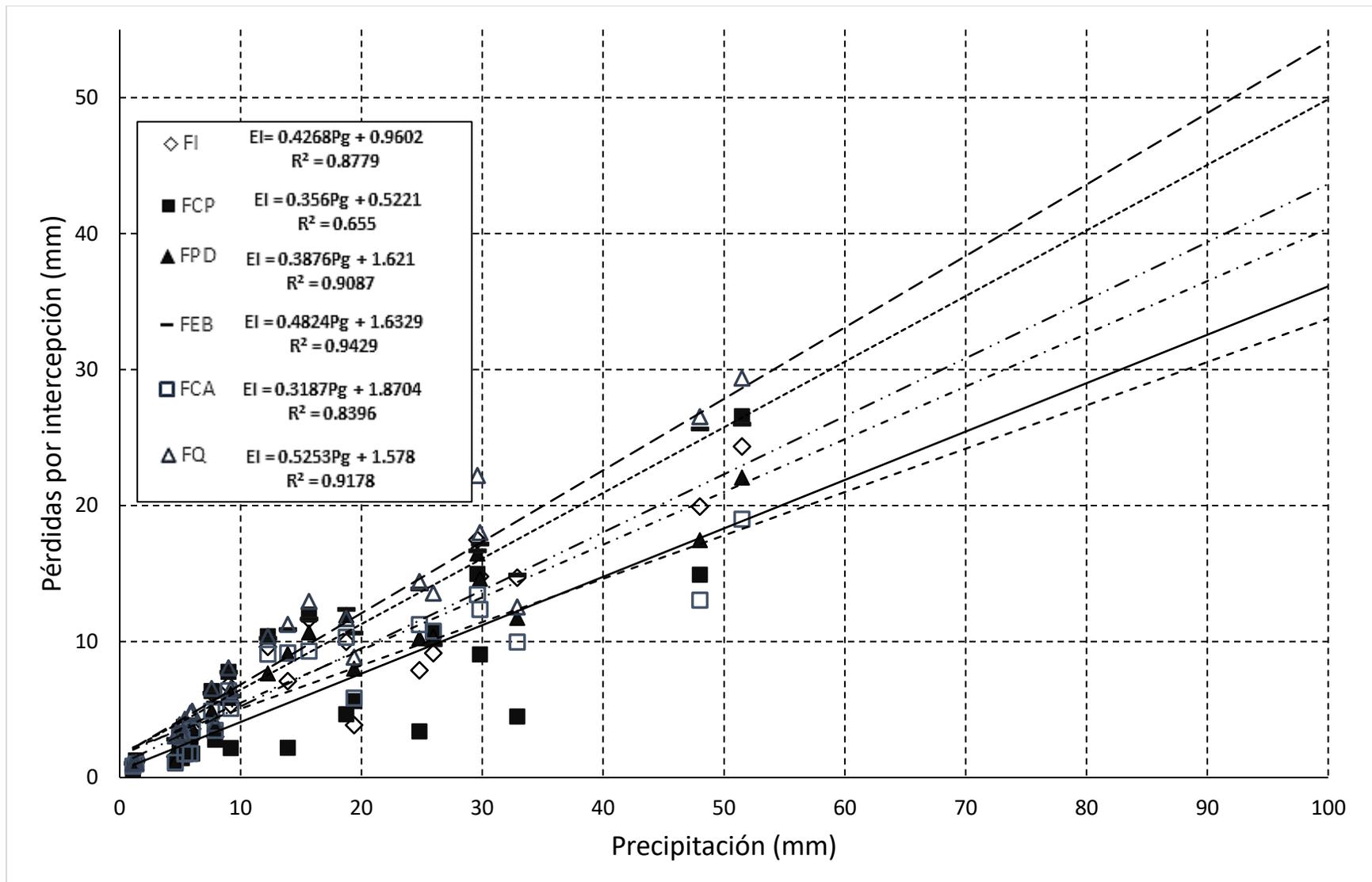
En la Tabla 7 se muestra un resumen de los resultados en cuanto al volumen de escurrimiento retenido para cada zona, así como el valor monetario asociado a ese beneficio. Además, se exponen la distribución de colectores, área foliar y densidad arbórea; la FI presentó el mayor volumen de escurrimiento retenido a pesar de tener menor cobertura foliar y densidad arbórea que la FPD. Lo cual puede explicarse por la diferencia de especies dominantes y buena salud de los árboles de la FI (ver Figura 21). La FPD y FCP presentaron un volumen de escurrimiento retenido similar, a pesar de tener una diferencia significativa en el número de árboles (611 y 449 respectivamente). En este caso la predominancia y buena condición de Ficus Benjamina en la FCP es un factor importante.

**Tabla 8.** Resumen de resultados.

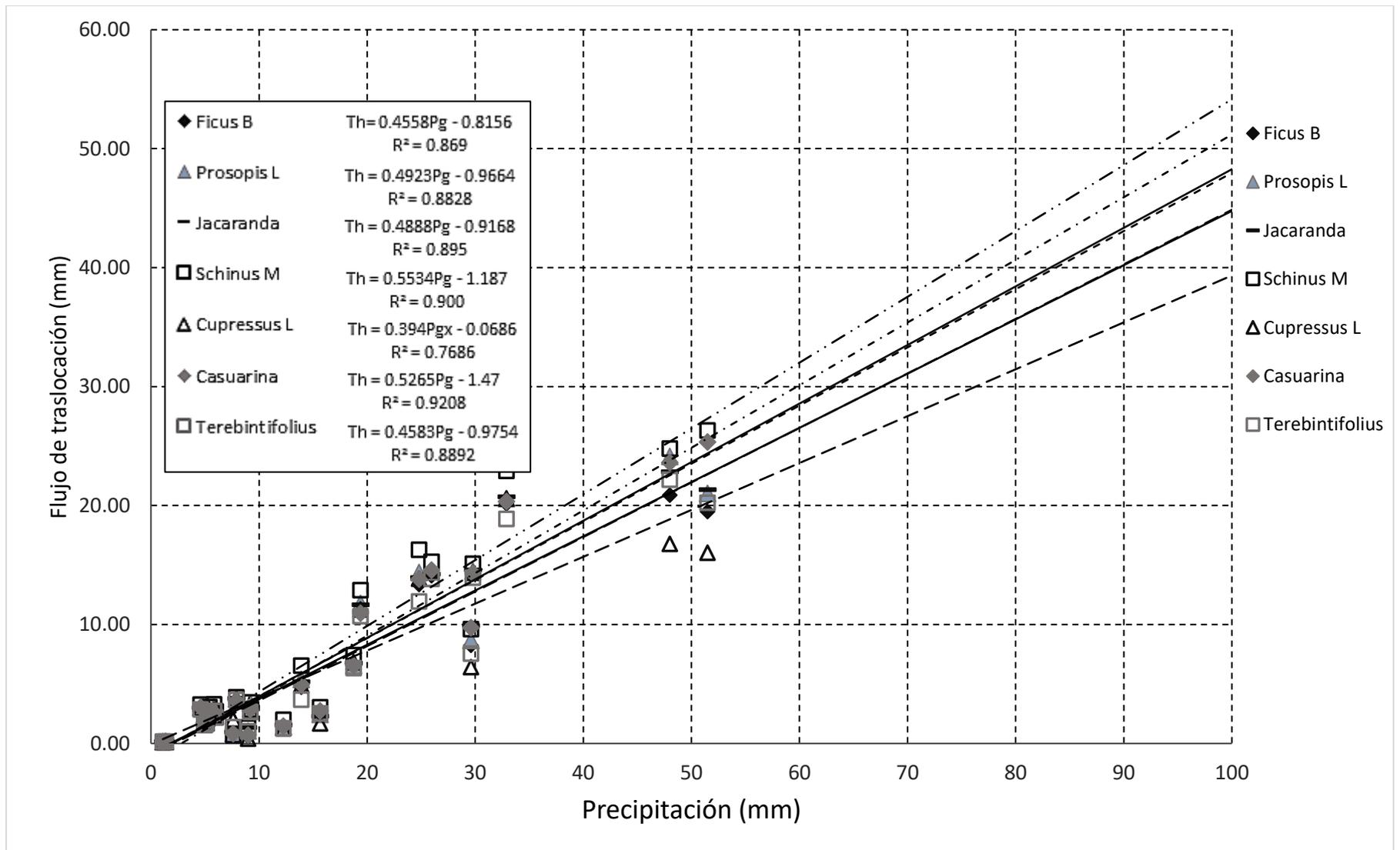
Sección	Área (ha)	Colectores	Área foliar (ha)	Densidad arbórea (árbol ha <sup>-1</sup> )	Escurrimiento retenido (m <sup>3</sup> )	Valor monetario
FQ	3.0	7	1.21	142	1348.47	\$60,560.06
FCA	2.47	12	1.52	105	1154.15	\$51,833.19
FEB	2.73	5	1.93	111.1	3057.29	\$137,303.21
FCP	7.25	8	2.44	72.5	6300.30	\$282,946.70
FI	5.83	17	2.69	68	7018.86	\$315,217.09
FPD	7	29	3.2	105.4	6248.54	\$280,622.29
CU	28.28	78	12.99	95	25826.61	\$1,128,482.54



**Figura 23.** Relación de la precipitación y las pérdidas por intercepción promedio para CU. Los círculos representan los valores promedio de intercepción y la línea la ecuación de regresión.



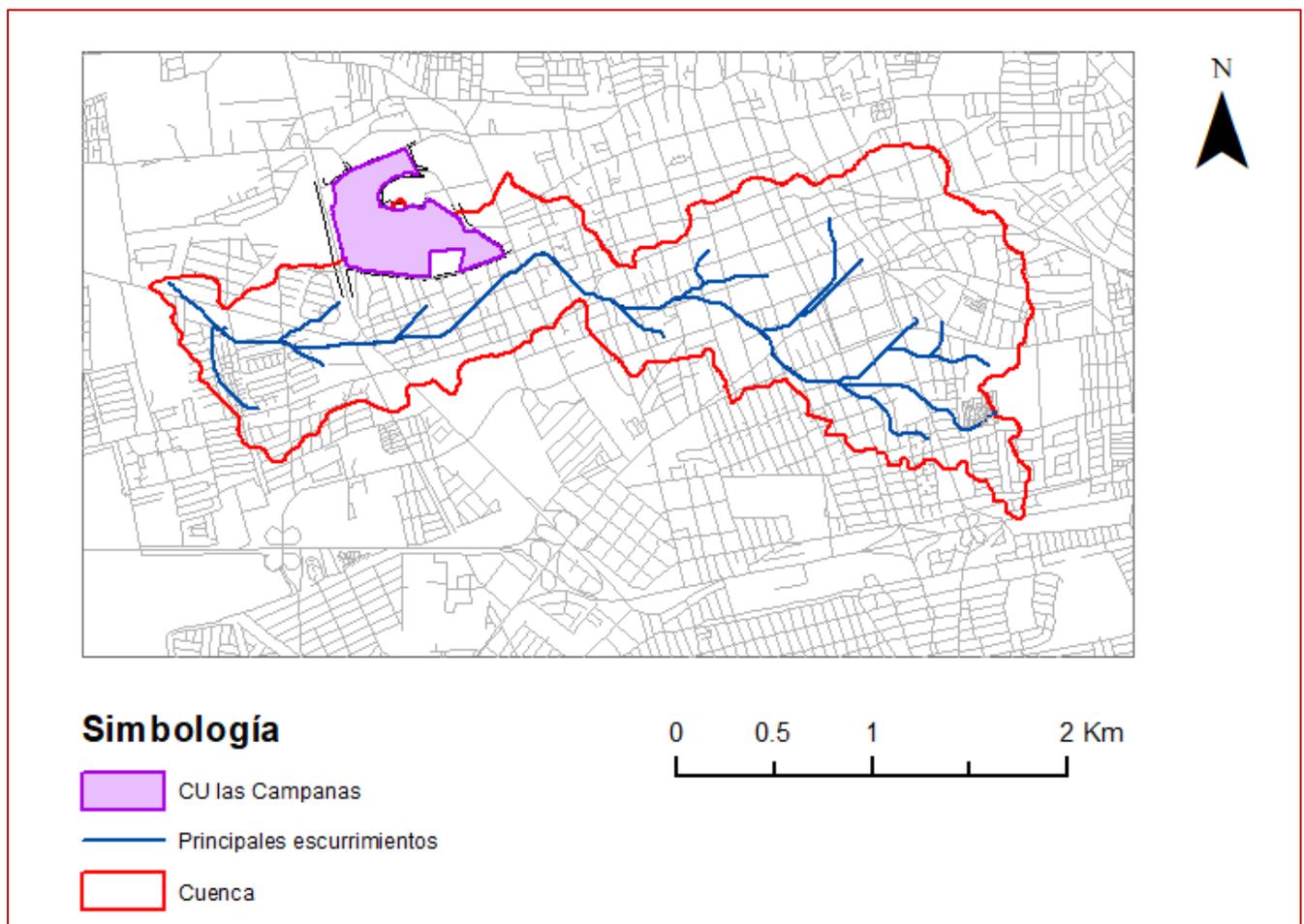
**Figura 24.** Relación de la precipitación y las pérdidas por interceptación promedio para los seis sectores analizados. Las figuras representan los valores promedio de interceptación y las líneas las ecuaciones de regresión.



**Figura 25.** Relación de flujo de traslocación (Th) y las especies dominantes de CU. Las figuras representan el Th y las líneas las ecuaciones de regresión.

CU Las campanas cuenta con vialidades, corredores, pasillos y pasos con escalones que facilitan el drenaje hacia las distintas vialidades periféricas durante un evento de precipitación (Figura 28).

El Centro Universitario Cerro de las Campanas drena principalmente a la calle Hidalgo ubicada al Sur del campus. La cuenca que pertenece a esta zona de la ciudad generó un volumen de escurrimiento de 14,897,248.8 m<sup>3</sup>, esto para los 24 eventos de precipitación medidos durante el periodo de observación. La extensión territorial de esta cuenca, ubicada en el corazón de la ciudad de Querétaro, es de 4.08 km<sup>2</sup> y genera un cauce principal de 4949.8 m que más adelante se une al Río Querétaro. Es importante mencionar que sin la vegetación el aporte de escurrimiento de CU a dicha cuenca sería de 56,096.1 m<sup>3</sup>. Sin embargo, gracias a la vegetación el volumen de aporte es de 25,826.61 m<sup>3</sup>, es decir, una reducción del escurrimiento superficial del 46%.



**Figura 26.** Microcuenca de la ciudad de Querétaro.

X

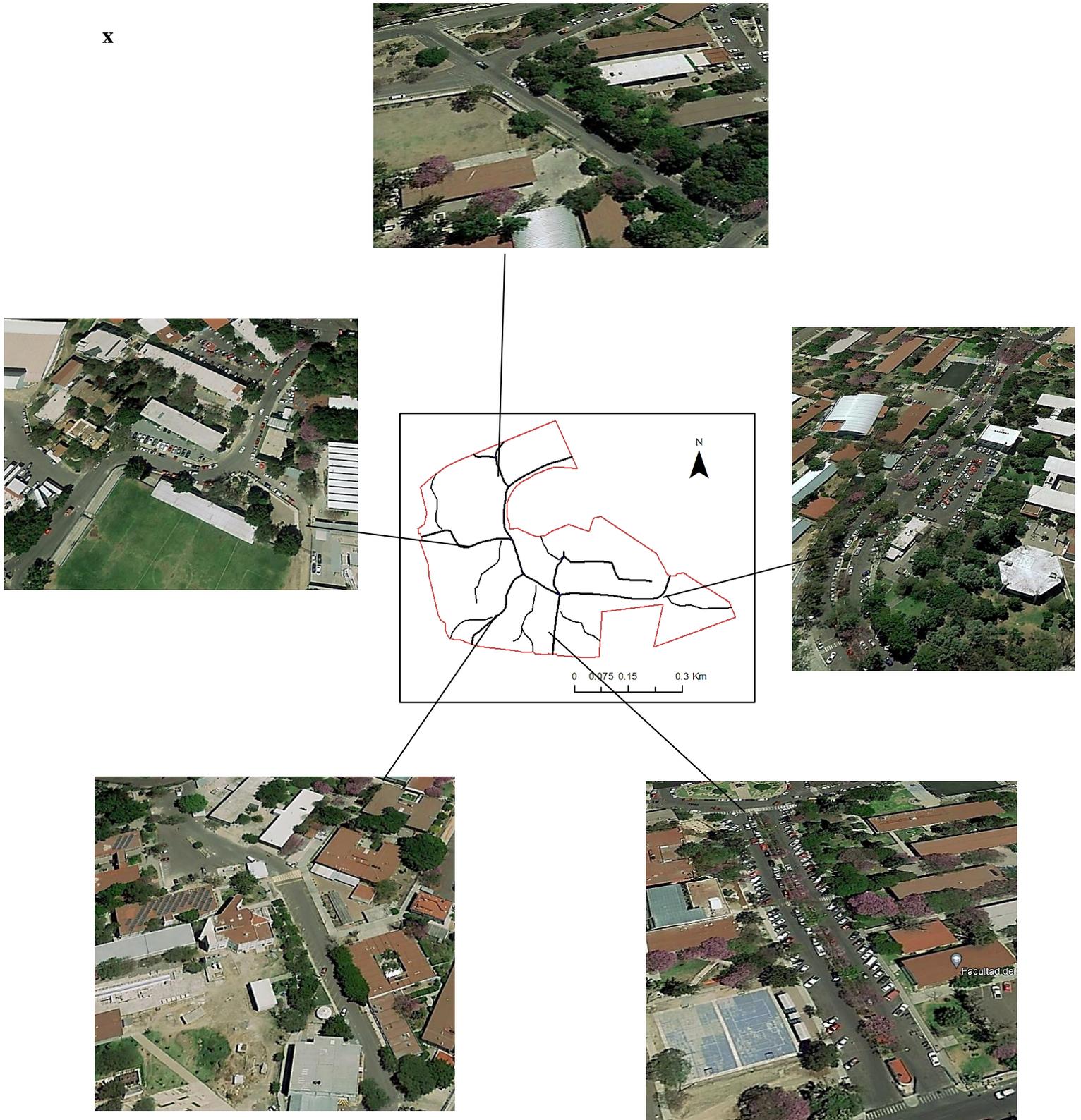
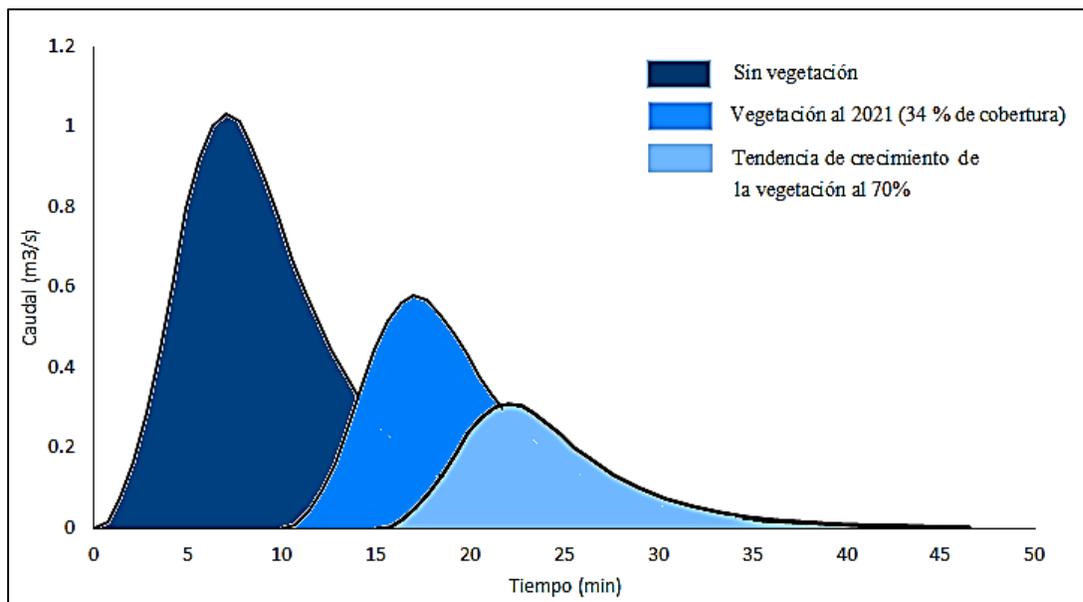


Figura 27. Principales drenajes de CU Las Campanas.

