

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Inventario forestal urbano y secuestro de carbono en los parques
urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador**

Diego Iván Arias Minchala

Tutor: Santiago Patricio Bonilla Bedoya

Quito, 2025

Trabajo almacenado en el Repositorio Institucional UASB-DIGITAL con licencia Creative Commons 4.0 Internacional		
	Reconocimiento de créditos de la obra	
	No comercial	
	Sin obras derivadas	
Para usar esta obra, deben respetarse los términos de esta licencia		

Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Diego Ivan Arias Minchala autor de la tesis intitulada “Inventario forestal urbano y secuestro de carbono en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo por lo tanto la Universidad, utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en los formatos virtual, electrónico, digital, óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que, en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

30 de septiembre de 2025

Firma: _____

Resumen

La expansión urbana no planificada impacta negativamente el entorno natural, mientras que los parques urbanos, como estrategia sostenible, ayudan a mitigar el cambio climático local y el efecto isla de calor. El objetivo de esta investigación fue determinar la contribución de los parques urbanos como sumideros de carbono y analizar su efectividad en la mitigación de emisiones de CO₂ en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Se evaluaron nueve parques mediante inventarios forestales, ecuaciones alométricas y el análisis del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), por sus siglas en inglés Normalized Difference Vegetation Index) a partir de imágenes satelitales. Se registraron 874 especímenes correspondientes a 49 especies arbóreas, distribuidos en 50 parcelas de 10×10 m por parque. Los parques con mayor capacidad de captura fueron La Armenia (3767,45 Tn), El Ejido (2302,93 Tn) y Las Cuadras (2300,85 Tn), mientras que los de menor rendimiento fueron El Bicentenario (679,59 Tn), Itchimbia (627,27 Tn) y El Arbolito (345,28 Tn). Las especies más eficientes en la captura de carbono fueron *Cupressus macrocarpa* (Ciprés de Monterey), *Pinus patula* (Pino Patula) y *Corymbia citriodora* (Eucalipto Limón). Se encontró una correlación positiva significativa ($r = 0.79$) entre el NDVI y el CO₂ almacenado, lo que confirma su utilidad como predictor del carbono almacenado, sin constituir una medida directa de captura. Los resultados demuestran que los parques urbanos del DMQ desempeñan un papel fundamental en la captura de emisiones. Se recomienda implementar estrategias de conservación y restauración para optimizar su función como sumideros de carbono y fortalecer su aporte a la resiliencia climática urbana.

Palabras clave: cambio climático, CO₂, especies arbóreas, NDVI, parques urbanos, planificación urbana, Quito, secuestro de carbono atmosférico

Agradecimientos

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento al cuerpo docente de la Universidad Andina Simón Bolívar, cuyo apoyo y orientación fueron fundamentales para la construcción de esta investigación y la culminación de mi proceso académico. En especial, extendiendo mi gratitud al PhD. Santiago Bonilla-Bedoya, tutor de esta tesis de investigación, por su invaluable guía, paciencia y aportes que enriquecieron cada etapa del estudio.

Asimismo, quiero agradecer y reconocer el apoyo de la MSc. Alejandra Bedoya y a la Bióloga Lic. Daisy Ganchala, colegas y asistentes de campo, por su tiempo, experiencia y compromiso durante el trabajo de campo, cuya colaboración fue esencial para la recolección de datos.

Tabla de contenidos

Tabla de contenidos.....	9
Introducción.....	13
Capítulo primero Cambio climático, urbanización y herramientas geoespaciales.....	20
1. Huella de carbono de las ciudades.....	20
1.1. Definición y principales fuentes de la huella de carbono urbana.	20
1.2. Huella de carbono de Quito y límites de la compensación con vegetación urbana	20
1.3. Sumideros urbanos y Ecosistema Forestal Urbano (EFU): capacidad de almacenamiento y captura de carbono.	22
1.4. Evidencia en parques urbanos	23
1.5. Normativa y revisión documental.....	24
2. Importancia de la vegetación urbana en las ciudades.....	25
2.1. Definición y rol funcional	25
2.2. Servicios ecosistémicos: más allá del carbono	25
2.3. Salud pública, percepción y bienestar	26
2.4. Biodiversidad, conectividad y fragmentación urbana	27
3. Contribución de la vegetación urbana a la mitigación del cambio climático .	28
3.1. Definición de mitigación	28
3.2. Implicaciones para la investigación y vínculo con los objetivos.....	29
3.3. Inventario forestal como herramienta de gestión urbana.....	30
3.3.1. Tipos de inventarios	31
4. Herramientas para cuantificar la contribución de la vegetación urbana a la mitigación del cambio climático	32
4.1. Sistemas de Información Geográfica (SIG).....	32
4.2. Operatividad de SIG en este estudio.....	32
4.3. Teledetección.....	33
4.4. Índices de Vegetación (IV).....	34
4.5. NDVI	35
4.6. Inventarios forestales y su integración con SIG y NDVI	36
Capítulo segundo Área de estudio: materiales y métodos de análisis	38
1. Área de estudio	38
1.2. Criterios para la selección de parques.....	41
2. Protocolo metodológico.....	42

3. Inventario forestal y evaluación de la diversidad arbórea en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito.....	44
3.1. Diversidad arbórea	47
3.2. Estimación del Carbono Almacenado por Especie en Parques Urbanos	48
3.3. Contribución de la vegetación arbórea al secuestro de carbono mediante ecuaciones alométricas e imágenes satelitales	49
3.4. Estimación de la captura de carbono por árbol	51
3.5. Estimación de la captura de carbono por parque.....	52
3.6. Estimación de carbono almacenado y CO ₂ fijado a través de imágenes satelitales	53
Capítulo tercero Resultados y discusión.....	56
1. Inventario forestal.....	56
1.1. Trabajo en campo	56
1.2. Índices de diversidad	59
2. Estimación de captura de carbono	62
2.1. Estimación de captura de carbono por árbol	62
2.2. Estimación de captura de carbono por parques	69
3. Análisis cuantitativo	70
3.1. Análisis de comparación.....	70
3.2. Análisis de datos.....	71
3.3. Valores estadísticos NDVI	75
3.4. Relación CO ₂ -NDVI	76
4. Discusión	77
Conclusiones.....	87
Lista de referencias	89
Anexos.....	103
Anexo 1: Mapas temporales	103
Estado NDVI actual de parques estudiados	107

Índice de figuras y tablas

Figura 1 Dinámica de los flujos (f) y almacenes (a) de carbono en un ecosistema forestal	22
Figura 2. Elementos de los SIG	33
Figura 3. Esquema de funcionamiento de sistemas de teledetección óptica	34
Figura 4. Escala NDVI	35
Figura 5. Funcionamiento índice NDVI	36
Figura 6. Área de estudio	39
Figura 7. Diagrama de flujo de la metodología	43
Figura 8. Cerramiento de la parcela a medir	45
Figura 9. Materiales usados en Salida de Terreno	46
Figura 10. Medición del DAP en árboles contenidos en parcelas estudiadas	47
Figura 11. Distribución de muestra de especímenes, según criterio DAP.	58
Figura 12. Correlación entre hectáreas e índice de Shannon.....	61
Figura 13. Correlación entre hectáreas e índice de Simpson.....	61
Figura 14. Contenido de carbono por árbol en el parque Equinoccial	62
Figura 15. Contenido de Carbono por árbol en el parque La Alameda.....	63
Figura 16. Contenido de carbono por árbol en el parque El Ejido.	64
Figura 17. Contenido de carbono por árbol en el parque El Arbolito.	64
Figura 18. Contenido de carbono por árbol en el parque La Carolina	65
Figura 19. Contenido de carbono por árbol en el parque Bicentenario	66
Figura 20. Contenido de carbono por árbol en el parque Itchimbia.	66
Figura 21. Contenido de carbono por árbol en el parque Las Cuadras.	67
Figura 22. Contenido de carbono por árbol en el parque La Armenia	68
Figura 23. Contenido de carbono por parques de la Ciudad de Quito.....	70
Figura 24. Resumen NDVI parques estudiados, año 1987.....	72
Figura 25. Resumen NDVI parques estudiados, año 2007.....	73
Figura 26. Resumen NDVI parques estudiados, año 2024.....	74
Figura 27. Valores históricos NDVI en área de estudio	76
Figura 28. Relación entre NDVI y CO ₂ almacenado	77
Figura 29. NDVI histórico Parque Bicentenario	103
Figura 30. NDVI histórico Parque La Carolina.....	104
Figura 31. NDVI históricos Parques El Ejido, El Arbolito y La Alameda.....	104
Figura 32. NDVI histórico Parque Itchimbia.	105
Figura 33. NDVI histórico Parque Las Cuadras.....	105
Figura 34. NDVI histórico Parque La Armenia.	106
Figura 35. NDVI histórico Parque Equinoccial.....	106
Figura 36. NDVI Parque Bicentenario, 2024.	107
Figura 37. NDVI Parques El Ejido, El Arbolito y La Alameda, 2024.	107
Figura 38. NDVI Parque Itchimbia, 2024.	108
Figura 39. NDVI Parque La Carolina, 2024.....	108
Figura 40. NDVI Parque Las Cuadras, 2024.....	109
Figura 41. NDVI Parque Equinoccial, 2024.	109
Figura 42. NDVI Parque La Armenia, 2024.	110
Tabla 1. Especies arbóreas de los parques urbanos del DMQ.....	57
Tabla 2. Índice de diversidad.....	60
Tabla 3. Correlación entre Índices de biodiversidad y hectáreas por parque	60
Tabla 4. Especies con mejor rendimiento de captura de CO ₂	68

Tabla 5. Especies con mejor rendimiento de captura de CO ² , según frecuencia.	69
Tabla 6. Resultados estadísticos globales NDVI área de estudio.....	75

Introducción

En entornos urbanos, los espacios verdes, aparte de contribuir a la mitigación del cambio climático, generan beneficios directos y comprobables para la salud física y mental de la población. Entre estos beneficios se destacan la reducción del estrés, el fomento de la actividad física y la mejora en la calidad del aire (WHO 2016). La planificación de parques y áreas verdes suele fundamentarse en criterios de accesibilidad, siendo una práctica común garantizar la presencia de espacios verdes públicos con una superficie mínima de entre 0,5 y 1 hectárea, ubicados a no más de 300 metros de las residencias (WHO 2017).

Sin embargo, en Quito persiste una escasez y mala distribución de los parques urbanos, con sectores de la ciudad que presentan un acceso limitado o áreas verdes en estado de abandono (EPMOP 2021). Esta situación genera inequidades en la provisión de servicios ecosistémicos y limita los beneficios sociales, ambientales y de salud que ofrecen los parques. De acuerdo con estándares internacionales de la OMS (2017), se recomienda garantizar al menos 9 m² de áreas verdes por habitante, distribuidas de manera equitativa en la ciudad; no obstante, la realidad urbana de Quito evidencia brechas importantes en su cumplimiento.

En este contexto, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) establecidos por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) constituyen igualmente un marco orientador de referencia. En particular, los ODS 11 y 15 buscan proteger y preservar tanto los entornos naturales como los culturales. Dentro del ODS 11, la meta 11.4 se enfoca en proteger el patrimonio cultural y natural del mundo, mientras que la meta 11.B promueve políticas de resiliencia urbana y adaptación al cambio climático (ICCROM 2019). El ODS 15, por su parte, aboga por la protección de los ecosistemas terrestres y la conservación de la biodiversidad (UN DESA 2023)..

El concepto de “bosque urbano” adquiere un carácter central. De acuerdo con Salbitano et al. (2016), se entiende como un enfoque estratégico e integrado para la planificación y gestión de los recursos arbóreos en áreas urbanas y periurbanas, en virtud de los múltiples beneficios que proporciona en términos económicos, ambientales y socioculturales. En este sentido, es importante distinguir los bosques urbanos — conformados por una diversidad de especies en parques, avenidas y jardines— de las plantaciones monoespecíficas, cuyo objetivo es principalmente productivo. En el caso de

Quito, esta perspectiva permite interpretar a los parques urbanos como nodos clave dentro de un sistema verde más amplio, que conecta funcionalmente la matriz urbana con las áreas naturales que la rodean.

Así mismo, los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) se presentan como espacios clave para el desarrollo urbano sostenible. El inventario forestal urbano y la evaluación del secuestro de carbono en estos parques son herramientas fundamentales para proteger los servicios ambientales que brindan, alineándose con los ODS aportan a la reducción del impacto del cambio climático, a la preservación de la biodiversidad y al fortalecimiento de la calidad de vida en entornos urbanos. La implementación de políticas y estrategias que promuevan la gestión integral de estos espacios puede transformar los parques urbanos del DMQ en verdaderos refugios de biodiversidad, fortaleciendo la resiliencia urbana y asegurando su conservación para las generaciones futuras (EC Ministerio del Medio Ambiente 2021).

De acuerdo con información proporcionada por la Empresa Pública Metropolitana de Movilidad y Obras Públicas (EPMMOP), a través del geoportal del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), la ciudad dispone de un total de 1.661 parques y espacios destinados a la recreación activa, los cuales abarcan una superficie aproximada de 2.814 hectáreas de parques metropolitanos, sectoriales, barriales y zonales, distribuidos tanto en las parroquias urbanas como en las zonas urbanizadas de las parroquias rurales (EPMMOP 2021). Para el presente estudio se han seleccionado nueve parques representativos: La Carolina, Las Cuadras, Bicentenario, El Ejido, La Alameda, Itchimbia, Equinoccial, La Armenia y El Arbolito, los cuales, en conjunto, suman una superficie aproximada de 297 hectáreas.

La cuantificación del carbono almacenado en el arbolado urbano representa no solo una estimación de un servicio ecosistémico esencial, sino también una herramienta operativa clave para la gestión sostenible del verde urbano. Esta práctica permite generar indicadores técnicos que orientan la priorización de actividades como el mantenimiento, la reposición y la restauración del arbolado, así como la evaluación del desempeño de políticas públicas e intervenciones locales. Asimismo, facilita la comunicación de los múltiples co-beneficios asociados al bosque urbano, tal como la mitigación del cambio climático, la mejora de la salud pública y la conservación de la biodiversidad en formatos comprensibles y aplicables a la planificación urbana (WHO 2016). En este sentido, Salbitano et al. (2016) destacan la importancia de integrar los inventarios forestales urbanos, la valoración de servicios ecosistémicos y la socialización de resultados como

componentes fundamentales en las normativas y planes de gestión municipal del bosque urbano.

La presente investigación evaluó el aporte de los parques urbanos en su función como sumideros de carbono, así como su incidencia concreta en la reducción de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en el Distrito Metropolitano de Quito. El primer capítulo expone el marco teórico, donde se contextualiza la importancia de estos espacios verdes en la captura de carbono y su rol dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático. En el segundo capítulo se detalla la metodología empleada, detallando el diseño del inventario forestal y las técnicas aplicadas para la estimación de la captura de carbono en los parques seleccionados. En el tercer capítulo, se presentan y analizan los resultados obtenidos, evaluando la capacidad de captura de carbono de los parques estudiados y su contribución a la captura de las emisiones de CO₂ urbanas. Estos resultados se complementan gráficamente y se discuten en contraste con estudios previos, con el fin de facilitar su revisión, finalizando con conclusiones que se encuentran a fines con los objetivos planteados

Planteamiento del problema

El acelerado crecimiento urbano y la falta de planificación adecuada generó un aumento significativo de la huella ecológica de las ciudades, impactando directamente en la calidad de vida de sus habitantes y en la salud del planeta (Walter 2020). El crecimiento desordenado de las áreas urbanas se traduce en la pérdida de espacios verdes, la degradación ambiental y la reducción de los servicios ecosistémicos que las ciudades necesitan para ser sostenibles (Puplampu y Boafo 2021). Según estimaciones de la ONU, para 2050, más del 68% de la población mundial vivirá en áreas urbanas, intensificando los desafíos asociados a la expansión urbana y la presión sobre los recursos naturales (UN-Habitat 2022).

A nivel mundial, la problemática emergente del precipitado proceso de urbanización y la expansión de la frontera agrícola es un desafío significativo que amenaza los ecosistemas forestales. Según datos del Informe de Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2020 de la FAO (2020) entre 1990 y 2020, la superficie forestal mundial disminuyó en aproximadamente 178 millones de hectáreas. Esta preocupación cobra relevancia dada la función crucial que desempeñan dichos ecosistemas en la mitigación del cambio climático, absorbiendo el carbono originado por la quema de combustibles fósiles (Brienen et al. 2015). Esta dinámica, con implicaciones

tanto ambientales como socioeconómicas, impacta negativamente en la calidad del entorno y la biodiversidad a escala global (Cárdenas 2013).

El dióxido de carbono es el principal responsable del efecto invernadero en la Unión Europea, representando el 80% de todos los gases de este tipo (Gratani, Varone, y Bonito 2016). Desde la Revolución Industrial, las concentraciones de CO₂ en la atmósfera aumentaron significativamente, pasando de 280 a 418 partes por millón. A pesar de esto, las ciudades, impulsadas por el consumo de energía, son las mayores contribuyentes a las emisiones globales que alcanzan el 71% (Fang et al. 2022).

En América Latina, la deforestación de bosques urbanos logró en el último tiempo niveles alarmantes, lo que exacerba el cambio climático y genera impactos significativos en la calidad del aire y del agua. Estos efectos tienen consecuencias socioeconómicas notables, como la pérdida de biodiversidad y la degradación del suelo (Cárdenas 2013). Según la FAO (2021) la región enfrenta una tasa de deforestación neta de aproximadamente 2.6 millones de hectáreas por año entre 2010 y 2020, destacando la urgencia de abordar esta problemática. El aumento continuo de las emisiones de carbono (CE) impulsado por la industrialización y urbanización de los países en desarrollo exacerbó aún más el cambio climático (Li, Huang, y Yang 2023). En este contexto, las áreas verdes urbanas desempeñan un papel crucial al mejorar la calidad del aire y mitigar los efectos del cambio climático. La capacidad de estas áreas para eliminar contaminantes atmosféricos y su impacto en el clima urbano, al reducir las temperaturas extremas y mitigar la isla de calor urbano, son elementos fundamentales (Piracha y Chaudhary 2022).

De acuerdo con Brears (2022) la creciente urbanización en ciudades latinoamericanas como Santiago de Chile y Buenos Aires exacerbó el efecto “isla de calor” urbano, generando temperaturas significativamente más altas en comparación con las zonas rurales circundantes, generando otro problema sobre el tema. La proliferación de superficies impermeables, la escasez de áreas verdes y la falta de planificación urbana sostenible contribuyen a este fenómeno. En Santiago de Chile, por ejemplo, se registró diferencias térmicas de hasta 8-9 °C, mientras que en Buenos Aires se alcanzó picos de 20 °C en condiciones extremas. Estas elevadas temperaturas no solo impactan en la calidad de vida de los habitantes, sino que también intensifican los eventos climáticos extremos, como olas de calor y sequías, y agravan problemas de salud pública. Además, la captura del secuestro de carbono en estos entornos urbanos contribuye al cambio climático global, generando un círculo vicioso que dificulta la adaptación a sus efectos.

En el ámbito nacional, la región andina de Ecuador enfrenta una pérdida sustancial de sus hábitats naturales por la expansión urbana, comprometiendo la conectividad ecológica y subrayando la necesidad imperativa de implementar prácticas de planificación urbana sostenibles y programas de reforestación (Pintado y Astudillo 2021). Según Pacheco y Ávila (2017) desarrollaron una plataforma web destinada a la gestión integral de parques, jardines y áreas verdes urbanas, con el propósito de fortalecer el ordenamiento territorial y optimizar la planificación ambiental en entornos urbanos. Como parte de esta iniciativa, se llevó a cabo un inventario detallado del arbolado del Parque de la Madre, en Cuenca, evaluando el estado fitosanitario de los árboles mediante indicadores como la inclinación del tronco, la presencia de daños estructurales, afecciones en el sistema radicular y signos de plagas o enfermedades. Esta herramienta permite incorporar datos técnicos sobre la condición del arbolado en los procesos de toma de decisiones municipales, facilitando intervenciones más eficientes en mantenimiento, reposición y conservación de espacios verdes. La integración de tecnologías como vehículos aéreos no tripulados (UAV) y dispositivos móviles en el levantamiento de información fortalece su aplicabilidad metodológica a otros contextos urbanos.

Aunque el estudio no se enfoca en la estimación directa de emisiones ni de captura de carbono, constituye un referente importante en términos de gestión operativa, al evidenciar cómo la incorporación de inventarios arbóreos en plataformas digitales puede potenciar la provisión de beneficios ecosistémicos, como el control del microclima urbano, el incremento en la calidad del aire y el refuerzo de la capacidad de adaptación de la ciudad frente a condiciones climáticas extremas frente al cambio climático. En este sentido, la experiencia constituye un insumo metodológico relevante y un punto de comparación pertinente para la presente investigación en el Distrito Metropolitano de Quito.

Con respecto a Quito, el análisis del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de Quito 2015-2025 revela una huella ecológica per cápita en el Distrito Metropolitano de Quito que alcanza las 1,77 hectáreas globales (hag), exhibiendo un excedente del 9% respecto a la huella ecológica promedio para Ecuador (EC Municipio del Distrito Metropolitano de Quito 2021). La hectárea global es una unidad de medida estandarizada empleada por la Global Footprint Network para cuantificar tanto la biocapacidad como la huella ecológica. Equivale a una superficie de una hectárea cuya capacidad de producción biológica refleja el promedio mundial registrado en un año específico (Lin et

al. 2019). En este sentido, la pérdida progresiva de hábitats naturales, en particular en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, podría comprometer su función como sumideros de carbono, un componente crítico para las estrategias locales de mitigación y adaptación frente al cambio climático (Crespo et al. 2024).

Los resultados del estudio de Rodríguez y Cuesta (2024), revelan que los parques metropolitanos de Guanguiltagua y del Sur en Quito actúan como importantes sumideros de carbono, almacenando una cantidad significativa de carbono en su biomasa. Estos hallazgos subrayan la necesidad de integrar la conservación y el manejo sostenible de estos espacios verdes en los planes de ordenamiento territorial de la ciudad. Al considerar la ubicación, el tamaño y la conectividad de los parques, se pueden maximizar sus beneficios en términos de mitigación del cambio climático y provisión de otros servicios ecosistémicos. Además, al promover la restauración ecológica de áreas degradadas y la creación de nuevos espacios verdes, se puede aumentar aún más el potencial de secuestro de carbono de la ciudad y mejorar la calidad de vida de sus habitantes.

Esta investigación se justifica ya que aborda la urgente problemática de la pérdida de ecosistemas forestales urbanos en Quito, Ecuador, y su impacto en la mitigación del cambio climático. A nivel global, la expansión urbana amenaza la capacidad de absorción de carbono de estos espacios cruciales, mientras que la escasez de estudios locales específicos en Quito resalta la necesidad de comprender y cuantificar la contribución de los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito como sumideros de carbono.

El inventario forestal urbano y el análisis del secuestro de carbono en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito son esenciales para evaluar el estado de salud de los árboles y su capacidad para contribuir a la sostenibilidad urbana. Este estudio no solo proporciona información valiosa para la toma de decisiones en la gestión de áreas verdes, sino que también fortalece las estrategias de planificación territorial al integrar los beneficios ambientales de los bosques urbanos en el diseño de la ciudad. Además, la incorporación de estándares de accesibilidad junto con la evaluación de funciones ecosistémicas tal como la promoción de la salud pública, la regulación térmica y la mejora de la calidad del aire refuerza la pertinencia de analizar los parques urbanos desde una perspectiva de infraestructura verde multifuncional, trascendiendo su papel tradicional en la mitigación del cambio climático (Kabisch et al. 2017).

Objetivo general

Determinar la contribución de los parques urbanos como sumideros de carbono y analizar su variación y contribución efectiva en la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) del Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador.

Objetivos específicos

- Elaborar un inventario forestal mediante un muestreo dirigido para evaluar la composición y diversidad de las especies arbóreas en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito.
- Estimar la contribución de la vegetación arbórea como sumidero de carbono de los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, mediante la aplicación de ecuaciones alométricas y el uso de imágenes satelitales (NDVI).
- Analizar la variación multitemporal de la capacidad de almacenamiento de carbono (stock) en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, con el fin de identificar tendencias y patrones en el tiempo.

Capítulo primero

Cambio climático, urbanización y herramientas geoespaciales

1. Huella de carbono de las ciudades.

1.1. Definición y principales fuentes de la huella de carbono urbana.

Las ciudades son responsables de una proporción significativa de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI), debido a su alta densidad poblacional y a la intensidad de sus actividades económicas. La huella de carbono urbana representa la totalidad de los GEI liberados a la atmósfera como resultado de las actividades humanas en entornos urbanos, constituyendo un factor clave en la aceleración del cambio climático. Comprender las principales fuentes de emisión en las ciudades es esencial para diseñar estrategias eficaces de mitigación (Zhu, Qi y Sha 2021).

Entre las fuentes más relevantes, el transporte se posiciona como la principal, generado en gran medida por el uso intensivo de vehículos privados que operan con combustibles fósiles, como gasolina y diésel (Kazancoglu, Ozbiltekin y Ozkan-Ozen 2021). La congestión vehicular, sumada a sistemas de transporte público ineficientes, incrementa la dependencia del automóvil privado, lo que a su vez amplifica las emisiones. A esto se suman los viajes aéreos y el transporte logístico, que, especialmente en grandes áreas metropolitanas, contribuyen de manera significativa a la huella de carbono, dificultando los esfuerzos por reducir las emisiones en el sector del transporte (Liu, Li y Ji 2021).

Asimismo, las actividades industriales y de construcción constituyen otra fuente importante de emisiones urbanas. La producción de materiales como el cemento y el acero es altamente intensiva en carbono, al igual que muchas de las operaciones industriales ubicadas en el entorno urbano. Además, el crecimiento y la expansión de las ciudades requieren un desarrollo constante de infraestructura, lo que implica un uso extensivo de maquinaria pesada y materiales con elevada huella de carbono (Zainordin, Bibi y Zahra 2020).

1.2. Huella de carbono de Quito y límites de la compensación con vegetación urbana

En Quito, los inventarios de emisiones indican que las emisiones totales de gases de efecto invernadero (GEI) pasaron de aproximadamente 5,17 MtCO₂e en 2011 a 5,76

MtCO₂e en 2015. El transporte constituye, con diferencia, la principal fuente de emisiones (56 % en 2011), con valores cercanos a 2,90 MtCO₂e en 2011 y 3,00 MtCO₂e en 2015. Le siguen los sectores residencial-comercial-institucional (alrededor del 18 % en 2011, con 1,04 MtCO₂e en 2015) e industrial (aproximadamente 14 % en 2011, con 0,87 MtCO₂e en 2015) (CAF 2017). Estos datos confirman que la estrategia de mitigación urbana en Quito depende, principalmente, de reducciones directas en los sectores del transporte y la industria.

De acuerdo con el IPCC (2023), la eliminación de dióxido de carbono (CO₂), incluidas las soluciones basadas en la naturaleza como los sumideros biológicos provistos por la vegetación urbana, es una medida “inevitable” para contrarrestar las emisiones residuales difíciles de eliminar. En síntesis, las soluciones basadas en la naturaleza en Quito son complementarias y no sustituyen la reducción directa de emisiones en los sectores con mayor aporte, en especial transporte e industria (CAF 2017; IPCC 2023).

Este enfoque se basa en el funcionamiento del ciclo natural del carbono, en el cual las plantas capturan CO₂ atmosférico mediante la fotosíntesis, almacenándolo en su biomasa, y lo liberan posteriormente a través de procesos de respiración y descomposición (Basile, Balesdent y Pellerin 2020; Orellana et al. 2012). Sin embargo, este mecanismo no reemplaza la necesidad de reducciones profundas y aceleradas en todos los sectores emisores; confiar excesivamente en la captura de carbono como estrategia de mitigación implica mayores riesgos y costos en el largo plazo. En este sentido, la expansión y el manejo adecuado de la vegetación urbana en Quito deben considerarse un complemento a las medidas estructurales, tal como la electrificación del transporte o la mejora en la eficiencia industrial, y no un sustituto.

La evidencia internacional respalda esta perspectiva. Diversos estudios muestran que el secuestro anual de carbono por parte de la vegetación urbana representa una fracción limitada de las emisiones urbanas totales. Por ejemplo, en Estados Unidos se estima un secuestro de aproximadamente 25,6 millones de toneladas de carbono al año (Nowak et al. 2013), lo que apenas compensa una pequeña proporción de las emisiones generadas a nivel nacional. Por tanto, desde el enfoque de mitigación, la vegetación urbana no es capaz de “compensar” por sí sola las emisiones procedentes del transporte y la industria. No obstante, su rol es significativo en términos de co-beneficios locales tal como la mejora de la calidad del aire, la regulación térmica y el bienestar social que refuerzan su valor estratégico en la planificación urbana sostenible.

1.3. Sumideros urbanos y Ecosistema Forestal Urbano (EFU): capacidad de almacenamiento y captura de carbono.

El Ecosistema Forestal Urbano (EFU), definido como la vegetación estructurada presente en entornos urbanos, desempeña un papel fundamental en la mitigación del cambio climático, al actuar como sumidero de carbono mediante su capacidad de almacenamiento en la biomasa vegetal (Jiménez et al. 2022).

El carbono está presente en la mayoría de los componentes naturales: se encuentra disuelto en el agua en forma de dióxido de carbono (CO_2) y en el aire como gas atmosférico. Además, constituye el elemento más relevante en los organismos vivos, representando aproximadamente el 50 % de su peso seco (Basile, Balesdent y Pellerin 2020). A nivel terrestre, el carbono es liberado a la atmósfera a través de distintos procesos naturales, como la respiración y la descomposición, así como mediante emisiones provenientes de fuentes antropogénicas (Burbano 2018).

El ciclo del carbono en las plantas comienza con la fijación del dióxido de carbono (CO_2) atmosférico durante la fotosíntesis. En este proceso, el CO_2 reacciona con el agua (H_2O) para generar carbohidratos, liberando oxígeno (O_2) como subproducto (Burbano 2018). Estos carbohidratos son utilizados por las plantas como fuente de energía para el desarrollo de sus funciones vitales. Parte del CO_2 es liberado nuevamente al ambiente mediante la respiración de las plantas, proceso que ocurre tanto a través de las hojas como de las raíces. Este carbono también es incorporado en las cadenas tróficas por animales, que lo emiten de nuevo a la atmósfera durante su propio proceso respiratorio (Pintado y Astudillo 2021).

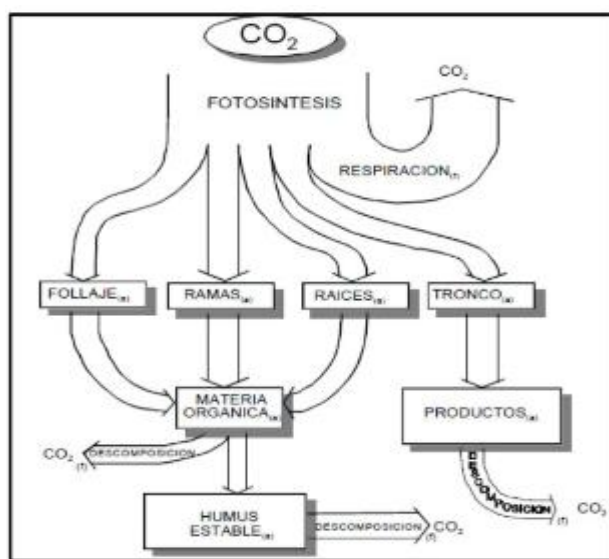


Figura 1 Dinámica de los flujos (f) y almacenes (a) de carbono en un ecosistema forestal
Fuente: Pintado y Astudillo (2021).

Al morir los organismos, sus restos son descompuestos por microorganismos del suelo, provocando la oxidación del carbono contenido en sus tejidos y su posterior liberación a la atmósfera en forma de dióxido de carbono (Orellana et al. 2012). El ciclo del carbono involucra procesos bioquímicos de corto plazo y geoquímicos de largo plazo, los cuales se ven alterados por el incremento de las emisiones antropogénicas. En este sentido, las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) se han incrementado en un 31 % durante los últimos 150 años (Recalde 2016), lo que evidencia la presión creciente sobre los sistemas naturales de regulación del carbono, incluidos los sumideros urbanos como los EFU.

