



EVALUACIÓN, ENTRE 1975 Y 2025, DE LA DINÁMICA MULTITEMPORAL DE LA COBERTURA VEGETAL Y DEL ESPEJO DE AGUA DE LA LAGUNA CHINGAZA, EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CHINGAZA, PARA COMPRENDER CÓMO LA VARIABILIDAD Y EL CAMBIO CLIMÁTICO, JUNTO CON PRESIONES ANTRÓPICAS HISTÓRICAS, HAN INCIDIDO EN SU COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO Y ECOLÓGICO

AUTORES:

ILYA GERALDINE PALACIOS GONZÁLEZ

EDWAR ARMANDO QUINTANA LEAL

LEIDY DAYANA BUSTOS RUIZ

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS

2026

EVALUACIÓN, ENTRE 1975 Y 2025, DE LA DINÁMICA MULTITEMPORAL DE LA COBERTURA VEGETAL Y DEL ESPEJO DE AGUA DE LA LAGUNA CHINGAZA, EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CHINGAZA, PARA COMPRENDER CÓMO LA VARIABILIDAD Y EL CAMBIO CLIMÁTICO, JUNTO CON PRESIONES ANTRÓPICAS HISTÓRICAS, HAN INCIDIDO EN SU COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO Y ECOLÓGICO

**Proyecto de grado para optar el título de Magister en Gestión de Cuencas
Hidrográficas**

ILYA GERALDINE PALACIOS GONZÁLEZ

EDWAR ARMANDO QUINTANA LEAL

LEIDY DAYANA BUSTOS RUIZ

Director: Jordi Rafael P. González, MA, Msc, PhD (C)

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS

BOGOTÁ 2026

Tabla de Contenido

Agradecimientos	7
Resumen.....	8
Introducción	10
Planteamiento del problema.....	13
Justificación.....	14
Objetivos	17
Objetivo principal.....	17
Objetivos específicos	17
Hipótesis.....	18
Marco normativo.....	19
Marco conceptual	23
Parque Nacional Natural Chingaza	23
Ecosistema de páramo.....	24
Cuenca hidrográfica	25
Cobertura vegetal	25
Espejo de agua.....	26
Análisis multitemporal	26
Cambio climático	26
Marco Teórico.....	27
Características de los Ecosistemas de paramo	27
Importancia de los páramos en la regulación hídrica y climática.	28
Coberturas vegetales del páramo e importancia en la regulación hídrica	29
Cambio climático y principales problemas que enfrentan los paramos	31
Contexto geográfico y ecológico de la laguna Chingaza	32
La teledetección como metodología.....	34
Programa SeaDAS	38
Algoritmo Random Forest.....	38
Antecedentes o estado del Arte	39
Marco referencial	42
Tipo de investigación	44
Diseño de la investigación	45
Metodología	46

Área de estudio.....	47
Obtención de datos.....	48
Procesamiento digital.....	48
Cálculo de índices.....	49
Clasificación supervisada de coberturas.....	51
Proyecciones de cambios en la cobertura vegetal y cuerpo de agua de la laguna Chingaza	52
Matriz de confusión.....	53
Caracterización climática cuenca de la laguna Chingaza.....	54
Resultados.....	56
Cálculo de Índices NDVI y MNDWI.....	56
Clasificación supervisada de coberturas.....	63
Análisis de validación.....	69
Matriz de confusión.....	69
Análisis de variables climáticas para el área de estudio.....	72
Análisis de correlación entre variables climáticas e índices espectrales (NDVI y MNDWI) para ciclo hidrológico.....	77
Análisis de tendencias climáticas.....	87
Discusión de resultados.....	89
Variabilidad Climática y Respuesta del Espejo de Agua.....	90
Estabilidad institucional vs. Variabilidad climática.....	93
Dinámica Espectral y Vigor Vegetal (NDVI).....	93
Transiciones de Cobertura y Sucesión Ecológica.....	95
Cambio climático.....	97
Presiones ejercidas sobre el Sistema Chingaza.....	99
Conclusiones.....	101
Referencias.....	105
Anexos.....	115

Lista de figuras

Figura 1. Resumen metodológico.....	43
Figura 2. Cuenca de la laguna Chingaza.....	44
Figura 3. Distribución espacial de los puntos de control de referencia para el entrenamiento del algoritmo Random Forest.....	50
Figura 4. Imágenes satelitales del área de estudio.....	54
Figura 5. NDVI representativos del análisis multitemporal.....	56
Figura 6. Variación multitemporal y tendencia lineal del NDVI durante el periodo 1990-2025.....	57
Figura 7. Distribución espacial del MNDWI en la Laguna de Chingaza para los años 1990 y 2025.....	58
Figura 8. Variación multitemporal y tendencia lineal del MNDWI durante el periodo 1990-2025.....	60
Figura 9. Mapas de la Clasificación supervisada.....	61
Figura 10. Áreas de cobertura del suelo por clase y año (ha).....	61
Figura 11. Variación multitemporal de la superficie del espejo de agua.....	64
Figura 12. Comportamiento histórico de la precipitación anual acumulada.....	69
Figura 13. Comportamiento histórico de la temperatura media anual.....	70
Figura 14. Comportamiento histórico de la evapotranspiración primer trimestre (Enero – Marzo).....	71
Figura 15. Comportamiento histórico de Balance hídrico.....	73
Figura 16. Análisis de correlación de Pearson entre la precipitación anual acumulada y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal).....	77
Figura 17. Análisis de correlación de Pearson entre la Temperatura media anual y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal).....	80
Figura 18. Análisis de correlación de Pearson entre la Evapotranspiración y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal).....	81
Figura 19. Análisis de correlación de Pearson entre balance hídrico y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal).....	83