Para tener una mejor perspectiva del comportamiento de los escurrimientos superficiales en el bosque urbano CU, se muestran a manera de ejemplo tres posibles escenarios de escurrimiento (Figura 29): en el primero no se toma en cuenta el efecto de la vegetación, es decir, un escenario hipotético; el segundo tomando en cuenta el efecto que tiene la vegetación contra los escurrimientos superficiales (escenario actual) y el tercero tomando en cuenta el impacto que tendría la vegetación contra los escurrimientos superficiales con una cobertura foliar del 70% (escenario hipotético). Estos modelos se construyeron a partir de la medición número 24, para un evento de precipitación de 29.6 mm.

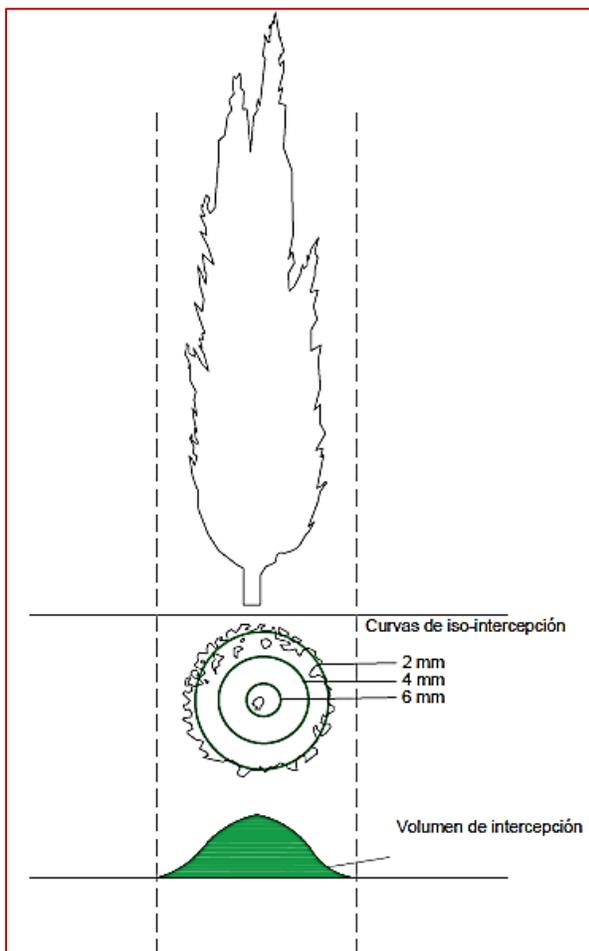
Para el primer escenario, se genera un volumen de escurrimiento de 6172.86 m<sup>3</sup>, el cual impactaría directamente la calle Miguel Hidalgo del Centro de la ciudad. El segundo hidrograma genera un volumen de escurrimiento de 3440.9 m<sup>3</sup>, es decir, una reducción del 44.2 % con respecto al primero. Finalmente, para el tercer caso se produce un escurrimiento de 1856.03 m<sup>3</sup>, es decir, presenta un decremento del 70% respecto al primer escenario. Este resultado muestra que la vegetación de CU es de gran importancia para el control de los escurrimientos que drenan hacia las calles del Centro de la Ciudad: especialmente hacia la calle Miguel Hidalgo y la colonia Niños Héroes. Además, si se promueven estrategias para el cuidado y expansión de las áreas verdes, este beneficio puede incrementarse.



**Figura 28.** Hidrogramas para escenarios con y sin vegetación y tendencia de crecimiento del área verde en CU.

#### 7.6.4 Distribución de la interceptación

Para obtener una mejor idea de cómo interviene espacialmente la cobertura vegetal del CU, conocer la distribución espacial de la interceptación en el bosque urbano y su efecto en los escurrimientos superficiales, se interpolaron los 78 puntos de observación, distribuidos en toda la superficie. Las Figuras 32 y 33 muestran imágenes satelitales de CU las Campanas, en las cuales sobresalen los colectores y las curvas de igual interceptación para eventos de lluvia de 24.8 mm y 19.4 mm, respectivamente.

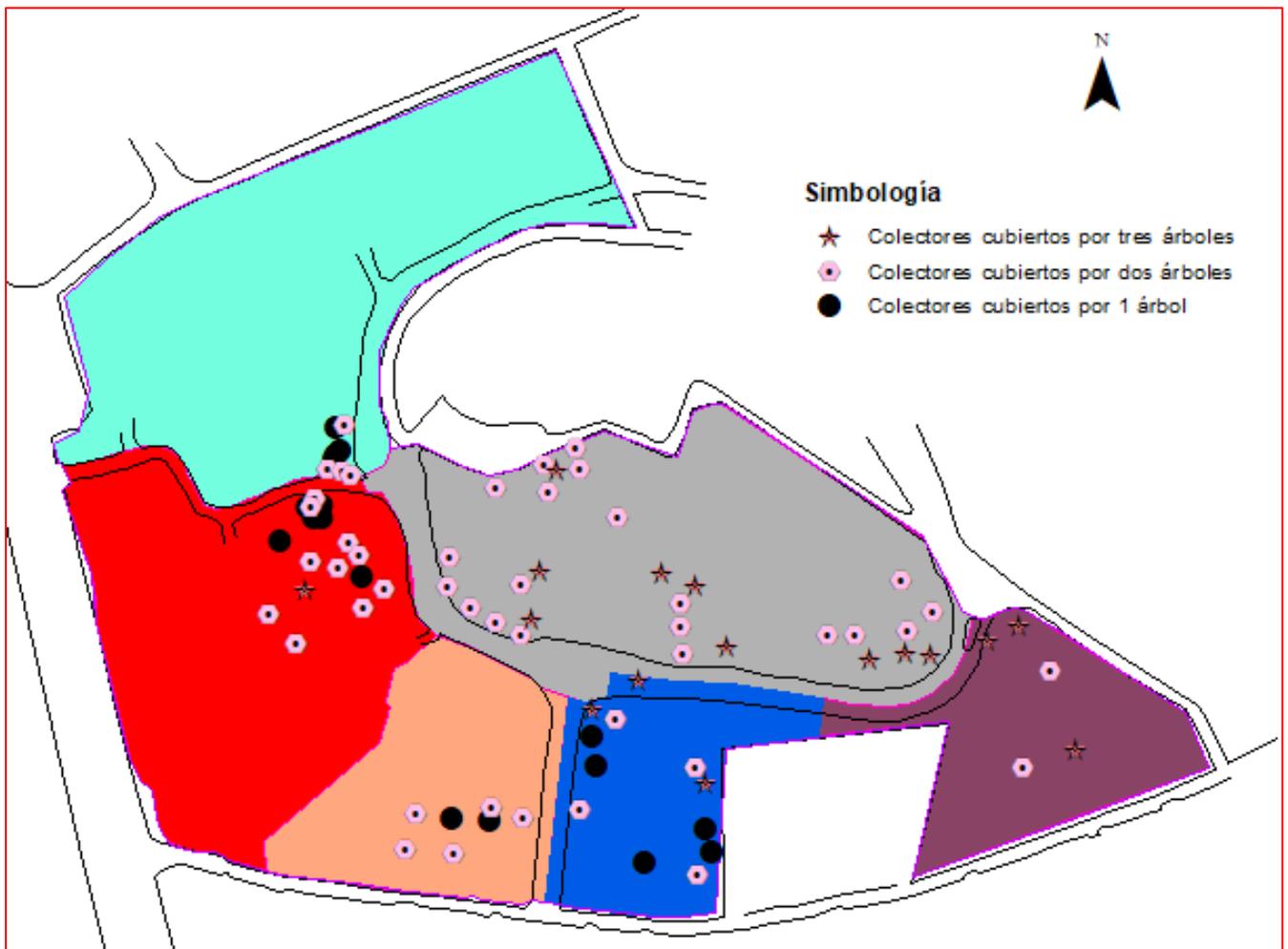


**Figura 29.** Esquema, patrón del volumen de interceptación de acuerdo a los árboles que cubren los colectores.

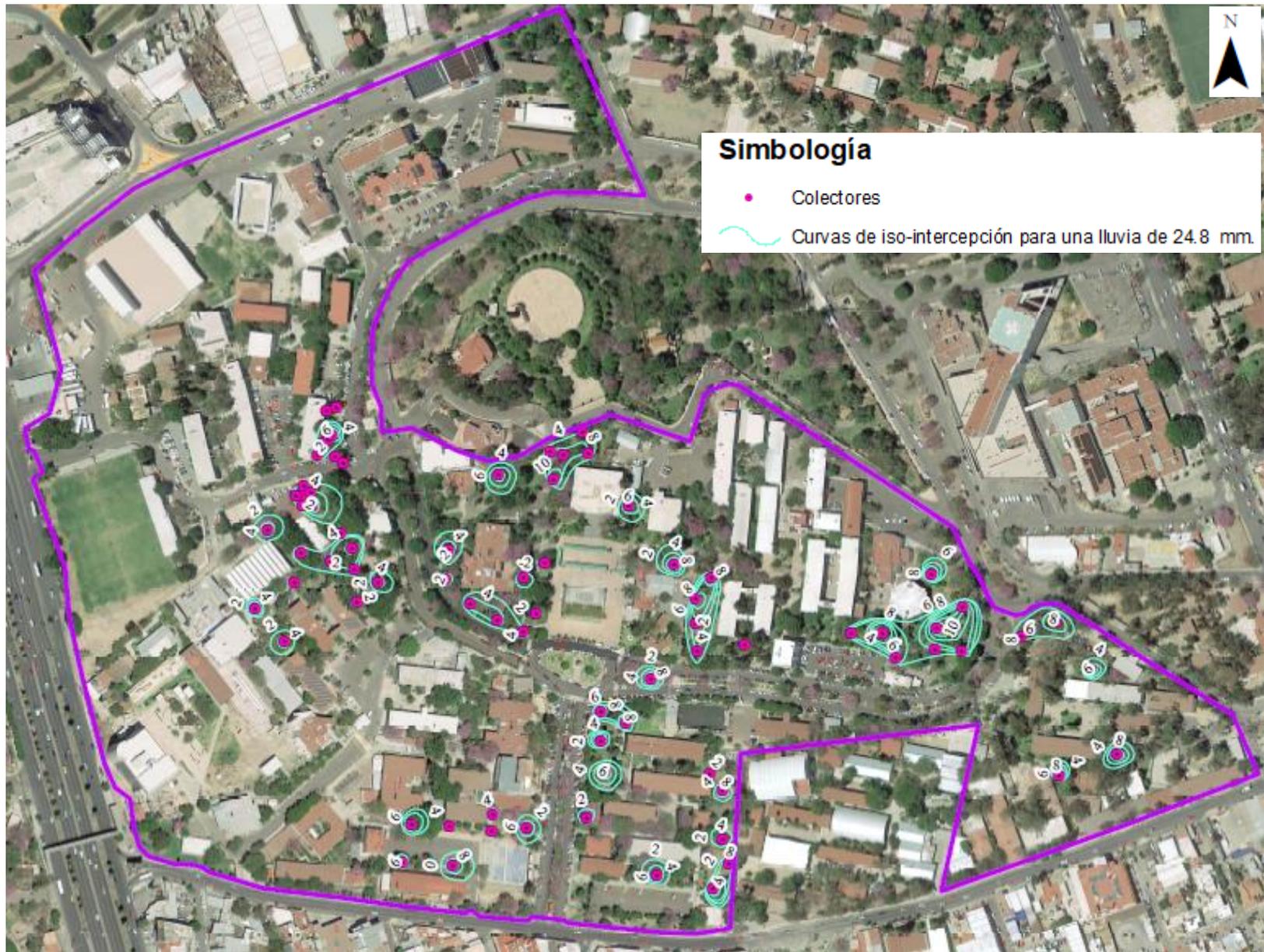
De los 78 colectores distribuidos en CU Las Campanas, 17 se encuentran bajo el dosel de un único árbol, 45 son afectados por dos y 16 por tres árboles, respectivamente (Figura 31). Haciendo una comparación entre la Figura 31 y las Figuras 32 y 33 se encontró (en la mayoría de los casos) que

las zonas con colectores afectados por más de un árbol, presentan una mayor intercepción, mientras que los sectores con colectores obstruidos por el dosel de un único árbol muestran una menor intercepción. Esto sugiere que a mayor densidad arbórea mayor será la intercepción y por ende mayor volumen de escurrimiento retenido. Además, la distribución espacial deja ver que la zona de mayor intercepción se encuentra en el área central del árbol, que teóricamente es la parte más densa de las especies, ver Figura 30.

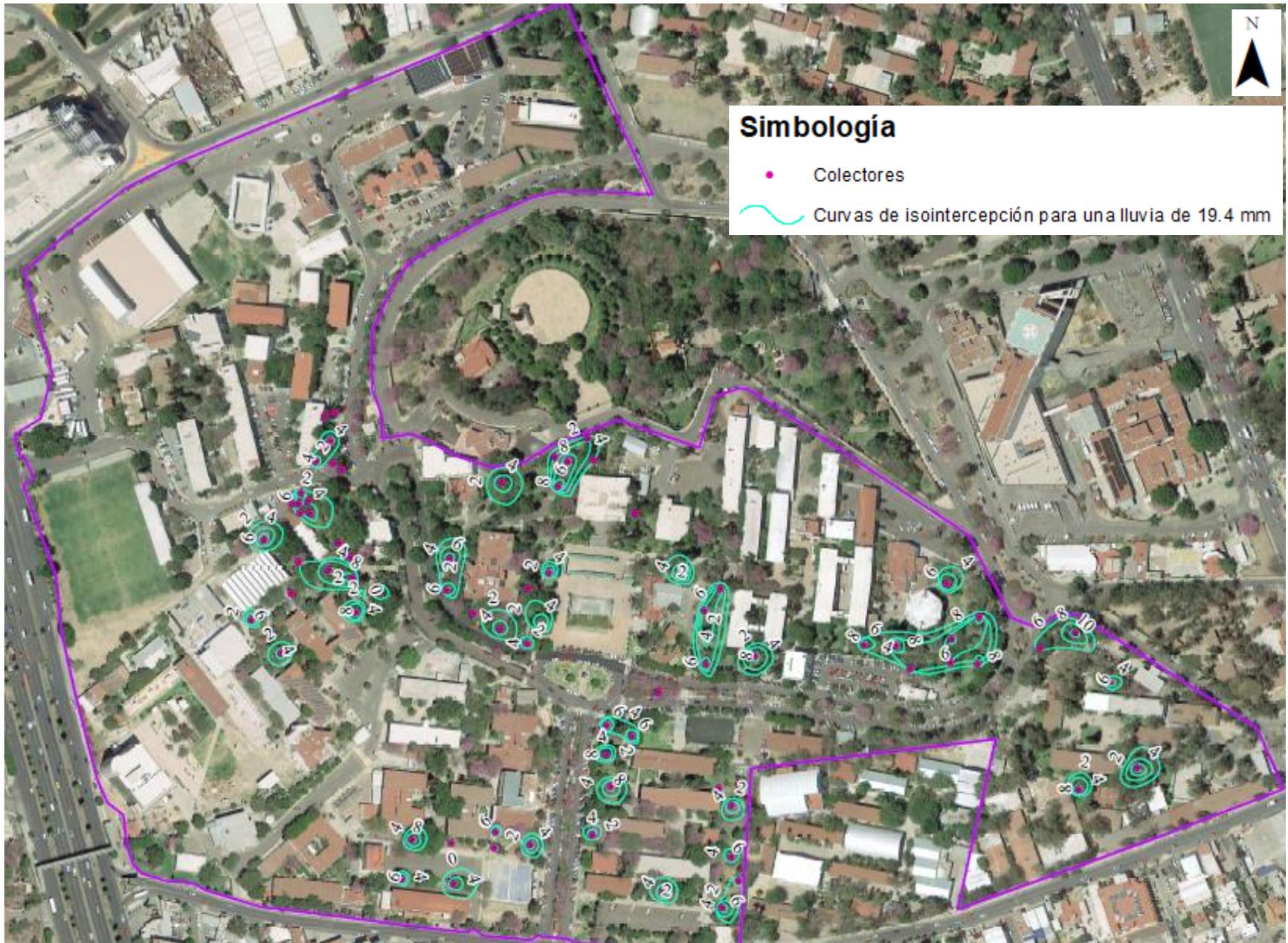
En al menos 5 de los sectores analizados se registraron puntos de traslocación mayores que la precipitación, lo cual resulta en zonas con intercepción negativa. Estos valores se atribuyen a la condición del viento, que al sacudir el dosel del árbol (Crockford & Richardson, 2000) añade un extra de lluvia al colector, una vez que ha terminado el evento de precipitación.



**Figura 30.** Distribución de colectores en CU las Campanas.



**Figura 31.** Distribución espacial de intercepción para una lluvia de 24.8 mm.



**Figura 32.** Distribución espacial de intercepción para una lluvia de 19.4 mm.

## **6. Limitantes**

El presente trabajo muestra una evaluación de los efectos ambientales que puede generar la vegetación en un bosque urbano para las condiciones de Querétaro. Los resultados que se han obtenido son afectados por diferentes limitaciones, generadas principalmente por tiempo y equipo. Es este sentido, la recopilación de datos de la vegetación está limitado a un muestreo aleatorio por parcelas, lo cual incluye un error estándar en caracterización de la estructura arbórea, quizás realizar un inventario completo de la vegetación puede proporcionar un mejor resultado de la distribución y características de los árboles.