1.4. Evidencia en parques urbanos

Ante la creciente preocupación por los efectos del cambio climático en entornos urbanos, diversos estudios han centrado su atención en el papel de los parques y áreas verdes como sumideros naturales de carbono. Las investigaciones empíricas desarrolladas en ciudades latinoamericanas han evaluado la capacidad de los ecosistemas urbanos, particularmente el arbolado para capturar dióxido de carbono (CO_2), contribuyendo así a la mitigación de emisiones y generando insumos relevantes para la planificación ambiental y urbana sostenible.

En Tijuana (México), Domínguez (2016) analizó el potencial de los árboles presentes en parques urbanos para mitigar las emisiones vehiculares de CO_2 . El estudio incluyó la identificación de especies, la medición del diámetro de los árboles y el cálculo de la captura de carbono mediante el modelo "i-Tree". Aunque los resultados indicaron un potencial limitado de captura, se plantearon recomendaciones técnicas y legales orientadas a fomentar un transporte más eficiente y sustentable, así como a incrementar y preservar los sumideros naturales de carbono.

En Cuenca (Ecuador), Muñoz y Vásquez (2020) evaluaron la capacidad de retención de carbono en 28 parques urbanos distribuidos en un área de 64,51 ha. Los resultados indicaron que, en 2019, los parques capturaron un total de 11.418 toneladas de CO_2 , con un promedio anual de 0,0881 Gg CO_2 /ha. Al proyectar estos datos, los autores identificaron beneficios económicos viables tanto en esquemas regulados como voluntarios. Además, estimaron las emisiones generadas por el parque automotor de la ciudad, alcanzando 828,81 Gg de CO_2 en 2014, producto del uso de vehículos a gasolina y diésel.

En Gualaceo, (provincia del Azuay, Ecuador), Pintado y Astudillo (2021) realizaron un inventario y estimaron la captura de carbono en parques urbanos y zonas ribereñas, abarcando un área total de 12.247 hectáreas. El estudio registró 2.957 árboles distribuidos en seis sectores urbanos, con un potencial de captura de 557.392 toneladas de carbono y 2.082,331 toneladas de CO₂ en el año 2021. Entre las especies nativas más eficientes se destacaron *Salix humboldtiana* Willd y *Alnus acuminata* Kunth, mientras que entre las especies introducidas sobresalieron *Eucalyptus citriodora* Hook y *Fraxinus chinensis*.

En el caso de Quito, Cifuentes y Cuesta (2021) analizaron el potencial de absorción y remoción de CO₂ en dos grandes áreas verdes: el Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y el Parque Metropolitano del Sur (PMS). El PMN mostró una mayor capacidad de almacenamiento de carbono, con un promedio de $\sim 171 \pm 96$ Mg C ha⁻¹, en comparación con $\sim 103 \pm 42$ Mg C ha⁻¹ en el PMS. En cuanto a la remoción anual de CO₂, el PMS presentó un valor ligeramente superior ($\sim 4,45 \pm 2,93$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹) frente al PMN ($\sim 3,30 \pm 1,71$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Los autores atribuyeron estas diferencias principalmente a la variabilidad en las clases diamétricas, resaltando la relevancia de las características estructurales del arbolado urbano en la efectividad de los sumideros urbanos.

1.5. Normativa y revisión documental

Para analizar y evaluar la normativa ambiental aplicable a la gestión de áreas verdes urbanas en Quito, con el fin de contextualizar las políticas de conservación y manejo de estos ecosistemas se utilizó información recopilada a partir de una revisión bibliográfica documental, donde se realizó una búsqueda exhaustiva en Google Académico y en otras bases de datos académicas en línea. Esta búsqueda incluyó estudios, artículos y reportes que documentan las variaciones históricas en las emisiones de carbono y en el secuestro de carbono, así como la efectividad de las políticas implementadas en la ciudad.

A través de este análisis, se buscó comprender cómo las decisiones políticas influyen en la calidad del aire y la gestión de los espacios verdes urbanos a lo largo del tiempo. Los resultados obtenidos en esta revisión ofrecieron insumos relevantes para los responsables de la formulación de políticas públicas, destacando el papel fundamental de los Espacios Verdes Urbanos (EVU) tanto en la mitigación del cambio climático como en el incremento de la calidad de vida en entornos urbanos. Este enfoque no solo permite

identificar las áreas de mejora en las políticas existentes, también fomenta la planificación de estrategias más efectivas para el futuro.

2. Importancia de la vegetación urbana en las ciudades

2.1. Definición y rol funcional

La presente investigación se desarrolla en el contexto los EFU, definido por la presencia significativa de vegetación arbórea dentro de entornos densamente poblados. Estos ecosistemas presentan una composición diversa que incluye tanto especies nativas como exóticas, distribuidas en parques, avenidas arboladas y otros espacios verdes urbanos, donde interactúan estrechamente con la infraestructura construida (Barrionuevo y Ledesma 2021).

El estudio de los EFU reviste gran importancia debido a los múltiples servicios ecosistémicos que ofrecen. Desde una perspectiva funcional, estos ecosistemas desempeñan un papel crucial en la mitigación del efecto de isla de calor urbano, la provisión de hábitats para la biodiversidad urbana, y la oferta de espacios de recreación, lo que en conjunto mejora la calidad de vida en las ciudades (Jiménez et al. 2022).

En el caso de Quito, comprender la dinámica y funciones de los EFU resulta esencial ante la amenaza constante de expansión urbana. La preservación de estos ecosistemas no solo permite conservar la biodiversidad local y mejorar el bienestar de la población urbana, sino que también representa un componente estratégico para promover la sostenibilidad ambiental en un contexto urbano en transformación (Gómez et al. 2013).

2.2. Servicios ecosistémicos: más allá del carbono

La vegetación urbana cumple un papel fundamental que trasciende su función como sumidero de carbono, al proporcionar una amplia gama de servicios ecosistémicos que contribuyen de manera significativa a la sostenibilidad urbana y al bienestar de la población. Entre los servicios ecosistémicos más relevantes se encuentran la regulación de la temperatura, que contribuye a mitigar el efecto de isla de calor urbano mediante la creación de microclimas más adecuados; la purificación del aire, lograda a través de la filtración de contaminantes atmosféricos; y el manejo de la escorrentía superficial, lo cual favorece la reducción de la erosión del suelo y mejora la gestión del recurso hídrico en entornos urbanos (FAO, 2016).

Asimismo, la vegetación urbana funciona como hábitat y corredor ecológico, promoviendo la conservación y conectividad de la biodiversidad en entornos altamente antropizados. A estos beneficios ecológicos se añaden significativos aportes en el ámbito social, tales como el fortalecimiento de la salud mental y el bienestar integral, el estímulo a la práctica de actividad física y la promoción de la cohesión social, todos ellos con efectos directos sobre la calidad de vida de la población urbana (FAO, 2016).

En virtud de esta multiplicidad de funciones, se hace imprescindible que la gestión de la vegetación urbana se articule bajo un enfoque de infraestructura verde multifuncional, que reconozca, valore y potencie todos sus servicios ecosistémicos, evitando una visión reduccionista centrada únicamente en su capacidad de captura y almacenamiento de carbono.

2.3. Salud pública, percepción y bienestar

El estudio desarrollado por Bonilla et al. (2020) en la ciudad de Quito examinó la relación entre las áreas verdes urbanas, la segregación espacial, la percepción de restauración psicológica y el bienestar subjetivo. La investigación se basó en la aplicación de encuestas a una muestra de 1.100 residentes en distintos parques urbanos. Los resultados indicaron que la percepción de restauración psicológica asociada al contacto con espacios verdes presentó niveles de moderados a altos, con un valor promedio de 47,31 puntos. En cuanto al bienestar subjetivo, se reportó un promedio de 125,28 puntos en una escala máxima de 180, lo que sugiere un nivel relativamente elevado entre los participantes.

Asimismo, se identificaron cuatro factores latentes que explicaron el 57,3 % de la varianza total de los datos, evidenciando una asociación significativa entre la presencia de vegetación urbana y el bienestar psicológico percibido. Estos hallazgos destacan la relevancia de las áreas verdes como componentes funcionales del entorno urbano, no solo desde una perspectiva ambiental, sino también como infraestructuras que inciden positivamente en la salud pública y la calidad de vida, contribuyendo a la sostenibilidad socioambiental de las ciudades (Bonilla et al. 2020).

La cobertura de vegetación urbana, además de su función en la captura y almacenamiento de carbono, incide de manera significativa en la calidad ambiental de las ciudades. En el caso de Quito, la investigación realizada por Bonilla et al. (2020) analizó la relación entre la variación en la cobertura forestal urbana y los niveles de calidad del aire, destacando cómo las transformaciones en la cobertura del suelo influyen directamente en la concentración de contaminantes atmosféricos.

Los resultados evidenciaron un incremento en las superficies impermeables y una disminución de la vegetación urbana no forestal; no obstante, también se registró un crecimiento en la cobertura de vegetación arbórea urbana y en fragmentos forestales. Específicamente, durante el período 2013–2017, se observó un aumento del 8,49 % en la cobertura forestal, acompañado de un crecimiento del 9,54 % en las superficies impermeables. La clasificación de imágenes satelitales provenientes del satélite SPOT, correspondientes a los años 2013 y 2017, arrojó índices Kappa promedio de 0,86 y 0,77, lo que confirma una precisión aceptable en la clasificación de las coberturas del suelo (Bonilla et al. 2020).

Si bien la calidad del aire no constituye el objetivo principal de la presente investigación que se encuentra orientada a cuantificar la contribución de la vegetación urbana como sumidero de carbono, los hallazgos de Bonilla et al. (2020) permiten reconocer un beneficio ambiental adicional asociado a los ecosistemas urbanos. En este sentido, la vegetación urbana no solo aporta a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono, sino que también favorece la reducción de contaminantes atmosféricos, reforzando su importancia dentro de la planificación y gestión sostenible de las ciudades.

2.4. Biodiversidad, conectividad y fragmentación urbana

La expansión urbana conlleva la transformación irreversible de áreas naturales en espacios destinados a usos constructivos, tales como viviendas, infraestructuras y zonas comerciales. Esta dinámica implica una reducción sustancial del hábitat disponible para la biodiversidad, afectando directamente a las especies nativas y alterando la funcionalidad de los ecosistemas locales (Zipperer, Northrop y Andreu 2020). La pérdida de hábitat no solo compromete la supervivencia de especies individuales, sino que también interfiere en procesos ecológicos esenciales, como la polinización, la dispersión de semillas y el reciclaje de nutrientes (Faria et al. 2023).

Uno de los efectos más significativos de la urbanización sobre la biodiversidad es la fragmentación del paisaje. Esta fragmentación divide los ecosistemas en unidades pequeñas y aisladas, lo que dificulta el movimiento de las especies y limita la interacción entre poblaciones. Desde la perspectiva de la Teoría de Biogeografía de Islas, formulada por MacArthur y Wilson (2001), la diversidad biológica de un fragmento de hábitat depende de su tamaño y del grado de aislamiento respecto a otras áreas naturales. En entornos urbanos, esta fragmentación da lugar a lo que se ha conceptualizado como “islas de hábitat” (En este trabajo, el término se emplea en sentido funcional para referirse a

fragmentos de vegetación aislados dentro de la matriz urbana, y no a islas biogeográficas en sentido estricto tal como menciona MacArthur y Wilson 2001), porciones de vegetación o ecosistemas aislados dentro de una matriz fuertemente antropizada. Estas unidades fragmentadas interrumpen la conectividad estructural y funcional del entorno urbano, restringiendo los flujos ecológicos y dificultando el acceso de las especies a recursos críticos. Como consecuencia, se incrementa la probabilidad de extinciones locales y se reduce significativamente la resiliencia ecosistémica frente a perturbaciones ambientales (Fahrig 2003; Montagnini, Levin y Berg 2022).

En este contexto, la gestión de la vegetación urbana debe asumirse como un componente estratégico de la infraestructura verde de las ciudades, reconociendo su carácter multifuncional tanto en términos ecológicos como sociales. Limitar su valoración exclusivamente a su rol como sumidero de carbono representa una visión reduccionista que invisibiliza su contribución integral al funcionamiento urbano. En consecuencia, es imprescindible integrar la vegetación urbana en los instrumentos de ordenamiento territorial, en el diseño del espacio público y en la elaboración de políticas públicas, con el propósito de fortalecer los diversos servicios ecosistémicos que ofrece y asegurar su sostenibilidad a largo plazo.

3. Contribución de la vegetación urbana a la mitigación del cambio climático

3.1. Definición de mitigación

La mitigación del cambio climático representa un componente fundamental para alcanzar la sostenibilidad global, enfocándose en la disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y en el fortalecimiento de los sumideros de carbono. En este contexto, los EFU desempeña un papel relevante como componente funcional de la infraestructura verde en entornos urbanos. Para los fines del presente estudio, el EFU se define como la vegetación arbórea estructurada que se encuentra en parques, avenidas arboladas y otros espacios verdes dentro del tejido urbano, diferenciándose de los bosques naturales por su configuración antropogénica y su inserción directa en áreas densamente pobladas (Jiménez et al. 2022).

La habilidad de los EFU para funcionar como sumideros de carbono está estrechamente vinculada al almacenamiento de carbono en su biomasa vegetal, especialmente en los tejidos leñosos derivados del proceso fotosintético (Jiménez et al., 2022). Esta fijación de carbono, aunque limitada en comparación con los ecosistemas

naturales de gran escala, representa una estrategia complementaria dentro de los esfuerzos de mitigación urbana, especialmente en ciudades con crecimiento acelerado y alta densidad poblacional.

Más allá de su función como sumideros de carbono, los EFU presentan propiedades ecológicas que permiten mitigar impactos climáticos locales. Entre estas, destaca su capacidad para atenuar el efecto de isla de calor urbana mediante la provisión de sombra y la reducción de las temperaturas superficiales (Cifuentes y Cuesta 2021). Esta regulación térmica, a su vez, genera beneficios colaterales como la disminución de la demanda energética para enfriamiento en edificaciones, contribuyendo indirectamente a la reducción de emisiones de GEI asociadas al consumo eléctrico (Barrionuevo y Ledesma 2021).

En consecuencia, una comprensión precisa de los mecanismos mediante los cuales los EFU contribuyen tanto al almacenamiento de carbono como a la prevención de impactos climáticos negativos resulta fundamental para orientar los esfuerzos de conservación, restauración y planificación urbana sostenible. El reconocimiento de estos ecosistemas como elementos estratégicos dentro de las políticas de adaptación y mitigación climática refuerza la necesidad de su incorporación activa en el diseño de ciudades resilientes y ambientalmente equilibradas.

3.2. Implicaciones para la investigación y vínculo con los objetivos

La capacidad del EFU para actuar como sumidero de carbono en entornos urbanos se encuentra intrínsecamente ligada al almacenamiento de carbono en su biomasa vegetal, particularmente en los tejidos leñosos generados mediante la fotosíntesis (Jiménez et al. 2022). Esta función, aunque limitada en magnitud frente a la escala de emisiones urbanas totales, reviste importancia al proporcionar un mecanismo de mitigación complementario que contribuye a la reducción de concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂).

Sin embargo, la literatura especializada ha enfatizado que el potencial de secuestro de carbono de la vegetación urbana representa únicamente una fracción menor de las emisiones generadas por actividades como el transporte, la industria y el consumo energético residencial (Nowak et al. 2013; CAF 2017). Por tanto, su implementación debe entenderse como una estrategia complementaria y no sustitutiva frente a las medidas de mitigación directa, tales como la descarbonización de la matriz energética, la electrificación del transporte o el desarrollo de infraestructura eficiente.

En el caso de Quito, dado que el sector transporte es la principal fuente emisora de gases de efecto invernadero (CAF, 2017), la vegetación urbana por sí sola resulta insuficiente para contrarrestar la magnitud del impacto climático. No obstante, su incorporación en las políticas de planificación urbana permite generar co-beneficios ambientales, sociales y de salud pública que refuerzan la resiliencia urbana y la sostenibilidad territorial.

Desde una perspectiva investigativa, este enfoque integrador justifica el objetivo central del presente estudio, orientado a cuantificar la contribución del arbolado urbano al secuestro de carbono y, en consecuencia, evaluar su rol dentro del conjunto de estrategias climáticas urbanas.

Los inventarios incluyen la recopilación sistemática de información sobre los recursos forestales en un área determinada. Actualmente estos inventarios evalúan la situación actual y además constituyen la base para el análisis y la planificación, que es el punto de partida para la gestión forestal sostenible (Lara 2018). En los últimos años se reconoce que los bosques son ecosistemas complejos en los que interactúan varios elementos.

Actualmente, el inventario forestal cumple múltiples funciones; sin embargo, debido a que las poblaciones forestales suelen ser extensas y de difícil acceso, su caracterización se realiza generalmente a partir de una muestra reducida de árboles, seleccionados para representar a la totalidad de la población. Por lo tanto, los objetivos de los estudios de áreas pequeñas son más específicos y a menudo están relacionados con la planificación y gestión forestal (Romero 2015).

3.3. Inventario forestal como herramienta de gestión urbana

Para estimar de manera precisa la biomasa y el carbono almacenado en los ecosistemas forestales urbanos, es indispensable disponer de herramientas técnicas que faciliten la recolección y el análisis sistemático de datos. En este contexto, el uso de inventarios forestales, ampliamente aplicado en la gestión de bosques naturales, se convierte en una estrategia útil también en entornos urbanos, al permitir caracterizar la estructura de la vegetación y apoyar decisiones orientadas a la planificación sostenible (Ramos 2017).

Los inventarios forestales son métodos utilizados para recopilar datos sobre bosques gestionados, procesarlos con el fin de proporcionar información sobre la cantidad y calidad de la madera, y perfeccionar los tratamientos silvícolas de acuerdo con planes de gestión que permitan cumplir objetivos definidos por los propietarios forestales

(Ramos 2017). Los primeros estudios sobre este tema se realizaron en el siglo XIX, en diversos territorios de Europa Central y Estados Unidos, cuyo objetivo principal era la comprensión y el manejo de los recursos madereros. Desde esos inicios, el enfoque del inventario de recursos forestales ha cambiado de manera significativa. Las técnicas de muestreo actuales permiten capturar información estadística y registrar una variedad de variables que describen en detalle la estructura de la vegetación; además, estas se combinan hoy en día con tecnologías de detección remota (Aguilera 2019).

Los inventarios forestales implican la recopilación organizada de datos sobre los recursos forestales en una zona específica. Actualmente, estos inventarios no solo permiten diagnosticar el estado actual del ecosistema, sino que también sirven como fundamento para el análisis, la planificación y la implementación de una gestión forestal sostenible (Lara 2018). En los últimos años, se ha reconocido que los bosques son ecosistemas complejos, en los que interactúan múltiples elementos. Por ello, el inventario forestal ha adquirido múltiples propósitos. Dado que las poblaciones forestales suelen ser extensas y de difícil acceso, sus descripciones se basan en muestras representativas, compuestas por un número reducido de árboles seleccionados estadísticamente para caracterizar a toda la población. En consecuencia, los estudios realizados en áreas pequeñas tienden a tener objetivos más específicos, generalmente orientados a la planificación y gestión forestal (Romero 2015).

3.3.1. Tipos de inventarios

Según Pintado y Astudillo (2021), el inventario forestal puede aplicarse mediante un muestreo completo o aleatorio, con o sin estratificación, en función de los objetivos del proyecto. El stock forestal puede clasificarse en los siguientes tipos:

- a) **Inventario exploratorio:** orientado a la recopilación de información esencial para el monitoreo y la evaluación forestal a gran escala, ya sea con fines de investigación estatal o privada.
- b) **Inventario de bosques naturales:** los datos recolectados en las áreas de estudio sirven como fundamento técnico para la formulación de planes de manejo forestal, facilitando la evaluación del crecimiento y la mortalidad de las especies a mediano y largo plazo.
- c) **Inventario de existencias:** se caracteriza por una recolección de datos precisa, con bajo margen de error y costos reducidos. También es conocido como censo de empresas, censo de huella o censo total.

- d) **Inventario para el manejo de plantaciones:** consiste en la recopilación detallada de información del área bajo estudio, abarcando variables como el tipo de bosque, la calidad del sitio, la densidad de plantación, la edad de los árboles, la distribución diamétrica, la calidad de la madera, el estado sanitario y el tipo de producto final esperado.

En el ámbito urbano, los inventarios forestales constituyen una herramienta estratégica al ofrecer datos fiables y representativos sobre la cobertura y composición vegetal (Pintado y Astudillo 2021). Su combinación con técnicas de teledetección y análisis espacial mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) posibilita un enfoque sólido para evaluar la capacidad de captura y almacenamiento de carbono en parques y áreas verdes, contribuyendo así al fortalecimiento de la gestión ambiental urbana y a la formulación de políticas públicas dirigidas a la mitigación del cambio climático

4. Herramientas para cuantificar la contribución de la vegetación urbana a la mitigación del cambio climático

4.1. Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Un Sistema de Información Geográfica (SIG, o GIS por sus siglas en inglés) permiten integrar datos de campo con cartografía y sensores remotos para representar y analizar espacialmente la cobertura vegetal, la distribución del arbolado y la estimación del carbono almacenado en el contexto urbano (Ediciones Larousse 2011). En esta investigación, los SIG se emplean para (i) organizar y depurar la información del inventario, (ii) cruzarla con coberturas e imágenes satelitales, y (iii) generar productos cartográficos que relacionan cobertura de vegetación y almacenamiento de carbono a escala de parque, apoyando el análisis de contribución a la mitigación (Toledo 2021).

4.2. Operatividad de SIG en este estudio

Se privilegia el dato espacial como eje del análisis (Toledo 2021). La operativa se centra en: entrada (digitalización y control de calidad de datos de campo), gestión (estructuración de geodatabases), análisis (cálculo y cruce con índices de vegetación) y salida (mapas y tablas para resultados). Este enfoque es suficiente para reproducir el flujo metodológico sin desarrollar contenido enciclopédico adicional (Ediciones Larousse 2011).



Figura 2. Elementos de los SIG
Fuente: Tecamb (2012).

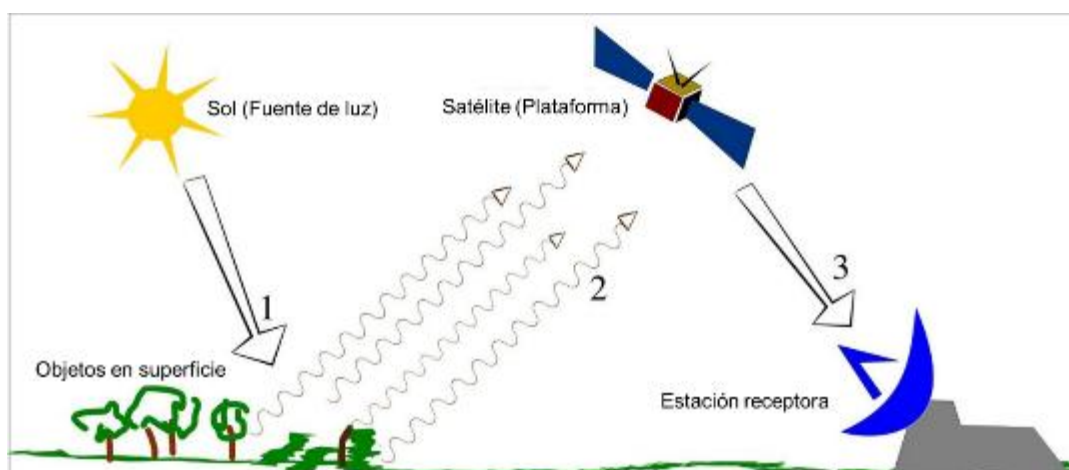
En cuanto a su operatividad, los SIG se organizan en torno a cuatro funciones principales (Toledo 2021):

- a) **Entrada de información**, que incorpora datos de múltiples fuentes (GPS, sensores remotos, imágenes satelitales), procurando minimizar errores en la captura y digitalización;
- b) **Gestión de datos**, centrada en el almacenamiento, organización y recuperación eficiente de la información espacial;
- c) **Transferencia y análisis**, orientada a la generación de nueva información mediante modelado, simulaciones y análisis espacial, constituyéndose como la función más relevante desde una perspectiva analítica; y
- d) **Salida de información**, correspondiente a los formatos digitales o analógicos en los que se presenta la información procesada, adaptándose a las necesidades específicas del usuario o del proyecto.

4.3. Teledetección

La teledetección aporta series multiespectrales útiles para estimar vigor/densidad de la vegetación y su variación temporal en áreas urbanas heterogéneas. En este trabajo, las imágenes satelitales se integran al SIG para derivar índices de vegetación y vincularlos con el inventario arbóreo, habilitando la evaluación multitemporal de patrones de cobertura y su relación con el almacenamiento de carbono (Schowengerdt 1997)

Entre las múltiples aplicaciones de la teledetección se encuentran el monitoreo y la gestión ambiental, como el seguimiento del crecimiento urbano y la administración de residuos; así como la observación del cambio climático, permitiendo detectar alteraciones en la capa de ozono y procesos de deforestación. En el ámbito agrícola, esta tecnología es útil para evaluar la condición de los cultivos, predecir el estado del suelo y analizar fenómenos de erosión. Asimismo, se emplea en la exploración de recursos tanto renovables como no renovables, incluyendo suelos, bosques, océanos, minerales, petróleo y gas. En meteorología, facilita el estudio de la dinámica atmosférica y mejora la precisión de los pronósticos del tiempo. También tiene aplicaciones en topografía, en el ámbito militar y en los medios de comunicación, donde se utiliza para generar ilustraciones y realizar análisis especializados (Schowengerdt 1997).



1. El Sol como fuente principal de luz, ilumina a los objetos y a la superficie terrestre
2. Los objetos y la superficie reflejan la luz incidente de vuelta hacia arriba, en este caso, al espacio
3. La plataforma que detecta la luz incidente del paso anterior detecta, procesa y envía esta información, transformada a datos, a estaciones receptoras en tierra.

Figura 3. Esquema de funcionamiento de sistemas de teledetección óptica

Fuente: Wikimedia Commons (2013).

En este sentido, la teledetección se posiciona como una herramienta estratégica para evaluar de forma no invasiva la contribución de los ecosistemas forestales urbanos a la mitigación del cambio climático, complementando las metodologías de campo con análisis espacial de alta resolución.

4.4. Índices de Vegetación (IV)

Los Índices de Vegetación (IV) son herramientas clave en la teledetección y el análisis ambiental, al permitir, mediante la combinación de bandas espectrales, diferenciar la vegetación que se caracteriza por su alta reflectancia de otras coberturas como suelo desnudo o superficies antrópicas. Esta capacidad posibilita la estimación

indirecta de variables ecológicas como biomasa, vigor y densidad de la vegetación. Asimismo, los IV constituyen indicadores robustos para evaluar la productividad primaria y, de manera indirecta, el carbono almacenado en la biomasa, lo que los convierte en instrumentos fundamentales para la valoración de servicios ecosistémicos y el monitoreo de dinámicas ambientales (EOS 2023).

Por lo tanto, los Índices de Vegetación se consolidan como instrumentos técnicos esenciales en la valoración cuantitativa de los ecosistemas urbanos, particularmente en estudios orientados a la mitigación del cambio climático mediante la estimación de la captura de carbono.

4.5. NDVI

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés Normalized Difference Vegetation Index) constituye una herramienta sencilla y eficiente para medir la cantidad y el estado de la vegetación verde. Este índice evalúa la salud vegetal mediante el análisis de la reflectancia de las plantas en ciertas longitudes de onda específicas. Los valores del NDVI varían entre -1 y +1, donde los valores negativos cercanos a -1 suelen corresponder a cuerpos de agua; aquellos próximos a cero (entre -0.1 y +0.1) representan generalmente superficies sin vegetación, como rocas, arena o nieve. Los valores positivos bajos (alrededor de +0.2 a +0.4) indican la presencia de arbustos o pastizales, mientras que los valores elevados (cercanos a +1) se asocian con bosques templados y selvas tropicales (ESA 2024).



Figura 4. Escala NDVI
Fuente: EOS (2023).

El NDVI se determina mediante un cálculo matemático que compara la cantidad de luz roja visible absorbida con la luz infrarroja cercana reflejada por la vegetación. Este principio se fundamenta en que la clorofila de plantas saludables absorbe la mayor parte de la luz roja visible, mientras que la estructura celular refleja una proporción significativa de la luz infrarroja cercana. Por consiguiente, una alta actividad fotosintética, propia de vegetación densa y vigorosa, se manifiesta en una baja reflectancia en la banda roja y una alta reflectancia en la del infrarrojo cercano. Esta comparación de valores facilita la identificación y el análisis preciso de la cobertura vegetal, diferenciándola de otras superficies naturales del terreno (EOS 2023).

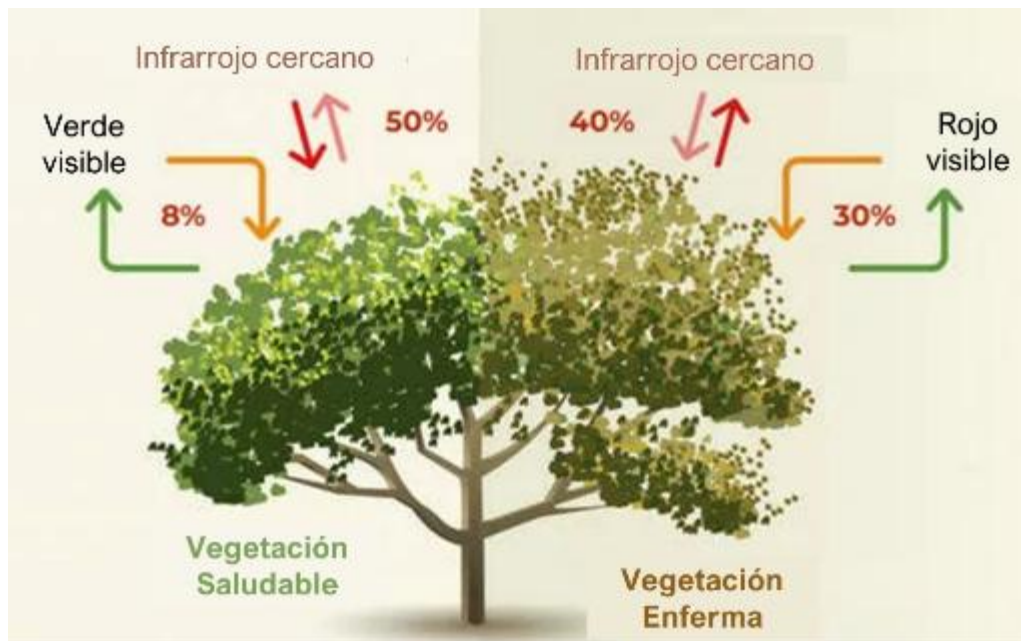


Figura 5. Funcionamiento índice NDVI
Fuente: EOS (2023).

4.6. Inventarios forestales y su integración con SIG y NDVI

Los inventarios forestales urbanos constituyen un complemento esencial a las técnicas de teledetección, al aportar información directa y detallada sobre la estructura y composición del arbolado. Variables dendrométricas, tales como el diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura total y la identificación taxonómica de las especies, permiten la estimación de la biomasa aérea y, por ende, del carbono almacenado en los ecosistemas forestales urbanos. La combinación de esta información con análisis espaciales a través de Sistemas de Información Geográfica (SIG), junto con índices derivados de imágenes satelitales como el NDVI, establece una metodología sólida para cuantificar con precisión la contribución de la vegetación urbana en la mitigación del cambio climático. Este

enfoque combina la precisión de los datos locales con la capacidad de análisis espacial y multitemporal que ofrecen las tecnologías geoespaciales, además la integración de inventario + SIG + NDVI— es la que se aplicó en los capítulos metodológico y de resultados para cuantificar el almacenamiento de carbono a escala de parque (Pintado y Astudillo 2021).

Capítulo segundo

Área de estudio: materiales y métodos de análisis

1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los parques urbanos de la ciudad de Quito, Ecuador, localizados en un entorno andino caracterizado por una acelerada expansión urbana y una creciente presión antrópica. Estos espacios verdes desempeñan funciones ecológicas y sociales fundamentales, destacándose como áreas estratégicas debido a su capacidad para funcionar como sumideros de carbono y, de este modo, aportar a la mitigación del cambio climático a nivel local.