El modelo I-Tree eco emplea sus propias bases de datos de información meteorológica y de contaminación obtenidas de diferentes agencias en la zona de estudio, esto con la finalidad de controlar la calidad de los datos. Sin embargo, el modelo cuenta con bases de datos hasta el año 2015, lo cual representa una limitante para este trabajo pues la caracterización arbórea se realizó en el año 2020, quizás con información del clima del 2020 puede mejorar el resultado en la evaluación de los servicios ecosistémicos.

Este estudio está limitado por bases de datos de contaminación y clima determinada de diferentes agencias en el estado de Querétaro, una medición directa de datos meteorológicos y de concentración de contaminantes en el bosque urbano, puede proporcionar un mejor resultado.

Los datos de precipitación están limitados al empleo de pluviómetros totalizadores, lo cual muestra datos totales de volumen de escurrimiento retenido por los árboles. La observación de datos de precipitación en el tiempo permitiría un mejor análisis en el tiempo del escurrimiento retenido.

## **8 Conclusiones**

Entender la estructura, la función y el valor de los servicios ecosistémicos del bosque urbano puede promover las decisiones de manejo que mejoran la salud humana y la calidad de vida en una ciudad como Querétaro. El objetivo de este estudio es investigar los efectos que generan los árboles de los bosques urbanos contra la contaminación atmosférica y los escurrimientos superficiales. La instrumentación se realizó en el Centro Universitario Cerro de Las Campanas, ubicado en la ciudad de Querétaro, México. Se dividió al bosque urbano en seis secciones para observar el efecto por separado y se llevó a cabo la recopilación de datos de manera manual, para las seis secciones, en diferentes días y horarios.

Por una parte, se presenta una evaluación de los servicios ecosistémicos de los árboles y arbustos analizados, se incluyen el efecto en los escurrimientos superficiales, los contaminantes removidos de la atmósfera y el almacenamiento y retención de carbono, así como, los valores monetarios asociados. Ahora que se conoce la estructura y los costos de los servicios ecosistémicos, vemos que, con tan solo el 34% de cobertura vegetativa del área total del CU (conformado con especies que se encuentran en etapa adulta) se generan sustanciales ahorros y beneficios a la salud, sin embargo, los beneficios que se generan pueden incrementarse si se lleva una buena planeación y gestión del bosque urbano para el mejoramiento de la calidad de vida de la comunidad universitaria y los habitantes de la ciudad de Querétaro.

Por otra parte, se presenta un estudio experimental del impacto en los escurrimientos superficiales. En éste se evalúan los efectos hidrológicos que genera la vegetación de un bosque urbano, usando una combinación de la herramienta I-Tree eco y una metodología para la estimación experimental de la intercepción. Los resultados indican que la intercepción está íntimamente relacionada con la magnitud de la precipitación, pues la correlación entre estas dos variables casi lineal. El modelo I-Tree eco calculó que el bosque urbano contiene aproximadamente 2,666 árboles, los cuales cubren el 34 % de la extensión del campus. Con esta cubierta arbórea se tiene un escurrimiento retenido de 25,826.61 m<sup>3</sup>. Si bien, este estudio proporciona una exploración inicial del efecto que los árboles producen en el escurrimiento superficial en la ciudad de Querétaro, nuevas investigaciones pueden generar un mejor entendimiento del efecto hidrológico que la vegetación urbana genera. Los resultados iniciales sugieren que, con un correcto mantenimiento de los árboles y un incremento de la población de éstos, se puede incrementar el efecto en el escurrimiento superficial. Lo cual a largo plazo produce un beneficio económico importante para la población.

## 9 Bibliografía

- Acosta Mireles, M., Vargas-Hernández, J., Velázquez-Martínez, A., & Etchevers-Barra, J. D. (2000). *Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México.*
- Andrew, C., & Slater, D. (2016). *Why some UK homeowners reduce the size of their front garden trees and the consequences for urban forest benefits as assessed by i-Tree ECO.* 1375(April). <https://doi.org/10.1080/03071375.2014.994388>

- Aparicio Mijares, F. J. (1992). *Fundamentos de Hidrología de Superficie*.
- Baldocchi, D. D., Hicks, B. B., & Camara, P. (1987). Digitalis as treatment for pulmonary consumption, 1799. *Illinois Medical Journal*, 148(5), 531.
- Barbour, M. G., Burk, H. H., & Pitts, W. D. (1980). *Terrestrial plant ecology*. 604.
- Bernatzky, A. (1983). *The effects of trees on the urban climate*.
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H., & Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111, 1–11.
- Carrión, A. (2010). *Propagación botánica de Schinus molle L. en diferentes tipos de sustrato*.
- Chang, Y., Zou, Z., Deng, C., Huang, K., Collett, J. L., Lin, J., & Zhuang, G. (2016). *The importance of vehicle emissions as a source of atmospheric ammonia in the megacity of Shanghai*. 3577–3594. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3577-2016>
- Chappell, N. A., Bidin, K., & Tych, W. (2001). *Modelling rainfall and canopy controls on net-precipitation beneath selectively-logged tropical forest*. 215–229.
- Chow, P., & Rolfe, G. L. (1989). Carbon and hydrogen contents of short-rotation biomass of five hardwood species. *Wood and Fiber Science*, 21, 30–36.
- Clark, A., Phillips, D. R., & Hitchcock, H. C. (1980). *Predicted weights and volumes of scarlet oak trees on the Tennessee Cumberland Plateau*. Res. Pap. SE-214. Ashville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, 45.
- Conover, C. A., & Poole, R. T. (1986). *Relationships of culture and shipping temperature on interior of Ficus Benjamina*. 181, 245–251.
- Council of Tree and Landscape Appraisers. (1992). Guide for plant appraisal. *International Society of Arboriculture*, 103.
- Crockford, R. H., & Richardson, D. P. (2000). *Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate*. 2920(September 1999), 2903–2920.
- CRWA. (2009). *Storms Water, Trees and Urban Environment*.

- DeVries, R. E. (1987). *A preliminary investigation of the growth and longevity of trees in Central Park. New Brunswick, NJ: Rutgers University 95 p. M.S. thesis.*
- Dijk, A. I. J. M. Van, & Bruijnzeel, L. A. (2001). *Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model . Part 1 . Model description. 247, 230–238.*
- EM-DAT (Emergency Events Database). (2019). *The Emergency Events Database. Brussels, Centre for Research on the Epidemiology of Disasters (CRED). Universidad Católica de Lovaina. www.emdat.be.*
- Endreny, T. A. (2018). Strategically growing the urban forest will improve our world. *Nature Communications, 9*(1), 10–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03622-0>
- Engelman, R. (2009). Population & Sustainability. *Scientific American, 19*(2), 22–29. <https://doi.org/10.1038/scientificamericaneearth0609-22>
- Fankhauser, S. (1994). The social costs of greenhouse gas emissions: an expected value approach. *The Energy Journal., 15*, 157–184.
- Fleming, L. E. (1988). *Growth estimation of street trees in central New Jersey. New Brunswick, NJ: Rutgers University. 143 p. M.S. thesis.*
- Flores Olvera, M. H. (2005). *La Lista de nombres vulgares y botánicos de árboles y arbustos propicios para repoblar los bosques de la República de Fernando Altamirano y José Ramírez a más de 110 años de su publicación The List of common and botanical names of trees and shrubs suitable.*
- Gómez, E. (2017). *Efecto antibacteriano in vitro del extracto alcoholico de Schinus molle sobre streptococcus mutans atcc 25175. Tesis de posgrado.*
- Gonzalez-Sosa, E., Braud, I., Becerril Piña, R., Mastachi Loza, C. A., Ramos Salinas, N. M., & Chavez, C. V. (2017). A methodology to quantify ecohydrological services of street trees. *Ecohydrology and Hydrobiology, 17*(3), 190–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.06.004>
- Gonzalez-sosa, E., Braud, I., Pin, R. B., Alberto, C., Loza, M., Maricela, N., Salinas, R., & Veliz,

- C. (2017). A methodology to quantify eco-hydrological services of street trees  
Ecohydrology & Hydrobiology A methodology to quantify ecohydrological services of street trees. *Integrative Medicine Research*, 17(3), 190–206.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.06.004>
- González Sosa, E. (2018). Propensión de las inundaciones históricas de los últimos 100 años den Querétaro. *Digital Ciencia UAQ Qro*, January 2018.
- González Sosa, E., & Guevara Escobar, A. (2007). *El parque Alameda hidalgo ¿Una estructura de control de los escurrimientos urbanos?*
- Guevara Escobar, A., González Sosa, E., Véliz Chávez, C., Ventura Ramos, E., & Ramos Salinas, M. (2007). *Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated Ficus benjamina tree in an urban area*. 532–541.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.017>
- Hirabayashi, S. (2013). *i-Tree Streets / Design / Eco Rainfall Interception Model Comparisons*. i, 1–8.  
[https://www.itreetools.org/eco/resources/iTree\\_Streets\\_Design\\_Eco\\_Rainfall\\_Interception\\_Model\\_Comparisons.pdf](https://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Streets_Design_Eco_Rainfall_Interception_Model_Comparisons.pdf)
- Huang, H., Cheng, S., Wen, J., & Lee, J. (2008). *Effect of growing watershed imperviousness on hydrograph parameters and peak discharge*. 2085(October 2007), 2075–2085.  
<https://doi.org/10.1002/hyp>
- Husch, B., Miller, C. I., & Beers, T. W. (1982). *Forest mensuration*. New York: John Wiley and Sons., 402.
- i-Tree Eco users manual. (2020). *I-Tree Eco User's Manual 2020*.
- Ibarra, M. G. (1990). *Taxonomía del género Ficus subgénero Pharmacosycea (moraceae) en veracruz, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México*.
- INEGI. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los {Estados} {Unidos} {Mexicanos}*. 9.
- Innes, R. (1996). Regulating automobile pollution under certainty, competition, and imperfect

- information. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(2), 219–239.  
<https://doi.org/10.1006/jeem.1996.0042>
- Jarvis, P. G., & Leverenz, J. W. (1983). Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests. *Physiological Plant Ecology IV, Encyclopedia of Plant Physiology*, 12D, 233–280.
- Ker, M. F. (1980). *Tree biomass equations for seven species in southwestern New Brunswick. Fredericton, NB: Canadian Forestry Service.*
- King, W. W., & Schnell, R. L. (1972). *Biomass estimates of black oak tree components. Tennessee Valley Authority, Division of Forestry.*, 24.
- Kirpich, Z. P. (1940). *Time of concentration of small agricultural watersheds.*
- Kuehler, E., Hathaway, J., & Tirpak, A. (2010). *Quantifying the Benefits of Urban Forest Systems as a Component of the Green Infrastructure Stormwater Treatment Network.*  
<https://doi.org/10.1002/eco.1813>
- L., J., & Wartluft. (1978). *Estimating top weights of hardwood sawtimber.*
- L.Amogu, O., Esteves, M., Vandervaere, J., Abdou, M. M., Panthou, G., Rajot, J., Souley Yéro, K., Boubkraoui, S., Lapetite, J. M., Dessay, N., Zin, I., Bachir, A., Bouzou Moussa, I., Faran Maïga, O., Gautier, E., Mamadou, I., & Descroix. (2015). *Runoff evolution due to land-use change in a small Sahelian catchment. April*, 37–41.  
<https://doi.org/10.1080/02626667.2014.885654>
- Leverenz, J. W., & Hinckley, T. M. (1990). Shoot structure, leaf area index and productivity of evergreen conifer stands. *Tree Physiology*, 135–149.
- Levia, D. F., & Frost, E. E. (2003). *A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems.* 274, 1–29.
- Levia, D. F., Keim, R. F., Carlyle-moses, D. E., & Frost, E. E. (2011). *Throughfall and Stemflow in Wooded Ecosystems.* 425–443. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5>
- Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 192–197. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>

- Martin, N. A. (2011). *A 100% Tree Inventory Using i-Tree Eco Protocol: A Case Study at Auburn University, Alabama.*
- Mastachi-Loza, C. A., González Sosa, E., & Becerril Piña, R. (2010). *Pérdidas por intercepción en mezquite ( Prosopis laevigata ) y huizache ( Acacia farnesiana ) de la región semiárida del centro de México. March.*
- Mpherson, E. G., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R., & Ronwtree, R. (1997). *Quantifying urban forest structure , function , and value : the Chicago Urban Forest Climate Project.* 49–61.
- Mejía, A. I., & Moglen, G. E. (2010). Spatial distribution of imperviousness and the space-time variability of rainfall, runoff generation, and routing. *Water Resources Research*, 46(7), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2009wr008568>
- Meza, H. M. B. (1989). Bosque urbano: la importancia de su investigación y correcto manejo. *En Memoria Del Congreso Forestal Mexicano 1989, Tomo II.*
- Monteith, D. B. (1979). *Whole tree weight tables for New York. AFRI Res. Rep. 40. Syracuse, NY: State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, Applied Forestry Research Institute., 64.*
- Monteith, J. (1965). Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology. Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, 205–234.
- Nowak, D. J. (1986). *Silvics of an urban tree species: Norway maple (Acer platanoides L.). Syracuse, NY: State University of New York, College of Environmental Science and Forestry., 148.*
- Nowak, D. J. (1991). *Urban forest development and structure: analysis of Oakland, California. Ph.D. dissertation., 232.*
- Nowak, David J. (1994). *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project.*
- Nowak, David J. (1996). *Estimating Leaf Area and Leaf Biomass of Open-Grown Deciduous Urban Trees OF TREE LEAF leaf biomass.* 42(4), 504–507.

- Nowak, David J. (2016). *Austin 's Urban Forest 2014. February.*
- Nowak, David J., Bodine, A. R., Hoehn, Robert E., I, Ellis, A., Hirabayashi, S., Coville, R., Auyeung, D. S. N., Falxa, S. N., Hallett, R. A., Johnson, M. L., Stephan, E., Taggart, T., & Endreny, T. (2018). *The Urban Forest of New York City. September, 82.*  
<https://doi.org/https://doi.org/10.2737/NRS-RB-117>
- Nowak, David J., Crane, D. E., Stevens, J. C., & Ibarra, M. (2002). *Brooklyn 's Urban Forest. January 2002.*
- Nowak, David J., & Heisler, G. M. (2010). *Air Quality Effects of Urban Trees and Parks.*
- Nowak, David J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution, 193*, 119–129.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Nowak, David J., McHale, P. J., Ibarra, M., Crane, D., Stevens, J., & Luley, C. (1998). *Modeling the effects of urban vegetation on air pollution.*
- Nowak, David J. (1994). *Understandin Structure urban forests are complex. November.*
- Nowak, David J, & Crane, D. E. (2000). *The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. 1990, 1–70.*
- Nowak, David J, Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). *Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. 4, 115–123.* <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak, David J, Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T., & Bond, J. (2008). *A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. 34(November), 347–358.*
- Nowak, David J, & Greenfield, E. J. (2012). Urban Forestry & Urban Greening Tree and impervious cover change in U . S . cities. *Urban Forestry & Urban Greening, 11(1)*, 21–30.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.005>
- Pace, R., Biber, P., Pretzsch, H., & Grote, R. (2018). *Modeling Ecosystem Services for Park Trees : Sensitivity of i-Tree Eco Simulations to Light Exposure and Tree Species Classification. 1–18.* <https://doi.org/10.3390/f9020089>

- Park, A., & Lee, J. (2008). *The influence of canopy traits on throughfall and stemflow in five tropical trees growing in a Panamanian plantation*. 255, 1915–1925.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.025>
- Pfister, L., Kwadijk, J., Bronstert, A., Hoffmann, L., & Musy, A. (2004). *CLIMATE CHANGE , LAND USE CHANGE AND RUNOFF PREDICTION IN THE RHINE – MEUSE BASINS*. 241(May 2003), 229–241. <https://doi.org/10.1002/rra.775>
- Phillips, D. R. (1981). *Predicted total-tree biomass of understory hardwoods*. Rep. Pap. SE-223. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station., 22.
- Piao, S., Labat, D., Friedlingstein, P., Ciais, P., Noblet-ducouadre, N. De, & Zaehle, S. (2007). *Changes in climate and land use have a larger direct impact than rising CO<sub>2</sub> on global river runoff trends*. 104(39).
- Ramírez, R., & Soto, R. (2018). *Efecto antibacteriano del aceite esencial de las hojas de molle (schinus molle L.) frente a sepas de escherichia coli in vitro*. Tesis de posgrado. Universidad Inca Garcilaso de la Vega Lima, Perú.
- Raum, S., Hand, K. L., Hall, C., Edwards, D. M., Brien, L. O., & Doick, K. J. (2019). Landscape and Urban Planning Achieving impact from ecosystem assessment and valuation of urban greenspace : The case of i-Tree Eco in Great Britain. *Landscape and Urban Planning*, 190(June), 103590. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103590>
- Riondato, E., Pilla, F., Basu, A. S., & Basu, B. (2020). Investigating the effect of trees on urban quality in Dublin by combining air monitoring with i-Tree Eco model. *Sustainable Cities and Society*, 61(April), 102356. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102356>
- Rutter, A. J., Kershaw, K. A., Robins, P. C., & Morton, A. J. (1971). A predictive Model of Rainfall Interception in Forests. *Agricultural Meteorology*, 9(1969), 367–384.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0002157171900343>
- SACYCC. (2017). *INVENTARIO DE EMISIONES CRITERIO DEL ESTADO DE QUERÉTARO, 2015*.
- Salim, R., & Khalaf, S. (1994). A role for decaying leaves in mitigating the harmful effects on

- acid rain. *Journal of Environmental Sciences and Health*, 115–127.
- Salmond, J. A., Tadaki, M., Vardoulakis, S., Arbuthnott, K., Coutts, A., Demuzere, M., Dirks, K. N., Heaviside, C., Lim, S., Macintyre, H., McInnes, R. N., & Wheeler, B. W. (2014). Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health*, 15(Suppl 1). <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0103-6>
- Sander, R. A. (1986). Urban vegetation impacts on the urban hydrology of Dayton Ohio. *Urban Ecology*, 361–376.
- Schulze, E. D., Wirth, C., & Heimann, M. (2000). Managing forests after Kyoto. *Science*, 289(5487), 2058–2059. <https://doi.org/10.1126/science.289.5487.2058>
- SEMARNAT. (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México 2015*. 68–70.
- Servicio Forestal de USDA. (1955). *Wood handbook*. Washington DC: U.S. Department of Agriculture., 528.
- Servicio Forestal de USDA. (2000). UFORE Methods. *I-Tree, USDA Forest Service*, 21, 19. [https://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE Methods.pdf](https://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE%20Methods.pdf)
- Shen, X., Yao, Z., Huo, H., He, K., Zhang, Y., Liu, H., & Ye, Y. (2014). PM2.5 emissions from light-duty gasoline vehicles in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 487(1), 521–527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.059>
- Shifley, S. R., & Smith, W. B. (1984). *Diameter growth, survival, and volume estimates for trees in Indiana and Illinois*. Res. Pap. NC-257. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station., 10.
- Smith, F. W., Sampson, D. A., & Long, J. N. (1991). Comparison of leaf area index estimates from allometrics and measured light interception. *Forest Science*, 37, 1682–1688.
- Solomon, S., Quin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., & Averit, K. (2007). Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: The Working Group I contribution to the IPCC Fourth Assessment Report. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 3(June), 6.