La selección de estos parques responde a su relevancia dentro del sistema urbano de Quito, donde la urbanización ha generado una progresiva reducción y fragmentación de la cobertura vegetal, fenómeno vinculado con el deterioro de la calidad ambiental (Bonilla et al. 2020; Zalakeviciute, López y Rybarczyk 2018). Aunque esta investigación no contempla la medición directa de contaminantes atmosféricos, la relación entre vegetación urbana y calidad del aire se considera como un contexto ambiental complementario que refuerza la pertinencia del análisis.

En este marco, en Quito se aplican desde hace varios años una combinación de políticas regulatorias junto con iniciativas de reforestación como parte de su enfoque para mitigar este problema (Figura 6).

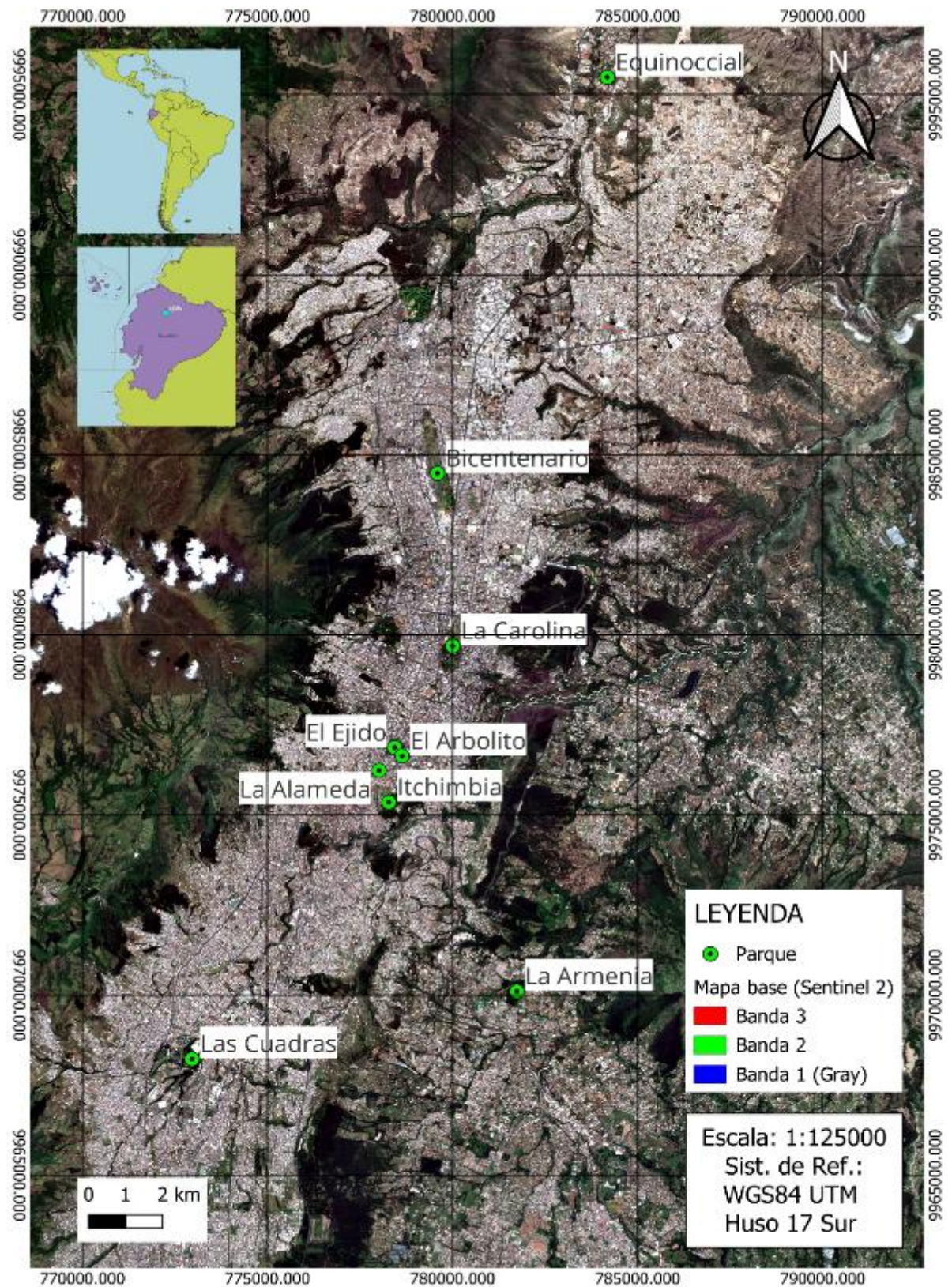


Figura 6. Área de estudio
Fuente y elaboración propias (2024).

La investigación se llevó a cabo en los principales parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, que incluyen Bicentenario, El Arbolito, El Ejido, Metropolitano Equinoccial, Itchimbia, La Alameda, La Armenia, La Carolina y Las Cuadras. Estos espacios verdes constituyen una muestra representativa y diversa del sistema de áreas verdes de la ciudad, contribuyendo tanto a la conservación de la biodiversidad urbana como a la mejora de la calidad ambiental en diversos sectores de Quito. A continuación, se presenta una breve descripción de cada parque con el fin de caracterizar y contextualizar las áreas de estudio abordadas en esta investigación:

Parque Bicentenario: Al norte de Quito, con 103,28 ha, el Parque Bicentenario es uno de los más grandes y recientes de la ciudad, establecido en el antiguo aeropuerto de Quito. Actualmente es un pulmón urbano que ofrece amplias áreas verdes, zonas deportivas y espacios recreativos, contribuyendo significativamente a la calidad ambiental y la cohesión social en la zona.

Parque El Arbolito: Dentro del centro de Quito, con 3,62 ha, El Arbolito es un parque emblemático que combina áreas recreativas con vegetación nativa. Su ubicación estratégica cerca de instituciones educativas y gubernamentales lo convierte en un espacio de encuentro y actividad cívica.

Parque El Ejido: Conocido por su importancia histórica y cultural, tiene 13,32 ha. El Ejido es uno de los parques más antiguos de Quito. Este parque alberga una mezcla de especies arbóreas nativas y exóticas, además de ser un punto clave para actividades recreativas y comerciales en el centro de la ciudad.

Parque Metropolitano Equinoccial: Localizado en la parte norte de la ciudad, con 18 ha, este parque se destaca por su biodiversidad y la conservación de especies nativas. Ofrece senderos naturales y es un punto de interés para el turismo ecológico y la educación ambiental.

Parque Itchimbia: Este parque está ubicado en la loma homónima y ofrece vistas panorámicas de la ciudad. Tiene 54 ha y se caracteriza por sus amplios espacios verdes y su Centro Cultural, que alberga eventos culturales y comunitarios, integrando naturaleza y cultura en un solo espacio.

Parque La Alameda: Uno de los parques más antiguos de Quito, posee 6,3 ha. La Alameda cuenta con un diseño clásico y una rica historia. Además de su valor cultural, el parque posee una gran variedad de árboles centenarios que aportan sombra y mejoran la calidad del aire en el centro histórico.

Parque La Armenia: Este parque, situado en el valle de Los Chillos, cuenta con 32 ha, que combina áreas verdes con espacios recreativos y deportivos. Es conocido por su enfoque en la conservación de especies de flora nativa y su función como un refugio natural para la fauna urbana.

Parque La Carolina: El Parque cuenta con una extensión de 61,35 hectáreas. Su diseño incluye una laguna, áreas de juegos, y una gran diversidad de especies vegetales que contribuyen a la biodiversidad y al bienestar de los ciudadanos.

Parque Las Cuadras: Localizado en el sur de la ciudad, posee 19,88 ha; este parque se destaca por su extensión y la preservación de su vegetación nativa. Las Cuadras es un ejemplo de integración de espacios verdes en áreas densamente urbanizadas, proporcionando un hábitat importante para aves y otras especies.

1.2. Criterios para la selección de parques

La selección de los parques considerados en el presente estudio (Bicentenario, El Arbolito, El Ejido, Metropolitano Equinoccial, Itchimbía, La Alameda, La Armenia, La Carolina y Las Cuadras) respondió al objetivo de conformar una muestra representativa del sistema de áreas verdes del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), en función de criterios asociados tanto al objeto de investigación como al diseño de muestreo adoptado.

Los criterios aplicados fueron los siguientes:

- **Distribución espacial y contexto urbano:** se procuró incluir parques ubicados en distintas zonas de la ciudad de Quito (norte, centro, sur y valle), con el fin de capturar la heterogeneidad en el uso del suelo, condiciones ambientales y patrones socio-urbanos presentes en el DMQ;
- **Tipología y tamaño:** se incorporaron parques de diferentes escalas y funciones, desde grandes parques metropolitanos (p. ej. Bicentenario, La Carolina), hasta parques históricos y de uso central (p. ej. El Ejido, La Alameda), así como parques con funciones ecológicas específicas, como conservación o conectividad (p. ej. Itchimbía, Metropolitano Equinoccial, Las Cuadras, La Armenia);
- **Diversidad estructural y presencia de arbolado significativo:** se priorizó la inclusión de parques con alta diversidad de especies arbóreas, así como con ejemplares de valor patrimonial o centenarios, debidamente referenciados en catálogos locales y estudios técnicos previos;
- **Coherencia operativa con el diseño de muestreo:** el protocolo metodológico implementado consistió en el levantamiento de 50 cuadrantes

de 10×10 m por parque (equivalente a 5000 m² por unidad de análisis), lo cual impuso restricciones logísticas y operativas que demandaron una selección acotada de parques para garantizar la exhaustividad y calidad de las mediciones de campo.

En virtud de estos criterios, no se incluyeron otros parques del DMQ, tales como el Parque de la Mujer, Parque Inglés, Metropolitano del Sur o ciertos parques lineales. Si bien dichas áreas poseen relevancia ecológica y urbana, su incorporación no fue considerada necesaria para representar la variabilidad tipológica y espacial requerida, y habría implicado una expansión del esfuerzo de muestreo que excede los límites operativos establecidos para esta investigación.

Cabe destacar que los criterios aquí expuestos permiten asegurar que los parques seleccionados constituyen una muestra adecuada para realizar inferencias comparables sobre la contribución de los espacios verdes al almacenamiento de carbono en el contexto urbano del DMQ. Asimismo, la delimitación del área muestral de 50 cuadrantes de 10×10 m por parque, totalizando 5000 m² por unidad y representando aproximadamente el 0,10 % del área total de estudio que de por sí ya supera en cobertura a investigaciones previas realizadas en parques urbanos de Quito (Cifuentes y Cuesta 2021; Brien et al. 2015), lo que refuerza la solidez metodológica del presente estudio y facilita su replicabilidad en futuras investigaciones.

2. Protocolo metodológico

Para determinar la contribución de los parques urbanos como sumideros de carbono y su efectividad en la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en el Distrito Metropolitano de Quito, se desarrollaron las siguientes etapas: en primer lugar, se realizó un inventario forestal a través de un muestreo dirigido, con el propósito de analizar la composición y diversidad de las especies arbóreas presentes; posteriormente, mediante la aplicación de ecuaciones alométricas y el análisis de imágenes satelitales (NDVI) correspondientes a distintos períodos temporales, se estimó la capacidad de la vegetación arbórea para funcionar como sumidero de carbono; finalmente, se examinó la normativa ambiental vigente relacionada con la gestión de áreas verdes urbanas en Quito, con el objetivo de contextualizar las políticas de conservación y manejo de estos ecosistemas.

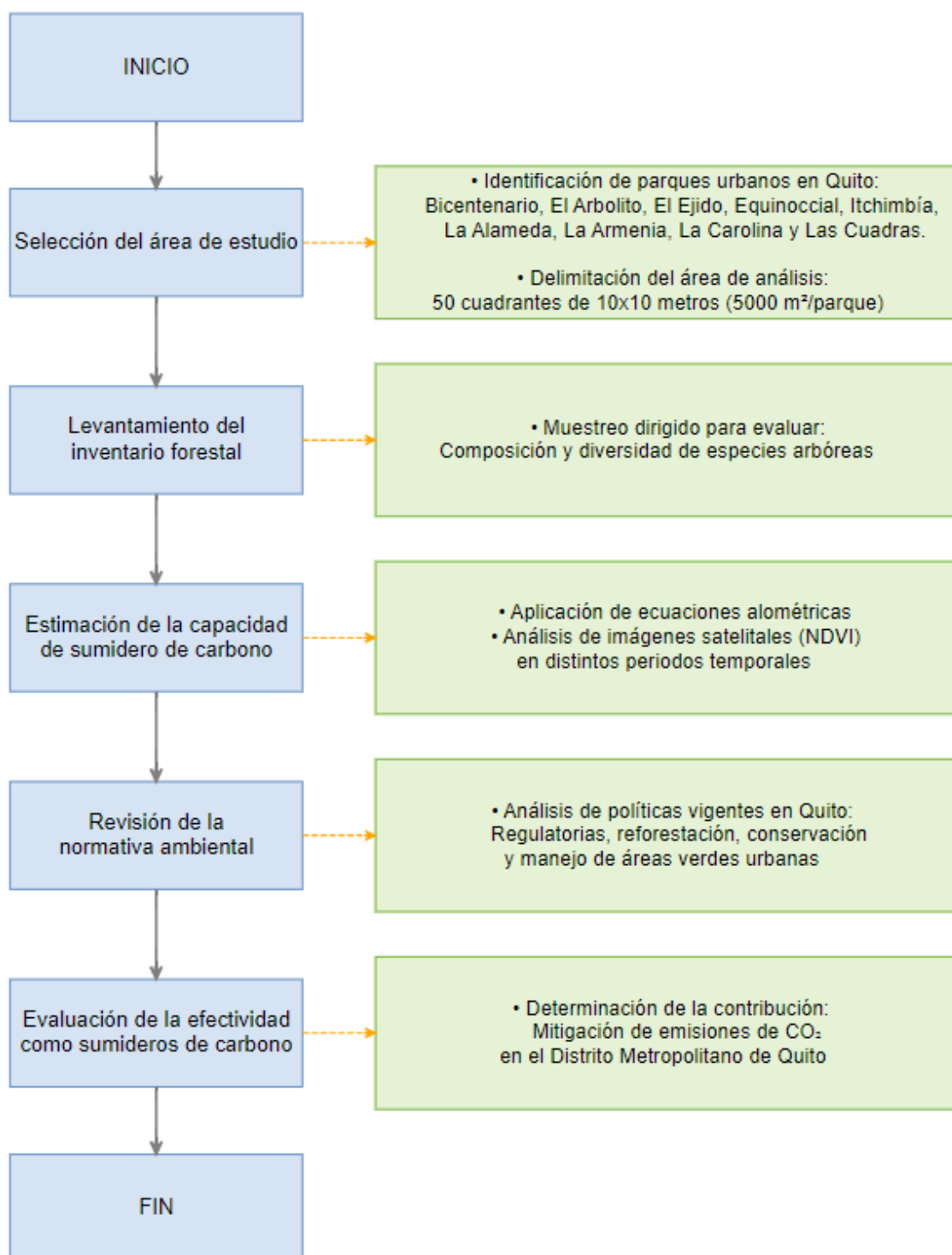


Figura 7. Diagrama de flujo de la metodología
Fuente y elaboración propias (2024)

3. Inventario forestal y evaluación de la diversidad arbórea en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito

Para la elaboración del inventario forestal mediante un muestreo dirigido y evaluar la composición y diversidad de las especies arbóreas, se establecieron 50 puntos de muestreo por parque, seleccionados aleatoriamente mediante el software SIG QGIS. Posteriormente, se ejecutó un muestreo sistemático en campo. Durante julio de 2024, se visitaron todos los puntos seleccionados, delimitando parcelas de 10×10 metros con cinta métrica para asegurar la precisión de las mediciones. En cada parcela, se registró la ubicación GPS y se midieron las características de los árboles presentes. Para ello, se utilizó un hipsómetro para determinar la altura y una cinta métrica para registrar el diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada individuo arbóreo.

La ubicación final de las parcelas no respondió a una selección intencionada de zonas con mayor densidad vegetal, sino que fue resultado del proceso aleatorio realizado en QGIS, complementado con una verificación sistemática en campo durante el mismo periodo. Por tanto, las parcelas no fueron establecidas en función de la cobertura vegetal más densa, sino seleccionadas con el objetivo de obtener una muestra representativa de las distintas condiciones presentes en cada parque (áreas con mayor y menor cobertura, bordes, claros y sectores arbolados). Esta estrategia permitió minimizar el sesgo de muestreo hacia zonas con mayor arbolado y facilitó la estimación de la contribución promedio del arbolado al almacenamiento de carbono.

En términos de biomasa, los árboles con un DAP igual o mayor a 30 cm son los principales responsables del secuestro de carbono, dado que su mayor volumen y masa les confiere una mayor capacidad de captura en comparación con individuos de menor porte.



Figura 8. Cerramiento de la parcela a medir
Fuente y elaboración propias (2024).

Además de las mediciones de campo, se recolectaron muestras de hojas con fines de identificación botánica. Este proceso se realizó tanto in situ como en gabinete, y fue complementado con la consulta de fuentes especializadas, entre ellas: *La perpetua primavera: árboles y arbustos de Quito y sus alrededores* (Mena 2006), *Quito, ciudad de bosques y árboles* (Bonilla-Bedoya et al. 2020), y los *Manuales técnicos de arbolado urbano* (Polo 2019). Asimismo, se emplearon guías específicas para los parques La Armenia y La Moya (Cerón 2022), y para el Parque Metropolitano Itchimbía (Cerón 2022). En el caso de ejemplares patrimoniales de difícil acceso, se recurrió al *Catálogo de árboles patrimoniales del Distrito Metropolitano de Quito* (Jardín Botánico Quito 2013), mientras que como fuente complementaria se utilizó el *Herbario Digital del Azuay*.

En este estudio, se consideraron árboles patrimoniales aquellos individuos reconocidos y registrados en el Catálogo elaborado por el Jardín Botánico de Quito. Dado que algunos de estos ejemplares presentaron restricciones de acceso físico —ya sea por su ubicación o por medidas de conservación—, su identificación y registro se basaron principalmente en las fichas técnicas y descripciones contenidas en dicho catálogo.

El *Herbario Digital del Azuay* se empleó como fuente complementaria para contrastar caracteres morfológicos y verificar la nomenclatura, particularmente en aquellos casos donde la información del Catálogo requería validación adicional. En

consecuencia, las determinaciones taxonómicas y la inclusión de los ejemplares patrimoniales en la base de datos del inventario se apoyaron fundamentalmente en estas dos fuentes: el Catálogo de árboles patrimoniales como referencia oficial del municipio y el Herbario Digital como repositorio auxiliar de ejemplares de referencia.

En este punto, es importante señalar que no se recurrió a los herbarios físicos del Jardín Botánico de Quito debido a dos limitaciones prácticas: (i) la falta de acceso oportuno a su colección durante el periodo de ejecución del trabajo de campo y gabinete, lo que imposibilitó la consulta directa de ejemplares; y (ii) el hecho de que el *Catálogo de árboles patrimoniales del Distrito Metropolitano de Quito* constituye la fuente oficial consolidada por el propio Jardín Botánico, específicamente diseñada para identificar y caracterizar estos individuos dentro del contexto urbano. En consecuencia, se consideró que la información contenida en el Catálogo, junto con los recursos digitales disponibles como el Herbario Digital del Azuay, ofrecía los insumos necesarios para la correcta inclusión de estos ejemplares en el inventario.



Figura 9. Materiales usados en Salida de Terreno
Fuente y elaboración propias (2024).



Figura 10. Medición del DAP en árboles contenidos en parcelas estudiadas
Fuente y elaboración propias (2024).

3.1. Diversidad arbórea

Para analizar la relación entre la diversidad de especies arbóreas y la captura de carbono en parques urbanos, se emplearon los índices de Shannon-Wiener y Simpson, herramientas fundamentales para cuantificar la biodiversidad. Estos índices permiten evaluar tanto la riqueza de especies (número de especies presentes) como la equitatividad (distribución relativa de individuos entre las especies) (Mulya, Santosa, y Hilwan 2021).

El índice de Shannon-Wiener, sensible a la riqueza y equitatividad, ofrece una valoración detallada de la diversidad (Salazar, Vallejo, y Salazar 2019). Por otro lado, el índice de Simpson complementa esta evaluación al calcular la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie, destacando así la uniformidad en la distribución de especies:

$$H' = - \sum (p_i * \ln(p_i))$$

Donde:

- H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener
- p_i = Proporción de individuos de la especie i .

Por su parte, la regla de Simpson es una fórmula para aproximar la integral de una función f usando polinomios cuadráticos, es decir, arcos parabólicos en lugar de los segmentos de línea recta utilizados en la regla trapezoidal. La regla de Simpson se puede

derivar integrando un ajuste polinómico de interpolación de Lagrange de tercer orden a la función en tres puntos a misma distancia entre sí (Weisstein 2024).

En particular, sea la función f en los puntos x_0 , x_1 e x_2 igualmente espaciados por la distancia h , e indíquese $f_n = f(x_n)$. Entonces se establece que:

$$\begin{aligned} \int_{x_0}^{x_2} f(x)dx &= \int_{x_0}^{x_0+2h} f(x)dx \\ &\approx \frac{1}{3}h(f_0 + 4f_1 + f_2) \end{aligned}$$

Dado que la función indicada utiliza polinomios cuadráticos para aproximar funciones, la regla de Simpson en realidad da resultados exactos al aproximar integrales de polinomios hasta grados cúbicos (Weisstein 2024).

3.2. Estimación del Carbono Almacenado por Especie en Parques Urbanos

La estimación de la contribución de la vegetación arbórea como sumidero de carbono en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito se realizó mediante la aplicación de ecuaciones alométricas y el análisis de imágenes satelitales multitemporales (NDVI). Para este fin, se utilizó un modelo matemático orientado al cálculo del coeficiente de biomasa, tomando en cuenta las características específicas de las especies presentes en dichos parques. Este modelo permitió establecer el parámetro “C” como un promedio ponderado, basado en los valores típicos de captura de carbono reportados para las especies arbóreas más representativas de la ciudad.

Los valores obtenidos fueron posteriormente convertidos a kilogramos de carbono por metro cúbico de biomasa, lo que facilitó la estandarización de un valor intermedio estimado en aproximadamente 30 toneladas de CO₂ por hectárea por año. A partir de ello, se calculó un promedio representativo considerando todos los individuos muestreados.

Desde el punto de vista conceptual, es importante distinguir entre dos magnitudes frecuentemente utilizadas en la literatura especializada y en el presente estudio: la capacidad de almacenamiento de carbono (stock), entendida como el carbono acumulado en la biomasa en un momento determinado (usualmente expresado en Mg C ha⁻¹ o masa de carbono por árbol), y la capacidad de captura (flujo), referida a la tasa anual de fijación de carbono (Mg C ha⁻¹ año⁻¹), según lo establece el IPCC (2007). Aunque ambas medidas están relacionadas, no deben utilizarse como sinónimos: el stock refleja el resultado acumulado del crecimiento, la mortalidad y el manejo forestal a lo largo del tiempo,

mientras que el flujo está condicionado por factores demográficos, fisiológicos y ambientales (como edad, clase diamétrica, vigor o condiciones ecológicas locales).

En este contexto, las estimaciones presentadas en este estudio corresponden exclusivamente a stocks de carbono, calculados a partir de ecuaciones alométricas y correlaciones entre NDVI y biomasa.

3.3. Contribución de la vegetación arbórea al secuestro de carbono mediante ecuaciones alométricas e imágenes satelitales

El secuestro de carbono en ambientes urbanos constituye un componente esencial dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático, siendo la vegetación arbórea uno de los métodos más eficaces para la captura de carbono atmosférico (Orellana et al., 2012; Burbano, 2018). En este marco, la aplicación de ecuaciones alométricas junto con datos satelitales resulta fundamental para estimar con precisión el carbono almacenado en las áreas verdes urbanas. Estas herramientas permiten cuantificar el carbono en diversas especies vegetales (Crespo et al. 2024). Las ecuaciones alométricas calculan la biomasa aérea de los árboles basándose en mediciones de campo, tales como el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total del árbol (H) (Crespo et al. 2024).

Las ecuaciones alométricas posibilitan la estimación de la biomasa aérea de los árboles a partir de mediciones de campo, tales como el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total (H) (Crespo et al., 2024). Estas fórmulas, validadas en investigaciones anteriores, están adaptadas a las características morfológicas de especies relevantes presentes en los parques urbanos de Quito, incluyendo *Eucalyptus globulus*, *Alnus acuminata* y *Cupressus lusitanica* (Crespo 2021; FAO 2021).

En el presente estudio se aplicó una sola ecuación alométrica general para todas las especies registradas, sin distinción entre nativas o exóticas. Esta decisión metodológica respondió al objetivo de garantizar la comparabilidad entre parques y especies, evitando las variaciones que podrían derivarse del uso de modelos específicos heterogéneos. La ecuación seleccionada corresponde a modelos ampliamente validados para especies forestales tropicales (Brown, 1997; Segura, 1999), cuya aplicabilidad se ha extendido a contextos de bosques tropicales de montaña, como los de Quito (Martínez et al., 2020). Este enfoque aseguró consistencia en los cálculos y la coherencia estadística necesaria para comparar los resultados entre los distintos parques urbanos evaluados.

Complementariamente, se emplearon imágenes satelitales de alta resolución, como las del satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea (ESA), para calcular el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Este índice, derivado de la

reflectancia en el infrarrojo cercano (banda B8) y el rojo (banda B4), permite visualizar y cuantificar la salud y densidad de la vegetación a través de programas SIG, proporcionando una estimación indirecta pero representativa del carbono almacenado (Fares et al. 2017; McRoberts y Tomppo 2007). La correlación entre los valores de NDVI y los datos de campo permite una evaluación integral del estado de la vegetación y su capacidad de captura de carbono, ya que valores elevados del NDVI se asocian con mayor vigor vegetal y, por tanto, con una mayor tasa de fijación de carbono. No obstante, se debe señalar que el NDVI constituye un *proxy indirecto* de la productividad primaria neta y no una medida directa de captura de carbono (Fares et al. 2017; Zhao et al. 2024). Su interpretación requiere complementarse con datos de campo y modelos alométricos, dado que la captura de carbono está influenciada por factores adicionales como especie, edad, diámetro, altura, salud de los árboles y condiciones ambientales.

La ventana temporal seleccionada para el análisis multitemporal (1987–2022) fue definida con criterios metodológicos orientados a sustentar el análisis de la variación multitemporal de la capacidad de almacenamiento de carbono. En particular, se adoptaron las siguientes consideraciones: (i) cubrir un intervalo multidecadal que permitiera distinguir tendencias de fondo (variación plurianual y decadal) frente a la variabilidad interanual; (ii) emplear intervalos quinquenales como un compromiso entre resolución temporal y reducción del ruido (producto de variaciones estacionales, nubosidad o anomalías puntuales), de modo que las series fueran comparables y manejables para análisis estadísticos y cartográficos; (iii) seleccionar 2022 como año final de la serie histórica, para contar con una línea base reciente previa al muestreo de campo de 2024, dejando la imagen de 2024 como referencia contemporánea separada para la comparación puntual en los resultados; y (iv) priorizar, dentro de cada fecha quinquenal, imágenes con condiciones radiométricas y cobertura de nubes adecuadas, que permitieran comparabilidad homogénea entre fechas (criterio operativo aplicado durante la selección y preprocesamiento de imágenes).

Este conjunto de criterios garantizó que la serie 1987–2022 fuera lo suficientemente amplia para identificar tendencias relevantes en cobertura y vigor vegetal (y, por ende, en la capacidad de almacenamiento de carbono), y al mismo tiempo compatible con la integración de los datos de campo (inventario y ecuaciones alométricas) utilizados para la validación y la correlación NDVI–carbono aplicadas en este estudio.

A partir de esta serie temporal, se generaron cartografías del índice NDVI correspondientes a cada intervalo quinquenal entre 1987 y 2022, así como una cartografía

adicional para el año 2024. Esta última fue tratada de forma separada con el propósito de facilitar su comparación directa con los registros históricos en la sección de resultados.

3.4. Estimación de la captura de carbono por árbol

De acuerdo con Segura (1999), en los casos en que no se dispone de ecuaciones alométricas específicas para determinadas especies dentro de la región de estudio, es posible utilizar ecuaciones genéricas desarrolladas para especies análogas en contextos ecológicos similares. Estas ecuaciones, aunque presentan una variabilidad en la precisión estimada en un 9,1 % según Martínez et al. (2020).

Las ecuaciones genéricas utilizadas son:

$$\text{Biomasa aérea} = a + b \times \text{DAP} + c \times \text{DAP}^2$$

Donde:

- $a = 21.297022$
- $b = 6.952649$
- $c = 0.740300$
- De acuerdo con Brown (1997) y Segura (1999) a , b y c son coeficientes específicos obtenidos de estudios previos sobre ecuaciones alométricas para especies forestales tropicales.
- DAP es el diámetro a la altura del pecho del árbol, una variable clave para estimar la biomasa.

La biomasa total en kilogramos se obtuvo a través de la suma de la biomasa aérea y radicular. A continuación, de acuerdo con Crespo, Monge, y Sancho (2023) se presenta la fórmula correspondiente:

$$Bt = Ba + (Ba * 0,50)$$

Donde:

- Bt = biomasa total
- Ba = biomasa aérea
- $Ba * 0,50$ = factor de conversión de biomasa bajo tierra

La estimación de la fijación de CO_2 se llevó a cabo multiplicando el carbono total estimado (Ct) por el coeficiente 3,67, el cual deriva de la relación entre la masa molecular del CO_2 (44) y la masa atómica del carbono (12), ajustado mediante la división entre 1000 para expresar el resultado en toneladas. A continuación, se muestra la fórmula utilizada, basada en Oca et al. (2020):

$$CO_2 = \frac{Ct * 3,67}{1000}$$

3.5. Estimación de la captura de carbono por parque

La captura total de carbono en cada parque se determinó mediante la suma de las masas de carbono calculadas para cada árbol en cada parcela. Este enfoque proporcionó una visión integral de la contribución de la población arbórea al almacenamiento de carbono en cada área de estudio, estableciéndose con la fórmula usada para este estudio, indicada por Chimbo (2016):

$$\text{Captura de Carbono por parcela} = \sum \text{Masa de Carbono por Árbol}$$

Es importante recalcar que los cuadrantes donde se realizó el muestreo fueron equivalentes a las dimensiones de longitud de los píxeles de Sentinel 2, y que la información de campo que se obtuvo se utilizó para llevar a cabo una regresión multilíneal que permitió obtener la ecuación con la que se estimaron los valores de los demás cuadrantes. Estos valores se sumaron para obtener el total de los parques. En este modelo, la variable dependiente fue la medida en campo y las variables independientes corresponden a los valores de las imágenes satelitales en la fecha más cercana posible al muestreo de campo.

Posteriormente se procedió a calcular la contribución relativa de cada parque mediante la división de la masa total de carbono almacenado en cada parque específico mediante la suma total de la masa de carbono en todos los parques en estudio. Esta estrategia proporcionó una perspectiva cuantitativa de la contribución de cada área de estudio al almacenamiento total de carbono.

Para obtener la estimación de contribución, se usa la siguiente fórmula de Chimbo (2016):

$$\text{Contribución de un parque} = \frac{\text{Masa total de carbono en un parque}}{\text{Masa total de carbono en todos los parques}} * 100$$

a. Contribución relativa de cada parque

Se evaluó la contribución relativa de cada parque urbano al almacenamiento total de CO₂ durante el presente período. Para representar visualmente esta información, se elaboró un gráfico de barras en el cual cada segmento muestra la proporción de CO₂

almacenado por cada parque, en relación con el total acumulado por todos los parques en un año determinado (Cifuentes y Cuesta 2021). Esta herramienta permitió comparar el desempeño relativo de cada parque a lo largo del tiempo.

b. Variabilidad temporal

En la serie analizada se observó que varios parques muestran una tendencia a la disminución del carbono almacenado. Esta observación refiere a una reducción del stock estimado en los intervalos estudiados y, conforme a la aclaración conceptual incluida en 3.2, no equivale automáticamente a una reducción de la tasa anual de captura (Muñoz y Vásquez 2020). La interpretación de estas disminuciones en el stock requiere considerar posibles causas la pérdida de individuos, reducción en el vigor, cambios en la estructura diamétrica o intervenciones de manejo.

c. Interpretación de la gráfica

La representación gráfica facilitó el análisis de la distribución interanual de las contribuciones relativas de los parques urbanos al almacenamiento de carbono. Este recurso visual no solo permitió identificar cuáles parques han tenido un mayor impacto en la captura de CO₂, sino que también evidenció la dinámica cambiante de dicha contribución en función de factores ambientales y antrópicos (Cifuentes y Cuesta 2021).

d. Tendencias generales

Las tendencias observadas podrían evidenciar una disminución o incremento en la capacidad de almacenamiento de CO₂ en la mayoría de los parques durante los últimos años. Este comportamiento podría reflejar un deterioro en las condiciones de los ecosistemas urbanos o una pérdida en la cobertura vegetal, lo que resalta la importancia de reforzar las estrategias de conservación, restauración y gestión sostenible de las áreas verdes urbanas (Barrionuevo y Ledesma 2021; Jiménez et al. 2022).