- Song, P., Kim, G., Mayer, A., He, R., & Tian, G. (2020). *Assessing the Ecosystem Services of Various Types of Urban Green Spaces Based on i-Tree Eco*. 1–16.
- Soto, L. E., Jasso Mata, J., Vargas Hernández, J. J., González Rosas, H., & Cetina Alcalá, V. M. (2006). Efecto de diferentes dosis de AIB sobre el enraizamiento de *Benjamina ficus L.* en diferentes épocas del año. *Ra Ximhai*, 2, 795–814.  
<https://doi.org/10.35197/rx.02.03.2006.12.1s>
- Stanek, W., & State, D. (1978). *Equations predicting primary productivity (biomass) of trees, shrubs and lesser vegetation based on current literature*. Publ. BC-X-183. Victoria, BC: Canadian Forest Service., 58.
- Szkop, Z. (2020). Urban Forestry & Urban Greening Evaluating the sensitivity of the i-Tree Eco pollution model to different pollution data inputs : A case study from Warsaw , Poland. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55(August), 126859.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126859>
- Tet Leong, S., Muttamara, S., & Laortanakul, P. (2002). Applicability of gasoline containing ethanol as Thailand’s alternative fuel to curb toxic VOC pollutants from automobile emission. *Atmospheric Environment*, 36(21), 3495–3503. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00288-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00288-1)
- Theresa, M., Cabaraban, I., Kroll, C. N., Hirabayashi, S., & Nowak, D. J. (2013). Modeling of air pollutant removal by dry deposition to urban trees using a WRF / CMAQ / i-Tree Eco coupled system. *Environmental Pollution*, 176, 123–133.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.006>
- UN. (2014). World Urbanization Prospects. In *Demographic Research* (Vol. 12).  
<https://doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9>
- US Forest Service International Programs, & Davey Tree Expert Company. (2017). *Adaptación Del Programa I-Tree Eco a México*. <https://www.itreetools.org/index.php>
- van Hessen, H., Schrotten, A., Otten, M., Sutter, D., Schreyer, C., Zandonella, R., Maibach, M., & Doll, C. (2011). External costs of transport in Europe. *A Handbook of Transport Economics*, September, 369–395.

- Wang, J., Endreny, T. A., & Nowak, D. J. (2008). *MECHANISTIC SIMULATION OF TREE EFFECTS IN AN URBAN WATER BALANCE MODEL 1*. 44(1), 75–85.  
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x>
- Wartluft, J. L. (1977). *Weights of small Appalachian hardwood trees and components*. Upper Darby, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 4.
- Weiner, M. (1992). Plant a tree. *John Wiley and Sons*, 117–186.
- Winer, A. M., Fitz, D. R., Miller, P. R., Atkinson, R., Brown, D. E., Carter, D. E., Dodd, W. P., Johnson, M. C., Myers, M. A., Neisess, K. R., Poe, M. P., & Stephens, E. R. (1983). *Investigation of the role of natural hydrocarbons in photochemical smog formation in California*. Riverside, CA: Statewide Air Pollution Research Center.
- Wu, J., Wang, Y., Qiu, S., & Peng, J. (2019). Science of the Total Environment Using the modified i-Tree Eco model to quantify air pollution removal by urban vegetation. *Science of the Total Environment*, 688, 673–683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.437>
- Xiao, Q., McPherson, E. G., Ustin, S. L., & Grismer, M. E. (2000). *A new approach to modeling tree rainfall interception*. 105.
- Young, H. E., & Carpenter, P. M. (1967). *Weight, nutrient element and productivity studies of seedlings and saplings of eight tree species in natural ecosystems*. Orono, ME.
- Zhang, S., Wu, Y., Huang, R., Wang, J., Yan, H., Zheng, Y., & Hao, J. (2016). High-resolution simulation of link-level vehicle emissions and concentrations for air pollutants in a traffic-populated eastern Asian city. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(15), 9965–9981.  
<https://doi.org/10.5194/acp-16-9965-2016>
- Zhang, Y., Wang, X., Hu, R., Pan, Y., & Paradeloc, M. (2015). Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss by two xerophytic shrubs within a rain-fed revegetated desert ecosystem, northwestern China. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 527, 1084–1095. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.060>

## 10 Anexos

### 10.1 Anexo 1. Proceso de intercepción de la vegetación según Hyrabayashi, 2013.

#### 10.1.1 Proceso de la intercepción en la cobertura arbórea

En la primera etapa (Figura 33), la precipitación se divide en precipitación que toca el dosel ( $P_c$ ) y precipitación que atraviesa el dosel pero no lo toca y alcanza el suelo ( $Th$ ), proceso conocido como flujo de traslocación. En esta etapa la precipitación ( $P_c$ ) es captada y almacenada ( $S_v$ ) en la vegetación y parte de ella se evapora ( $E_v$ ).

El almacenamiento de la vegetación en el tiempo  $t$ , es calculada como:

$$Sv_t = Sv_{t-1} + Pc_t - Ev_{t-1} \quad (9)$$

Si  $Sv_t < 0$ ,  $Sv_t$  es igual a 0. Si  $Sv_t \geq Sv_{max}$ ,  $Sv_{max}$  es igual a  $Sv_t$  y la primera etapa termina.

$Sv_{max}$  se calcula como:

$$Sv_{max} = S_L LAI \quad (10)$$

Donde  $S_L = 0.00002 m$  y representa la capacidad de almacenamiento de las ojas del árbol.

La precipitación del dosel en el tiempo  $t$  se calcula como:

$$Pc_t = Pg_t - Th_t \quad (11)$$

El flujo de traslocación en el tiempo  $t$  ( $Pt_t$ )(m) se calcula como (Dijk & Bruijnzeel, 2001):

$$Pt_t = Pg_t(1 - C) \quad (12)$$

$C$  es la fracción de cobertura del dosel que está relacionada con el LAI del dosel.

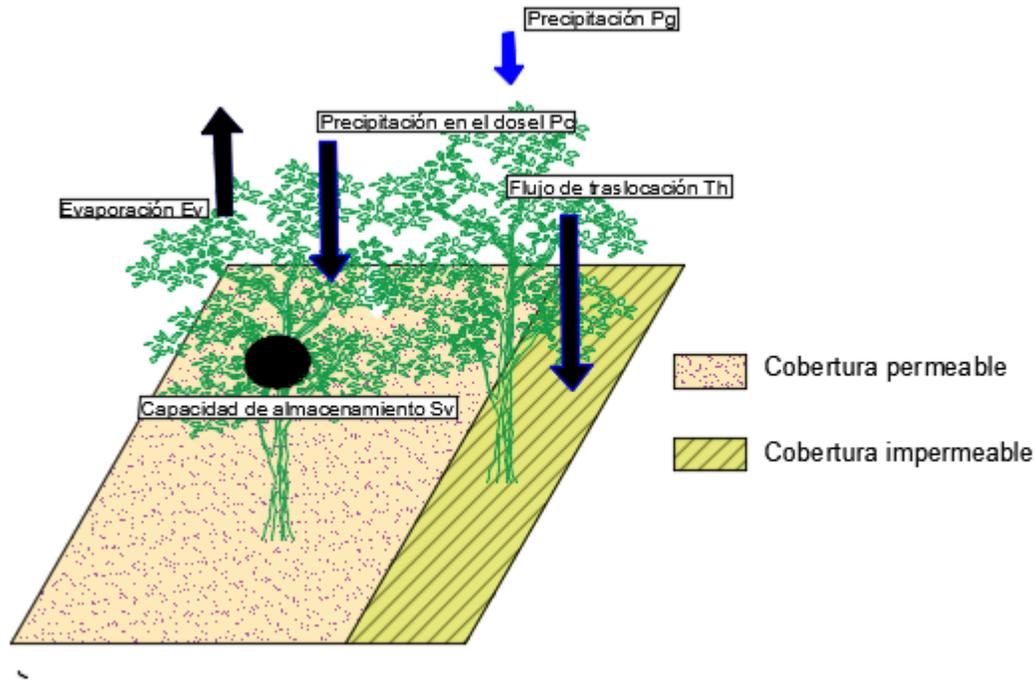
$$C = 1 - e^{-kLAI} \quad (13)$$

Donde  $k$  es un coeficiente de ajuste (0.7 para árboles y 0.3 para arbustos) (Wang *et al.* , 2008). En el momento  $t$  la cantidad de precipitación que llega al suelo es igual a  $Th_t$  m.

Finalmente, la evaporación del dosel en el tiempo  $t$  ( $Ev_t$ )(m) se calcula como:

$$Ev_t = \left(\frac{Sv_t}{Sv_{max}}\right)^{2/3} PE_t \quad (14)$$

$PE_t$  es igual a la evaporación potencial medida de una estación meteorológica.



**Figura 33.** Primera etapa del proceso de intercepción, inicia cuando inicia el evento de precipitación ( $P_g$ ) y termina cuando se alcanza el almacenamiento máximo  $S_{v_{max}}$  (Hirabayashi, 2013)

La Figura 34, ilustra la segunda etapa del proceso de intercepción. Igual que la primera etapa, la precipitación ( $P$ ) se divide en precipitación que toca el dosel ( $P_c$ ) y precipitación que atraviesa el dosel, pero no lo toca y alcanza el suelo ( $T_h$ ). Sin embargo, en la segunda etapa, la precipitación del dosel ( $P_c$ ) ya no se almacena porque se alcanza la capacidad de almacenamiento máxima, por lo tanto, gotea del dosel ( $D$ ) mientras se produce la evaporación del almacenamiento a lo largo de la etapa (Hirabayashi, 2013).

$$Sv_t = Sv_{t-1} + Pc_t - Ev_{t-1} \quad (15)$$

$Sv_t$  se calcula con la ecuación 15, resultando  $Sv_{max}$ .  $Pc_t$ ,  $Th_t$  y  $Ev_t$  son calculados con las ecuaciones 10, 11 y 12, respectivamente.

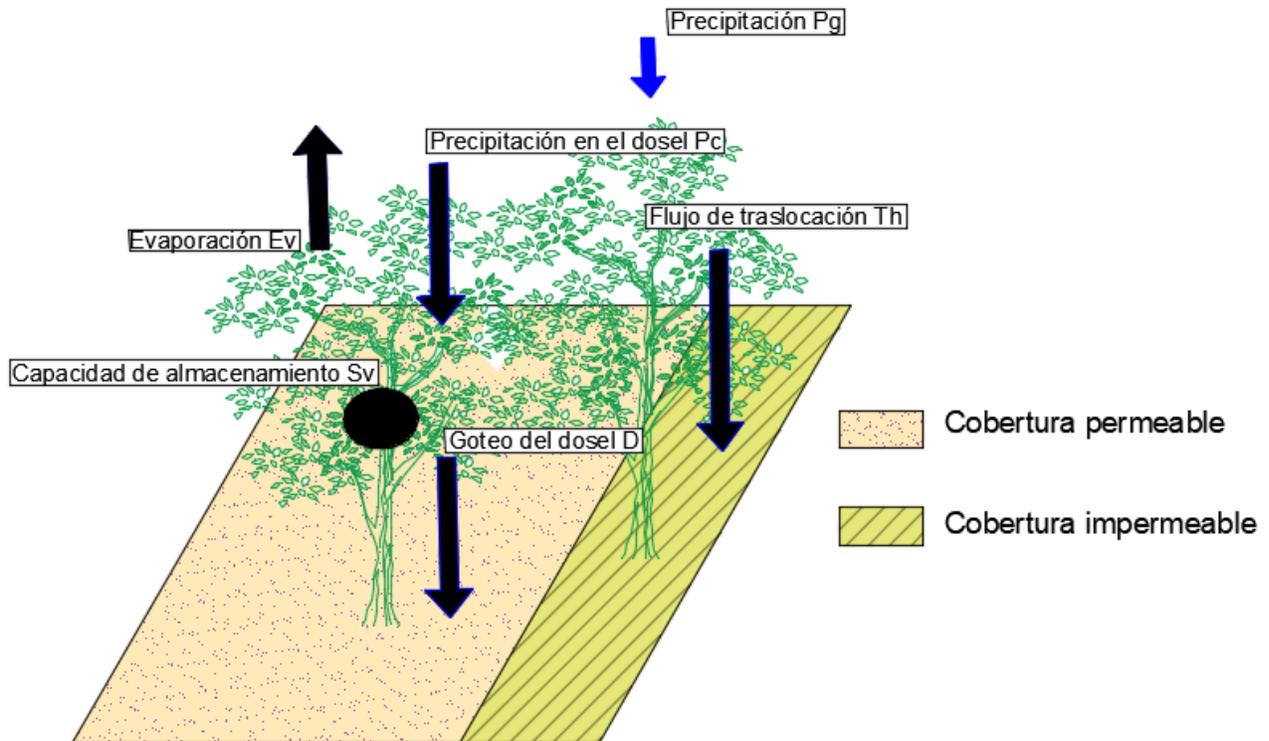
En el primer tiempo de la segunda etapa ( $Sv_{t-1} < Sv_{max}$ ), el goteo del dosel en el tiempo  $t$  ( $D_t$ )(m) se calcula como:

$$D_t = P_{C_t} - (Sv_{max} - Sv_{t-1}) - Ev_t \quad (16)$$

Después  $D_t$  puede ser calculado como:

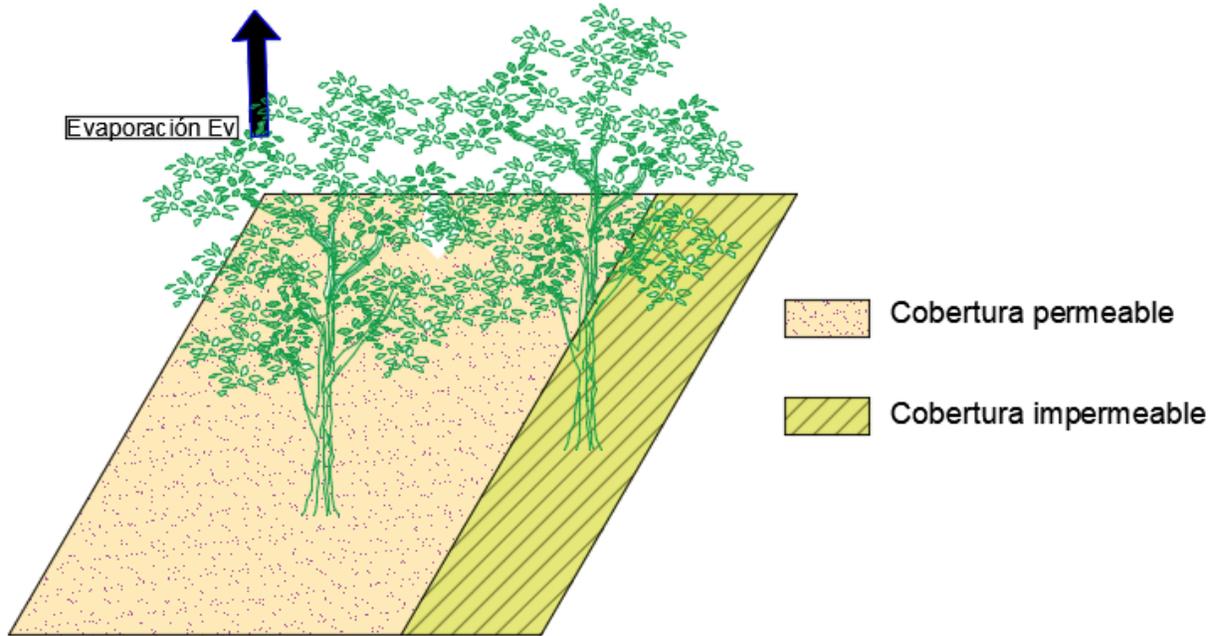
$$D_t = P_{C_t} - Ev_t \quad (17)$$

En el tiempo  $t$ , el total de recurso que llega al suelo se calcula como la suma de  $D_t$  y  $Th_t$ .



**Figura 34.** Segunda etapa del proceso de intercepción por vegetación, ocurre cuando se alcanza el almacenamiento máximo  $S_{v_{max}}$  (Hirabayashi, 2013).

En la tercera etapa la precipitación ha terminado y solo actúa la evaporación, ver Figura 35.



**Figura 35.** Tercera etapa, el evento de precipitación termina y solo queda la evaporación (Ev) (Hirabayashi, 2013).

### 10.1.1.1 Proceso de la cubierta impermeable debajo del dosel

Cuando el agua cae al suelo impermeable ocurren las etapas del capítulo 9.1.1, sin embargo, esta vez depende de la cobertura del suelo. En esta ocasión no se considera el almacenamiento de precipitación en la vegetación sino en una porción de superficie impermeable.

La Figura 36, muestra la primera etapa del proceso para una cobertura impermeable. En esta etapa, comienza el almacenamiento de recurso en las depresiones de la cubierta impermeable, el cual se calcula de la siguiente manera:

$$Svi_t = Svi_{t-1} + (Th_t + D_t) - Ev_{t-1} \quad (18)$$

Si  $Svi_t < 0$ ,  $Svi_t$  es igual a 0. Si  $Svi_t \geq Si_{max}$ ,  $Si_{max}$  es igual a  $Svi_t$  y la primera etapa termina.  $Si_{max}$  es constante e igual a 0.0015 m.

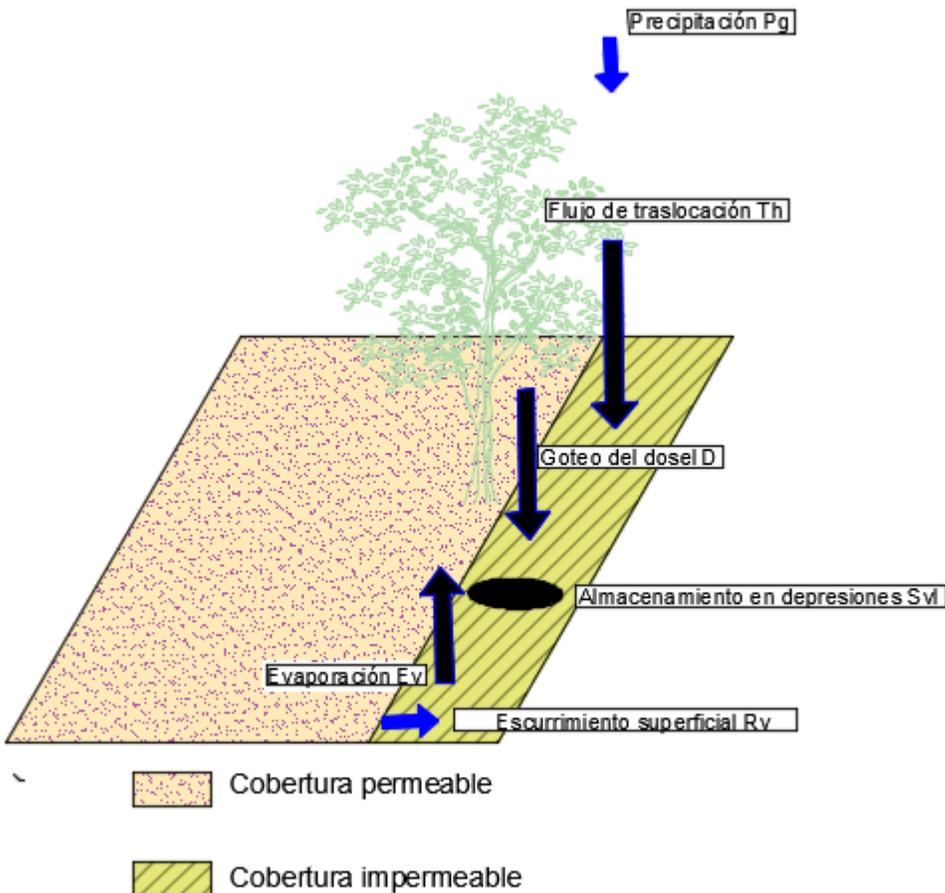
La evaporación para cubierta impermeable ( $Evi_t$ ) (m).

$$Evi_t = \left(\frac{Svi_t}{Si_{max}}\right)^{2/3} PE_t \quad (19)$$

$PE_t$  es igual a la evaporación potencial medida de una estación meteorológica.

El escurrimiento en el tiempo  $t$  ( $Rv_t$ ) se calcula como:

$$Rv_t = (Th_t + D_t) - (Si_{max} - Svi_{t-1}) - Evi_{t-1} \quad (20)$$



**Figura 36.** Primera etapa del proceso de intercepción para cobertura impermeable. Comienza con la precipitación ( $Pg$ ) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cobertura impermeable  $Svi$  alcanza  $Si_{max}$ .

En la etapa 2, el almacenamiento de las depresiones de la cobertura impermeable se calcula mediante la ecuación 18, resultando en  $Si_{max}$ . La evaporación se calcula con la ecuación 19 y el escurrimiento se calcula como:

$$Rv_t = (Th_t + D_t) - Evi_t \quad (21)$$

En la etapa 3, la evaporación ocurre y se calcula con la ecuación 19.

### 10.1.1.2 Proceso de la cubierta permeable debajo del dosel

Basado en un estudio de Nowak & Greenfield, 2012, se asume que el 74,5% de la precipitación que llega al suelo cae sobre la cubierta permeable. Las mismas tres etapas que las secciones 9.1.1 se emplean aquí.

La Figura 37, muestra la primera etapa del proceso para una cobertura permeable. En esta etapa, comienza el almacenamiento de recurso en las depresiones de la cubierta permeable, el cual se calcula de la siguiente manera:

$$Svp_t = Svp_{t-1} + (Th_t + D_t) - Evp_{t-1} \quad (22)$$

Si  $Svp_t < 0$ ,  $Svp_t$  es igual a 0. Si  $Svp_t \geq Sp_{max}$ ,  $Sp_{max}$  es igual a  $Svp_t$  y la primera etapa termina.  $Sp_{max}$  es constante e igual a 0.001 m.

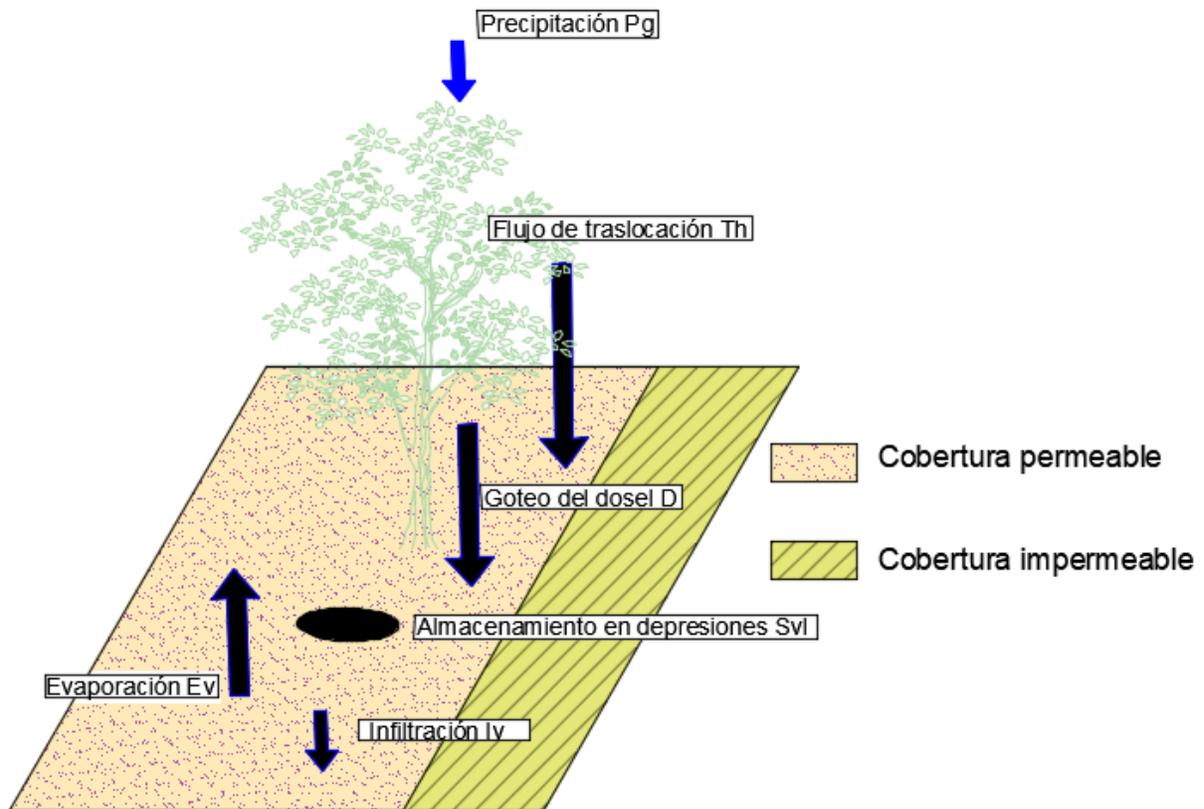
La evaporación para cubierta permeable ( $Evp_t$ ) (m).

$$Evp_t = \left( \frac{Svp_t}{Sp_{max}} \right)^{2/3} PE_t \quad (23)$$

$PE_t$  es igual a la evaporación potencial medida de una estación meteorológica.

La infiltración en el tiempo t ( $Iv_t$ ) se calcula como:

$$Iv_t = (Pt_t + D_t) - (Sp_{max} - Svp_{t-1}) - Evp_{t-1} \quad (24)$$



**Figura 37.** En la primera etapa de la intercepción por cobertura permeable, comienza con la precipitación ( $P_g$ ) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta permeable ( $S_{vp}$ ) alcanza  $S_{p_{max}}$ .

En la etapa 2, el almacenamiento de las depresiones de la cobertura permeable se calcula mediante la ecuación 22, resultando en  $S_{i_{max}}$ . La evaporación se calcula con la ecuación 23 y la infiltración en el tiempo  $t$  se calcula como:

$$Iv_t = (Th_t + D_t) - (Sp_{max} - Svp_{t-1}) - Epv_{t-1} \quad (25)$$

En la etapa 3, la evaporación ocurre y se calcula con la ecuación 23.

## 10.1.2 Proceso de intercepción en una superficie sin vegetación

### 10.1.2.1 Proceso para una cobertura del suelo impermeable

Para una superficie sin vegetación y además impermeable, son aplicables las ecuaciones de la sección 9.1.1.1 excepto para la cantidad de recurso que llega al suelo, por lo tanto,  $P_t + D_t$  es reemplazado por  $P_t$ .

La Figura 38, muestra la primera etapa del proceso para una superficie sin vegetación y cobertura impermeable. En esta etapa, comienza el almacenamiento de recurso en las depresiones de la cubierta impermeable, el cual se calcula de la siguiente manera:

$$Sgi_t = Sgi_{t-1} + P_t - Egi_{t-1} \quad (26)$$

Si  $Sgi_t < 0$ ,  $Sgi_t$  es igual a 0. Si  $Sgi_t \geq Si_{max}$ ,  $Si_{max}$  es igual a  $Sgi_t$  y la primera etapa termina.  $Si_{max}$  es constante e igual a 0.0015 m.

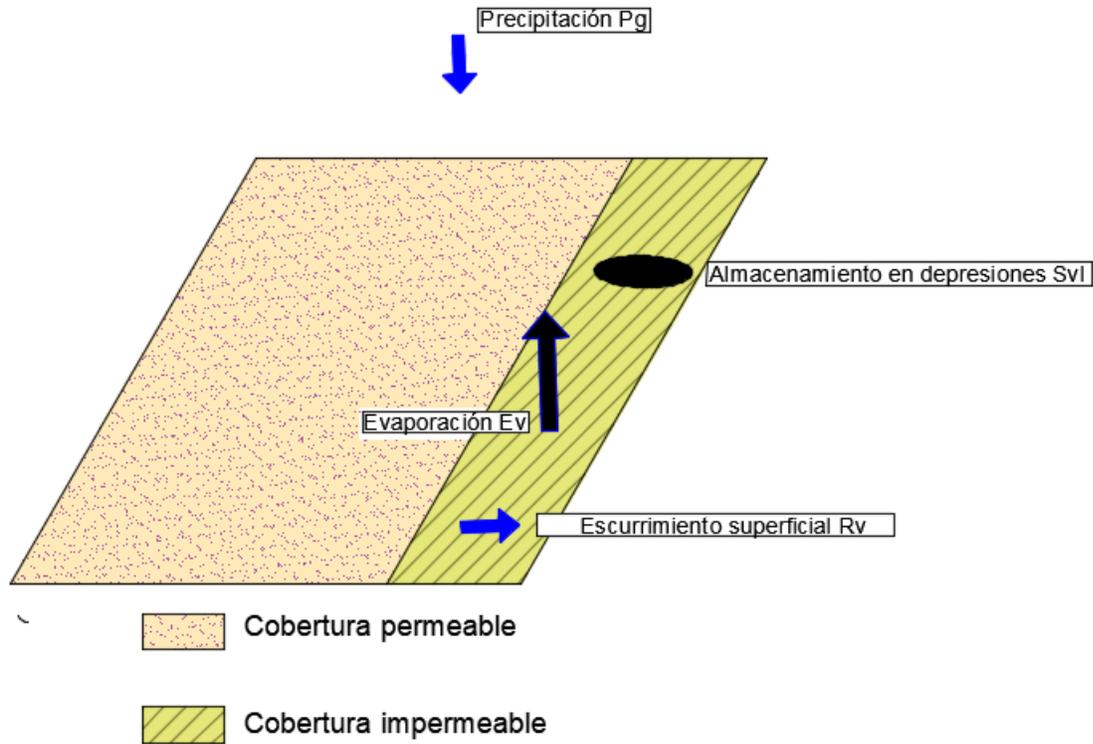
La evaporación para cubierta impermeable ( $Egi_t$ ) (m).

$$Egi_t = \left(\frac{Sgi_t}{Si_{max}}\right)^{2/3} PEg_t \quad (27)$$

$PEg_t$  es igual a la evaporación potencial medida de una estación meteorológica.

El escurrimiento en el tiempo  $t$  ( $Rg_t$ ) se calcula como:

$$Rg_t = P_t - (Si_{max} - Sgi_{t-1}) - Egi_t \quad (28)$$



**Figura 38.** Primera etapa de la interceptación para una superficie sin vegetación y cubierta impermeable, comienza con la precipitación ( $P$ ) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta impermeable ( $S_{gi}$ ) alcanza  $S_{i_{max}}$ .

En la etapa 2, el almacenamiento de las depresiones de la cobertura impermeable se calcula mediante la ecuación 26, resultando en  $S_{i_{max}}$ . La evaporación se calcula con la ecuación 27 y el escurrimiento se calcula como:

$$Rg_t = P_t - Egi_t \quad (29)$$

En la etapa 3, la evaporación ocurre y se calcula con la ecuación 27.

### 10.1.2.2 Proceso para una cobertura del suelo permeable

Para una superficie sin vegetación y además permeable, son aplicables las ecuaciones de la sección 9.1.1.2 excepto para la cantidad de recurso que llega al suelo, por lo tanto,  $P_t + D_t$  es reemplazado por  $P_t$ .

La Figura 39, muestra la primera etapa del proceso para una cobertura permeable. En esta etapa, comienza el almacenamiento de recurso en las depresiones de la cubierta permeable, el cual se calcula de la siguiente manera:

$$Sgp_t = Sgp_{t-1} + P_t - Egp_{t-1} \quad (30)$$

Si  $Sgp_t < 0$ ,  $Sgp_t$  es igual a 0. Si  $Sgp_t \geq Sp_{max}$ ,  $Sp_{max}$  es igual a  $Sgp_t$  y la primera etapa termina.  $Sp_{max}$  es constante e igual a 0.001 m.

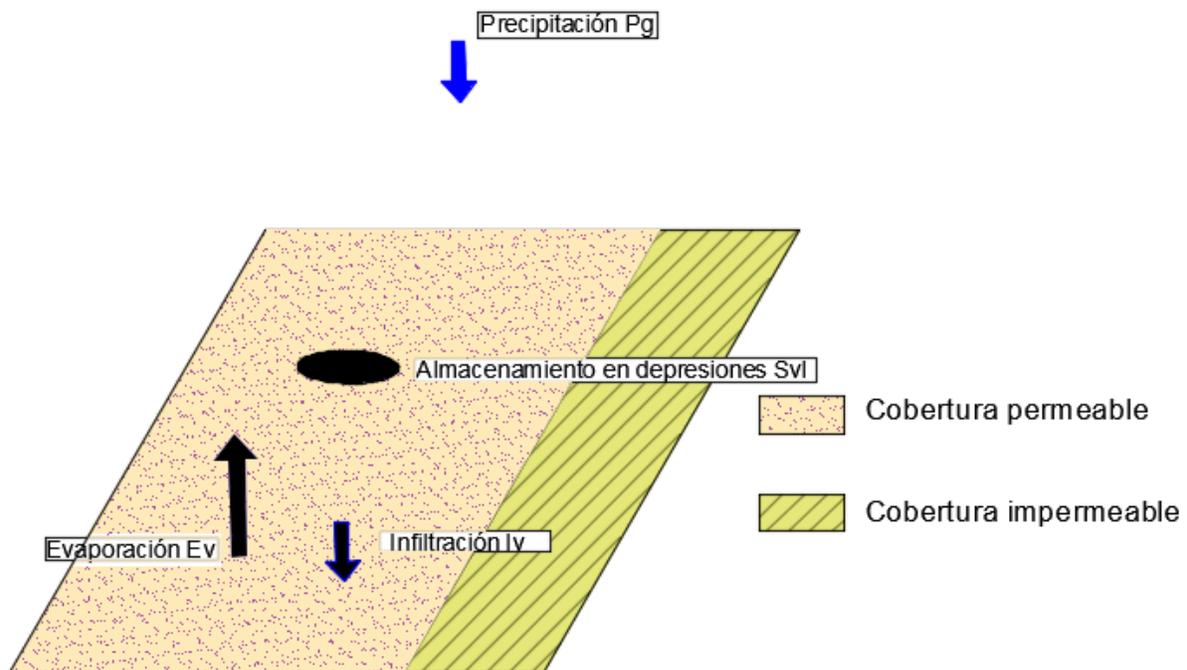
La evaporación para cubierta permeable ( $Egp_t$ ) (m).

$$Egp_t = \left(\frac{Sgp_t}{Sp_{max}}\right)^{2/3} PEg_t \quad (31)$$

$PEg_t$  es igual a la evaporación potencial medida de una estación meteorológica.

La infiltración en el tiempo t ( $Ig_t$ ) se calcula como:

$$Ig_t = P_t + D_t - (Sp_{max} - Sgp_{t-1}) - Egp_t \quad (32)$$



**Figura 39.** Primera etapa de la interceptación sin vegetación y por cobertura permeable, comienza con la precipitación (P) y termina cuando el almacenamiento de la depresión de la cubierta permeable (Sgp) alcanza  $Sp_{max}$ .

En la etapa 2, el almacenamiento de las depresiones de la cobertura permeable se calcula mediante la ecuación 30, resultando en  $S_{i_{max}}$ . La evaporación se calcula con la ecuación 31 y la infiltración se calcula como:

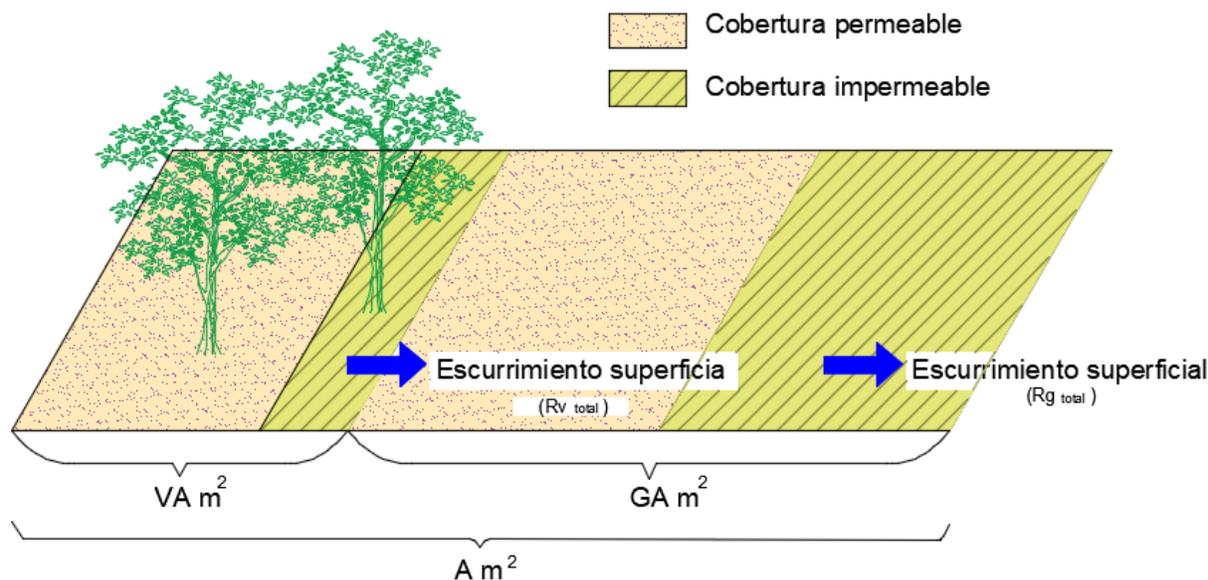
$$I_{g_t} = P_t - E_{gp_t} \quad (33)$$

En la etapa 3, la evaporación ocurre y se calcula con la ecuación 31.