3.6. Estimación de carbono almacenado y CO₂ fijado a través de imágenes satelitales

El presente análisis tiene como finalidad evaluar y representar gráficamente la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) almacenado en los parques urbanos a lo largo del tiempo, empleando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) como herramienta principal. Este índice, ampliamente utilizado en estudios de cobertura

vegetal, resulta fundamental para estimar la biomasa y la capacidad de las plantas de capturar y almacenar carbono, una función clave en las estrategias de mitigación del cambio climático (Gómez et al. 2013; Tucke, 1979).

a. Generación de mapas y representación del CO₂ almacenado

Para comprender la variación geoespacial del almacenamiento del CO₂, se generaron mapas de evolución intertemporal de los parques urbanos. Estos mapas reflejan cambios en los niveles de almacenamiento de carbono, los cuales se asocian tanto con el crecimiento y la salud de la vegetación como con factores antropogénicos y naturales (Pettorelli et al. 2005). A partir de la información disponible se realizaron los mapas en intervalos de 5 años, desde el año 1987 hasta el año 2024.

Para poder visualizar de manera legible los valores de NDVI encontrados en cada mapa se emplea una escala de colores, basada en una paleta cromática de valores en intervalos de valores dada por el software SIG en uso (QGIS) que facilitan la interpretación visual de los datos, mediante la opción “Pseudocolor monobanda” en las opciones de simbología para imágenes ráster de este programa:

- **Tonos oscuros:** indican áreas con menor captura de carbono, lo que puede asociarse a una menor densidad de vegetación, una vegetación óptima para la absorción, un uso de suelo menos apto para la acumulación de CO₂ o a una degradación ecológica en aquella fecha de la imagen capturada
- **Tonos claros:** representan zonas de mayor almacenamiento de CO₂, vinculadas generalmente a una vegetación más densa y/o más saludable, a la presencia de especies óptimas para la absorción o a un cambio a un uso de suelo más acorde a que sea un sumidero de CO₂ atmosférico en aquella fecha de la imagen capturada

b. Análisis comparativo interfechas

El análisis comparativo de mapas en diferentes periodos permite identificar tendencias en la capacidad de los parques para capturar carbono, estableciéndose en:

- **Aumento en la Captura de CO₂:** un incremento en las áreas de tonos claros sugiere una mejora en la vegetación y, por lo tanto, en la capacidad de almacenamiento de carbono.

- **Disminución en la Captura de CO₂:** el aumento de tonos oscuros puede evidenciar degradación de la vegetación o urbanización, lo cual afecta negativamente la captura de carbono en áreas urbanas (Huete et al. 2002).

c. Correlación NDVI-CO₂ y validación

Para analizar la relación entre la cobertura vegetal y la captura de carbono, se estableció una correlación entre el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y los valores estimados de CO₂ almacenado en los parques urbanos. Investigaciones anteriores, como la de Carlson y Ripley (1997), han evidenciado una asociación significativa entre ambos parámetros, lo que respalda el uso del NDVI como un indicador confiable de la biomasa y, en consecuencia, de la capacidad de secuestro de carbono en espacios verdes urbanos.

A partir de esta base empírica, el NDVI fue utilizado como variable explicativa dentro del análisis estadístico, con el objetivo de identificar patrones espaciales y temporales en la captura de carbono. La incorporación de esta herramienta permitió integrar datos obtenidos a través de imágenes satelitales con las estimaciones de biomasa y carbono, fortaleciendo así la solidez y consistencia del enfoque metodológico aplicado en la presente investigación.

d. Análisis comparativo por parque

Además de los mapas, se presentan gráficos que detallan la contribución de cada parque al almacenamiento total de CO₂ durante el periodo visto. Estos gráficos permiten evaluar la evolución de cada parque en términos de captura de carbono, facilitando así un enfoque comparativo que, junto a los mapas, proporciona una comprensión integral del rol de los parques urbanos en el secuestro de carbono.

Capítulo tercero

Resultados y discusión

Se determinó la contribución de los parques urbanos como sumideros de carbono y se analizó su efectividad en la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en el Distrito Metropolitano de Quito, mediante el inventario forestal se obtuvo 874 registros arbóreos pertenecientes a 49 especies, lo que permitió caracterizar la estructura forestal y estimar la biomasa aérea mediante ecuaciones alométricas.

Los resultados mostraron que el Parque La Armenia presentó la mayor capacidad de almacenamiento, con 3767,45 toneladas de CO₂, mientras que El Arbolito registró los valores más bajos con 345,28 toneladas de CO₂. Estas diferencias no son atribuibles únicamente al área del parque, como se evidencia en el análisis de correlación entre hectáreas y diversidad (Tabla 3, Figuras 9 y 10), donde no se encontró relación estadísticamente significativa. En realidad, responden principalmente a la variabilidad en la composición florística, la estructura diamétrica y el estado de conservación de cada parque.

Asimismo, se identificó una correlación positiva significativa entre el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y el CO₂ almacenado ($r = 0.79$). Se identificó una correlación positiva significativa entre el NDVI y el CO₂ almacenado ($r = 0,79$), por lo que el NDVI se emplea aquí como un proxy indirecto del vigor y la biomasa aparente, útil para inferir tendencias de almacenamiento/captura potencial, sin establecer una relación causal directa con la captura efectiva., asociado a la salud y densidad de la vegetación.

A continuación, se exponen los principales hallazgos obtenidos a lo largo del proceso investigativo, en correspondencia con los objetivos planteados.

1. Inventario forestal

1.1. Trabajo en campo

Se elaboró un inventario forestal, mediante un muestreo dirigido, para evaluar la composición y diversidad de especies arbóreas en los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito, a partir de trabajo de campo, donde se obtuvo un total de 874

registros, pertenecientes a 49 especies diferentes (detalladas en la Tabla 1). Se obtuvo información completa en el 95,2% de los cuadrantes, mientras que un 4,81% de los registros fueron clasificados como “no determinados” debido a la ausencia de especímenes arbóreos en algunos cuadrantes de muestreo.

A partir de los datos obtenidos en campo, la Tabla 1, indica las especies más comunes encontradas en toda la fase de recolección de datos.

Tabla 1
Especies arbóreas de los parques urbanos del DMQ

Especie	Frecuencia	%
<i>Eucalyptus globulus</i>	36	4,12
<i>Acacia dealbata</i>	44	5,03
<i>Acacia baileyana</i>	4	0,46
<i>Delostoma integrifolium</i>	18	2,06
<i>Myrcianthes hallii</i>	15	1,72
<i>Acacia melanoxylon</i>	95	10,87
<i>Pinus radiata</i>	10	1,14
<i>Corymbia citriodora</i>	73	8,35
No determinado	42	4,81
<i>Populus alba</i>	22	2,52
<i>Eriobotrya japonica</i>	7	0,80
<i>Fraxinus chinensis</i>	37	4,23
<i>Pittosporum undulatum</i>	2	0,23
<i>Cedrela montana</i>	6	0,69
<i>Salix humboldtiana</i>	23	2,63
<i>Pinus patula</i>	37	4,23
<i>Cupressus macrocarpa</i>	100	11,44
<i>Oreopanax ecuadorense</i>	9	1,03
<i>Prunus serotina</i>	2	0,23
<i>Tecoma stans</i>	6	0,69
<i>Casuarina equisetifolia</i>	14	1,60
<i>Alnus acuminata</i>	58	6,64
<i>Schinus molle</i>	23	2,63
<i>Inga insignis</i>	25	2,86
<i>Annona cherimola</i>	3	0,34
<i>Persea americana</i>	1	0,11
<i>Grevillea robusta</i>	1	0,11
<i>Callistemon viminalis</i>	16	1,83
<i>Yucca gigantea</i>	8	0,92
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	5	0,57
<i>Phoenix canariensis</i>	2	0,23
<i>Callistemon citrinus</i>	52	5,95
<i>Populus deltoides</i>	7	0,80
<i>Juglans neotropical</i>	6	0,69

<i>Ceiba speciosa</i>	1	0,11
<i>Ligustrum japonicum</i>	2	0,23
<i>Sambucus nigra</i>	12	1,37
<i>Inga ornifolia</i>	3	0,34
<i>Platanus acerifolia</i>	17	1,95
<i>Parajubaea cocoides</i>	5	0,57
<i>Jubaea chilensis</i>	4	0,46
<i>Araucaria angustifolia</i>	2	0,23
<i>Chionanthus pubescens</i>	1	0,11
<i>Cupressus sempervirens</i>	1	0,11
<i>Sequoia sempervirens</i>	1	0,11
<i>Senna multiglandulosa</i>	6	0,69
<i>Phyllanthus salviifolius</i>	6	0,69
<i>Paraserianthes lophantha</i>	1	0,11
<i>Polylepis incana</i>	1	0,11
<i>Syzygium paniculatum</i>	2	0,23
Total	874	100,00

Fuente y elaboración propias (2024).

Especies más frecuentes:

1. *Cupressus macrocarpa* (**Ciprés de Monterrey**), 100 casos, 11,4%
2. *Acacia melanoxylon* (**Acacia negra**), 95 casos, 10,9%
3. *Corymbia citriodora* (**Eucalipto limón**), 73 casos, 8,4%

Posteriormente, según el criterio DAP, se encuentran los siguientes resultados, que se indican en la figura a continuación:

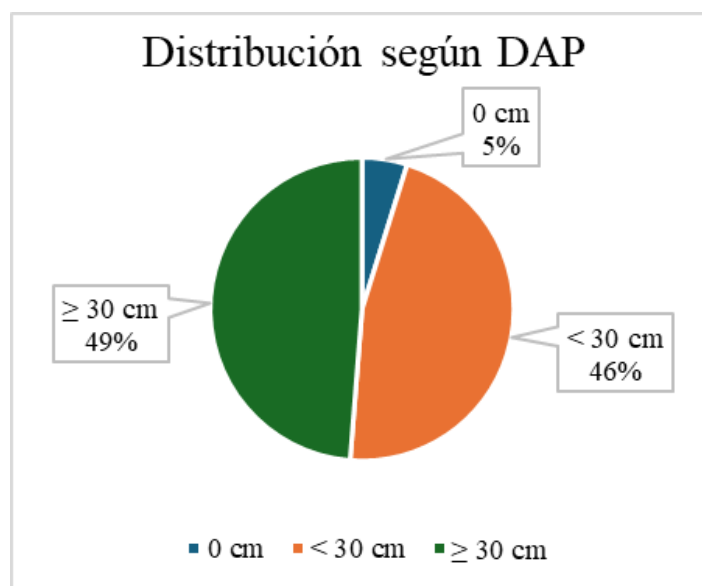


Figura 11. Distribución de muestra de especímenes, según criterio DAP.

Fuente y elaboración propias (2024)

1.2. Índices de diversidad

La tabla 2, que se presenta a continuación, muestra los índices de diversidad de Simpson (1-D) y Shannon (H) para las especies de árboles en diferentes parques de Quito, proporcionando una visión cuantitativa de la biodiversidad en cada área de estudio.

El Parque Equinoccial, con un índice de Simpson de 0,7872 y un índice de Shannon de 1,916, presenta la menor diversidad de especies entre los parques en evaluación. Esto sugiere que en este lugar hay una dominancia de unas pocas especies de árboles, lo que se refleja en su bajo valor en Shannon.

La Alameda muestra una mayor diversidad en comparación con el parque Equinoccial, con un índice de Simpson de 0,888 y un índice de Shannon de 2,495. La equitatividad y la riqueza de especies son mayores aquí, lo que indica una distribución más equilibrada de las especies arbóreas.

El Ejido, con un índice de Simpson de 0,8687 y un índice de Shannon de 2,372, tiene una diversidad considerable. Aunque su índice de Simpson es un poco más bajo que el de La Alameda, su índice de Shannon sigue reflejando una buena distribución equitativa de las especies.

El Arbolito destaca con los valores más altos tanto en el índice de Simpson (0,9039) como en el índice de Shannon (2,529). Este parque es uno de los más diversos, con una distribución muy equilibrada de especies, lo que lo convierte en un área con alta biodiversidad.

La Carolina, con un índice de Simpson de 0,8543 y un índice de Shannon de 2,455, también muestra una diversidad alta, aunque ligeramente menor que El Arbolito e Itchimbía. La distribución de especies es relativamente equitativa, pero no alcanza los niveles de los parques con mayor diversidad.

Bicentenario tiene un índice de Simpson de 0,868 y un índice de Shannon de 2,326, mostrando una diversidad moderada. La equitatividad de las especies es buena, pero es inferior a la observada en parques como Itchimbía o El Arbolito.

Itchimbía presenta uno de los valores más altos en el índice de Shannon (2,621), lo que lo convierte en el parque con la mayor equitatividad y riqueza de especies. Su índice de Simpson, de 0,8982, también es alto, indicando una notable biodiversidad.

Las Cuadras, tiene un índice de Simpson de 0,8394 y un índice de Shannon de 2,121, tiene una diversidad algo menor que la mayoría de los otros parques. Aunque su diversidad es moderada, sigue siendo más alta que en Equinoccial.

La Armenia, con un índice de Simpson de 0,8521 y un índice de Shannon de 2,129, presenta una diversidad similar a la de Las Cuadras. Aunque no es el parque con mayor biodiversidad, tiene una distribución de especies equitativa que Equinoccial.

Es decir, los valores de los índices de diversidad revelan que parques como El Arbolito e Itchimbía presentan una biodiversidad elevada y una distribución de especies equitativa, lo cual es indicativo de una salud ecológica superior en comparación con parques como Equinoccial, donde predominan unas pocas especies arbóreas.

Tabla 2
Índice de diversidad

Parque	Simpson 1-D	Shannon H
Equinoccial	0,7872	1,916
La Alameda	0,888	2,495
El Ejido	0,8687	2,372
El Arbolito	0,9039	2,529
La Carolina	0,8543	2,455
Bicentenario	0,868	2,326
Itchimbía	0,8982	2,621
Las Cuadras	0,8394	2,121
La Armenia	0,8521	2,129

Fuente y elaboración propias (2024)

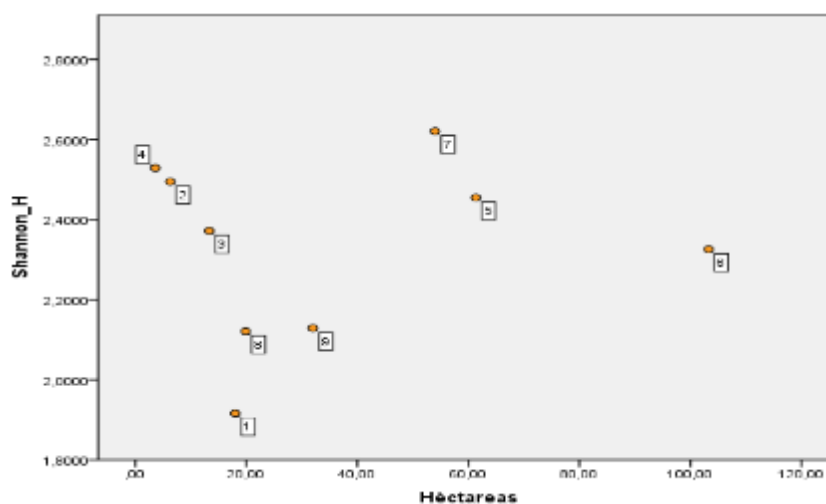
Tabla 3
Correlación entre Índices de biodiversidad y hectáreas por parque

Área (Ha)	Índice	Coefficiente de Pearson	p-valor
Hectáreas	Shannon H	0,124	0,751
Hectáreas	Simpson D	0,036	0,927

Nota: La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Fuente y elaboración propias (2024)

Así mismo, en la Tabla 3, se puede observar la correlación entre los índices de biodiversidad y las hectáreas de los parques. La correlación entre el tamaño del parque y el índice de diversidad de Shannon es muy baja y no significativa, con un valor de correlación de 0,124 y un p-valor de 0,751. Dado que el p-valor es mayor que 0,01, esto sugiere que no existe una relación lineal relevante entre el tamaño del parque y el índice de diversidad de Shannon, tal como se muestra en la figura 12. Estos resultados, indican que el tamaño del parque no parece influir significativamente en la equidad de especies.

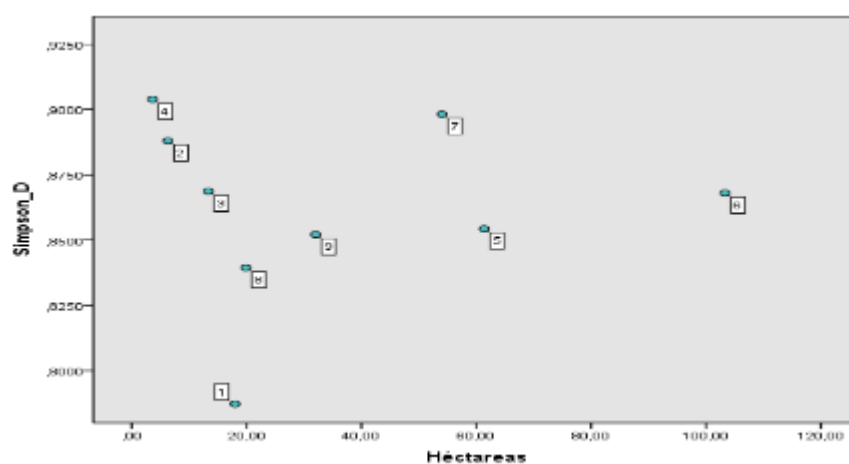


Nota: 1= P. Equinoccial; 2= La Alameda; 3= El Ejido; 4= El Arbolito; 5= La Carolina; 6= Bicentenario; 7= Itchimbia ; 8= Las Cuadras; 9= La Armenia

Figura 12. Correlación entre hectáreas e índice de Shannon

Fuente y elaboración propias (2024)

Al igual que con Simpson, esta correlación es muy baja y no significativa, con un valor de correlación de 0,036 y un p-valor de 0,927. Esto indica que no existe una relación estadísticamente significativa entre el tamaño del parque y la equidad de especies medida por el índice de Simpson, como se muestra en la figura 13. Esto sugiere una relación muy débil entre el tamaño del parque y la riqueza de especies junto con su distribución.



Nota: 1= P. Equinoccial; 2= La Alameda; 3= El Ejido; 4= El Arbolito; 5= La Carolina; 6= Bicentenario; 7= Itchimbia ; 8= Las Cuadras; 9= La Armenia

Figura 13. Correlación entre hectáreas e índice de Simpson

Fuente y elaboración propias (2024).

En cuanto al objetivo específico 2, enfocado en estimar la contribución de la vegetación arbórea como sumidero de carbono mediante ecuaciones alométricas y análisis de imágenes satelitales (NDVI), los resultados fueron:

2. Estimación de captura de carbono

2.1. Estimación de captura de carbono por árbol

● Parque Equinoccial

Se estimó la contribución de la vegetación arbórea como sumidero de carbono mediante ecuaciones alométricas y el análisis de imágenes satelitales NDVI de diferentes temporalidades. Los resultados mostraron diferencias significativas en la cantidad de carbono almacenado entre los parques. En la figura 14, el análisis revela que *Schinus molle* con 32,6978 Tn y *Pinus patula* 29,5315 Tn son las especies con mayor capacidad de captura de carbono, con *Schinus molle* se logró el valor más alto. Otras especies como *Pinus radiata* obtuvo 20,860 Tn y *Phoenix canariensis* 21,5650 Tn, estas especies, también muestran una alta capacidad de captura, aunque en menor medida. Por el contrario, especies como *Eriobotrya japonica* con 1,3905 Tn e *Inga insignis* con 1,5786 Tn presentan una baja captura de carbono.

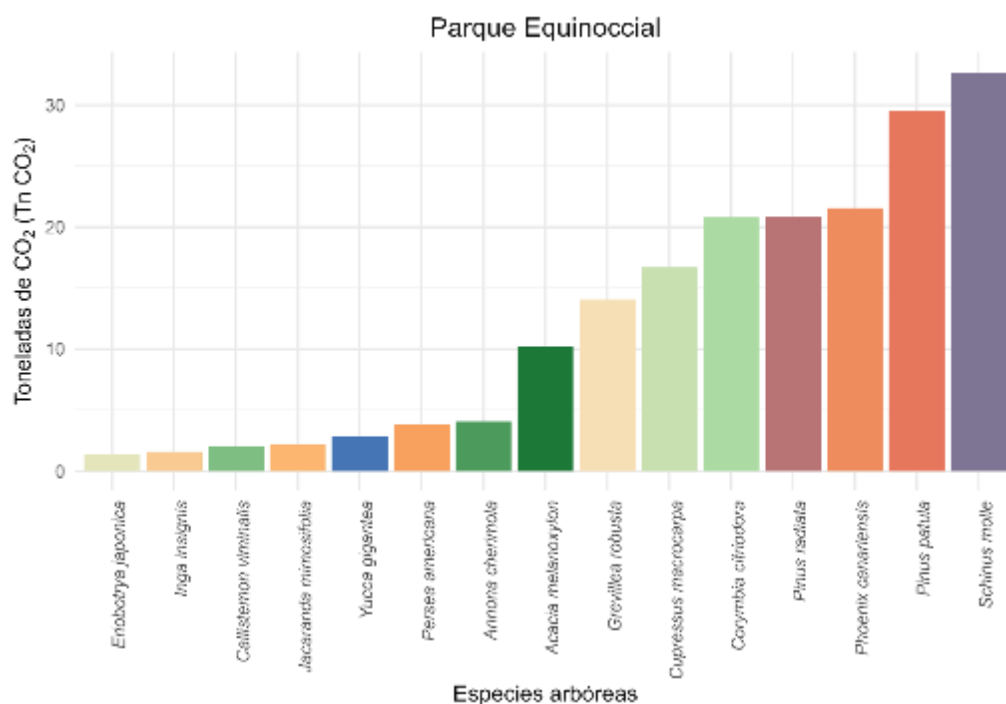


Figura 14. Contenido de carbono por árbol en el parque Equinoccial
Fuente y elaboración propias (2024).

● Parque La Alameda

En la figura 15, se evaluó la capacidad de captura de carbono de diferentes especies arbóreas, mostrando a *Cupressus macrocarpa* como la especie más eficiente, con una captura de 59,9078 Tn de captura de carbono. *Corymbia citriodora* también destaca con una captura significativa de 41,1133 Tn. Las especies *Salix humboldtiana* y *Cedrela montana* presentan niveles de captura de 10,8000 y 10,8250 unidades, respectivamente. En contraste, *Callistemon viminalis* y *Chionanthus pubescens* tienen una capacidad de captura mucho menor, con 2,3933 y 3,4000 Tn. Estos resultados ilustran la variabilidad en la eficiencia de captura de carbono entre las diferentes especies en el parque

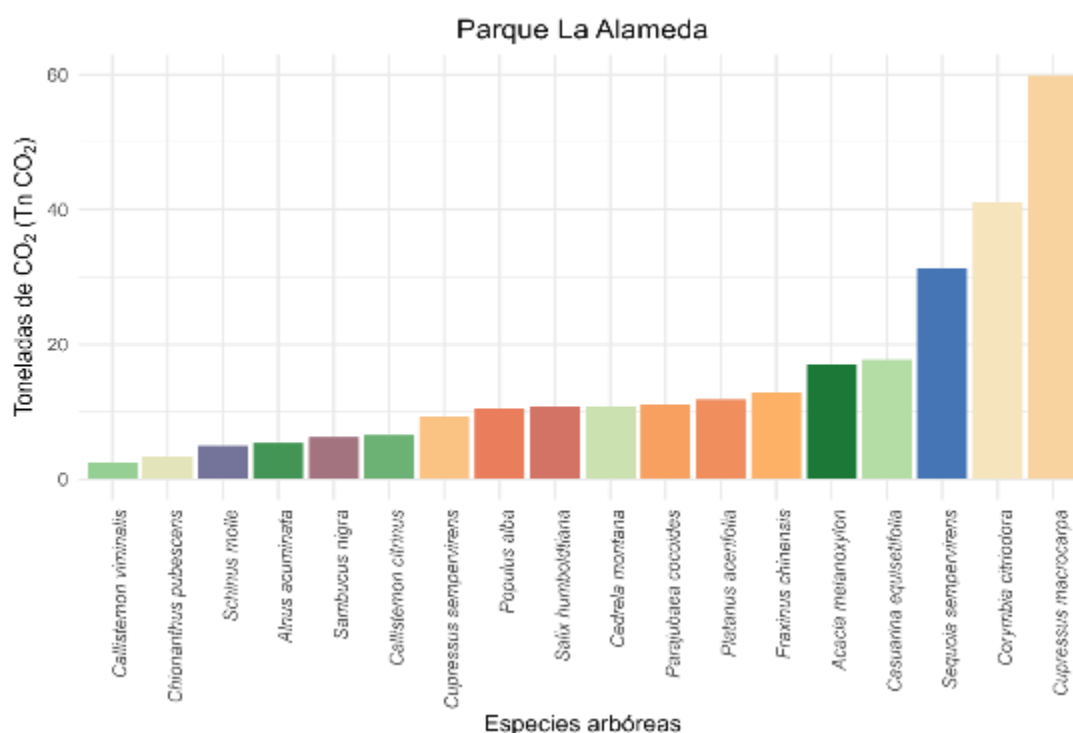


Figura 15. Contenido de Carbono por árbol en el parque La Alameda
Fuente y elaboración propias (2024).

● Parque El Ejido

En la figura 16, la captura de carbono varía significativamente entre las especies arbóreas. *Cupressus macrocarpa* lidera con una captura de 76,3710 Tn, seguido de cerca por *Eucalyptus globulus* con 71,2100 Tn. *Araucaria angustifolia* y *Juglans neotropical* tienen valores de captura de 25,0500 Tn y 15,4300 Tn, respectivamente. En comparación, *Delostoma integrifolium* y *Callistemon viminalis* presentan capacidades mucho menores, con 1,4750 Tn y 0,7000 Tn, respectivamente.

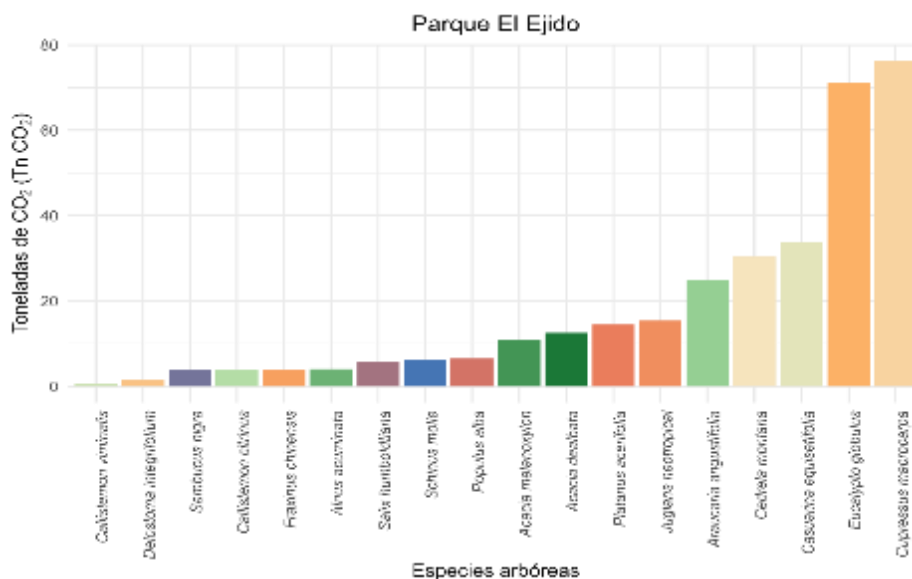


Figura 16. Contenido de carbono por árbol en el parque El Ejido.
Fuente y elaboración propias (2024)

• Parque El Arbolito

En la figura 17, los resultados de captura de carbono muestran una variada eficiencia entre las especies arbóreas. *Jubaea chilensis* destaca con una captura de 34,9600 Tn, seguido por *Cupressus macrocarpa* con 28,7000 Tn. Las especies *Populus alba* y *Sambucus nigra* tienen capacidades de captura de 6,4450 Tn y 6,9200 Tn, respectivamente. Por otro lado, *Myrcianthes hallii* y *Acacia dealbata* presentan niveles significativamente menores, con 0,9125 Tn y 0,4100 Tn, respectivamente.

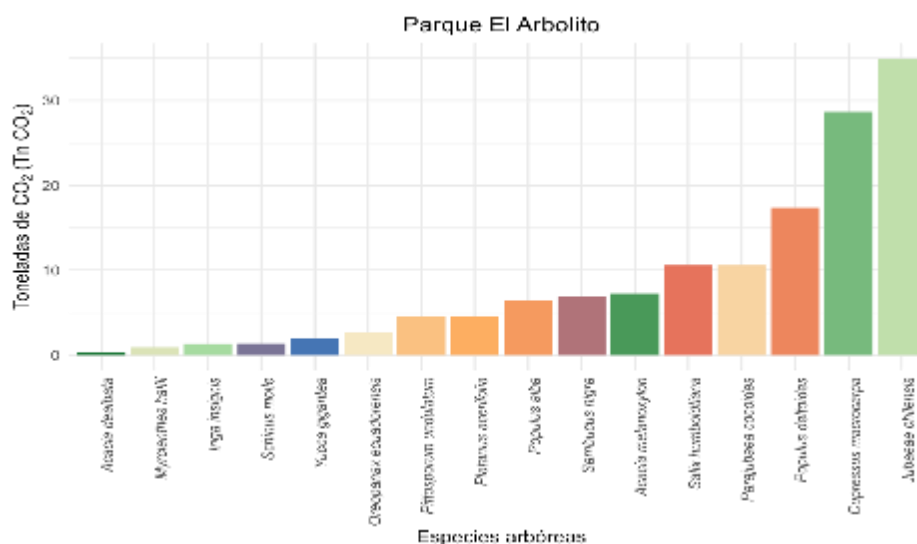


Figura 17. Contenido de carbono por árbol en el parque El Arbolito.
Fuente y elaboración propias (2024)

● Parque La Carolina

En la figura 18 se observa una variabilidad en la captura de carbono entre las diferentes especies arbóreas. *Corymbia citriodora* lidera con una captura de 52,3600 Tn, seguida de *Pinus patula* con 36,5944 Tn. *Schinus molle* y *Fraxinus chinensis* presentan niveles de captura de 9,3550 Tn y 9,0900 Tn, respectivamente. *Delostoma integrifolium* y *Sambucus nigra* tienen capacidades de captura mucho menores, con 1,4600 Tn y 1,3700 Tn, respectivamente. Estos resultados reflejan la eficiencia variada en la captura de carbono entre las especies en el parque.

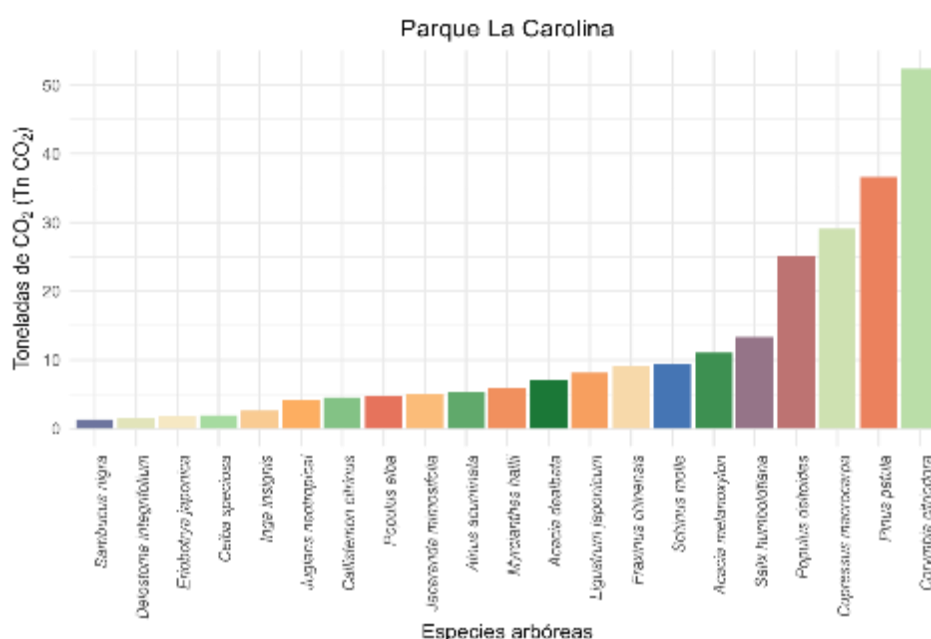


Figura 18. Contenido de carbono por árbol en el parque La Carolina
Fuente y elaboración propias (2024).

● Parque Bicentenario

En la figura 19, *Pinus patula* destaca con una captura de 59,3400 Tn, mientras que *Cupressus macrocarpa* sigue con 28,0320 Tn. *Casuarina equisetifolia* tiene una captura de 17,4233 Tn, y *Acacia dealbata* muestra una capacidad de 11,8074 Tn. Las especies *Eriobotrya japonica* y *Callistemon viminalis* tienen valores mucho menores, con 0,4900 Tn y 0,5367 Tn, respectivamente.

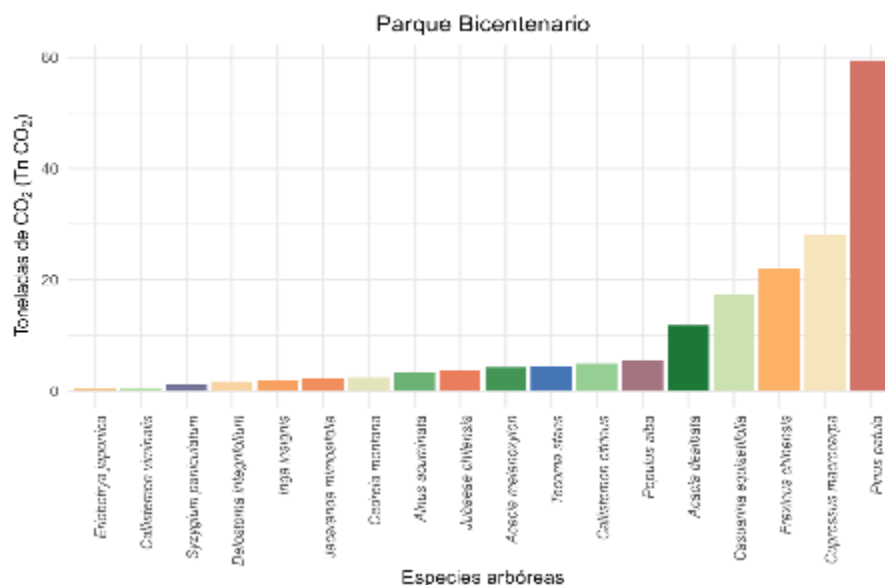


Figura 19. Contenido de carbono por árbol en el parque Bicentenario
Fuente y elaboración propias (2024).

● Parque Itchimbia

En la figura 20, la capacidad de captura de carbono muestra una notable diversidad entre las especies arbóreas. *Cupressus macrocarpa* lidera con una captura de 25,8900 Tn, seguido por *Alnus acuminata* con 12,7932 Tn. Las especies *Schinus molle* y *Senna multiglandulosa* tienen capacidades de captura de 5,3900 Tn y 5,4667 Tn, respectivamente. En comparación, *Polylepis incana* y *Myrcianthes hallii* presentan niveles mucho menores de captura, con 0,9300 Tn y 1,0100 Tn, respectivamente.

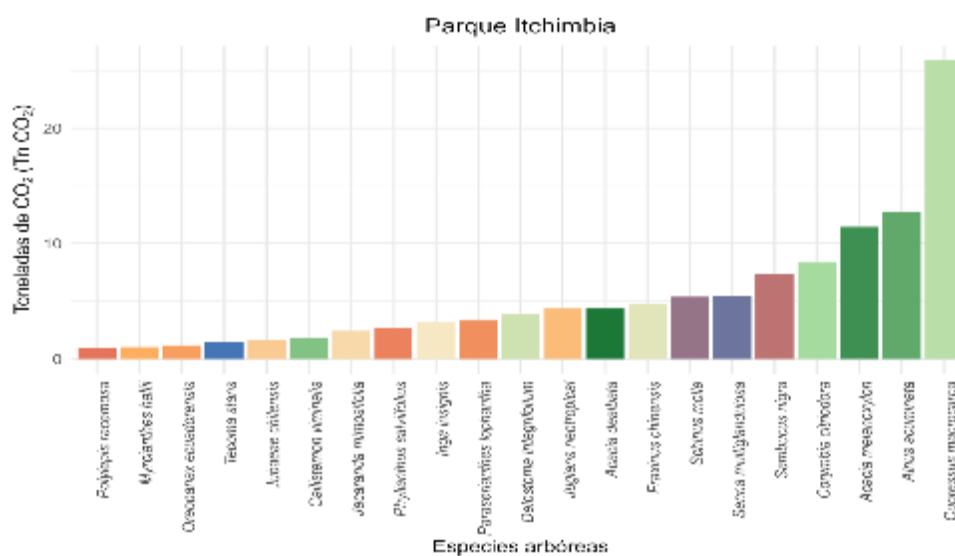


Figura 20. Contenido de carbono por árbol en el parque Itchimbia.
Fuente y elaboración propias (2024)

● Parque Las Cuadras

En la figura 21 la captura de carbono varía notablemente entre las especies arbóreas. *Salix humboldtiana* se destaca con una captura de 58,3200 Tn, seguida de cerca por *Corymbia citriodora* con 40,8929 Tn. *Pinus radiata* y *Pinus patula* muestran capacidades de captura de 30,9911 Tn y 26,8800 Tn, respectivamente. Por otro lado, *Delostoma integrifolium* y *Pittosporum undulatum* presentan niveles de captura mucho menores, con 2,7900 Tn y 2,0000 Tn, respectivamente.

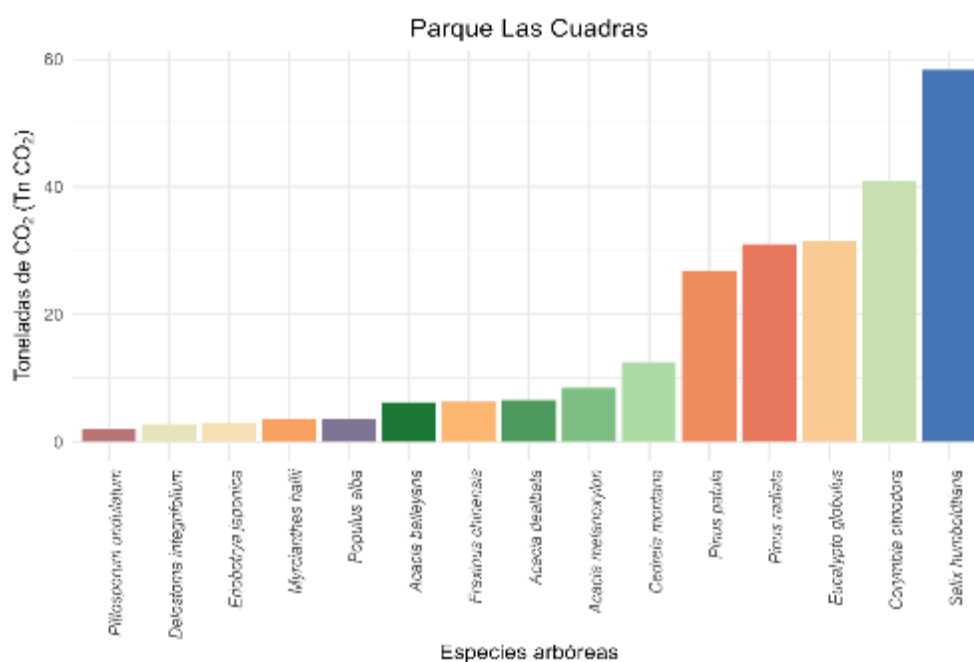


Figura 21. Contenido de carbono por árbol en el parque Las Cuadras.
Fuente y elaboración propias (2024)

● Parque La Armenia

En la figura 22, se observan diferencias significativas en la captura de carbono entre las especies arbóreas. *Cupressus macrocarpa* es la especie más destacada con una captura de 88,9921 Tn, seguida por *Casuarina equisetifolia* con 31,4883 Tn. *Fraxinus chinensis* y *Eucalyptus globulus* tienen capacidades de captura de 16,3550 Tn y 14,1100 Tn, respectivamente. *Salix humboldtiana* y *Tecoma stans* presentan niveles mucho menores, con 2,1900 Tn y 1,0500 Tn, respectivamente.

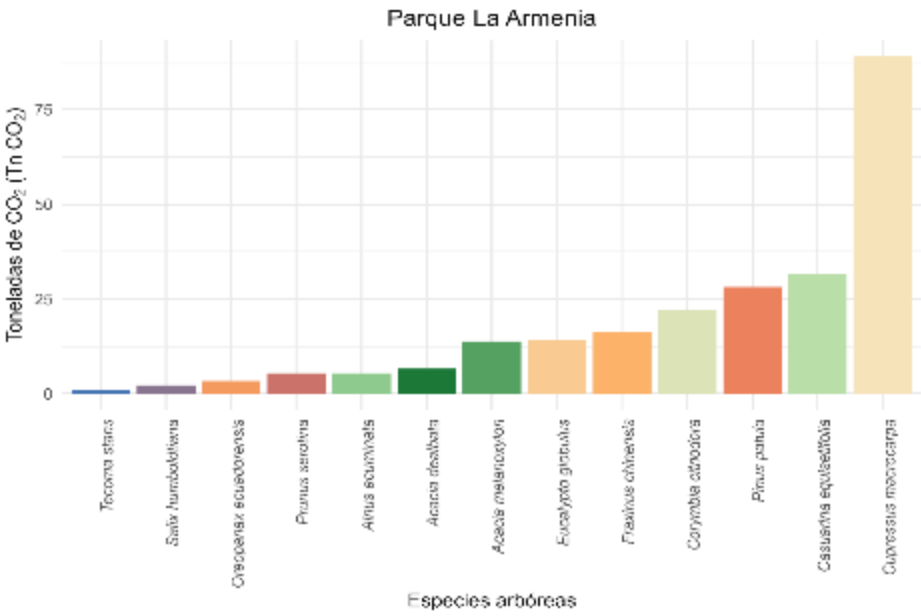


Figura 22. Contenido de carbono por árbol en el parque La Armenia
Fuente y elaboración propias (2024)

En resumen, las especies con mejor rendimiento se indican en la tabla 4.

Tabla 4
Especies con mejor rendimiento de captura de CO².

Parque	Primer lugar	Segundo lugar	Tercer lugar
Equinoccial	<i>Schinus molle</i>	<i>Pinus patula</i>	<i>Phoenix canariensis</i>
La Alameda	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Corymbia citriodora</i>	<i>Sequoia Sempervirens</i>
El Ejido	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Casuarina equisetifolia</i>
El Arbolito	<i>Jubaea chilensis</i>	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Populus deltoides</i>
La Carolina	<i>Corymbia citriodora</i>	<i>Pinus patula</i>	<i>Cupressus macrocarpa</i>
Bicentenario	<i>Pinus patula</i>	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Fraxinus chinensis</i>
Itchimbia	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Alnus acuminata</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>
Las Cuadras	<i>Salix humboldtiana</i>	<i>Corymbia citriodora</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>
La Armenia	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Casuarina equisetifolia</i>	<i>Pinus patula</i>

Fuente y elaboración propias (2024)

Las especies de mejor rendimiento que más aparecieron se indican en la siguiente tabla a continuación:

Tabla 5
Especies con mejor rendimiento de captura de CO², según frecuencia.

Frecuencia	Especie	Nombre común
7	Cupressus macrocarpa	Ciprés de Monterey
4	Pinus patula	Pino patula
3	Corymbia citriodora	Eucalipto limón
2	Eucalyptus globulus	Eucalipto blanco
2	Casuarina equisetifolia	Pino australiano

Fuente y elaboración propias (2024)

2.2. Estimación de captura de carbono por parques

En la figura 22, el análisis de los resultados de captura de carbono revela que el Parque La Armenia se destaca, con una captura de 3767,45 Tn, lo que sugiere una alta eficiencia y capacidad de absorción de carbono en comparación con los otros parques.

El Ejido y Las Cuadras también muestran una capacidad notable, con 2302,93 Tn y 2300,85 Tn, respectivamente, indicando que estas áreas tienen una gran densidad de especies arbóreas eficientes en la captura de carbono.

Equinoccial y La Carolina, con 1863,40 Tn y 1345,25 Tn, siguen en capacidad, reflejando un buen rendimiento en términos de captura, aunque menor que los parques líderes. La Alameda tiene una captura de 1294,77 Tn, mientras que Bicentenario e Itchimbia muestran cifras más bajas, con 679,59 Tn y 627,27 Tn, respectivamente, lo que podría indicar una menor densidad de árboles o especies menos eficientes.

Finalmente, El Arbolito presenta la menor captura con 345,28 Tn, sugiriendo que las especies presentes tienen una capacidad de captura de carbono menor. Este análisis destaca la variabilidad en la eficiencia de captura de carbono entre los parques, proporcionando información valiosa para la gestión y la mejora de la absorción de carbono en las áreas con menor rendimiento.

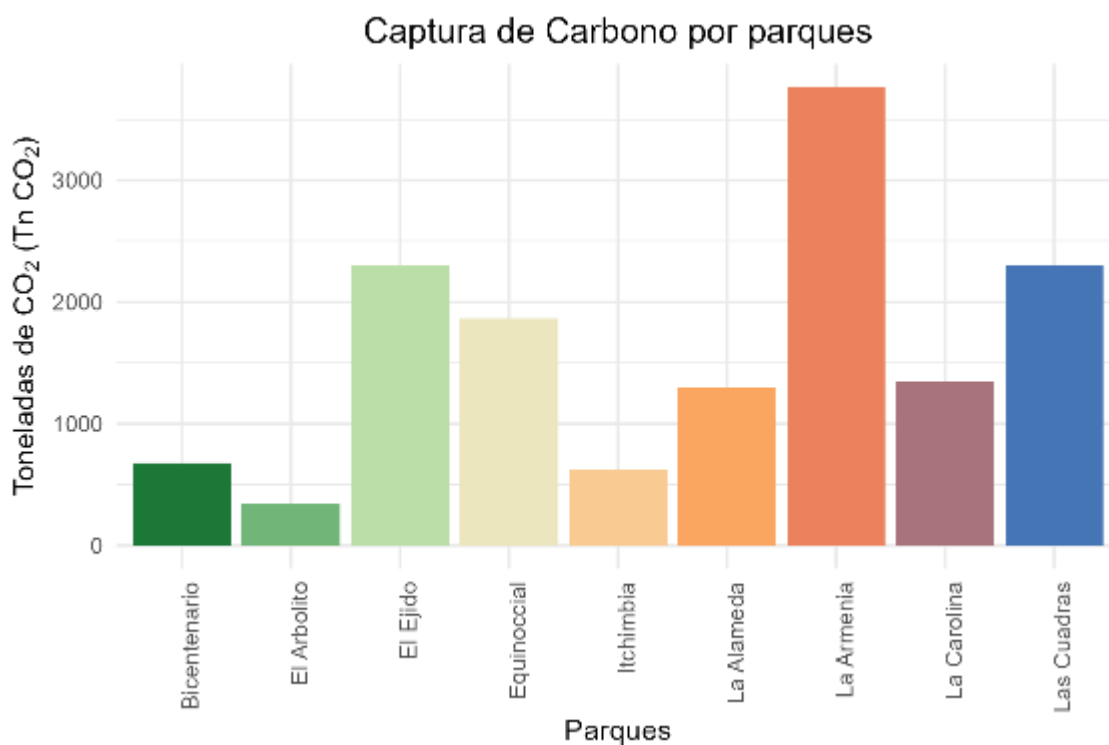


Figura 23. Contenido de carbono por parques de la Ciudad de Quito.
Elaboración propia (2024)

3. Análisis cuantitativo

3.1. Análisis de comparación

El gráfico permite una comparación directa entre los parques, lo que facilita la identificación en su rol de sumideros de carbono. En particular, el parque La Armenia, que se destaca como el principal almacenador de CO₂, ofrece un modelo a seguir para otros parques que buscan mejorar su desempeño ambiental. Este análisis comparativo no solo ayuda a visualizar el éxito relativo de cada parque, sino que también puede guiar las decisiones futuras sobre el manejo de áreas verdes.

En conjunto con la Tabla 3 y las Figuras 21–23, el desempeño entre parques no se explica por su tamaño (correlaciones no significativas con Shannon y Simpson), sino por identidad funcional de especies y estructura tal como la distribución de DAP. La Carolina o Equinoccial muestran almacenamiento elevado pese a diversidad moderada, mientras que Itchimbia exhibe alta diversidad con almacenamiento medio, ilustrando que la riqueza por sí sola no determina el stock de carbono; pesan más la composición (coníferas de rápido crecimiento vs. latifoliadas) y el estado sanitario o manejo de estos. Los perfiles NDVI históricos evidencian un incremento en parte de la década de 2010 y retorno a valores previos en 2020s, coherente con cambios de cobertura y uso interno del parque.

En términos de gestión, estos contrastes sugieren priorizar (i) mantenimiento estructural de arboledas de alto DAP, (ii) reposición específica por función (sombra, captura rápida, hábitat), y (iii) proteger parches densos que sostienen valores altos de NDVI.

Finalmente, el resultado refuerza la complementariedad entre co-beneficios (térmico, calidad de aire, uso social) y la función de sumidero, evitando interpretaciones que subordinen la biodiversidad únicamente al carbono.

3.2.Análisis de datos

En la figura 24 a 26 se resumen el estado de los parques al principio (1987), a la mitad y al final (2024) del periodo en estudio

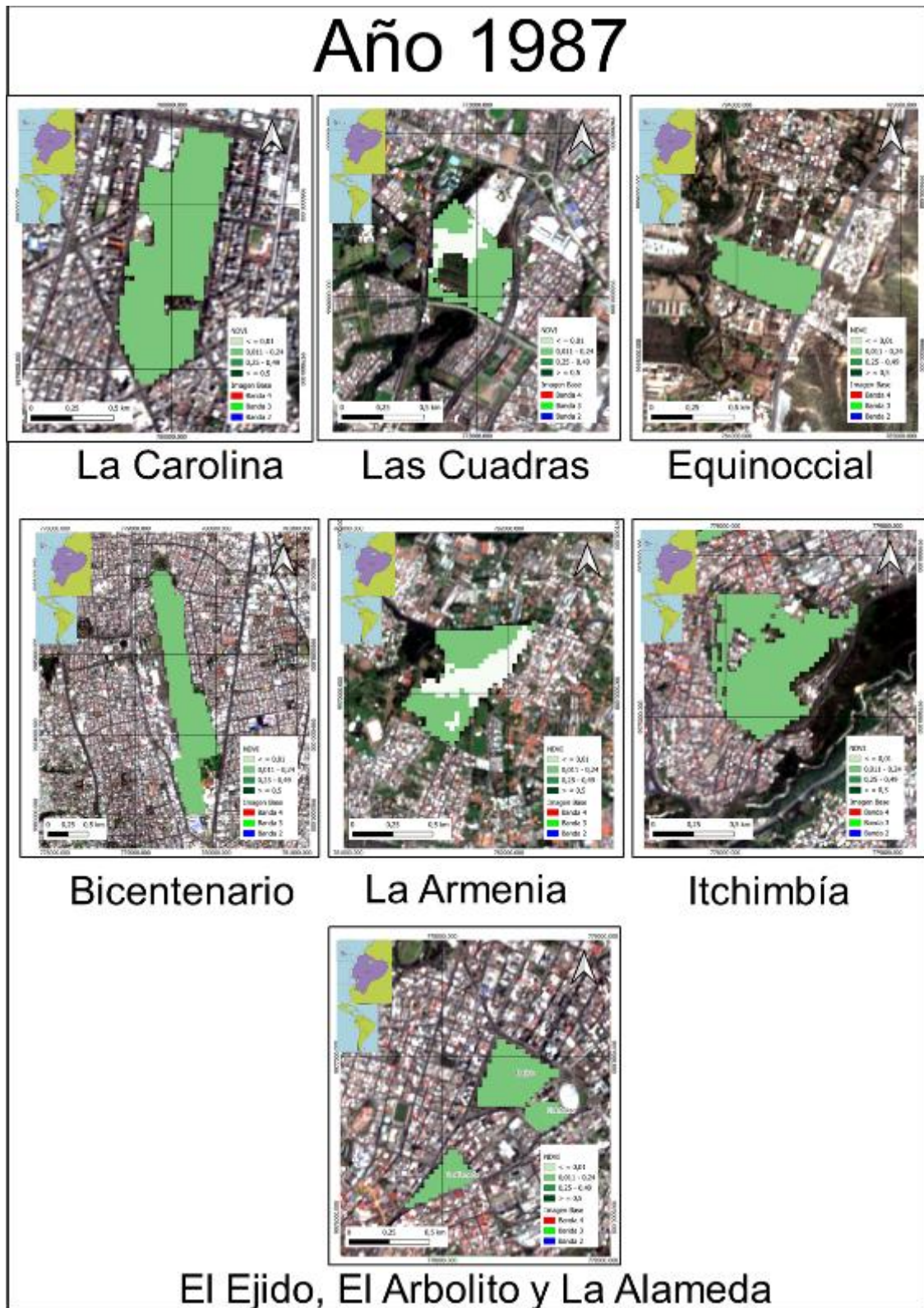
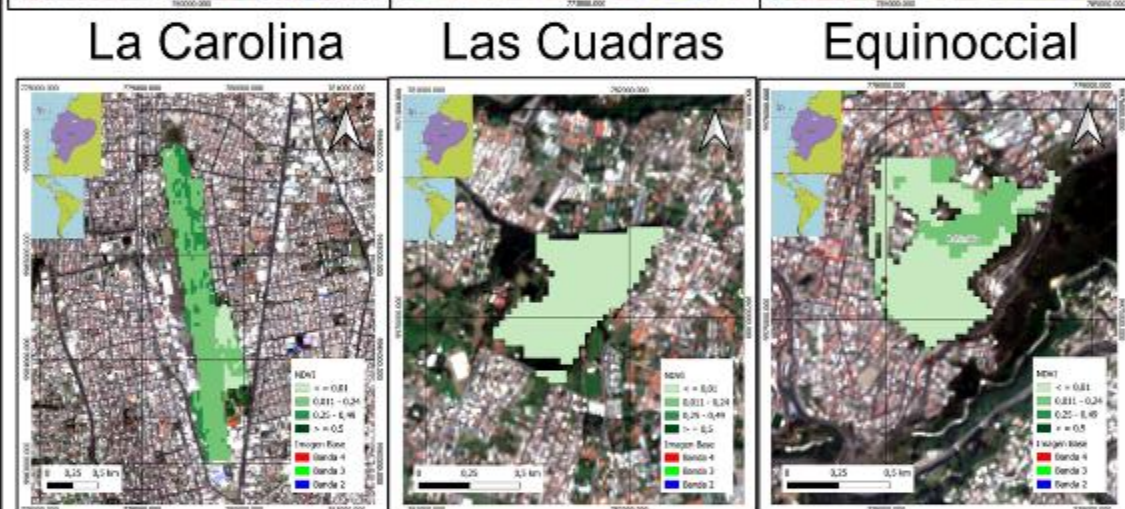
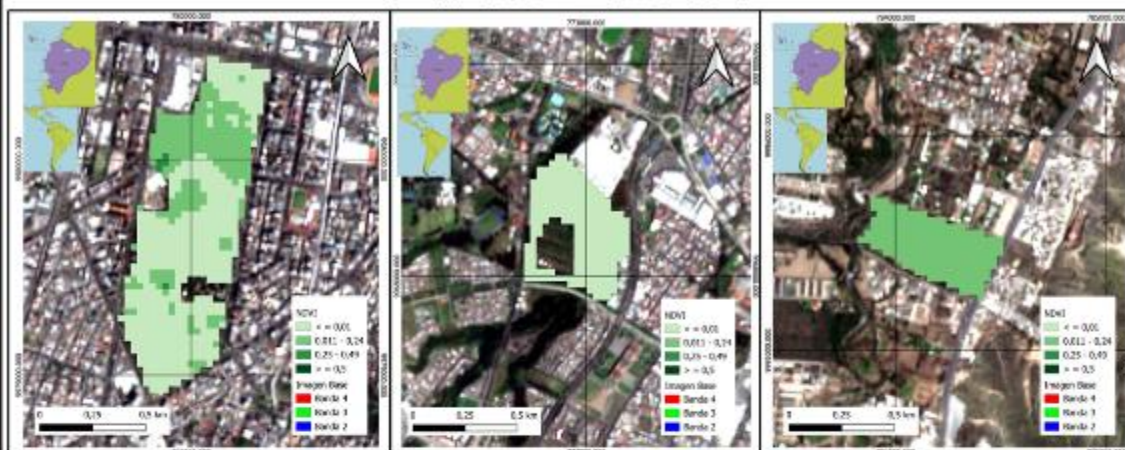


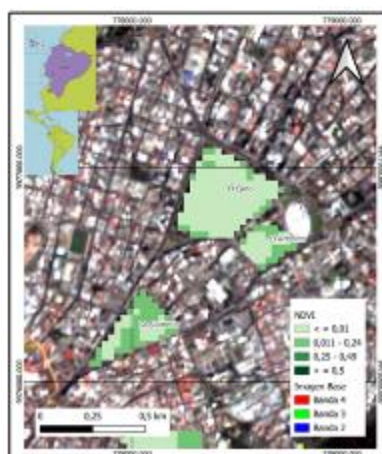
Figura 24. Resumen NDVI parques estudiados, año 1987

Fuente y elaboración propias (2024).

Año 2007



El Ejido, El Arbolito y La Alameda



El Ejido, El Arbolito y La Alameda

Figura 25. Resumen NDVI parques estudiados, año 2007

Fuente y elaboración propias (2024).

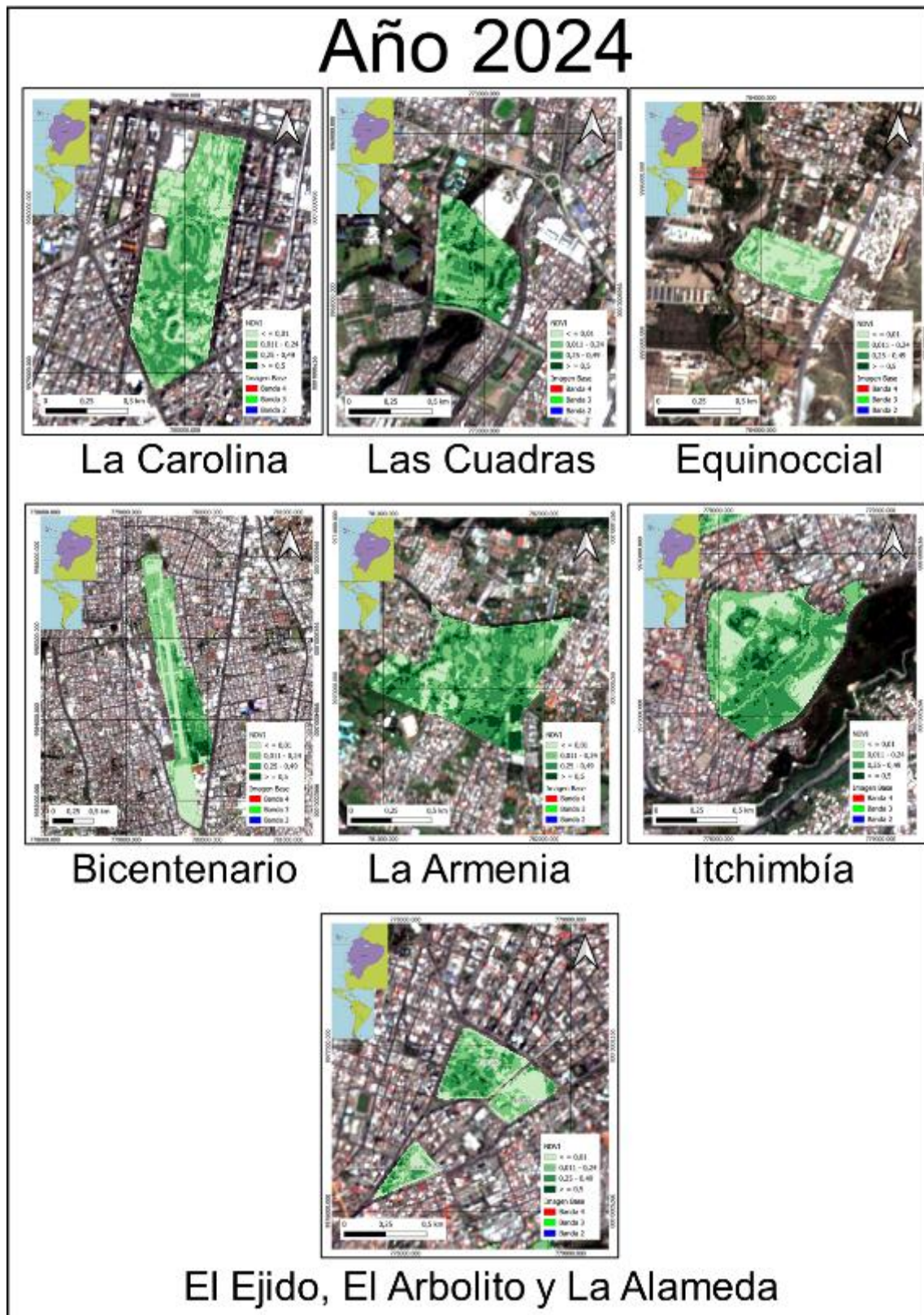


Figura 26. Resumen NDVI parques estudiados, año 2024

Fuente y elaboración propias (2024).

En todas las figuras se empleó una rampa continua de colores donde los valores bajos de NDVI (cerca de 0 y negativos) representan coberturas no vegetadas o de vigor bajo, y

los valores altos indican mayor densidad/vigor de la vegetación. A escala global del área de estudio, los valores mínimo y máximo observados fueron $-0,112$ y $0,225$, respectivamente (Tabla 6), por lo que los tonos del extremo bajo de la paleta reflejan superficies impermeables/suelo expuesto o vegetación rala, mientras que los del extremo alto corresponden a cobertura densa o en buen estado. Esta rampa permitió comparar parciales 1987–2007–2024, destacando ganancias/pérdidas espaciales relativas de vigor vegetal entre periodos.

3.3.Valores estadísticos NDVI

A partir de la información de teledetección obtenida de manera histórica y actual, se obtienen de manera general los siguientes resultados estadísticos de NDVI en el área de estudio:

Tabla 6
Resultados estadísticos globales NDVI área de estudio.

Estadístico	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Varianza
Total	-0,112	0,225	0,053	0,065	0,006

Fuente y elaboración propias (2024).

A partir de la información de teledetección obtenida se determinó que los parques presentaron valores del Índice cercanos a cero durante gran parte del periodo en estudio, existiendo un alza en parte de la década de 2010, pero volviendo a valores previos a esta época al entrar a la década actual (2020s). La tendencia constante de valores cercanos a cero indica una vegetación de tamaño “Pequeña” debido a la predominancia de grandes extensiones de plantas herbáceas comunes de encontrar en parques, tal como son el pasto y los prados que se usan normalmente como recubrimiento de estas áreas. También el bajo nivel del índice corresponde a la existencia de superficies más inertes como calles y aceras de pavimento, grava o arcilla, además de la presencia, dentro de estos parques, de edificios y otras estructuras, cuyos techos alteran de manera global los valores del Índice. No obstante, y como se indica en el Marco Teórico, los valores son correctos en el sentido de que la predominancia de especies de pastos exista un nivel “intermedio”.