### **10.1.3 Cálculo anual de la interceptación del bosque urbano**

En las Secciones 9.1.1 y 9.1.2, los procesos de interceptación por hora se definen en términos de la profundidad (m). Para el proceso anual, se pueden convertir a volúmenes (m<sup>3</sup>) tomando áreas en consideración. La diferencia entre el escurrimiento superficial anual con vegetación (escenario real) y sin vegetación (escenario hipotético) en el área que corresponde al escurrimiento superficial anual evitado (Hirabayashi, 2013). A continuación, se muestra el cálculo de los volúmenes para ambos casos.

La Figura 40 presenta un ejemplo del escenario real para muestrear proyectos de i-Tree Eco, en las que una parte del área está cubierta por vegetación y otras no. El proceso involucra aquellos para cobertura arbórea (sección 9.1.1), suelo con cobertura impermeable/permeable debajo del dosel (secciones 9.1.1.1 y 9.1.1.2, respectivamente) así como cobertura impermeable/permeable sin vegetación (secciones 9.1.2.1 y 9.1.2.2, respectivamente). Para proyectos i-Tree Eco de inventario completo, en los cuales el área de interés está cubierta al 100% por vegetación, la precipitación cae directamente sobre la cubierta del suelo impermeable/permeable, entonces las secciones 9.1.2.1 y 9.1.2.2 no se consideran.



**Figura 40.** Ejemplo de escenario real.

Con base en el estudio de Nowak & Greenfield, 2012, se asume que el 25,5% del área urbana en Estados Unidos es impermeable y el 74,5% es cobertura permeable. Estos porcentajes permiten tener un área cubierta y no cubierta por el dosel (VA [m2] y GA [m2], respectivamente).

En el área con cobertura arbórea, el total de escurrimiento generado en una cubierta impermeable ( $Rv_{total}$ )(m³) es:

$$Rv_{total} = \sum Rv_t * VA * 0.255 \quad (34)$$

En el área sin cobertura arbórea, el total de escurrimiento generado en una cubierta impermeable ( $Rg_{total}$ )(m³) es:

$$Rg_{total} = \sum Rg_t * GA * 0.255 \quad (35)$$

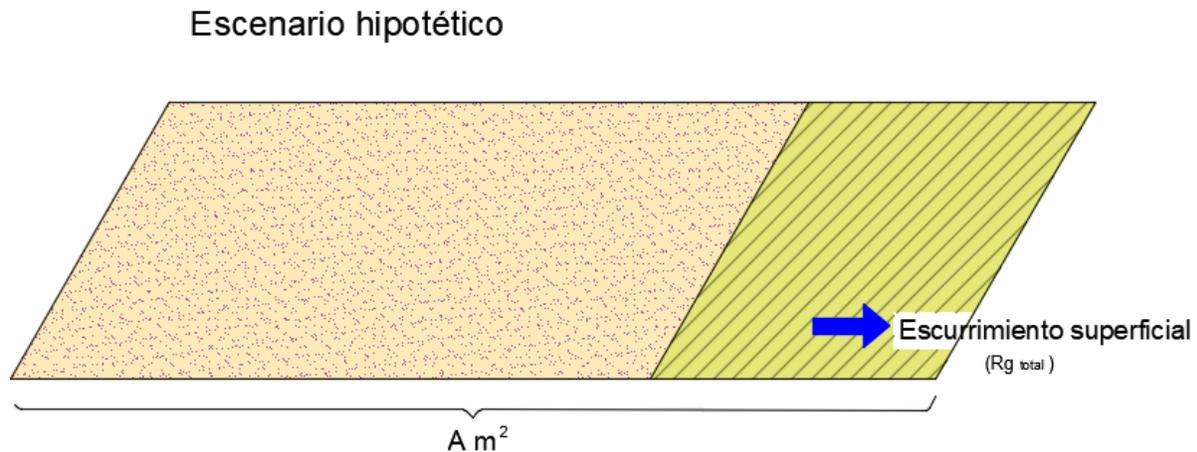
De las ecuaciones 34 y 35 puede determinarse el escurrimiento total ( $Ra_{total}$ )(m³/año) generado en el área de estudio:

$$Ra_{total} = Rv_{total} + Rg_{total} \quad (36)$$

La Figura 41, muestra un esquema del escenario hipotético, en el cual no hay vegetación. Este proceso solo involucra a la cobertura impermeable y permeable.

El escurrimiento generado en el escenario hipotético  $Rh_{total}$  ( $m^3$ ) se calcula como:

$$Rh_{total} = \sum Rg_t * A * 0.255 \quad (37)$$



**Figura 41.** Ejemplo del escenario hipotético.

Para mayor detalle sobre las consideraciones del modelo de interceptación ver el manual expuesto por Hirabayashi, 2013.

## 10.2 Anexo 2. Descripción de los componentes del modelo UFORE

### 10.2.1 UFORE-A: Anatomía del bosque urbano

La estructura forestal urbana es la disposición espacial y las características de la vegetación en relación con otros objetos, por ejemplo, edificios, dentro de áreas urbanas (Nowak, 1994). I-Tree Eco distingue dos tipos de procedimiento para el análisis de la estructura del bosque urbano: el primero mediante un inventario completo de arbustos y árboles y el segundo es por medio de un muestreo aleatorio por parcelas. El inventario completo debe contener el levantamiento de toda la vegetación contenida en el área de estudio, mientras que el muestreo aleatorio debe incluir el levantamiento únicamente de la vegetación y la información fisiográfica de las parcelas aleatoriamente seleccionadas en el área de estudio.

Los requerimientos I-Tree Eco para la caracterización de la estructura forestal del bosque urbano, para un muestreo aleatorio por parcelas son:

- Porcentaje de cobertura arbórea.

- Uso de suelo en la parcela.
- Porcentaje de parcela dentro del uso de suelo correspondiente.
- Cobertura del suelo: porcentaje del suelo cubierto por los siguientes tipos de cobertura: edificios, concreto, asfalto, otro impermeable, suelo, roca permeable, herbáceo (sin incluir pasto y arbustos), pasto mantenido, pasto silvestre y agua.
- Porcentaje de cobertura de arbusto.

Los requerimientos de la herramienta para arbustos: género, altura, porcentaje del área total del arbusto en la parcela.

La recopilación de datos de los árboles que ocupan la parcela deberá ser para especies mayores a 2.54 cm de diámetro del tallo, la información que corresponde a:

- Especie.
- Número de tallos.
- Dap de cada tallo (si es mayor de seis tallos, el diámetro registrado debajo de la horquilla y altura).
- Altura del árbol.
- Altura a la base de la corona viva.
- Ancho de copa (promedio de dos medidas perpendiculares).
- Porcentaje de muerte regresiva de las ramas en la copa (utilizado para evaluar la condición de la copa del árbol):
  - E (<1 %).
  - G (1-10 %).
  - F (11-25 %).
  - P (26-50 %).
  - C (51-75 %).
  - D (76-99 %).
  - K (100 % - sin hojas).
- Porcentaje del dosel sin hojas (0-100%).
- Porcentaje de área debajo del dosel de los árboles que es impermeable.
- Porcentaje de área debajo del dosel que está ocupada por arbustos.

- Exposición a la luz de la corona: número de lados del árbol que reciben luz solar desde arriba.
- Distancia al edificio residencial (si tiene 60 pies de árbol).
- Dirección al edificio • Árbol de la calle: “Y” si es un árbol de la calle, “N” si no.

### 10.2.1.1 Área y biomasa foliar

El área foliar y la biomasa foliar de árboles individuales se calcularon utilizando ecuaciones de regresión para especies urbanas de hoja caduca (David J. Nowak, 1996). Si los coeficientes de sombreado (porcentaje de intensidad de luz interceptado por copas de árboles foliadas) utilizado en la regresión no existía para una especie individual, se utilizaron promedios de género o madera dura. Para árboles de hoja caduca que son demasiado grandes para ser utilizados directamente en la ecuación de regresión, el índice de área foliar promedio (LAI: m<sup>2</sup> de área foliar por m<sup>2</sup> proyectados en el área del suelo del dosel) se calculó mediante la ecuación de regresión para el tamaño máximo del árbol basado en la relación altura-ancho apropiada y la clase de coeficiente de sombreado del árbol. Este LAI se aplicó al área del suelo (m<sup>2</sup>) ocupada por el árbol para calcular el área foliar (m<sup>2</sup>). Para árboles de hoja caduca con relaciones de altura-ancho que eran demasiado grandes o demasiado pequeñas para ser utilizadas directamente en las ecuaciones de regresión, la altura o el ancho del árbol se escalaron hacia abajo para permitir que la copa alcance la relación altura-ancho máxima (2) o mínima (0.5). El área foliar se calculó usando la ecuación de regresión con la relación máxima o mínima; luego se redujo el área foliar proporcionalmente para alcanzar el volumen original de la corona (Servicio Forestal de USDA, 2000).

Para árboles de coníferas (excluyendo pinos), el LAI promedio por clase de relación altura-ancho para árboles caducifolios con un coeficiente de sombreado de 0.91 fue aplicado al área del suelo del árbol para calcular el área de la hoja. Se cree que la clase de coeficiente de sombreado de 0.91 es la mejor clase para representar las coníferas dado que los bosques de coníferas tienen típicamente alrededor de 1.5 veces más LAI que los bosques caducifolios (Barbour *et al.*, 1980), el coeficiente de sombra promedio para árboles de hoja caduca es de 0,83 (Nowak 1996); 1.5 veces el LAI de clase 0.83 es equivalente a LAI de clase 0.91. Debido a que los pinos tienen un LAI más bajo que otros árboles de coníferas y el LAI que son comparables a las maderas duras (Jarvis & Leverenz, 1983; Leverenz & Hinckley, 1990), se utilizó el coeficiente de sombreado promedio (0.83) para estimar el área foliar de pino.

La biomasa de las hojas de los árboles no se pudo calcular directamente a partir de las ecuaciones de regresión (debido a los parámetros que están fuera del rango de la ecuación), por lo que la biomasa foliar se calculó mediante estimaciones de área utilizando mediciones específicas de especies de gramos de peso seco de hojas/m<sup>2</sup> de área foliar. La biomasa foliar de los arbustos se calculó como el producto del volumen de copa ocupado por las hojas (m<sup>3</sup>) y factores de biomasa foliar medidos (gm<sup>-3</sup>) para especies individuales (D. J. Nowak, 1991; Winer *et al.*, 1983). El área foliar de los arbustos se calculó convirtiendo la biomasa foliar en área foliar basándose en ratios de conversión de especies medidos (m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>). Debido a las limitaciones en la estimación del área foliar de los arbustos por el enfoque del volumen de la copa, no se permitió que el área de las hojas de los arbustos exceda un LAI de 18. Si no hay factores de conversión de biomasa de hojas a área o de biomasa de hojas a volumen de copa para un individuo, se utilizaron promedios de especies, géneros o coníferas.

La condición promedio del árbol se calculó asignando a cada clase de condición una clasificación numérica. Una calificación de condición de 1 indica que no hay muerte regresiva (excelente); una calificación de condición de 0 indica un árbol muerto (muerte regresiva del 100 por ciento). Cada código entre excelente y muerto recibió una calificación entre 1 y 0 basado en el valor medio de la clase (p. ej., regular = 11-25 por ciento de muerte regresiva fue dada una calificación de 0.82 o corona sana del 82 por ciento. Las estimaciones del área foliar y la biomasa foliar fueron ajustado a la baja basado en la muerte regresiva de la hoja de la corona (condición del árbol).

Para ajustar la superposición de las copas de los árboles, las estimaciones del área foliar del árbol y la biomasa foliar (derivada de ecuaciones de árboles al aire libre) se redujeron proporcionalmente a la cantidad de copa en la parcela. Se calculó un factor de competencia de parcelas (CF) como:

$$CF = GA/TA \quad (38)$$

Donde GA = área proyectada de la copa (m<sup>2</sup>) de árboles individuales en la parcela y TA = % cobertura de árboles × tamaño de la parcela (m<sup>2</sup>). El área foliar (LA<sub>n</sub>) de los árboles individuales se calculó como:

$$LA_{norte} = LA_0 \times LAI_n / LAI_0 \quad (39)$$

donde LA<sub>0</sub> = área foliar basada en ecuaciones de crecimiento abierto; LAI<sub>0</sub> = LAI de la parcela basada en ecuaciones de cultivos abiertos y LAI<sub>n</sub> = LAI ajustado para la competencia de parcelas.

LAI<sub>n</sub> varió con la CF. Para CF <1 (árboles de crecimiento abierto): LAI<sub>n</sub> = LAI<sub>0</sub>. Para CF > 1 y CF < 2 (mezcla de condiciones de árboles de dosel cerrado y de crecimiento abierto):

$$LAI_n = LAI_{op} + LAI_{cl} \quad (40)$$

Donde:

$$LAI_{op} = LAI_0 * (1 - \left(\frac{GA-TA}{TA}\right)) \quad (41)$$

$$LAI_{cl} = (\ln((1 - x_s)^{CF}) / -k) * (GA-TA) / TA \quad (42)$$

donde x<sub>s</sub> es el coeficiente de sombreado promedio en la parcela; LAI<sub>op</sub> es el área foliar para árboles de crecimiento abierto; LAI<sub>cl</sub> es el área foliar en copas cerradas, que se basa en estimar el LAI a partir de la intensidad de la luz utilizando la Ley de Beer-Lambert:

$$LAI = \ln\left(\frac{I}{I_0}\right) / -k \quad (43)$$

donde I = intensidad de la luz debajo del dosel; I<sub>0</sub> = intensidad de la luz sobre el dosel; y k = ligero coeficiente de extinción (Smith *et al.*, 1991). El coeficiente de extinción de luz de la parcela fue:

$$K = (\%CON * .52) + (\%HDR * .65) \quad (44)$$

Donde % CON es el porcentaje del área de la copa de la parcela ocupada por coníferas y % HRD es el porcentaje del área de la corona de la parcela ocupada por frondosas. Los coeficientes de extinción de luz para coníferas (0.52) y las maderas duras (0.65) fueron de Jarvis y Leverenz, 1983.

Para CF>2 (ecuaciones de dosel cerrado):

$$LAI_n = \ln((1 - x_s)^{CF}) / -k \quad (45)$$

Si se recopilaron los valores de exposición a la luz de la corona (CLE), no se utilizaron las fórmulas 1-8, sino el área se ajustó por árbol. Para árboles con CLE = 4-5: el área foliar se basó en ecuaciones desarrolladas; CLE = 0-1: el área foliar se basó en el LAI del dosel cerrado por el área del dosel:

$$LA = \left(\ln\left(\frac{1-x_s}{-k}\right)\right) x \pi r^2 \quad (46)$$

Donde  $x_s$  es el coeficiente de sombreado del árbol;  $k = 0.52$  para las coníferas y  $0.65$  para las frondosas; y  $r$  =radio de la corona. Para  $CLE = 2-3$ : el área foliar se calculó como el promedio del área foliar de las ecuaciones de dosel cerrado y de crecimiento abierto.

### **10.2.1.2 Diversidad de especies**

Índices de diversidad de especies (índice de Shannon-Wiener) y riqueza de especies, es decir, número de especies Barbour *et al.*, 1980 se calcularon para árboles vivos para toda la ciudad. La proporción de la población de árboles que se originó en diferentes partes del país y del mundo se calculó basado en el rango nativo de cada especie.

### **10.2.1.3 Valor estructural**

El valor estructural o compensatorio de los árboles se basó en métodos del Consejo de Tasadores de árboles y paisajes (1992). Valor compensatorio, que se basa en el costo de reemplazo de un árbol similar, se utiliza para liquidación monetaria por daños o muerte de plantas a través de litigios, reclamaciones de seguros de pago directo y pérdida del valor de la propiedad para deducción del impuesto sobre la renta. Se pueden atribuir otros valores a los árboles en función de factores tales como aumentos en los valores de las propiedades locales o las funciones ambientales proporcionadas (por ejemplo, reducción de la contaminación del aire), pero la valoración compensatoria es el método más directo.

El valor compensatorio se basa en cuatro características del árbol/sitio: área del tronco (área de sección transversales  $dap$ ), especie, condición y ubicación. El área del tronco y las especies se utilizan para determinar el valor básico, que luego se multiplica por las calificaciones de condición y ubicación (0-1) para determinar el valor final compensatorio del árbol.

Para los árboles trasplantables, el costo promedio de reemplazo y el tamaño trasplantable se obtuvieron de Publicaciones de la Sociedad Internacional de Arboricultura (ISA) (ACRT 1997) para determinar el precio de reposición (dólares /  $cm^2$  de área transversal) del árbol. El precio de reemplazo básico del estado (o el estado más cercano si no hay datos estatales disponibles) se multiplicó por el área troncal y factor de especie (0-1) para determinar el valor básico de un árbol. El valor básico mínimo para un árbol antes al ajuste de especies se fijó en \$ 150. Los factores de especies locales también se obtuvieron de ISA Publicaciones. Si no se disponía de datos de especies para el estado, se usaron los datos del estado más cercano.

Para árboles más grandes que el tamaño trasplantable, el valor básico (BV) fue:

$$BV = RC(BP * (TA_A - TA_R) * SF) \quad (47)$$

donde RC (costo de reemplazo) es el costo de un árbol en el tamaño más grande trasplantable, BP (precio básico) es el costo promedio local por unidad de área del tronco (dólares/cm<sup>2</sup>), TA<sub>A</sub> es el área del tronco del árbol en evaluación, TA<sub>R</sub> es el área del tronco del árbol trasplantable más grande y SF es el factor de la especie local.

Para árboles de más de 76,2 cm de diámetro de tronco, el área del tronco se ajustó hacia abajo con base a que un árbol maduro grande no aumentaría de valor tan rápidamente como el área de su camión. La siguiente fórmula ajustada del área del tronco se determinó en función del aumento percibido en el árbol tamaño, longevidad esperada, mantenimiento anticipado y seguridad estructural (Council of Tree and Landscape Appraisers., 1992).

$$ATA = -0.335d^2 + 173d - 7020 \quad (48)$$

donde ATA = área del tronco ajustada y d = diámetro del tronco en pulgadas.

El valor básico se multiplicó por los factores de condición y ubicación (0-1) para determinar el valor compensatorio. Los factores de condición se basaron en el porcentaje de muerte regresiva de la corona: excelente (<1) = 1.0; bueno (1-10) = 0.95; regular (11-25) = 0.82; pobre (26-50) = 0.62; crítico (51-75) = 0.37; moribundo (76-99) = 0.13; muerto (100) = 0.0

Los datos disponibles que se requieren utilizando factores de ubicación basados en el tipo de uso del suelo: campo de golf = 0.8; comercial/industrial, cementerio e institucional = 0.75; parques y residencial = 0.6; transporte y bosque = 0.5; agricultura = 0.4; vacante = 0.2; humedal = 0.1.

Como ejemplo de cálculos de valor compensatorio, si un árbol de 40.6 cm de diámetro (1295 cm<sup>2</sup> de área del tronco) tiene una clasificación de especie de 0.5, una clasificación de condición de 0.82, una clasificación de ubicación de 0.4, un precio básico de \$ 7 por cm<sup>2</sup> y un costo de reemplazo de \$ 1300 para un árbol de 12.7 cm de diámetro (127cm<sup>2</sup> área del tronco), el valor compensatorio sería igual a:

$$(1300 + (7 * (1295 - 127) * 0.5) * 0.82 * 0.4) = \$1767$$

Se utilizaron datos de árboles individuales para determinar el valor compensatorio total de los árboles.

#### **10.2.1.4 Uso de suelo**

El uso de suelo determinado en el campo se cruzó con el uso de suelo clasificado por el mapa de uso de suelo para determinar la precisión del mapa. Los datos de este informe se dan por clases de uso de suelo como definido por el mapa. Sin embargo, lo que se identifica como un uso en el mapa puede contener muestras de otros tipos de uso. Las posibles razones de esta discrepancia son errores en el mapa o cambios en el suelo.

La proporción de población de especies, área foliar y biomasa foliar en cada clase de dap son calculado, al igual que la proporción de la población de especies por clase de condición y por dap y clase de condición. Los datos de campo se ingresaron en el módulo UFORE-A para calcular los totales, promedios y errores estándar por especie, uso de suelo y totales de la ciudad para la estructura del bosque urbano. El error estándar para el área foliar y la biomasa foliar informan de errores de muestreo en lugar de errores de estimación. Los errores de muestreo informados subestiman los errores estándar reales. Falta de información con respecto a los errores en las ecuaciones alométricas y los factores de ajuste hacen que sea imposible tener en cuenta los errores de estimación.

#### **10.2.2 UFORE-C: Almacenamiento y retención de carbono**

Los árboles y arbustos desempeñan un papel muy importante para el medio ambiente, por la capacidad que tienen para eliminar el carbono del CO<sub>2</sub> mediante el almacenamiento en su biomasa, propician al balance de carbono en el ambiente y por ende a la calidad del aire.

La biomasa para cada árbol medido se calculó utilizando ecuaciones alométricas de la literatura. (ver David J. Nowak, 1994; David J. Nowak *et al.*, 2002). Las ecuaciones que predicen la biomasa aérea fueron convertidas en biomasa de árbol completo basado en una relación raíz/brote de 0.26 (Cairns *et al.*, 1997). Las ecuaciones que calculan la biomasa en peso fresco se multiplicaron por factores para especies o géneros específicos de conversión para producir biomasa en peso seco. Estos factores de conversión, derivados del promedio de contenido de humedad de las especies dadas en la literatura, promedió 0.48 para coníferas y 0.56 para maderas duras (Clark *et al.*, 1980; Husch *et al.*, 1982; Ker, 1980; King & Schnell, 1972; L. & Wartluft, 1978; D. B. Monteith, 1979; Phillips, 1981; Servicio Forestal de USDA, 1955; Stanek & State, 1978; Wartluft, 1977; Young & Carpenter, 1967).

Los árboles cultivados al aire libre y mantenidos tienden a tener menos biomasa aérea que la predicha por ecuaciones de biomasa derivadas del bosque para árboles del mismo dap (David J Nowak, 1994). Para ajustar esta diferencia, los resultados de biomasa para árboles urbanos se multiplicaron por un factor 0.8 (David J Nowak, 1994). No se hicieron ajustes para los árboles que se encuentran en condiciones de rodales más naturales (por ejemplo, en terrenos baldíos o en reservas forestales). Como los árboles de hoja caduca dejan caer sus hojas anualmente, solo se calculó el carbono almacenado en la biomasa de madera para estos árboles. El peso seco total del árbol se convirtió en carbono total almacenado multiplicándolo por 0.5 (Chow & Rolfe, 1989).

Las múltiples ecuaciones utilizadas para especies individuales se combinaron para producir una ecuación predictiva para una amplia gama de diámetros para especies individuales. El proceso de combinar las fórmulas individuales (con rangos de diámetro limitados) en una especie más general, produjo resultados que normalmente estaban dentro del 2% de las estimaciones originales para el almacenamiento total de carbono del bosque urbano (es decir, las estimaciones utilizando las ecuaciones múltiples). Las fórmulas eran combinados para evitar estimaciones de retención inconexas que pueden ocurrir cuando los cálculos cambian entre ecuaciones de biomasa individuales.

Si no se pudo encontrar una ecuación alométrica para una especie individual, se utilizó el promedio de las ecuaciones del mismo género. Si no se encontraron ecuaciones de género, se utilizó el promedio de los resultados de todas las ecuaciones de hoja ancha o de coníferas.

Para estimar el valor monetario asociado con el almacenamiento y retención de carbono de árboles urbanos, los valores de carbono se multiplicaron por \$ 28 /tC con base en los costos estimados de emisiones de dióxido de carbono (Fankhauser, 1994).

#### **10.2.2.1 Crecimiento de árboles y retención de carbono**

El crecimiento medio del diámetro y uso de suelo apropiado se agregó al diámetro del árbol existente (año x) para estimar el diámetro del árbol en el año  $x + 1$ . Para árboles en complejos forestales, el crecimiento medio de dap se estimó en 0.38 cm/año (Shifley & Smith, 1984); para árboles con uso de suelo similar a un parque (por ejemplo, parques, cementerios y campos de golf) el crecimiento promedio del dap fue 0.61 cm/año (DeVries, 1987); para árboles más abiertos, las tasas de crecimiento específicas de la clase de dap fueron basados en (David J Nowak, 1994). El

crecimiento de altura promedio se calculó en base a fórmulas de (Fleming, 1988) y el factor de crecimiento de dap específico utilizado para el árbol.

Para determinar una tasa de crecimiento base basada en la duración de la temporada de crecimiento, el árbol de la calle urbana (Fleming, 1988; David J Nowak, 1994), árbol de parque (DeVries, 1987) y estimaciones de crecimiento del bosque (Shifley & Smith, 1984) se estandarizaron a las tasas de crecimiento de Minnesota (153 días de heladas) basado en:

Crecimiento estandarizado = crecimiento medido x (153 / número de días sin heladas de medición)

Las tasas de crecimiento estandarizadas promedio para los árboles de la calle (crecidos al aire libre) fueron de 0.83 cm/año. Las tasas de crecimiento de árboles de la misma especie o género fueron comparadas para determinar la diferencia promedio entre el crecimiento estandarizado de árboles en las calles y las tasas estandarizadas de crecimiento de parques y bosques. El crecimiento de los parques promedió es 1.78 veces menor que el de los árboles de la calle; y el crecimiento forestal promedió 2.29 veces menos que el crecimiento de los árboles en la calle. Se utilizaron medidas de exposición a la luz de la corona (CLE) de 0-1 para representar las condiciones de crecimiento del bosque; 2-3: condiciones del parque; y 4-5: condiciones de crecimiento abierto. Por lo tanto, las ecuaciones de crecimiento ajustadas por temporada de crecimiento (versión UFORE > = 1.0) son:

$$SG = 0.83 \frac{\text{cm}}{\text{año}} * \text{número de días sin heladas} / 153 \quad (49)$$

Y para:

$$CLE 4 - 5: \text{Crecimiento base} = SG$$

$$CLE 2 - 3: \text{Crecimiento} = SG/1.78$$

$$CLE 0 - 1: \text{Crecimiento} = SG/2.26$$

Las tasas de crecimiento se ajustaron según la condición del árbol. Para árboles en estado regular a excelente, las tasas base de crecimiento se multiplicaron por 1 (sin ajuste), las tasas de crecimiento de los árboles pobres se multiplicaron por 0.76, árboles críticos en 0.42 y árboles moribundos en 0.15 (tasas de crecimiento de árboles muertos = 0). Los factores de ajuste se basaron en el porcentaje de muerte regresiva de la corona y la suposición de que menos del 25 por ciento de muerte regresiva de la corona tuvo un efecto limitado sobre las tasas de crecimiento del dap. La diferencia en las estimaciones de C en el almacenamiento entre el año x y el año x + 1 es la cantidad bruta de C secuestrado anualmente.

La muerte de los árboles conduce a la eventual liberación de C almacenado. Al estimar la cantidad neta de C secuestrado por el bosque urbano, las emisiones de C debidas a la descomposición después de la muerte del árbol deben ser consideradas. Para calcular la liberación potencial de carbono debido a la muerte de los árboles, las estimaciones de las tasas de mortalidad por clase de condición se derivaron de un estudio de la mortalidad de árboles en las calles (D. J. Nowak, 1986). La mortalidad anual se estimó en 1.92 % para árboles de 0 a 3 pulgadas en estado bueno - excelente; 1.46 por ciento para árboles de más de 3 pulgadas en la clase buena-excelente; 3.32 % para árboles en buenas condiciones; 8,86 % mal estado; 13.08 % para críticos; 50 por ciento de árboles moribundos y 100 por ciento de árboles muertos.

Se utilizaron dos tipos de tasas de descomposición: 1) liberación rápida para la biomasa aérea de árboles que se proyectan para ser removidos, y 2) liberación retardada para árboles muertos en pie y raíces de árboles removidos. Los árboles que se eliminan de las áreas urbanas normalmente no se desarrollan en productos de madera para el almacenamiento de carbono a largo plazo (es decir, los árboles extraídos a menudo se queman), por lo tanto, lo más probable es que liberen su carbono relativamente pronto después de la eliminación.

Si los árboles muertos no se eliminan anualmente, tienen una mayor probabilidad de ser medidos en la muestra de árboles y las tasas de descomposición deben reflejar esta diferencia. El 50% de los árboles en los parques se dejaban en pie (es decir, no eliminado) ya que estos árboles probablemente se encuentran dentro de complejos forestales y/o lejos del sitio. Se supuso que estos árboles se descompondrían durante un período de 20 años. Árboles en todos los demás usos de suelo se eliminarían dentro de un año de la muerte del árbol. Para árboles removidos, la biomasa aérea se trituró con una tasa de descomposición de tres años; bajo tierra se supuso que la biomasa se descompondría en 20 años.

Las estimaciones de las emisiones de C debido a la descomposición se basaron en la probabilidad de que el árbol muera dentro del próximo año y la probabilidad de que el árbol sea eliminado usando la fórmula:

$$Emission = C * M_c * \sum p_i((D_{remove}) + (D_{stand})) \quad (50)$$

donde Emisión = contribución de cada árbol a las emisiones de carbono; C = almacenamiento de carbono en el próximo año;  $M_c$  = probabilidad de mortalidad basada en la clase de condición;  $i$  = clase de descomposición (basada sobre el número de años que quedaron en pie antes de la

remoción);  $P_i$  = proporción de la población de árboles de uso de la tierra en la clase de descomposición  $i$ ;  $P_{ab}$  = proporción de biomasa arbórea por encima del suelo;  $y_i$  = número de años dejar en pie antes de la remoción ( $y_i \rightarrow \infty$  para árboles muertos que nunca serán talados (descomposición natural);  $d_m$  = tasas de descomposición de la biomasa aérea cubierta con mantillo (3 años); y  $d_r$  = tasa de descomposición para árboles en pie y raíces de árboles (20 años).

Se agregaron estimaciones de árboles individuales de probabilidad de mortalidad y tasas de descomposición hacia arriba para producir estimaciones totales de descomposición para la población de árboles. La cantidad de carbono secuestrado debido al crecimiento de los árboles se redujo por la cantidad perdida debido a la mortalidad de los árboles para estimarla tasa neta de la retención de carbono.

Deben usarse los precios establecidos de almacenamiento y retención de carbono por tonelada de la localidad en la que se realiza el estudio, si se carece de esta información, I-Tree Eco usa los valores determinados por la Agencia de Protección Ambiental de EEUU 2015 y el Grupo de Trabajo Interagencial del Costo Social del Carbono 2015. Ante la carencia de información para la ciudad de Querétaro, se usan los valores determinados en Estados Unidos y la equivalencia en la moneda nacional de México (peso mexicano).

### 10.2.3 UFORE-D: Remoción de contaminantes atmosféricos

UFORE-D se utiliza para estimar la deposición seca (estiaje) de la contaminación del aire a árboles y arbustos (David J. Nowak *et al.*, 1998). Este módulo calcula la deposición seca de los principales contaminantes atmosféricos: el ozono (O<sub>3</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) y partículas menores a 10 micras (PM<sub>10</sub>).

En UFORE-D, el flujo de contaminantes ( $F$ ; en  $g\ m^{-2}\ s^{-1}$ ) se calcula como el producto de la velocidad de deposición ( $V_d$ ; en  $m\ s^{-1}$ ) y la concentración del contaminante ( $C$ ; en  $g\ m^{-3}$ ) (Servicio Forestal de USDA, 2000).

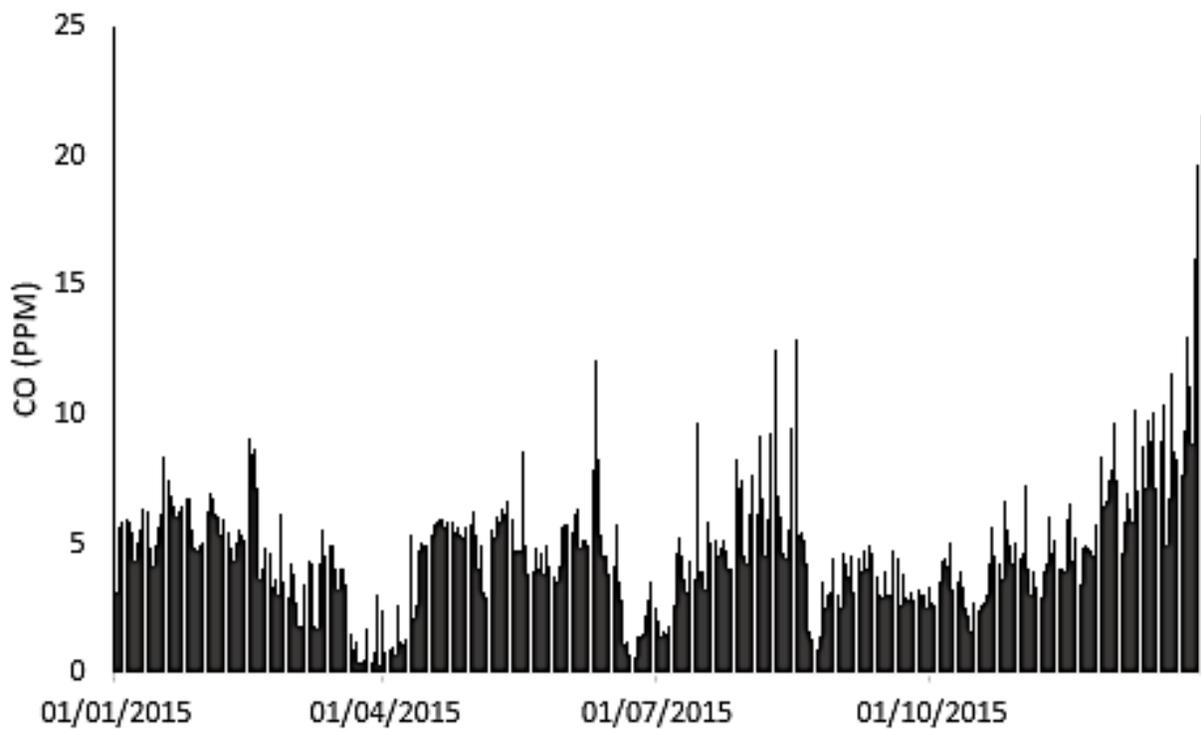
$$F = V_d \times C \quad (51)$$

Según Baldocchi *et al.*, 1987, la velocidad de deposición es calculada como el inverso de la suma de la resistencia aerodinámica ( $R_a$ ), resistencia de la capa límite ( $R_b$ ) y resistencia del dosel ( $R_c$ ):

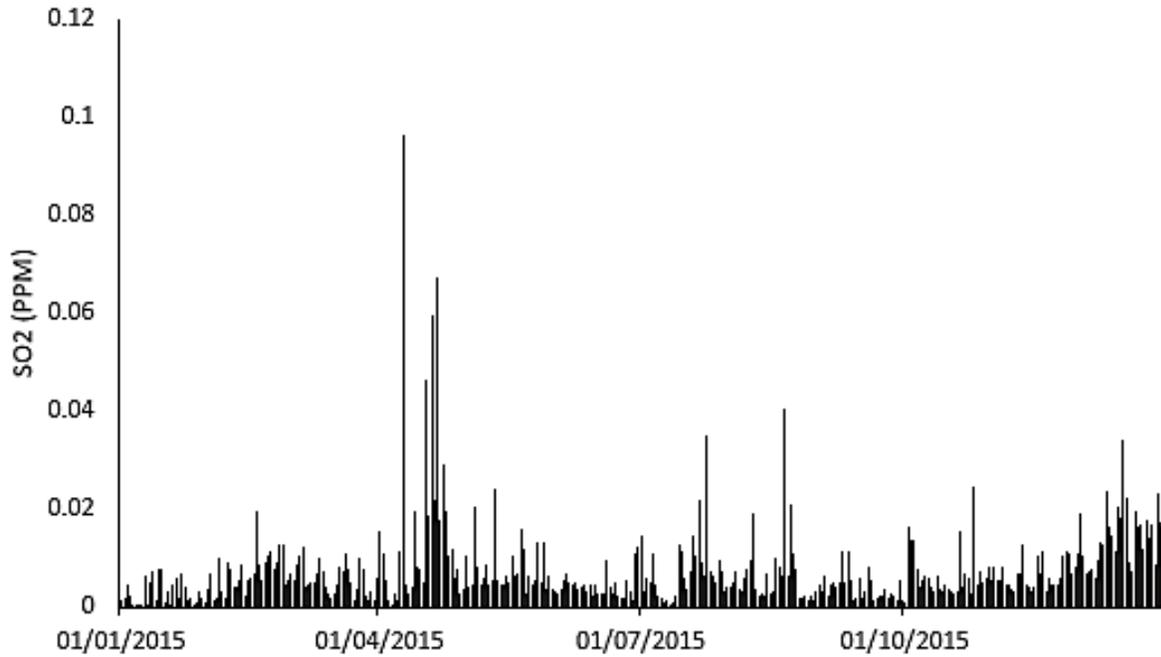
$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (52)$$

Los valores económicos de los contaminantes deben estimarse de acuerdo a las condiciones de la localidad de la zona de estudio. Si no se cuenta con los valores de contaminación atmosférica, la herramienta I-Tree Eco emplea valores estándar europeos de referencia promedio o las ecuaciones de regresión BenMap (David J. Nowak *et al.*, 2014) que incluyen como variable a la población de la zona de estudio definida.