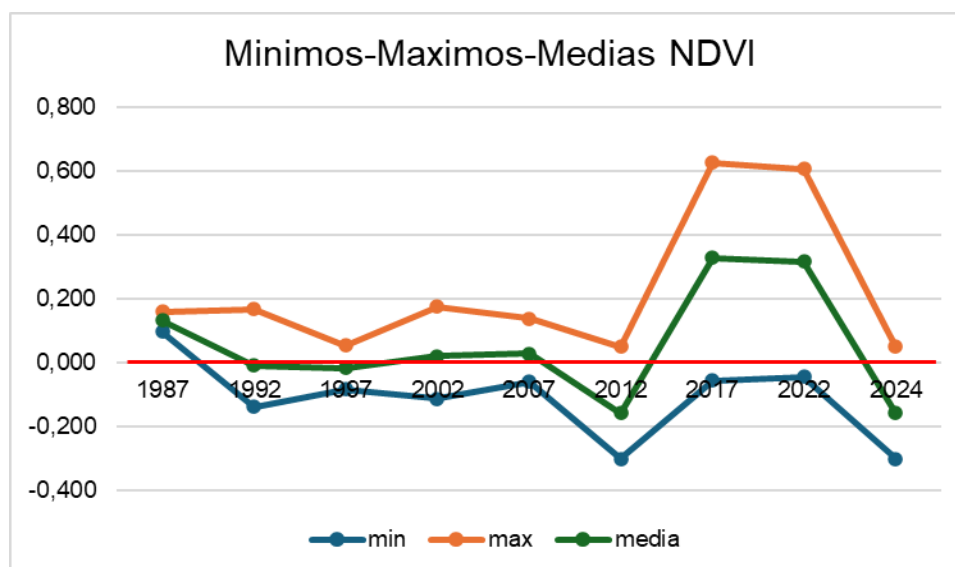


Figura 27. Valores históricos NDVI en área de estudio
Fuente y elaboración propias (2024).

3.4.Relación CO₂-NDVI

El análisis de correlación entre el CO₂ almacenado y el NDVI revela una relación significativa y positiva entre ambas variables. La Figura 25 muestra esta relación, representando el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) en el eje horizontal y el CO₂ almacenado en los parques en el eje vertical. Se observa que, a medida que los valores del NDVI aumentan, también lo hacen los niveles de CO₂ almacenado, lo que sugiere una correlación positiva cuantificada con un coeficiente de 0.79.

El valor de correlación (0.79) indica una asociación fuerte entre el NDVI y el CO₂ almacenado, lo que implica que aproximadamente el 79 % de la variabilidad en el almacenamiento de CO₂ puede ser explicada por las variaciones en el NDVI. Esto posiciona al NDVI como un predictor relevante para la capacidad de captura de carbono, reflejando tanto la salud como la densidad de la vegetación.

No obstante, esta asociación no debe interpretarse a la ligera, debido a que, pese la correlación observada ($r = 0,79$) indica una relación fuerte entre NDVI y los valores estimados de CO₂, ello no significa que el NDVI represente por sí solo todos los procesos que determinan la fijación de carbono. Variables estructurales y ecológicas tal como la composición de especies, la estructura diamétrica (por ejemplo, el porcentaje de individuos con DAP > 30 cm), la edad de los árboles, su estado sanitario y las prácticas de manejo influyen de manera decisiva en la tasa real de captura. Por tanto, en los resultados el NDVI debe entenderse como un indicador complementario para la

extrapolación espacial y el análisis multitemporal, no como una medida directa y exclusiva de la captura de carbono.

Este resultado reviste una importancia significativa para la gestión ambiental y las estrategias de conservación, ya que subraya la necesidad de mantener ecosistemas vegetales saludables a fin de optimizar la captura de carbono y contribuir a la mitigación del cambio climático. La Figura 28 respalda la eficiencia del NDVI como indicador para estimar la capacidad de secuestro de carbono en los parques urbanos. Asimismo, el fortalecimiento de la salud y densidad de la vegetación no solo promueve la biodiversidad, sino que también incide en la regulación de los niveles de CO₂ atmosférico.

Si bien la correlación observada (0,79) refleja una relación lineal sólida, es fundamental considerar ciertos factores adicionales que podrían afectar dicha asociación, como la composición específica de las especies arbóreas presentes y las condiciones ambientales propias de cada parque.

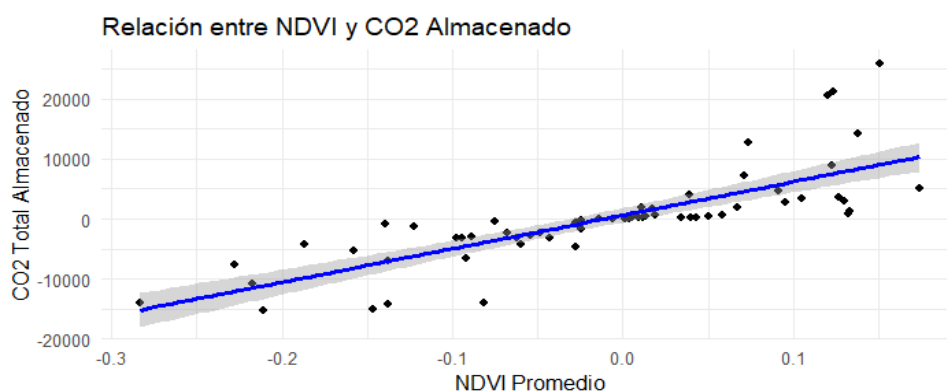


Figura 28. Relación entre NDVI y CO2 almacenado
Fuente y elaboración propias (2024).

La correlación de 0.79 al ser alta, no es perfecta, lo que indica que existen otros factores que también pueden influir en la capacidad de secuestro de carbono, además del índice de vegetación. No obstante, la proximidad de este valor a 1 refuerza la conclusión de que el NDVI es un buen predictor del almacenamiento de CO₂, destacando la importancia de conservar una vegetación densa y saludable como estrategia para la mitigación de carbono atmosférico.

4. Discusión

Los resultados de esta investigación evidencian que los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) cumplen un rol esencial como sumideros de

carbono, aportando significativamente a la mitigación de las emisiones de CO₂ en contextos urbanos. No obstante, su eficiencia varía en función de factores como la composición florística, la estructura forestal, el estado de conservación y las características biofísicas de cada parque. A continuación, se discuten estos hallazgos en relación con estudios previos realizados en Quito, en otras ciudades de Ecuador y a nivel internacional, considerando aspectos como la captura de carbono por especie, la relación con el NDVI, la biodiversidad arbórea y las implicaciones para la gestión urbana.

Sin embargo, es importante precisar algunos matices respecto al papel de los parques urbanos en la mitigación del cambio climático. De acuerdo con el IPCC (2019), la mitigación implica “reducir fuentes o mejorar sumideros de gases de efecto invernadero”. En este sentido, los parques urbanos de Quito cumplen principalmente una función de almacenamiento de carbono, pero no reducen de manera directa las emisiones ni generan nuevos sumideros. Su aporte, por tanto, debe comprenderse como complementario a otras estrategias de mitigación.

Para situar los resultados de Quito en un contexto latinoamericano, es útil contrastar con estudios análogos en ciudades de la región. En Medellín (Colombia), un análisis del arbolado público reportó un almacenamiento total de ~103 820 Mg de CO₂ y una captura bruta anual de ~2 077 Mg CO₂/año; adicionalmente, los árboles evitarían ~5 090 Mg CO₂/año por efectos energéticos asociados a sombra y enfriamiento (Reynolds et al. 2017). En Lima Metropolitana (Perú), evaluaciones recientes que combinan teledetección e i-Tree muestran que el arbolado urbano aporta almacenamiento y captura significativos, con niveles relativos que, a escala distrital, se aproximan a la mitad del almacenamiento observado en bosques maduros de referencia en Sudamérica (Moreno 2024). En Cuenca (Ecuador), se ha estimado el potencial de captura de CO₂ en parques urbanos y contrastado con emisiones vehiculares como insumo para la planificación urbana y de movilidad (Benítez et al. 2024; Rocha et al. 2021). Para Bogotá (Colombia), se han identificado patrones socio-espaciales del arbolado público con implicaciones de equidad en la distribución de servicios ecosistémicos, y existe un conjunto de datos oficial con estimaciones de captura y almacenamiento de carbono del arbolado urbano que facilita comparaciones inter-ciudad (Escobedo et al., 2015).

En conjunto, estas referencias corroboran la magnitud y las variaciones reportadas para Quito y refuerzan la lectura cautelosa de que el almacenamiento y la captura dependen del contexto urbano (estructura del arbolado, edad y manejo), y que su

valoración debe ir más allá del carbono, incorporando beneficios co-producidos (sombra, confort térmico, accesibilidad y equidad) (Roman et al. 2021; Smith & Johnson 2016).

Respecto a la composición florística de los parques analizados muestra una clara dominancia de especies introducidas, tales como *Cupressus macrocarpa*, *Corymbia citriodora* y *Acacia melanoxylon*. Aunque estas especies evidencian una alta eficiencia en la captura de carbono, su prevalencia plantea interrogantes sobre la resiliencia ecológica y la homogenización del paisaje urbano, en consonancia con advertencias reportadas en estudios de bosques urbanos en otros contextos (Doğan & Eroglu, 2024).

Sobre la denominación de estos espacios, cabe precisar que, aunque con frecuencia se les llama “bosques urbanos”, la estructura dominada por plantaciones (p. ej., *Cupressus macrocarpa*, *Acacia melanoxylon*, *Corymbia citriodora*) se ajusta mejor a “arboledas gestionadas” o “plantaciones urbanas” que a bosques urbanos estructurados (National Research Council, 2013). Ello no resta valor a sus funciones ecosistémicas (incluido el almacenamiento de carbono), pero evita confusiones conceptuales

En cuanto a la estructura del arbolado, se registró que el 42% de los individuos superan los 30 cm de DAP, lo que indica que gran parte de los árboles se encuentra aún en proceso de alcanzar su máximo potencial de almacenamiento. Esto confirma que la captura observada en los parques estudiados responde más al crecimiento activo de los individuos que a la extensión de la cobertura vegetal, en concordancia con lo señalado por investigaciones internacionales (Wang et al., 2021).

Otro hallazgo relevante corresponde a la relación entre biodiversidad y almacenamiento de carbono. Los resultados muestran que dicha relación no es lineal: parques como Itchimbia y El Arbolito, a pesar de registrar altos índices de Shannon y Simpson, no presentaron las mayores reservas de carbono. Este fenómeno coincide con lo descrito en la literatura científica, donde se señala que plantaciones de especies seleccionadas pueden acumular más carbono en el corto plazo que bosques diversos, aunque estos últimos presentan mayor estabilidad y resiliencia a largo plazo. Un metaanálisis reciente, por ejemplo, demuestra que plantaciones mixtas almacenan hasta un 70% más carbono que monocultivos (Warner et al. 2023). Esta evidencia obliga a reflexionar si la captura de carbono, de manera aislada, constituye un parámetro suficiente para valorar el rol ecológico de la vegetación urbana.

El análisis comparativo de los nueve parques estudiados mostró diferencias notables en su capacidad de captura de CO₂. El Parque La Armenia registró la mayor captura con 3.767,45 toneladas (Tn), seguido de El Ejido (2.302,93 Tn) y Las Cuadras

(2.300,85 Tn). En contraste, El Arbolito (345,28 Tn), Itchimbia (627,27 Tn) y Bicentenario (679,59 Tn) presentaron los valores más bajos. Estas diferencias no se explican únicamente por la superficie o la densidad de árboles, sino también por la composición florística, la estructura diamétrica y el estado de conservación de cada parque, en particular, La Armenia registró la mayor captura (3.767,45 Tn) mientras El Arbolito presentó el valor más bajo (345,28 Tn); esta diferencia no se explica por la superficie de los parques, sino por la composición florística (predominio de especies de rápido crecimiento) y la estructura diamétrica del arbolado, factores que inciden directamente en el almacenamiento observado, factores ya identificados en investigaciones previas (Lahoti et al., 2020; Lisboa et al. 2024).

Al contrastar estos resultados con otros estudios realizados en Quito y Ecuador, se observa consistencia con tendencias generales, aunque con variaciones atribuibles a la escala y metodología empleada. Cifuentes (2021), por ejemplo, estimó en los parques Metropolitanos Guangüiltagua y del Sur valores de $171 \pm 96 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $103 \pm 42 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente, con una remoción anual de hasta $4,45 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Aunque superiores, dichos valores corresponden a parques metropolitanos cuya extensión supera ampliamente a los evaluados en este estudio. De manera similar, Albiño y Vargas (2017) reportaron reservas entre 800 y 8.500 toneladas de carbono en once sumideros urbanos del DMQ, lo cual confirma que incluso en entornos fragmentados pueden alcanzarse valores significativos de fijación. En Cuenca, Muñoz y Vásquez (2020) calcularon 11.418 toneladas de CO_2 en 64,51 ha de parques urbanos, lo que equivale a un promedio de 0,0881 Gg $\text{CO}_2/\text{ha/año}$, valor comparable con los parques más eficientes de Quito. De igual forma, en Gualaceo (Azuay), Pintado y Astudillo (2021) estimaron 557.392 toneladas de carbono en áreas urbanas ribereñas (12.247 ha), destacando la importancia de la configuración del paisaje y la conectividad entre parches de vegetación en el potencial de fijación.

En lo referido a la estructura forestal y la eficiencia en la captura de carbono, el inventario forestal realizado en el presente estudio reveló que las especies con mayor frecuencia, como *Cupressus macrocarpa* (11,44%), *Acacia melanoxylon* (10,87%) y *Corymbia citriodora* (8,35%), también fueron las más eficientes en el secuestro de carbono. Estos resultados son congruentes con los hallazgos de Farinango (2020) en Ibarra, donde *C. macrocarpa* almacenó 36,55 toneladas de carbono en avenidas urbanas, coinciden también con estudios realizados en Gualaceo (Pintado & Astudillo 2021),

donde *Eucalyptus citriodora* y *Fraxinus chinensis*, especies introducidas, mostraron mejores resultados.

La dominancia de especies exóticas como *Corymbia citriodora* plantea un dilema ecológico relevante. Si bien esta especie muestra una eficiencia notable, su predominancia podría comprometer la resiliencia ecológica a largo plazo. Al respecto, estudios en ecosistemas urbanos advierten que la homogeneización florística reduce la adaptabilidad frente a plagas o cambios climáticos (Doğan & Eroglu 2024; Ruas et al. 2022). En este contexto, cabe precisar que, aunque en muchos documentos oficiales y académicos se hace referencia a estos espacios como “bosques urbanos”, la denominación requiere matices. La National Research Council (2013) señala que no basta con que exista una agrupación de árboles para que se constituya funcionalmente en un bosque; se requiere una estructura más compleja, procesos de regeneración y diversidad ecológica asociados. Así, los sectores evaluados en este estudio, donde predominan plantaciones de especies introducidas como *Cupressus macrocarpa*, *Acacia melanoxylon* y *Corymbia citriodora*, encajan más adecuadamente dentro del concepto de “arboledas gestionadas” o “plantaciones urbanas” que en el de bosques urbanos estructurados. No obstante, desde el enfoque de servicios ecosistémicos, estos espacios mantienen una función clave en el almacenamiento de carbono y en la provisión de beneficios ambientales en la ciudad.

En este contexto, merece atención el desempeño de especies nativas como *Alnus acuminata* y *Salix humboldtiana*, que, pese a su menor representatividad, demostraron un potencial relevante (12,79 y 58,32 toneladas, respectivamente). Esto refuerza la necesidad de equilibrar la selección de especies en futuros planes de arborización, priorizando aquellas que conjuguen alta capacidad de secuestro con bajo riesgo de invasión, en línea con las directrices de la FAO (Salbitano et al., 2017).

En relación con la distribución diamétrica, los parámetros obtenidos durante la campaña de campo revelaron que el 42% de los árboles superaba los 30 cm de DAP. Esto indica que una gran proporción de individuos aún no alcanza su máximo potencial de almacenamiento, considerando que, según Wang et al. (2021), los árboles con DAP mayores a 25 cm contribuyen con hasta el 70% del carbono almacenado en parques urbanos. Esto sugiere que la captura observada responde principalmente al crecimiento en curso de una fracción importante del arbolado (más que a la sola extensión de cobertura), coherente con el aporte dominante de clases diamétricas medias-altas.

En cuanto a la relación entre biodiversidad y almacenamiento de carbono, los índices de Shannon (H) y Simpson (1-D) mostraron que parques urbanos como Itchimbia

($H = 2,621$), El Arbolito ($H = 2,529$) y Equinoccial ($H = 1,916$) presentaron patrones contrastantes entre diversidad y captura de carbono. Itchimbía y El Arbolito, a pesar de su alta diversidad, no registraron las mayores tasas de secuestro, mientras que Equinoccial, con menor diversidad, logró un almacenamiento moderado de carbono (1.863,40 toneladas), impulsado por la presencia de especies funcionales como *Schinus molle* y *Pinus patula*. Estos resultados muestran que la riqueza de especies, por sí sola, no garantiza altos niveles de secuestro, siendo más determinantes la identidad funcional y la estructura de las especies presentes. De manera concordante, Rabanal (2022) observó que áreas verdes urbanas con baja diversidad, pero dominadas por árboles maduros como *Schinus molle*, capturaron hasta nueve veces más dióxido de carbono que áreas rurales biodiversas. De manera complementaria, Peralta & Jiménez (2019) reportaron que plantaciones de *Pinus radiata* lograron mayores tasas de captura que áreas más biodiversas, pero compuestas por especies de crecimiento lento. Además, un metaanálisis reciente demostró que las plantaciones mixtas (con varias especies) almacenan mucho más carbono que los monocultivos, llegando a duplicar o cuadruplicar los stocks observados en plantaciones de una sola especie (Warner et al. 2023). Cabe mencionar que las diferencias observadas entre parques y especies pueden estar influidas por la edad y la cohorte de plantación. Dado que en este estudio no se cuenta con el año de establecimiento por individuo, las comparaciones de “mejor desempeño” deben leerse como propensión funcional bajo la estructura diamétrica actual (p. ej., distribución de DAP), y no como una propiedad fija de la especie. Este matiz es clave al extrapolar recomendaciones de plantación o manejo

En los parques estudiados, los valores altos de almacenamiento se asocian con estructuras tipo plantación y especies de crecimiento rápido, lo que puede reducir los índices de diversidad. Este trade-off concuerda con la evidencia que reporta capturas altas en plantaciones monoespecíficas o de pocas especies, mientras que comunidades más diversas muestran mayor estabilidad y resiliencia a largo plazo. De ahí que la captura/almacenamiento no deba ser el único criterio para valorar la vegetación urbana. Esto refuerza que, aunque plantaciones de especies seleccionadas pueden acumular grandes cantidades de carbono, los bosques diversos presentan una mayor estabilidad y resiliencia a largo plazo, diferencia que resulta vital de resaltar al analizar la función ecológica de los parques urbanos de Quito.

La falta de correlación estadísticamente significativa entre el tamaño del parque y los índices de biodiversidad ($r = 0,124$; $p = 0,751$) concuerdan con los hallazgos de investigaciones previas, como lo señalado por Kunakh et al. (2022), quienes indicaron que la funcionalidad ecosistémica en parques urbanos depende más de factores microclimáticos y de manejo que de la extensión superficial o la riqueza de especies. Por lo que, la captura de carbono en áreas urbanas está más estrechamente vinculada a la composición funcional de las especies y a las características estructurales del arbolado que a la diversidad florística o a la dimensión espacial de los parques.

El uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) como herramienta de evaluación mostró una fuerte correlación positiva con el carbono almacenado ($r=0,79$), validando su aplicabilidad en el contexto de Quito, de manera consistente con los resultados de (Nuñez et al. 2023). Al respecto, Sudarma et al. (2024) resaltan el uso de NDVI multitemporal para detectar fluctuaciones dinámicas en stocks de carbono, especialmente en ecosistemas vulnerables a cambios climáticos, su estudio en Indonesia mostró que manglares y bosques urbanos son los mayores contribuyentes estables, similar a lo observado en Quito (NDVI alto = mayor captura).

El NDVI, al medir la diferencia entre la reflectancia del infrarrojo cercano y la luz roja visible, refleja la biomasa fotosintéticamente activa, siendo un proxy indirecto de la productividad primaria neta (Zhao et al. 2024). En este contexto, al interpretar los hallazgos conviene enfatizar que el NDVI proporciona una estimación indirecta del vigor y de la biomasa aparente, útil para detectar tendencias y patrones espaciales o temporales. Sin embargo, la captura efectiva de carbono está condicionada por procesos dinámicos y por características estructurales (diámetro, edad, mortalidad, manejo) y funcionales (identidad y tasa de crecimiento de las especies). Por tanto, las conclusiones sobre “capacidad de captura” deben formularse con cautela, reconociendo que el NDVI explica variaciones en biomasa aparente, pero no sustituye las mediciones dendrométricas ni la interpretación ecológica de la estructura y composición del arbolado.

Aplicaciones exitosas del NDVI en estimaciones de captura de carbono se han documentado en Beijing, donde parques con valores superiores a 0,7 lograron secuestrar $2,18 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Wang et al., 2021), y en Seúl, donde se observó una fuerte relación lineal entre el NDVI y el carbono almacenado ($R^2 = 0,89$) (Sung et al., 2020).

En términos de gestión normativa, el Código Orgánico de Organización Territorial (COA) y su reglamento (RCOA) proporcionan un marco legal para la gestión de áreas verdes, aunque la ambigüedad en su aplicación limita su efectividad. Resaltan planes

locales como el PMDOT 2021–2033, que plantea redes de áreas verdes interconectadas, en línea con recomendaciones internacionales para optimizar la conectividad ecológica y los servicios ecosistémicos (Salbitano et al. 2017). La falta de protocolos específicos para el monitoreo de carbono, como los utilizados en este estudio, mediante ecuaciones alométricas y NDVI, pone a flote la necesidad de estandarizar metodologías combinadas de sensores remotos y mediciones de campo, siguiendo ejemplos exitosos como el de Seúl, donde la integración de NDVI y datos in situ permitió valorar las áreas verdes urbanas en 1,18 mil billones de wones (Sung et al. 2020).

A partir de la serie histórica ya empleada (NDVI 1987–2022), es posible proyectar escenarios de cobertura arbórea y capacidad potencial de captura para 2050 y 2070, entendiendo que la mitigación, en el sentido del IPCC, implica reducir fuentes o aumentar sumideros de GEI y que la captura por vegetación no sustituye reducciones de emisiones (IPCC 2018). Un enfoque prudente consiste en combinar: (i) trayectorias de expansión urbana (planes de uso de suelo y tasas históricas), (ii) condiciones climáticas esperadas (precipitación y temperatura) y (iii) una capa socioeconómica para evaluar distribución y acceso a beneficios (IPCC 2018).

Indicadores recomendados para la capa socioeconómica incluyen: m² de área verde por habitante a escala parroquial, barrial; cobertura de copa (%) por zona; edad, clases diamétricas del arbolado por parque (como proxy de trayectoria de captura futura); accesibilidad peatonal a parques (tiempo-distancia); presión inmobiliaria o valorización del suelo; e índices de inequidad espacial del arbolado. La literatura regional muestra que estas variables condicionan la provisión y distribución de servicios ecosistémicos urbanos y, por tanto, la viabilidad de escenarios de mitigación basados en vegetación (Escobedo et al. 2015; Barona et al. 2020; Livesley et al. 2016).

Los resultados de esta investigación implican tres prioridades para las políticas públicas de gestión urbana. Primero, la selección de especies: se recomienda combinar exóticas de alto rendimiento, como *Cupressus macrocarpa*, con nativas resilientes de alta tasa fotosintética, como *Alnus acuminata*, estrategia que optimiza la captura inmediata y garantiza sostenibilidad a largo plazo, en concordancia con Wang et al. (2021). Segundo, el monitoreo tecnológico: se sugiere implementar sistemas de alta resolución como el de Choudhury et al. (2020), donde imágenes PlanetScope (3 m de resolución espacial) lograron modelar el carbono, permitiendo ajustes de manejo en tiempo real. Tercero, la creación de normativas específicas: sería pertinente integrar indicadores de NDVI y

modelos alométricos directamente en los instrumentos de planificación municipal, superando la actual ambigüedad normativa y facilitando una gestión basada en evidencia.

Finalmente, los resultados de la presente tesis enfatizan la importancia de diseñar parques urbanos con criterios que equilibren captura de carbono y conservación de biodiversidad. Estudios como los de Wang et al. (2021) en Beijing muestran que la estructuración de la vegetación en estratos (árboles medianos, arbustos) y la integración de especies nativas optimizan el secuestro de carbono a largo plazo sin sacrificar otros servicios ecosistémicos, como la regulación térmica o la polinización. En este sentido, la planificación urbana en Quito debería priorizar no solo la expansión de áreas verdes, sino su calidad ecológica, adoptando lecciones de ciudades como Cuenca, donde el manejo adaptativo y el uso de especies nativas han demostrado ser estrategias efectivas para la sostenibilidad ambiental. Además, futuras investigaciones deberían incorporar la biomasa subterránea, fundamental para estimaciones precisas según Ribeiro et al. (2024), evaluar dinámicas interanuales del NDVI frente a eventos climáticos extremos (Sudarma et al. 2024) e integrar la percepción social en los procesos de diseño y manejo, tal como advierte Arana (2021), dado que la aceptación ciudadana es un factor crítico para el éxito de las intervenciones ecológicas urbanas.

Conclusiones

Los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito desempeñan un papel clave en la mitigación de emisiones de CO₂, como se evidencia en los datos obtenidos mediante el inventario forestal, el análisis de imágenes satelitales y las herramientas de evaluación ecológica como el NDVI.

El inventario forestal reveló que las especies con mayor eficiencia en la captura de carbono son principalmente introducidas, como *Cupressus macrocarpa* (Ciprés de Monterey), *Pinus patula* (Pino patula) y *Corymbia citriodora* (Eucalipto limón). Preocupa la baja representación de especies nativas, donde solo *Salix humboldtiana* (Sauce) y *Alnus acuminata* (Aliso) destacan en este aspecto, resaltando la necesidad de fortalecer la reforestación con especies nativas y endémicas para mejorar la resiliencia ecológica y funcionalidad de los ecosistemas urbanos.

El análisis a partir de ecuaciones alométricas mostró diferencias significativas en la capacidad de captura de carbono entre los parques. Se determinó que el parque La Armenia presenta el mejor desempeño en mitigación, mientras que El Arbolito exhibe los valores más bajos.

El análisis de imágenes satelitales permitió evaluar la evolución de la cobertura vegetal en los parques urbanos, evidenciando cambios significativos en el uso del suelo. Un caso particular es el Parque Bicentenario, que, tras la transformación del antiguo aeropuerto, contribuyó a la captura de carbono. Sin embargo, en algunos parques, se redujo su capacidad de almacenamiento de CO₂, pese a que llevan más años como parques urbanos emblemáticos tal como se observó en La Carolina.

La expansión urbana acelerada de Quito en las últimas décadas ha generado la reducción de áreas vegetadas dentro del centro urbano. Bajo este contexto, los parques urbanos del Distrito Metropolitano de Quito se mantienen como espacios esenciales para la provisión de servicios ecosistémicos, contribuyendo a la regulación de la calidad del aire y la reducción del impacto ambiental de las actividades antrópicas urbanas.

A partir de la serie multitemporal (1987–2022) y la cartografía 2024, es factible construir escenarios NDVI bajo supuestos de cambio de uso/manejo (p. ej., conservación de parches densos, reposición por función, creación de corredores). Estos escenarios permitirían explorar trayectorias 2030–2050–2070 y su impacto potencial en stocks de carbono. Para robustecerlos, se recomienda integrar indicadores socioeconómicos

(densidad poblacional, cobertura verde per cápita, vulnerabilidad térmica) y capas de conectividad ecológica, manteniendo la distinción entre almacenamiento y captura y evitando su uso como sustituto de reducciones reales de emisiones.

Finalmente, se resalta la necesidad de fortalecer la gestión y normativa ambiental enfocada en la conservación de los parques urbanos, garantizando su función como sumideros de carbono y su integración en estrategias de planificación sostenible.

Lista de referencias

- Aguilera, W. 2019. “Inventario de especies forestales alimenticias para primates existentes en el Parque Ecológico Recreativo Lago Agrio ‘P.E.R.L.A.’, ubicado en el cantón Lago Agrio, provincia de Sucumbíos”. Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica Chimborazo.
<http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/10380>.
- Arana Giralt, Juan de. 2021. “Creación crítica de lugar mediante prácticas ciudadanas de apropiación: Jardines comunitarios y centros sociales autogestionados en la periferia de Madrid”. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.
<https://oa.upm.es/70135/>
- Barona, C. O., Duinker, P. N., & Ordóñez, C. (2020). Trends in urban forestry research in Latin America & the Caribbean: A systematic literature review and synthesis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126544.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126544> [ScienceDirectifgtbenvvis.in](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1546971320300001)
- Barrionuevo, S., y R Ledesma. 2021. “Ecosistemas forestales de Santiago del Estero (Argentina): la función ambiental de los árboles como fijadores de CO₂”. *Recursos Genéticos Forestales* 23 (1): 1–8.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49768568001>.
- Basile, I., J. Balesdent, y S. Pellerin. 2020. “Reviews and Syntheses: The Mechanisms Underlying Carbon Storage in Soil”. *Biogeosciences* 17 (21): 5223–42.
<https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>.
- Benítez, Á., Ordóñez, D., & Calva, J. (2024). *Salix humboldtiana* as an indicator... *Atmosphere*, 10, 1160. <https://doi.org/10.3390/atmos15101160>
- Bonilla, S., A. Estrella, F. Santos, y M. Herrera. 2020. “Forests and Urban Green Areas as Tools to Address the Challenges of Sustainability in Latin American Urban Socio-Ecological Systems”. *Applied Geography* 125: 1–16.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102343>.
- Bonilla-Bedoya, S., S. Alvarado, J. Abad, J. Yépez, A. Yáñez, y L. Salazar. 2020. “Quito ciudad de bosques y árboles. Relación espacial ciudad, ecosistemas forestales y catálogo preliminar del arbolado urbano en el Distrito Metropolitano de Quito”.

- Brears, R. 2022. "The Palgrave Encyclopedia of Urban and Regional Futures". En *The Palgrave Encyclopedia of Urban and Regional Futures*, vol. 1, editado por P. Macmillan Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-87745-3>.
- Brienen, R., O. Phillips, T. Feldpausch, E. Gloor, T. Baker, J. Lloyd, y G. Lopez. 2015. "Long-Term Decline of the Amazon Carbon Sink". *Nature* 519 (7543): 344-8. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Brown, S. 1997. "Estimating biomass and biomass change of tropical forest: A primer". *FAO*, <https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/tools/tool-detail/ru/c/217911/>
- Burbano, H. 2018. "El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático". *Revista de Ciencias Agrícolas* 35 (1): 82. <https://doi.org/10.22267/rcia.183501.85>.
- Cárdenas Araya, Daniela Francisca. 2013. "Respuesta de las epífitas vasculares de *Nothofagus dombeyi* (Nothofagaceae) a la fragmentación del paisaje; propuesta de conservación y educación ambiental en el dosel de bosques urbanos de Valdivia, Chile". Tesis de pregrado, Universidad Austral de Chile, Valdivia. <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2013/fifc266r/doc/fifc266r.pdf>.
- Carlson, T., y D. Riziley. 1997. "On the Relation between NDVI, Fractional Vegetation Cover, and Leaf Area Index". 62 (3): 241–52. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1).
- Cerón, C. 2022. "Plantas de los parques, La Armenia y La Moya, Conocoto, Pichincha – Ecuador". *Herbario Alfredo Paredes (QAP)*. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/CINCHONIA/article/view/3763/4622>.
- Chimbo Yari, Inés Jhakelinne. 2016. "Evaluación del carbono en la biomasa de dos especies forestales introducidas (*Eucalyptus* y *Pinus*) y una especie nativa (*Hesperomeles ferruginea*) en el bosque aguarongo". Tesis de pregrado, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/11782>.
- Choi, C., P. Berry, y A. Smith. 2021. "The Climate Benefits, Co-Benefits, and Trade-Offs of Green Infrastructure: A Systematic Literature Review". *Journal of Environmental Management* 291: 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112583>.

- Choudhury, M. A. M., E. Marcheggiani, F. Despini, S. Costanzini, P. Rossi, A. Galli, & S. Teggi. 2020. "Urban Tree Species Identification and Carbon Stock Mapping for Urban Green Planning and Management". *Forests*, 11 (11). <https://doi.org/10.3390/f11111226>.
- Churkina, G. 2008. "Modeling the Carbon Cycle of Urban Systems". *Ecological Modelling* 216 (2): 107-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.03.006>.
- Cifuentes Rodríguez, L., y F. Cuesta. 2024. "The Metropolitan Parks of Quito as Important Carbon Sinks". *Journal of Urban Ecology* 10 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1093/jue/juae005>.
- Cifuentes, L., y F. Cuesta. 2021. "Cuantificación de las tasas de remoción de carbono y su acumulación en la biomasa aérea en los parques metropolitanos del Municipio de Quito". Tesis de maestría, Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador. <http://hdl.handle.net/10644/8383>.
- Crespo, X, L Monge, y J Sancho. 2023. "Uso de la Teledetección para Calcular el Carbono Secuestrado por el Bosque Municipal Protegido -Quito". *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar* 7 (6): 2333–46. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.8858.
- Crespo, X. 2021. "Cálculo del carbono secuestrado en la biomasa aérea en el Parque Metropolitano Guanguiltagua para apoyar iniciativas de disminución de la huella de carbono de la ciudad de Quito". Tesis, Universidad Tecnológica, Quito. <https://repositorio.uti.edu.ec/handle/123456789/2652>.
- Crespo, X., L. Monge, J. Sancho, y O. Vega. 2024. "Calculation of Carbon Sequestered through Remote Sensing in a Metropolitan Park in the City of Quito, Ecuador". *Sapienza* 5 (1): 1–10. <https://doi.org/10.51798/sijis.v5i1.743>.
- Doğan, T., & Eroglu, E. (2024). The Role of Floristic Diversity in Urban Landscapes (pp. 463–508). <https://doi.org/10.5281/zenodo.13882818>
- Domínguez, A. 2016. "Estimaciones de captura de los parques y emisiones de CO2 vehicular en Tijuana, B.C." Tesis, Tijuana: CICESE. <https://posgrado.colef.mx/wp-content/uploads/2016/12/TESIS-Dom%C3%ADnguez-Madrid-Ana-Yurendy.pdf>.
- Ediciones Larousse, 2011. Larousse diccionario esencial Geografía. ISBN 9786072103382.
- Empresa Pública Metropolitana de Movilidad y Obras Públicas [EPMMOP]. (2021). 514 hectáreas de áreas verdes recuperadas en dos meses y medio. Quito Informa.

- <https://www.quitoinforma.gob.ec/2021/03/16/514-hectareas-de-areas-verdes-recuperadas-en-dos-meses-y-medio/>
- EOS, 2023. NDVI: Preguntas Frecuentes Y Qué Necesita Saber. EOS Data Analytics, Inc. Consultado 19 diciembre 2024 desde: <https://eos.com/es/blog/ndvi-preguntas-frecuentes>
- ESA, 2024. ESA Copernicus Data Browser (Visualizador). Agencia Espacial Europea-ESA. Consultado 16 Diciembre 2024 desde: <https://browser.dataspace.copernicus.eu>, basado en: <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/sentinel-2/ndvi/>
- Escobedo, F. J., Clerici, N., Staudhammer, C. L., & Corso, P. (2015). Socio-ecological dynamics and inequality in Bogotá's public urban forests and their ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 1040–1053. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.011> ScienceDirect
- Fang, S, R Du, B Qi, Q Ma, G Zhang, B Chen, y J Li. 2022. "Variation of carbon dioxide mole fraction at a typical urban area in the Yangtze River Delta, China". *Atmospheric Research* 265 (enero):1–11. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105884>.
- FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. FAO. Vol. 1. Roma: FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>.
- Fares, S, E Paoletti, C Calfapietra, T Mikkelsen, R Samson, y D Le Thiec. 2017. "Carbon Sequestration by Urban Trees". En *The Urban Forest, Future City*, editado por Pearlmutter, 7a ed., 1:31–39. Springer International Publishing AG. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_4.
- Faria, D, J Morante, J Baumgarten, R Bovendorp, E Cazetta, F Gaiotto, E Mariano, et al. 2023. "The Breakdown of Ecosystem Functionality Driven by Deforestation in a Global Biodiversity Hotspot". *Biological Conservation* 283 (julio):1–14. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110126>.
- Farinango Solano, J. P. (2020). Determinación de la relación de emisión y captura de carbono en el arbolado de las avenidas de cuatro parroquias urbanas del cantón Ibarra [bachelorThesis]. <https://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/10714>
- Gómez, E, Å Gren, D Barton, J Langemeyer, T McPhearson, P O'farrell, E Andersson, Z Hamstead, y P Kremer. 2013. "Urban Ecosystem Services". En *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global*

- Assessment, editado por The Authors, 1:175–251. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_11.
- Gratani, L, L Varone, y A Bonito. 2016. “Carbon Sequestration of Four Urban Parks in Rome”. *Urban Forestry and Urban Greening* 19 (septiembre):184–93. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.007>.
- Hanfi, M, M Mostafa, y M Zhukovsky. 2020. “Heavy Metal Contamination in Urban Surface Sediments: Sources, Distribution, Contamination Control, and Remediation”. *Environmental Monitoring and Assessment* 192 (1): 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7947-5>.
- Huete, A, K Didan, T Miura, E P Rodriguez, X Gao, y L G Ferreira. 2002. “Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices”. *Elsevier* 83 (1–2): 195–213. www.elsevier.com/locate/rse.
- ICCROM. 2019a. “ODS 11.4: Proteger el patrimonio cultural y natural del mundo”. ICCROM. el 21 de noviembre de 2019.
- ICCROM. 2019b. “ODS 11.B: Aplicar políticas de inclusión, eficiencia de los recursos y reducción del riesgo de catástrofes”. ICCROM. el 24 de noviembre de 2019.
- IPCC. (2018). An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty (pp. 541–562). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.008>
- IPCC. (2019). Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate (SROCC). Intergovernmental Panel on Climate Change. Recuperado de <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/glossary>
- Jardín Botánico Quito. (2013). Catálogo de árboles patrimoniales del distrito metropolitano de. Fundación Botánica de los Andes.
- Jiménez, J, R Sandoval, E Alanís, y O Aguirre. 2022. “Dinámica de cambio en ecosistemas urbanos y periurbanos en el área metropolitana de Monterrey, México”. *Revista Cubana Ciencias Forestales* 10 (3): 278–91. <https://orcid.org/0000-0001-6294-4275>.
- Kabisch, N., van den Bosch, M., & Laforteza, R. (2017). The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly — A systematic review. *Environmental Research*, 159, 362–373.

- Kazancoglu, Y, M Ozbiltekin, & Y Ozkan-Ozen. 2021. "Prediction and Evaluation of Greenhouse Gas Emissions for Sustainable Road Transport within Europe". *Sustainable Cities and Society* 70 (julio):1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102924>.
- Kolawole, A, y A Iyiola. 2023. "Environmental Pollution: Threats, Impact on Biodiversity, and Protection Strategies". En *Sustainable Development and Biodiversity*, editado por and Protection Strategies Impact on Biodiversity, 1a ed., 32:377–409. Singapore: Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-19-6974-4_14.
- Kunakh, O. M., Ivanko, I. A., Holoborodko, K. K., Lisovets, O. I., Volkova, A. M., Nikolaieva, V. V., & Zhukov, O. V. (2022). Modeling the spatial variation of urban park ecological properties using remote sensing data. *Biosystems Diversity*, 30(3), Article 3. <https://doi.org/10.15421/012223>
- Lahoti, S., Lahoti, A., Joshi, R. K., & Saito, O. (2020). Vegetation Structure, Species Composition, and Carbon Sink Potential of Urban Green Spaces in Nagpur City, India. *Land*, 9(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/land9040107>
- Lara, D. 2018. "CARACTERIZACIÓN DASOMÉTRICA DEL BOSQUE SAN VICENTE DE LA CURIA DIOCESANA DE RIOBAMBA, UBICADO EN LA PARROQUIA SAN ISIDRO DEL CANTÓN GUANO, PROVINCIA DE CHIMBORAZO". Tesis, Riobamba: Escuela Politécnica de Chimborazo. <http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/10368>.
- Li, L, X Huang, y H Yang. 2023. "Optimizing Land Use Patterns to Improve the Contribution of Land Use Planning to Carbon Neutrality Target". *Land Use Policy* 135 (diciembre):1–16. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106959>.
- Lin, D., Hanscom, L., Martindill, J., Borucke, M., Cohen, L., Galli, A., Lazarus, E., Zokai, G., Iha, K., Eaton, D., & Wackernagel, M. (2019). Working Guidebook to the National Footprint and Biocapacity Accounts (Guidebook, 2019 edition). Global Footprint Network. Oakland, CA. https://www.footprintnetwork.org/content/uploads/2019/05/National_Footprint_Accounts_Guidebook_2019.pdf
- Lisboa, M. A. N., da Silva, L. V. A., Nascimento, A. da S., Silva, A. de O., Teixeira, M. R. A., Ferreira, M. F. R., Ferreira, S. C., da Silva, A. C. V., Colares, A. V., & Calixto Júnior, J. T. (2024). Diversity, structure, and carbon sequestration

- potential of the woody flora of urban squares in the Brazilian semiarid region. *Trees, Forests and People*, 16, 100561. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100561>
- Liu, J, S Li, y Q Ji. 2021. “Regional Differences and Driving Factors Analysis of Carbon Emission Intensity from Transport Sector in China”. *Energy* 224 (junio):1–14. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120178>.
- Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567> Acess
- Martínez, J, C Martínez, L Cámara, y O Castillo. 2020. “Species-Specific or Generic Allometric Equations: ¿Which Option Is Better When Estimating the Biomass of Mexican Tropical Humid Forests?” *Carbon Management* 11 (3): 241–49. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1738823>.
- McRoberts, R, y E Tomppo. 2007. “Remote sensing support for national forest inventories”. *Remote Sensing of Environment* 110 (4): 412–19. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.034>.
- Mena, V. (2006). La perpetua primavera árboles y arbustos ornamentales de Quito y sus alrededores. Corporación Vida para Quito.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2021. Política nacional de parques urbanos. Editado por D Errázuriz y V Martínez. 1a ed. Vol. 1. Chile: Martínez, V. <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/12/2022-10-27-Politica-Nacional-de-Parques-Urbanos.pdf>.
- Montagnini, F, B Levin, y K Berg. 2022. “Introduction. Biodiversity Islands: Strategies for Conservation in Human-Dominated Environments”. En *Biodiversity Islands: Strategies for Conservation in Human-Dominated Environments*, editado por F. Montagnini, 1a ed., 1:3–37. Suiza: Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-030-92234-4_1.
- Moreno, R. (2024). Contribution of urban trees to carbon sequestration and storage in the Lima district. *Cleaner and Responsible Consumption*. <https://ideas.repec.org/a/eee/clrcns/v15y2024ics221204162400024x.html>
IDEAS/RePEc

- Mulya, H, Y Santosa, e I Hilwan. 2021. "Comparison of Four Species Diversity Indices in Mangrove Community". *Biodiversitas* 22 (9): 3648–55. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220906>.
- Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. 2021. "Plan Metropolitano de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Distrito Metropolitano de Quito". Quito. <https://quito.gob.ec/documents/PMDOT.pdf>.
- Muñoz, M, y E Vásquez. 2020. "ESTIMACIONES DEL POTENCIAL DE CAPTURA DE CARBONO EN LOS PARQUES URBANOS Y EMISIONES DE CO2 VEHICULAR EN CUENCA, ECUADOR". Tesis, Cuenca: Universidad Politécnica Salesiana. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/18390>.
- National Research Council. (2013). *Urban Forestry: Toward an ecosystem services research agenda: A workshop summary*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/18370>
- NDVI: Preguntas Frecuentes Y Qué Necesita Saber. EOS Data Analytics, Inc. Consultado 19 diciembre 2024 desde: <https://eos.com/es/blog/ndvi-preguntas-frecuentes>
- Nhamo, G, K Dube, y D Chikodzi. 2020. "Sustainable Development Goals: Concept and Challenges of Global Development Goal Setting". *Handbook of Global Health* 1 (1): 1–40. https://doi.org/10.1007/978-3-030-05325-3_79-1.
- Nuñes, L, C Meireles, C Gomes, y N Ribeiro. 2020. "Forest Contribution to Climate Change Mitigation: Management Oriented to Carbon Capture and Storage". *Climate* 8 (2): 1–20. <https://doi.org/10.3390/cli8020021>.
- Nuñez, X. L. C., Amores, L. E. M., & Zurita, J. S. (2023). Uso de la Teledetección para Calcular el Carbono Secuestrado por el Bosque Municipal Protegido -Quito. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(6), Article 6. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.8858
- Oca, E, A Salvador, J Nájera, S Corral, J de Jesús Graciano, y J Méndez. 2020. "Allometric Equations for Estimating the Above-Ground Biomass and Carbon in *Trichospermum Mexicanum* (DC.) Baill." *Colombia Forestal* 23 (2): 89–98. <https://doi.org/10.14483/2256201X.15836>.
- Ogunbode, Timothy O, y Janet T Asifat. 2021. "Sustainability and Challenges of Climate Change Mitigation through Urban Reforestation-A Review". *Journal of Forest and Environmental Science* 37 (1): 1–13. <https://doi.org/10.7747/JFES.2021.37.1.1>.

- Orellana, G, M Sandoval, G Linares, N García, y J Tamariz. 2012. “DESCRIPCIÓN DE LA DINÁMICA DE CARBONO EN SUELOS FORESTALES MEDIANTE UN MODELO DE RESERVORIOS”. *ACI* 3 (1): 123–35. <https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/Orellana-et-al-2012.pdf>.
- Ozabor, F, V Wekpe, E Tega, y C Ojoh. 2024. “Spatial Assessment of Pollutants Concentration in Air and Soils Impacted by Industrial Wastes in Lagos State, Nigeria”. *Environmental Research Communications* 6 (6): 1–12. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ad5790>.
- Pacheco, D, y L Ávila. 2017. “Inventario de parques y jardines de la ciudad de Cuenca con UAV y smartphones”. *CON FIB SIG* 4 (2): 1–7. <https://revistas.uazuay.edu.ec/index.php/memorias/article/download/61/55/143>
- Peralta Pintado, M. P., & Jiménez Tenecela, A. V. (2019). Carbono Secuestrado en los árboles de dos parques de la ciudad de Cuenca [bachelorThesis, Universidad del Azuay]. <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/9568>
- Pettorelli, N, J Vik, A Mysterud, J Gaillard, C Tucker, y N Stenseth. 2005. “Using the Satellite-Derived NDVI to Assess Ecological Responses to Environmental Change”. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (9): 503–10. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>.
- Pintado, S, y D Astudillo. 2021. “Inventario forestal y estimación de la captura del carbono en los cuatro parques urbanos y en las riberas de los ríos Santa Bárbara y San Francisco en la zona turística del cantón Gualaceo”. Tesis, Cuenca: Universidad Politécnica Salesiana. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/21116>.
- Pintado, S. E., & Astudillo, D. F. (2021). Inventario forestal y estimación de la captura del carbono en los cuatro parques urbanos y en las riberas de los ríos Santa Bárbara y San Francisco en la zona turística del cantón Gualaceo [PhD Thesis, Tesis de pregrado, Universidad Politécnica Salesiana]. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/21116>
- Piracha, A, y M Chaudhary. 2022. “Urban Air Pollution, Urban Heat Island and Human Health: A Review of the Literature”. *Sustainability (Switzerland)* 14 (15): 1–19. <https://doi.org/10.3390/su14159234>.
- Polo, J. (2019). Manuales técnicos de arbolado urbano. Secretaria de Ambiente.
- Poo, C, Z Yang, D Dimitriu, Z Qu, Z Jin, y X Feng. 2021. “Poo et al. - 2021 - Climate Change Risk Indicators (CCRI) for seaports”. *Climate Change Risk Indicators*

- (CCRI) for seaports in the United Kingdom 1 (205): 1–28.
<http://researchonline.ljmu.ac.uk>.
- Puplampu, D, y Y Boafo. 2021. “Exploring the Impacts of Urban Expansion on Green Spaces Availability and Delivery of Ecosystem Services in the Accra Metropolis”. *Environmental Challenges* 5 (diciembre):1–16.
<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100283>.
- Rabanal Zegarra, P. (2022). Evaluación comparativa de la captura de dióxido de carbono CO2 en las áreas verdes de la urbanización para chico y sector valle viejo, Tacna, 2021. Universidad Privada de Tacna.
<http://repositorio.upt.edu.pe/handle/20.500.12969/2562>
- Ramos, J. 2017. “ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD VEGETAL DEL BOSQUE PROTECTOR CASHCA TOTORAS EN EL SECTOR SANTIAGO, CANTÓN SAN MIGUEL, PROVINCIA BOLÍVAR.” Tesis, Riobamba: Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
<http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/7667>.
- Recalde, A. 2016. “CÁLCULO DEL CONTENIDO DE CARBONO DEL ESTRATO ARBUSTIVO DEL BOSQUE DE LA ESTACIÓN CIENTÍFICA KUTUKÚ, PARROQUIA SEVILLA DE ORO, CANTÓN MACAS”. Tesis, Quito: Universidad Politécnica Salesiana.
<http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/13069>.
- Reynolds, J. P., Escobedo, F. J., Clerici, N., Zea-Correa, S., & Pizzolotto, R. (2017). Does “greening” of neighbourhoods affect carbon storage, sequestration, and emissions? The case of a Colombian city. *Sustainability*, 9(5), 785.
<https://www.mdpi.com/2071-1050/9/5/785> MDPI
- Ribeiro, R. J. da C., Goulart, F. F., Jacobson, T. K. B., Rocha, D. M. S. da, Jaloretto, D., Gonçalves, B. E. F., & Gerber, D. (2024). Beyond climate villains: Estimating carbon storage in urban parks using high-resolution imagery combined with field sampling. *Research Square*.
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3817014/v1>
- Rocha, Á., López-López, P. C., & Salgado-Guerrero, J. P. (Eds.). (2021). Communication, smart technologies and innovation for society: Proceedings of CITIS 2021. Springer Nature.
- Roman, L. A., Conway, T. M., Eisenman, T. S., Koeser, A. K., Ordóñez Barona, C., Locke, D. H., Jenerette, G. D., Östberg, J., ... & Vogt, J. (2021). *Beyond 'trees*

- are good': Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry.* *Ambio*, 50, 615–630. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01396-8>
- Romero, C. 2015. “ESTIMACIÓN DEL VOLUMEN DE ÁRBOLES EN PIE DE CAOBA (*Swietenia macrophylla* KING) EN EL DEPARTAMENTO DE UCAYALI, PERÚ” Tesis, Lima: Universidad Nacional Agraria.
- Ruas, R. de B., Costa, L. M. S., & Bered, F. (2022). Urbanization driving changes in plant species and communities – A global view. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02243. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02243>
- Salazar, M, F Vallejo, y F Salazar. 2019. “Inventarios e índices de diversidad agrícola en fincas campesinas de dos municipios del Valle del Cauca, Colombia”. *Entramado* 15 (2): 264–74. <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.2.5744>.
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., & Chen, Y. (2016). Guidelines on urban and peri urban forestry (FAO Forestry Paper No. 178; Edición: Alastair Sarre, Editor). Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/b_i6210f.pdf
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., & Chen, Y. (2017). Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. FAO;
- Salvador, J. 2017. “Tecnologías de captura y almacenamiento de dióxido de carbono”. *Revista de Ciencias Naturales y Agropecuarias* 4 (12): 22–34. www.ecorfan.org/bolivia.
- Sarricolea, P, E Aliste, P Castro y C Escobedo. 2008. Análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile) y sus factores explicativos. Universidad de Chile, Departamento de Geografía, Santiago, Chile. https://www.academia.edu/download/41645059/Anlisis_de_la_mxima_intensidad_de_la_isl20160127-31613-17wyxl8.pdf
- Schowengerdt, R. 1997. Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing. Consultado 19 Diciembre 2024 desde: https://books.google.cl/books?id=KQXNaDH0X-IC&pg=PA2&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Segura, M. 1999. Estimación de biomasa y carbono en *Eucalyptus globulus* Labill en tres edades diferentes utilizando ecuaciones alométricas, en el Distrito de Molinos, Jauja. <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/8570>

- Sistemas de Información Geográfica. <https://tecamb-sig.blogspot.com/>
- Smith, D. R., & Johnson, A. L. (2016). *Título del artículo. Journal of Environmental Quality*, 45(2), 567–576. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- Stocker, T, D Qin, G Plattner, M Tignor, S Allen, J Boschung, A Nauels, Y Xia, V Bex, y P Midgley. 2013. “Cambio Climático 2013 Bases físicas Resumen para responsables de políticas Edición a cargo de”. IPCC, 2013. www.ipcc.ch.
- Sudarma, I. M., Saifulloh, M., Diara, I. W., & As-Syakur, A. R. (2024). Carbon Stocks Dynamics of Urban Green Space Ecosystems Using Time-Series Vegetation Indices. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, Vol. 25, iss. 9. <https://doi.org/10.12912/27197050/190515>
- Sung, W.-G., Choi, J.-Y., Yu, J.-J., Kim, D.-W., & Son, S.-W. (2020). Impact Assessment of Vegetation Carbon Absorption and Economic Valuation Under Long-term Non-executed Urban Park Development. *Journal of the Korea Academia-Industrial cooperation Society*, 21(10), 361–371. <https://doi.org/10.5762/KAIS.2020.21.10.361>
- Talukder, B, R Matthew, G van Loon, M Bunch, K Hipel, y J Orbinski. 2021. “Melting of Himalayan Glaciers and Planetary Health”. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 50 (junio):98–108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.02.002>.
- Toledo, I. 2021. CUADERNO DE APUNTES. Consultado 15 diciembre 2024 desde: <https://es.scribd.com/document/806996546/Cuaderno-de-Apuntes-1>
- Tucker, Compton J. 1979. “Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation”. *REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT* 8:127–50. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).
- UN DESA. 2023. Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Editado por United Nations Department of Economic and Social Affairs. Vol. 1. ONU. <https://doi.org/10.18356/9789210024938>.
- UN-Habitat. 2022. “Envisaging the Future of Cities”. https://unhabitat.org/sites/default/files/2022/06/wcr_2022.pdf.
- Uteros, J. 2013. “EL CAMBIO CLIMÁTICO: SUS CAUSAS Y EFECTOS MEDIOAMBIENTALES”. *Académico de Número, Real Academia de Medicina y Cirugía de Valladolid* 50 (noviembre):70–98. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4817473>.

- Walter, L. 2020. Sustainable Cities and Communities. Editado por W Leal, A Marisa, L Brandli, P Gökçin, y T Wall. Vol. 1. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-95717-3>.
- Wang, Y., Chang, Q., & Li, X. (2021). Promoting sustainable carbon sequestration of plants in urban greenspace by planting design: A case study in parks of Beijing. *Urban Forestry & Urban Greening*, 64, 127291. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127291>
- Warner E, Cook-Patton SC, Lewis OT, Brown N, Koricheva J, Eisenhauer N, Ferlian O, Gravel D, Hall JS, Jactel H, Mayoral C, Meredieu C, Messier C, Paquette A, Parker WC, Potvin C, Reich PB and Hector A (2023) Young mixed planted forests store more carbon than monocultures—a meta-analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1226514. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1226514>
- Weisstein, Eric W. 2024. “Simpson's Rule.” From MathWorld--A Wolfram Web Resource. <https://mathworld.wolfram.com/SimpsonsRule.html>
- Wikimedia Commons. Remote Sensing Illustration.jpg. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Remote_Sensing_Illustration.jpg
- World Health Organization [WHO]. (2016). Urban green spaces and health (Technical Document No. WHO/EURO:2016 3352 43111 60341). World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://iris.who.int/handle/10665/345751>
- World Health Organization [WHO]. (2017). Urban green spaces: A brief for action. World Health Organization. Regional Office for Europe. ISBN 978 92 890 5249 8
- Zainordin, N, D Bibi, y F Zahra. 2020. “Factors Contributing to Carbon Emission in Construction Activity”. *Advances in Engineering Research* 200 (diciembre):176–82. <https://doi.org/10.2991/aer.k.201229.025>.
- Zalakeviciute, R, J López, y Y Rybarczyk. 2018. “Contrasted Effects of Relative Humidity and Precipitation on Urban PM2.5 Pollution in High Elevation Urban Areas”. *Sustainability* (Switzerland) 10 (6): 1–21. <https://doi.org/10.3390/su10062064>.
- Zhao, W., Rong, Y., Zhou, Y., Zhang, Y., Li, S., & Liu, L. (2024). The Relationship of Gross Primary Productivity with NDVI Rather than Solar-Induced Chlorophyll

Fluorescence Is Weakened under the Stress of Drought. *Remote Sensing*, 16(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/rs16030555>

Zhu, E, Q Qi, y M Sha. 2021. “Identify the Effects of Urbanization on Carbon Emissions (EUCE): A Global Scientometric Visualization Analysis from 1992 to 2018”. *Environmental Science and Pollution Research* 1 (febrero):31358–69. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12858-1/Published>.

Zipperer, W, R Northrop, y M Andreu. 2020. “Urban Development and Environmental Degradation”. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, agosto, 1–25. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.97>.

Anexos

Anexo 1: Mapas temporales

Estado NDVI histórico de parques estudiados

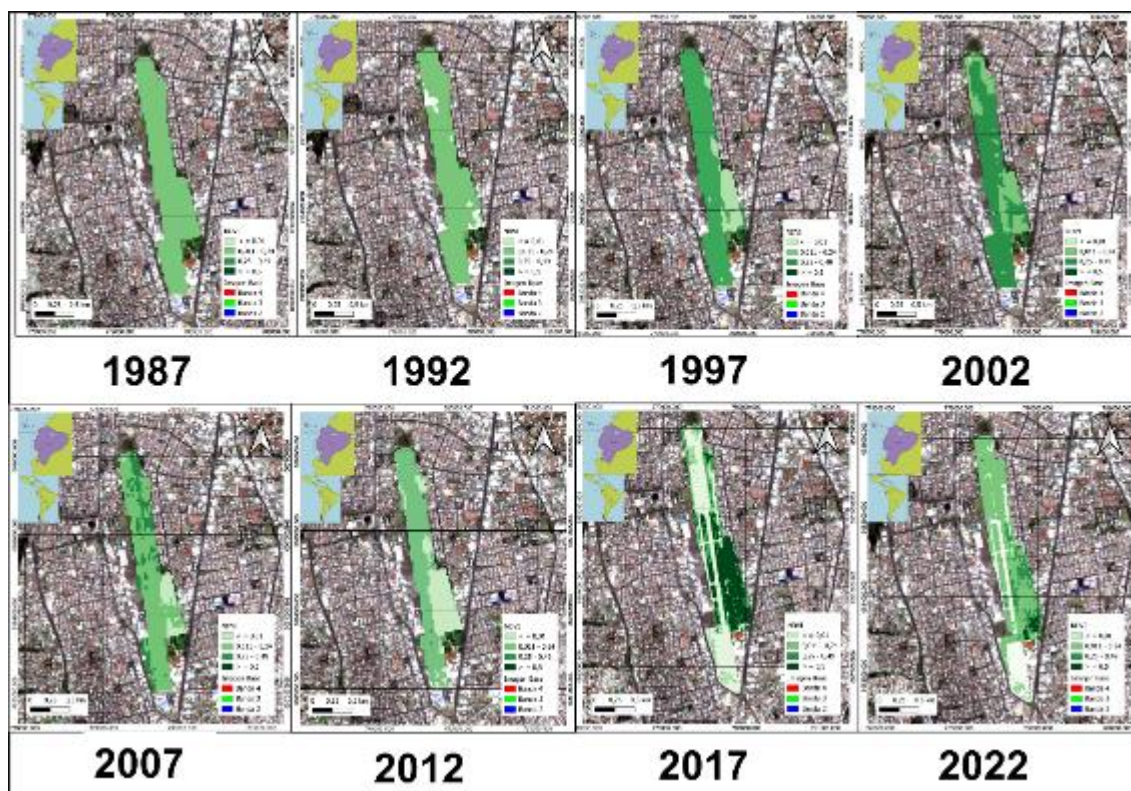


Figura 29. NDVI histórico Parque Bicentenario
Fuente y elaboración propias (2024)

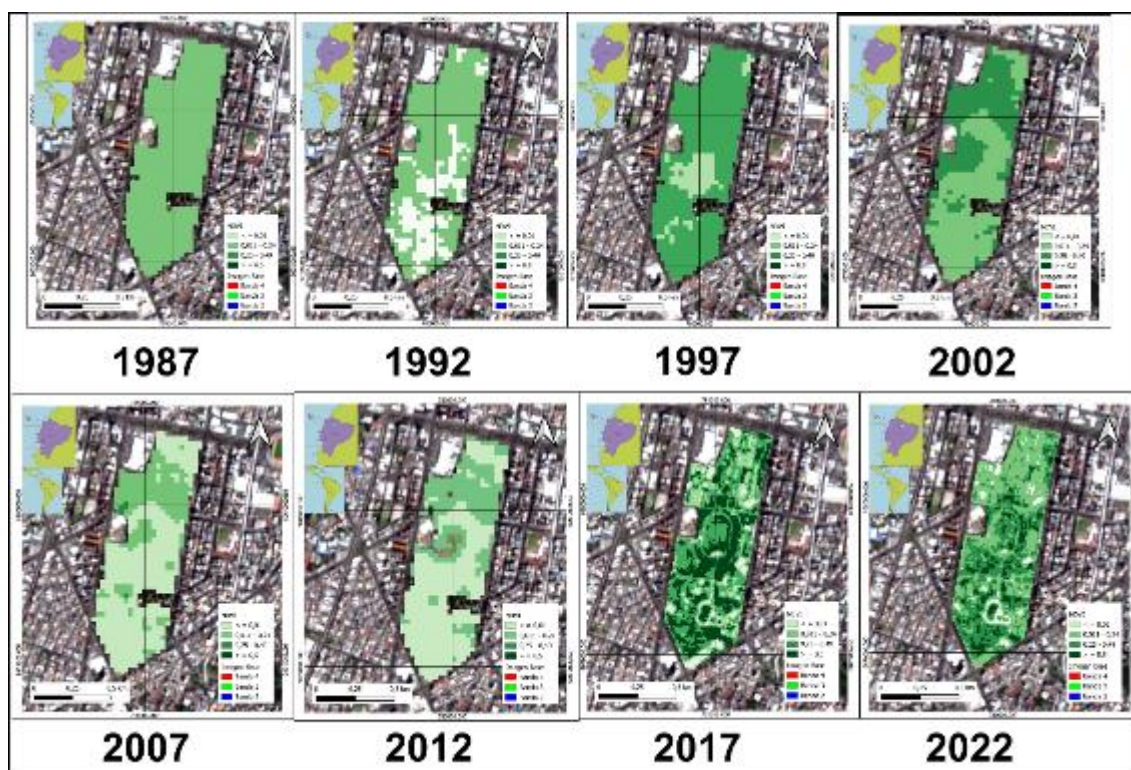


Figura 30. NDVI histórico Parque La Carolina.
Fuente y elaboración propias (2024)