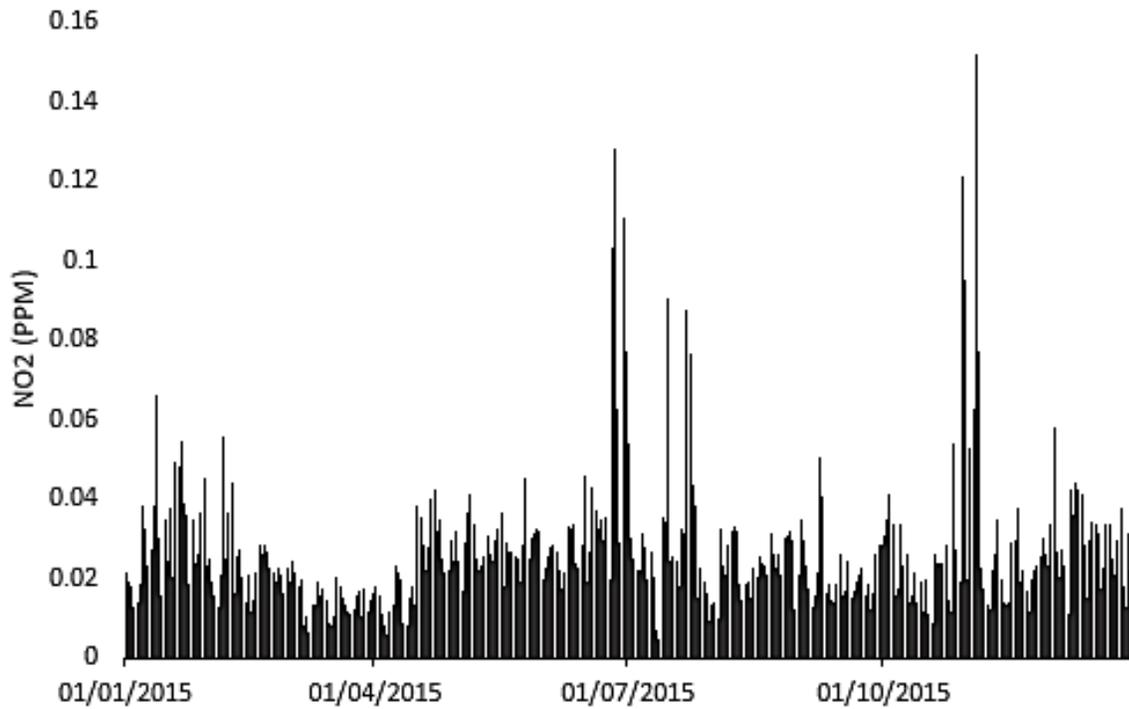
### 10.3 Anexo 3. Datos de concentración de contaminantes atmosféricos para el modelo I-Tree Eco en el 2015.



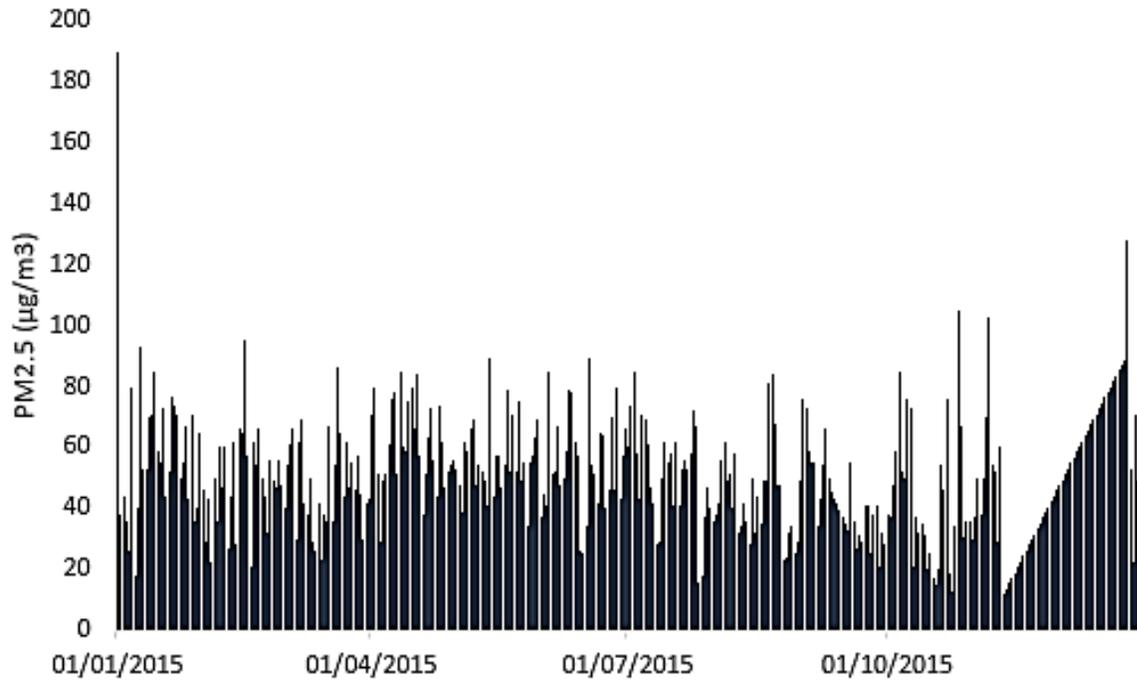
**Figura 42.** Concentración de monóxido de carbono CO.



**Figura 43.** Concentración de dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>).

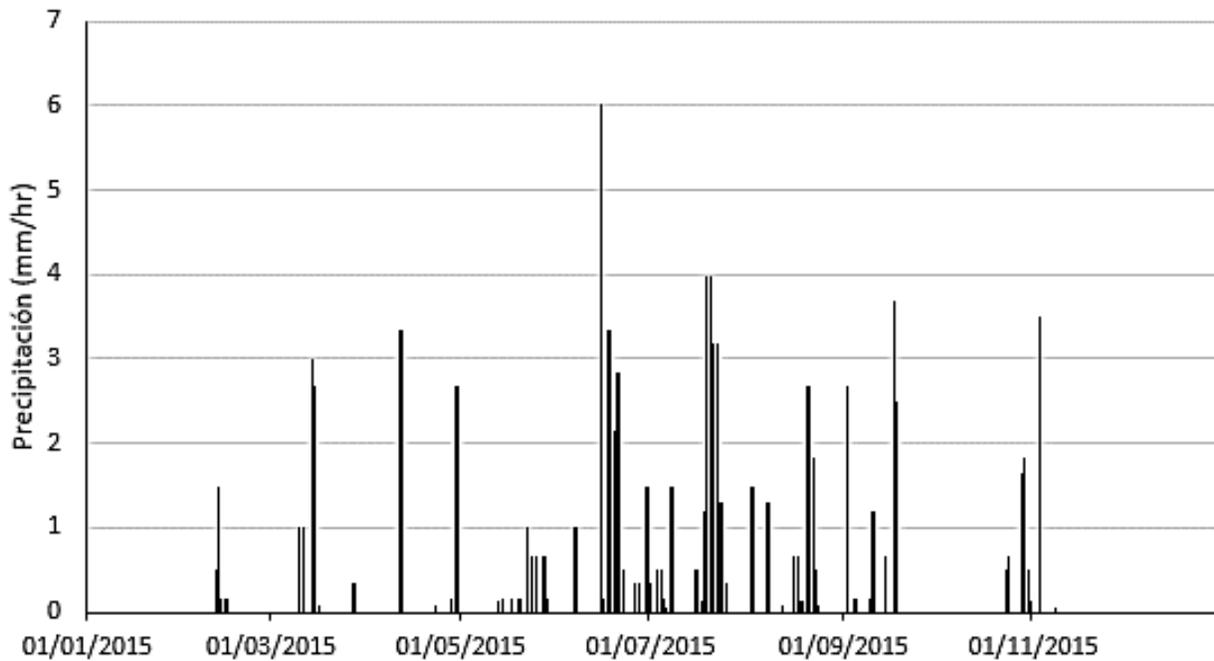


**Figura 44.** Concentración de dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>).

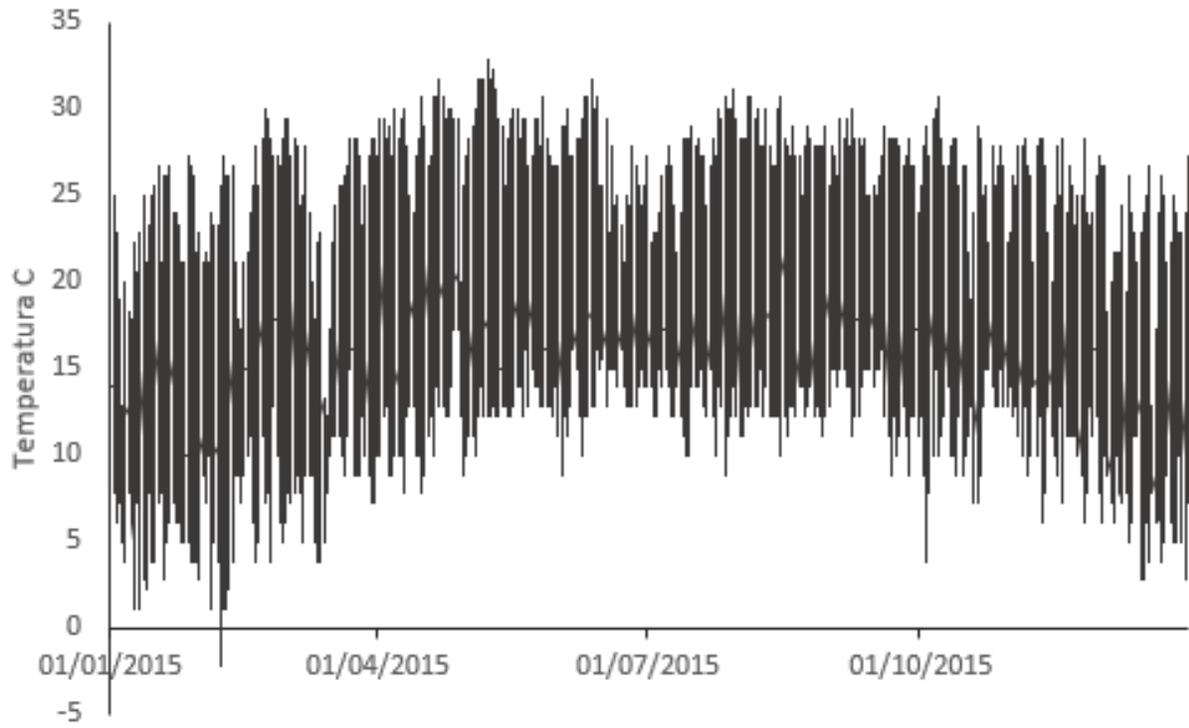


**Figura 45.** Concentración de partículas menores de 2.5 micras (PM 2.5).

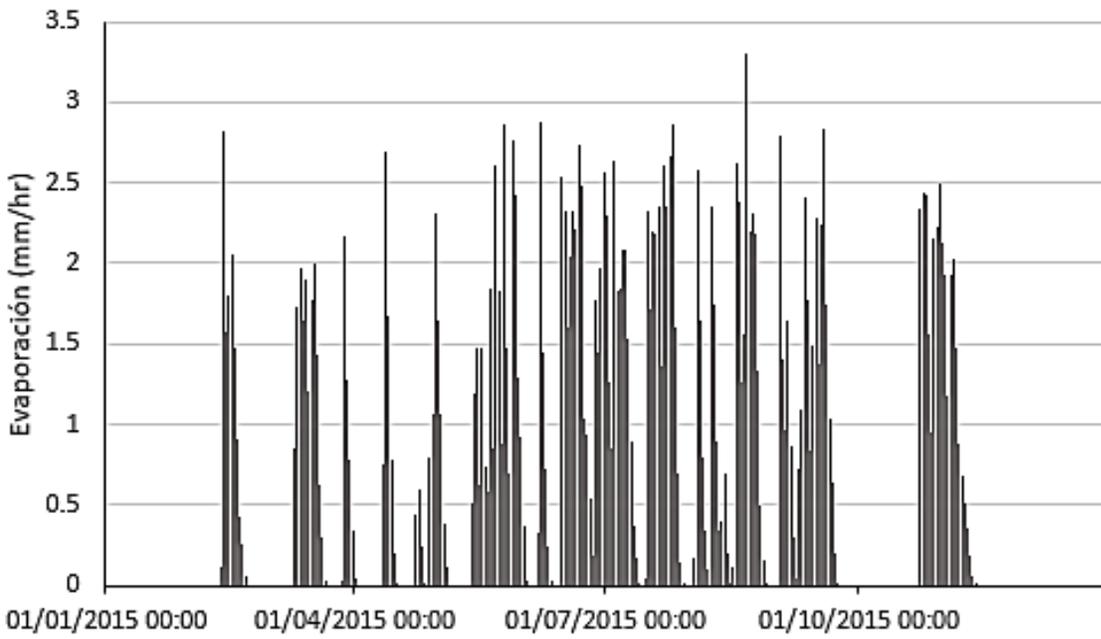
**10.4 Anexo 4. Datos de clima para el modelo I Tree Eco en el año 2015.**



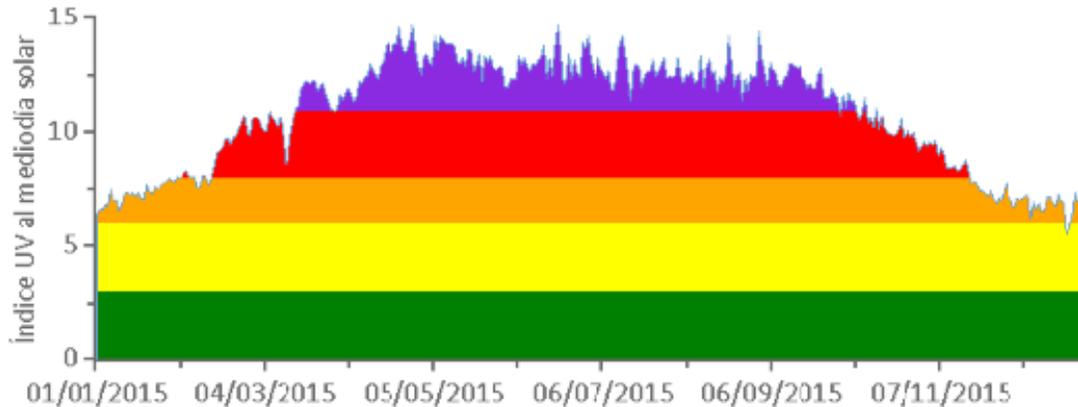
**Figura 46.** Intensidad de precipitación para el 2015.



**Figura 47.** Temperatura para el 2015.



**Figura 48.** Evaporación para el año 2015.



**Figura 49.** Radiación para el año 2015.

## 10.5 Anexo 5. Características de los árboles predominantes de CU

### 10.5.1 Ficus Benjamina.

El Ficus Benjamina pertenece a la familia de Morceae (Ibarra, 1990), es originario del sudeste asiático y es uno de los árboles más utilizados en el mundo principalmente para fines estéticos y de ornamentación. Es una de las especies más utilizadas en México (Conover & Poole, 1986), es considerado un árbol adecuado para detener el polvo y absorber el calor que se genera en la calles de una ciudad (Soto *et al.*, 2006) y sus hojas tienen la capacidad de neutralizar la lluvia ácida (Salim & Khalaf, 1994). De acuerdo al origen geográfico y condiciones ambientales de crecimiento la especie Ficus Benjamina se encuentra de manera natural en Australia, China, Filipinas, India e Indonesia (Weiner, 1992) .

El Ficus Benjamina es un árbol de color verde brillante; su follaje es denso y de geometría redonda. Esta especie de árbol llega a medir hasta 20 m de altura, su tronco mide de 0.5 a 0.75 m de diámetro y es de color gris con corteza lisa. Las hojas del Ficus Benjamina son de forma ovalada y llegan a medir hasta 10 cm.



**Figura 50.** Arbolado de alineación sobre una calle con Ficus Benjamina.

### **10.5.2 Jacaranda Mimosifolia**

La Jacaranda Mimosifolia es un árbol utilizado para el arbolado urbano (en banquetas, camellones, parques o jardines), su nombre común es jacaranda, que en guaraní significa “madera dura”. Esta especie de árbol crece en zonas montañosas, aunque también puede desarrollarse en áreas secas. Pertenece a la familia de las bignoniáceas, es de origen sudamericano, específicamente nativa de Argentina, Bolivia y Paraguay, aunque puede encontrarse en todo el mundo.

La J. Mimosifolia es un árbol de crecimiento lento y llega a medir hasta 15 m de altura; su tronco tiene una forma torcida con pliegues suaves, va de 0.40 a 0.70 cm de diámetro con corteza fracturada y ligeramente corchosa. Las hojas son compuestas, bipinnadas van de 30 a 50 cm y de color verde claro y su textura es lisa.



**Figura 51.** Ejemplares de Jacaranda Mimosifolia.

### **10.5.3 Schinus molle**

El Schinus molle es una de las 15 especies pertenecientes al género Schinus, es originario de los andes centrales (Perú, Chile y Bolivia), sin embargo, es común encontrarlo en Europa, África y Norteamérica. Este árbol destaca por ser resistente a la sequía y altas temperaturas, aunque no resiste heladas. Su utilización principal es en parques, avenidas y paseos.

Según Ramírez & Soto, 2018, Carrión, 2010 y Gómez, 2017 el Schinus Molle pertenece a la familia Anacardiaceae, es un árbol perenifolio que llegar a medir 15 m de altura. Su follaje es abierto y denso, perenne con ramas colgantes, con tronco nudoso y la corteza es de color marrón oscuro, fisurada y rugosa con madera dura y compacta. Sus ramas son de color verde, marrón y rojizo, lisas, resinosas, pendulares y con diámetro que va de 3 a 5 mm. La especie de árbol S. Molle, tiene hojas esparcidas y alternas con longitud de 20 a 30 cm.



**Figura 52.** Ejemplar de *Schinus molle*.