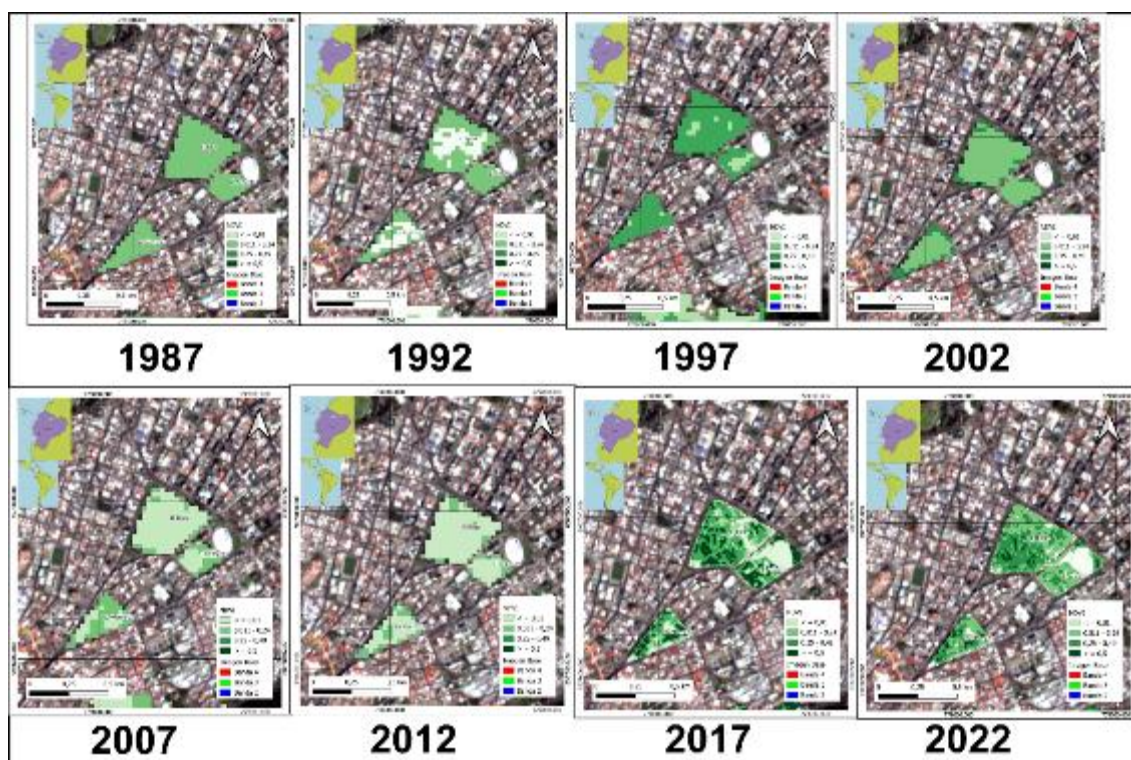


Figura 31. NDVI históricos Parques El Ejido, El Arbolito y La Alameda.
Fuente y elaboración propias (2024)

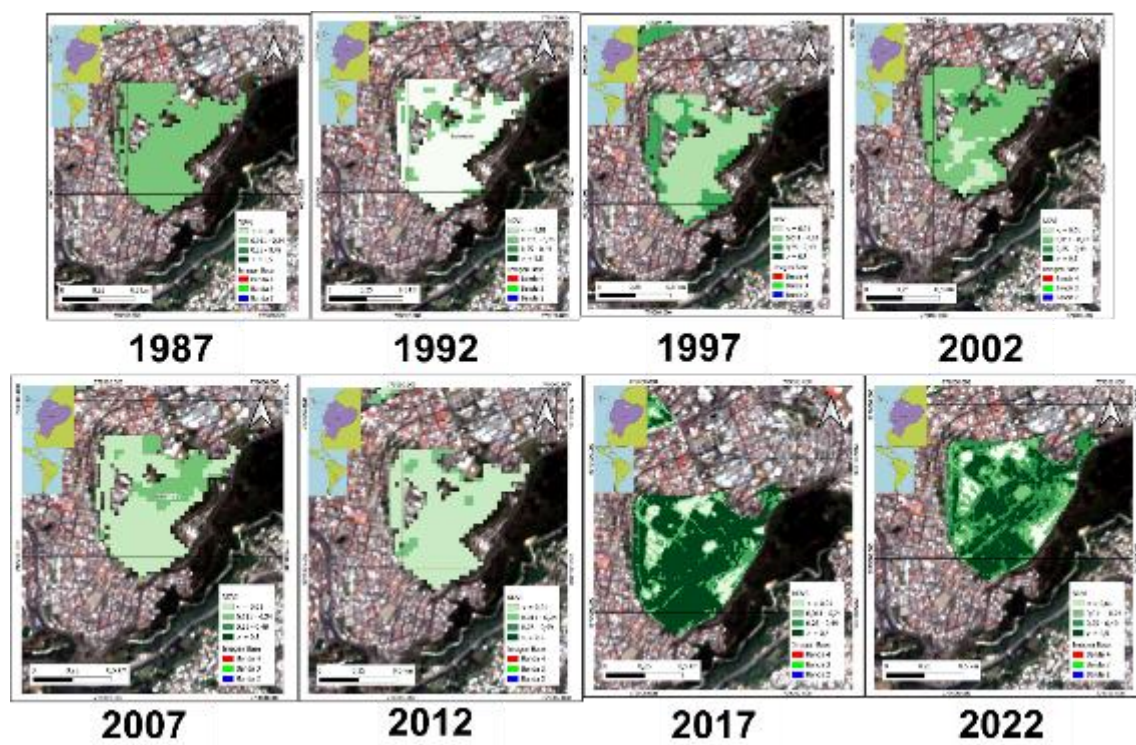


Figura 32. NDVI histórico Parque Itchimbiá.
Fuente y elaboración propias (2024)

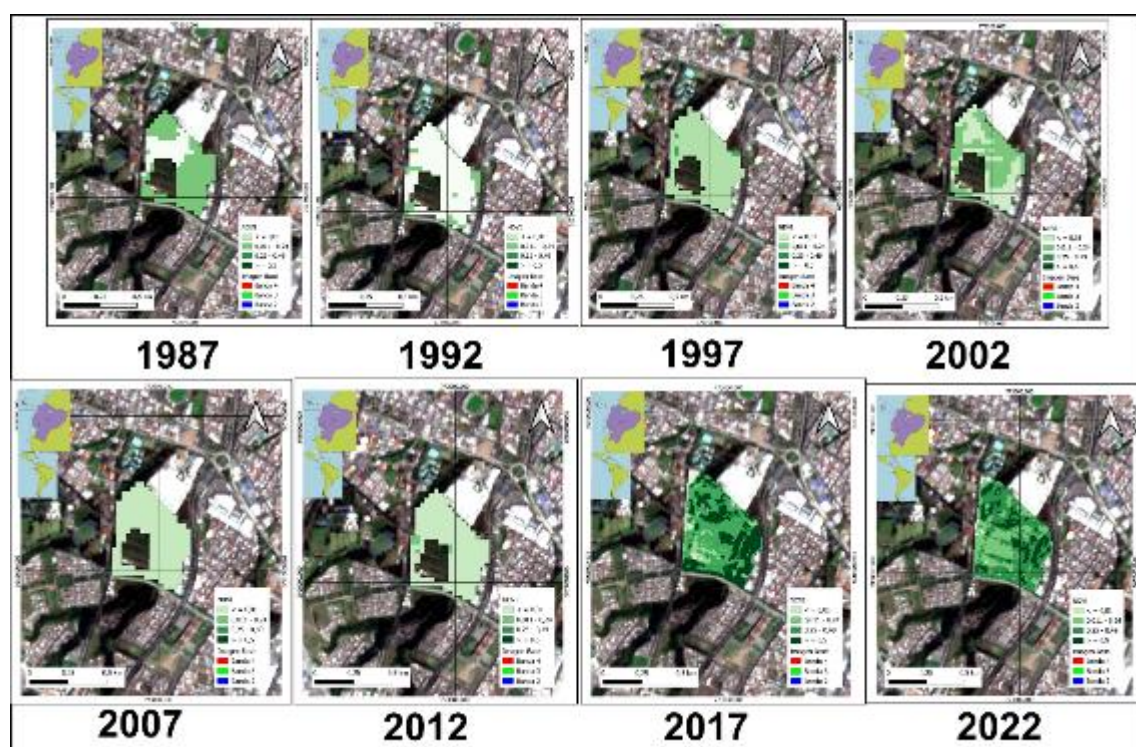


Figura 33. NDVI histórico Parque Las Cuadras.
Fuente y elaboración propias (2024)

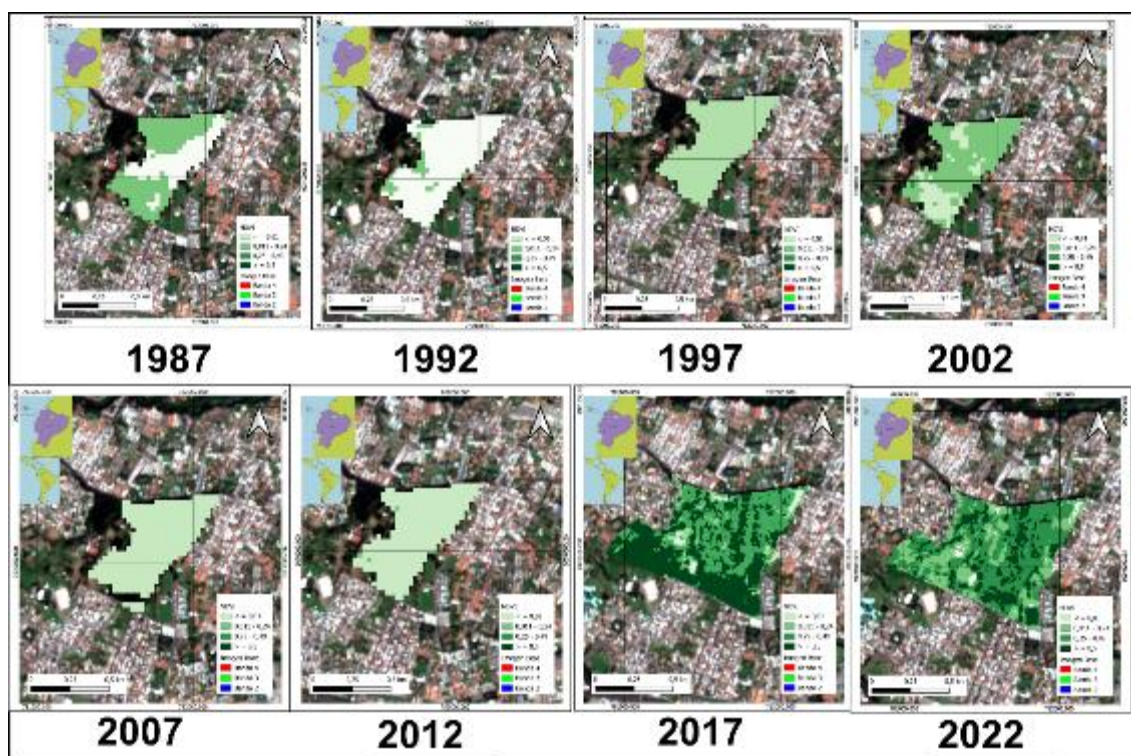


Figura 34. NDVI histórico Parque La Armenia.
Fuente y elaboración propias (2024)

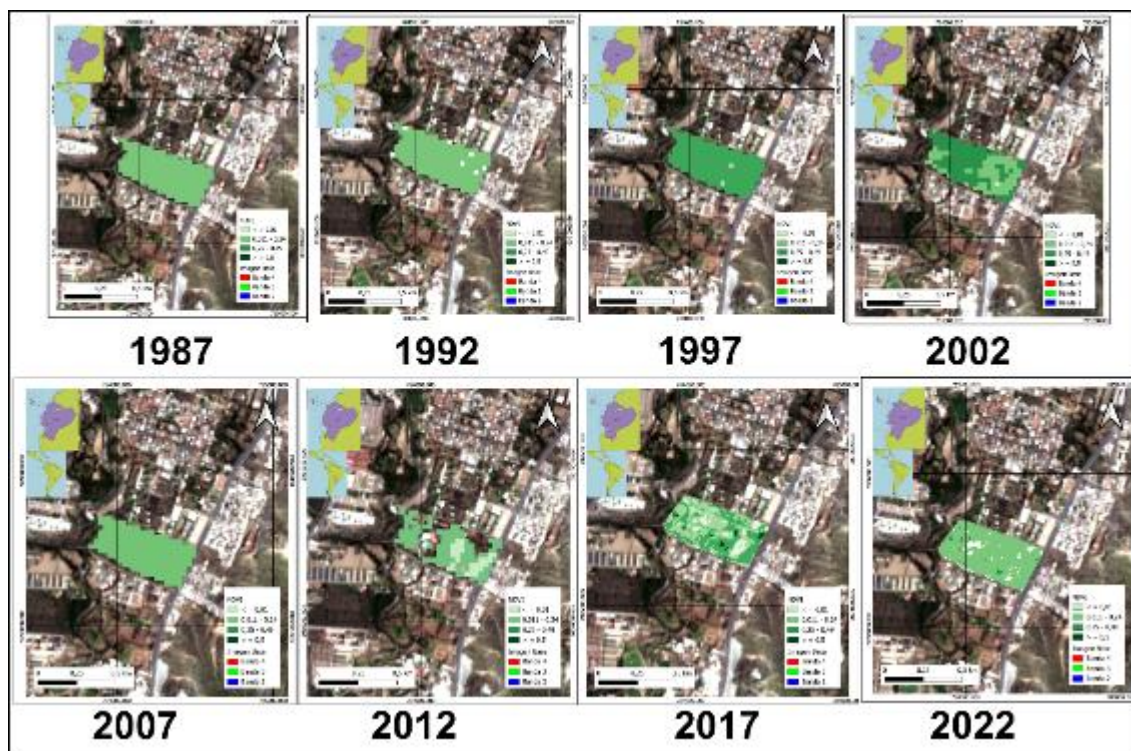


Figura 35. NDVI histórico Parque Equinoccial.
Fuente y elaboración propias (2024)

Estado NDVI actual de parques estudiados

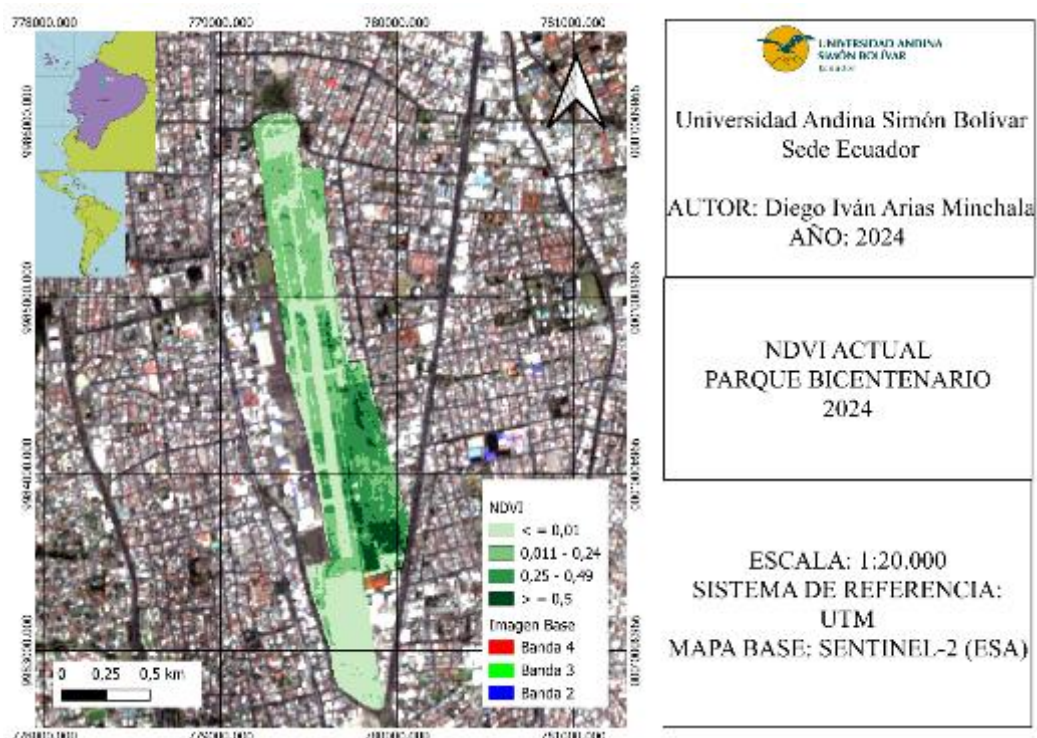


Figura 36. NDVI Parque Bicentenario, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)

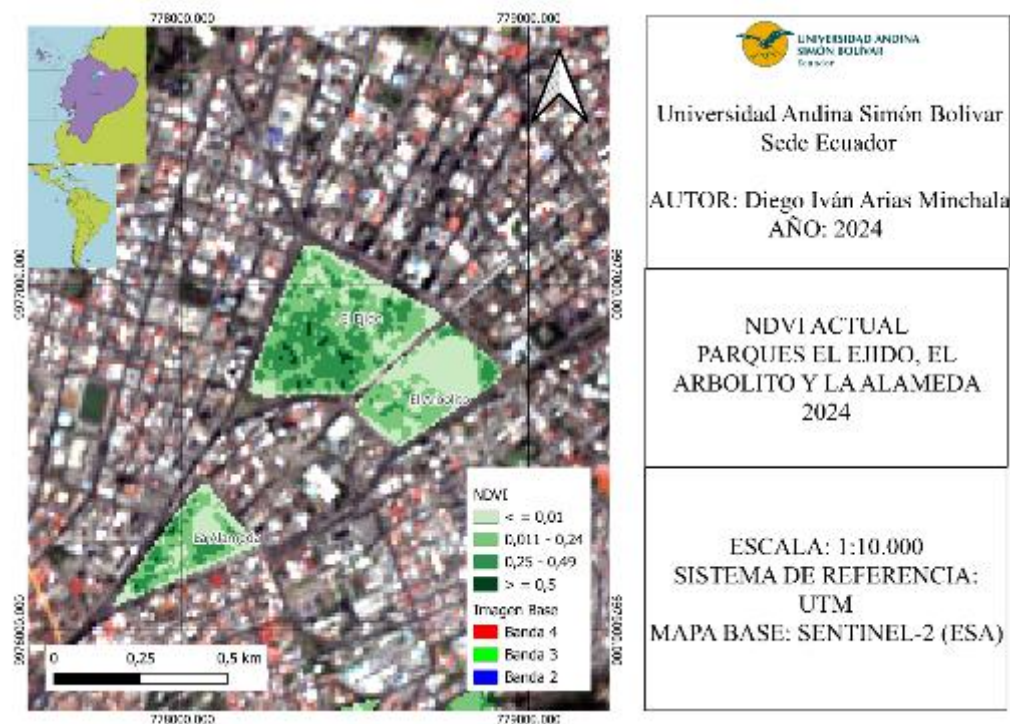


Figura 37. NDVI Parques El Ejido, El Arbolito y La Alameda, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)

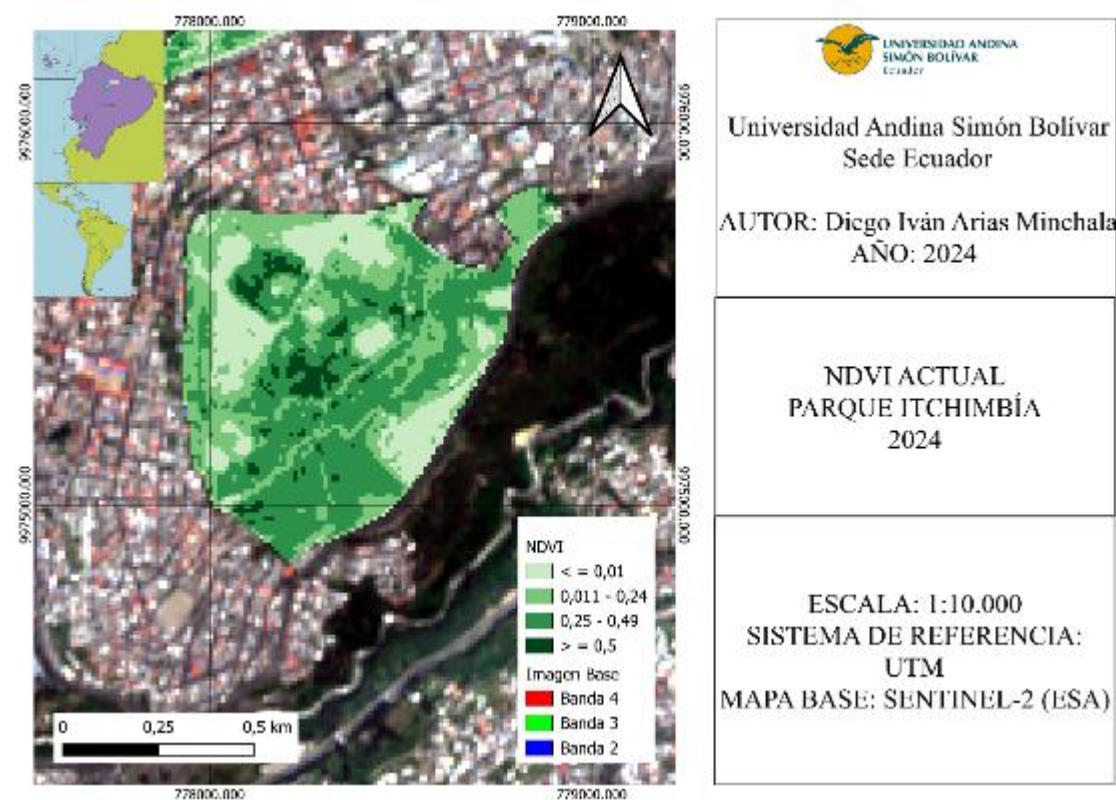


Figura 38. NDVI Parque Itchimbiá, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)

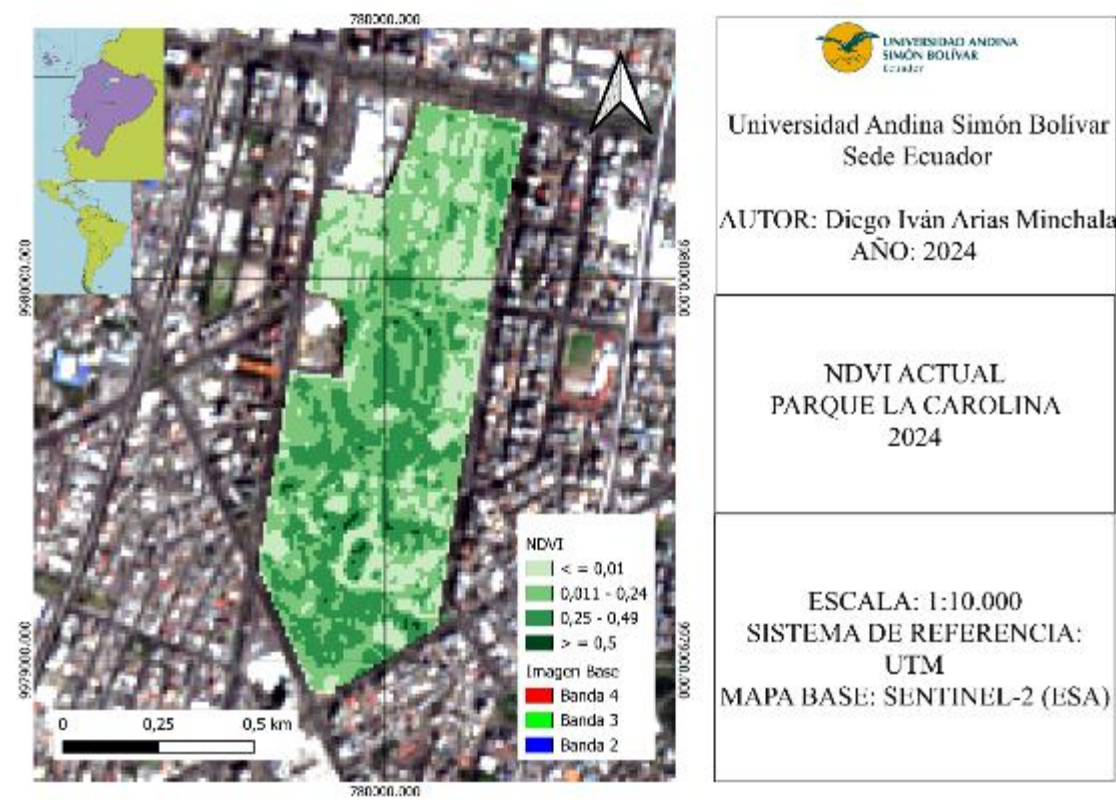


Figura 39. NDVI Parque La Carolina, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)

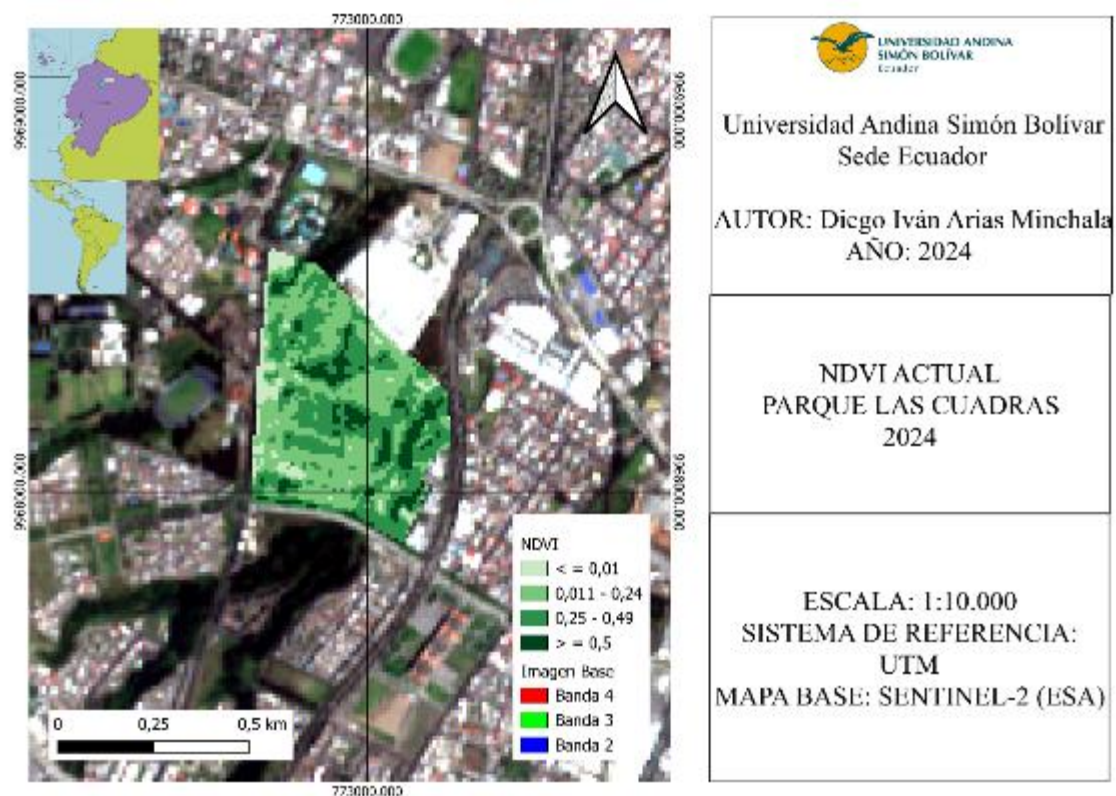


Figura 40. NDVI Parque Las Cuadras, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)

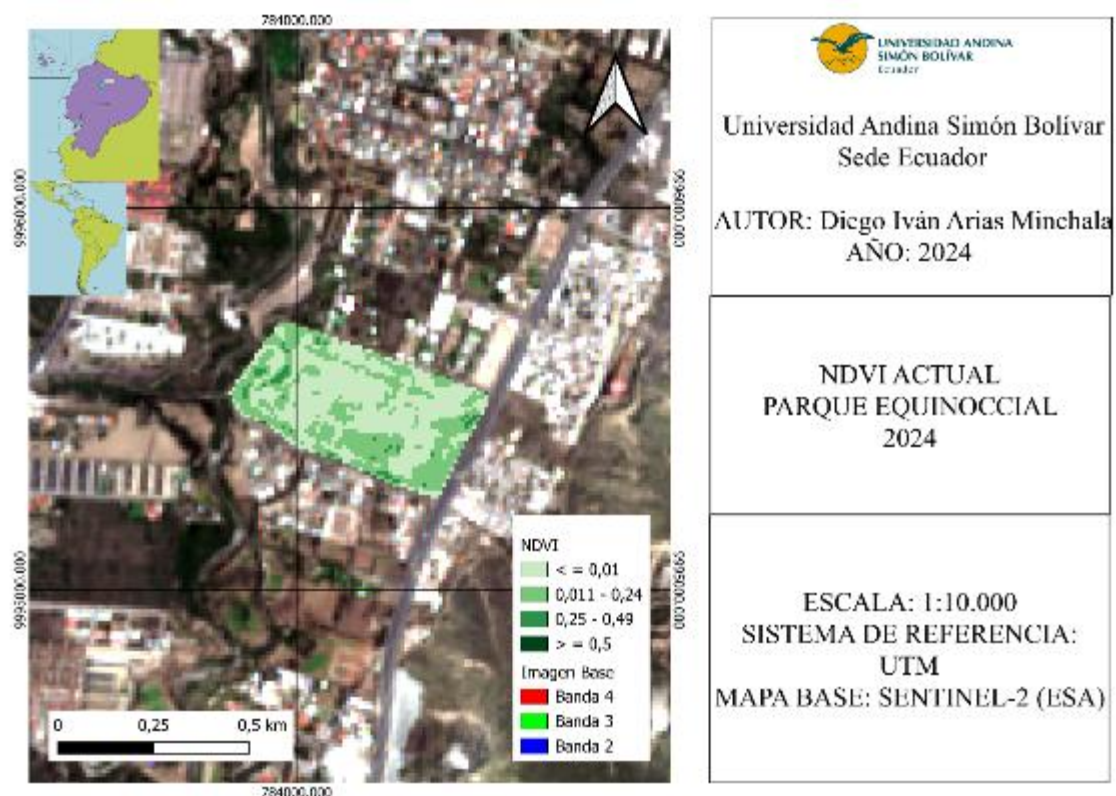


Figura 41. NDVI Parque Equinoccial, 2024.

Fuente y elaboración propias (2024)

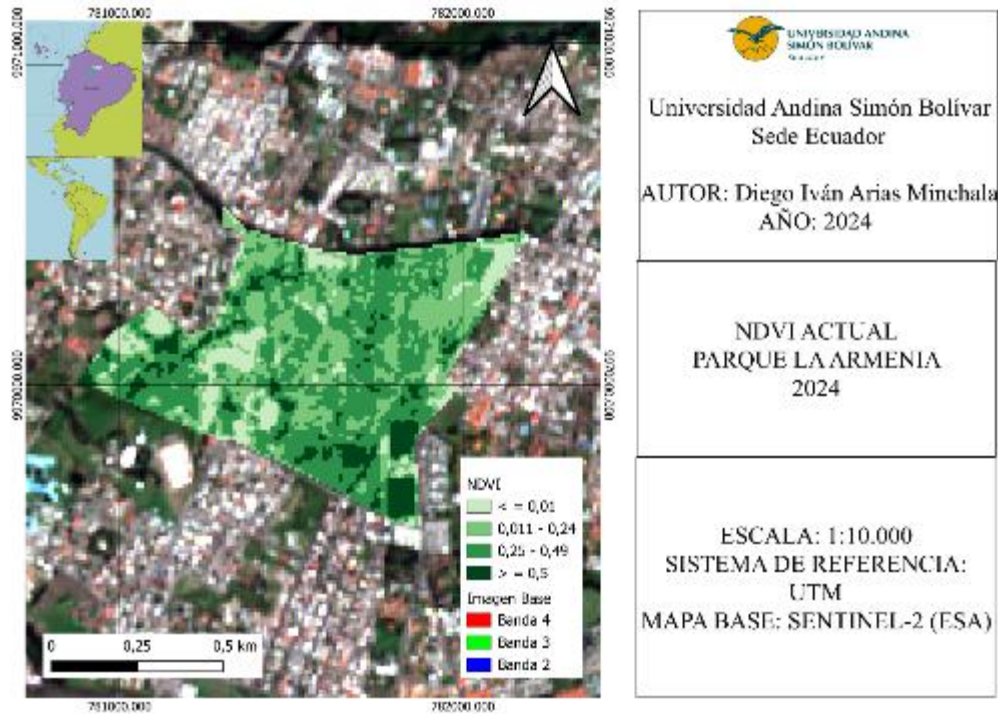


Figura 42. NDVI Parque La Armenia, 2024.
Fuente y elaboración propias (2024)