Lista de Tablas

Tabla 1. Marco normativo y su relación con la investigación.....	18
Tabla 2. Sensores remotos espaciales de uso común para la detección de aguas superficiales.....	34
Tabla 3. Imágenes satelitales implementadas en el estudio multitemporal.....	46
Tabla 4. Rangos de clasificación del NDVI.....	48
Tabla 5. Estadística descriptiva de los valores de NDVI.....	56
Tabla 6. Estadística descriptiva de los valores de MNDWI.....	58
Tabla 7. Transición de coberturas en la cuenca de la laguna Chingaza (ha).....	63
Tabla 8. Transición coberturas laguna Chingaza 1990 -2025.....	65
Tabla 9. Métricas de desempeño algoritmo Random Forest.....	66
Tabla 10. Matriz de confusión para las coberturas caracterizadas mediante el algoritmo Random Forest.....	67
Tabla 11. Indicadores de precisión global e índice Kappa del análisis multitemporal.....	68
Tabla 12. Valores de las variables hidroclimáticas calculadas para los años abordados en el estudio (1990 -2025).....	75
Tabla 13. Análisis de Tendencias Climáticas y Significancia Estadística.....	85
Tabla 14. Clasificación de los eventos ENSO (El Niño-Oscilación del Sur) basada en el Índice Oceánico de El Niño (ONI) para los ciclos hidrológicos de estudio (1989-2025).....	86
Tabla 15. Consolidado de variables espectrales, físicas e hidroclimáticas registradas en la laguna y su cuenca durante los años de estudio (1990-2025).....	87

Agradecimientos

Los autores dan su sincero agradecimiento al director del trabajo de grado Jordi Rafael P.G, por su guía y orientación aportando su conocimiento y experiencia en cada etapa del proceso. A Cesar delgado, líder del grupo de planeación y manejo de las áreas protegidas de en parques Nacionales Naturales de Colombia. A Betsy viviana Rodríguez, Margarita rozo, por compartir su experticia, contribuyendo significativamente al éxito de esta investigación en la conservación de nuestros Parques Nacionales Naturales de Colombia. Finalmente, queremos agradecer de todo corazón a nuestras familias, cuyo apoyo emocional, y de cariño nos acompañaron en cada paso de este proceso. Permitiendo que pudiéramos finalizar este proceso exitosamente y con gran entusiasmo a seguir contribuyendo en la investigación y la ciencia de Colombia.

Resumen

El presente estudio analiza la dinámica multitemporal de la vegetación y del espejo de agua en la cuenca de la Laguna de Chingaza durante el periodo 1990–2025, mediante el uso de imágenes satelitales e índices espectrales como el NDVI y el MNDWI. El objetivo fue evaluar la relación entre las variaciones en las coberturas, la disponibilidad hídrica y los factores climáticos, en un ecosistema de páramo bajo régimen de protección. Los resultados evidencian una alta estabilidad del sistema, con una variación mínima del espejo de agua (3.6 ha) a lo largo de 35 años, lo que contrasta con la fuerte degradación observada en otros humedales altoandinos. La dinámica hídrica de la laguna está controlada principalmente por la precipitación, mostrando una alta sensibilidad a eventos climáticos extremos asociados al fenómeno ENSO. En particular, el evento El Niño 2015–2016 generó la mayor contracción del espejo de agua, confirmando la vulnerabilidad del sistema frente a déficits hídricos. En contraste, la temperatura mostró una influencia secundaria, mientras que la evapotranspiración se mantuvo relativamente estable, sugiriendo mecanismos de regulación propios de ecosistemas de alta montaña. El análisis del NDVI revela una tendencia positiva en el vigor vegetal, asociada a procesos de sucesión ecológica pasiva y recuperación de coberturas nativas, especialmente herbazales, en detrimento de pastos limpios. A pesar de su estabilidad ecológica, la cuenca enfrenta presiones derivadas de la demanda hídrica para abastecimiento urbano, así como de factores socioambientales históricos y actividades antrópicas periféricas. En este contexto, las proyecciones de cambio climático representan una amenaza significativa, al incrementar la frecuencia de eventos extremos y alterar las condiciones bioclimáticas del páramo.

Palabras clave: Cuenca hidrográfica, cobertura vegetal, espejío de agua, análisis multitemporal, teledetección, cambio climático.

Introducción

La gestión integrada de los recursos hídricos, y en especial la regulación del agua en hidrosistemas naturales, es uno de los desafíos más importantes en la actualidad. Los páramos, que se encuentran en las altas montañas de los Andes en la región tropical, son fundamentales para la regulación hídrica, pues actúan como sistemas que, de forma natural, recogen, almacenan y liberan el agua de forma gradual hacia las cuencas altas, medias y bajas. La estabilidad ecológica de estos sistemas es fundamental para la provisión del agua a millones de personas, en especial a aquellas que habitan en los municipios y la ciudad de Bogotá.

Colombia alberga aproximadamente el 60 % de los páramos del mundo, lo que significa una responsabilidad ambiental importante en términos de conservación y monitoreo de estos ecosistemas estratégicos. En este conjunto, el parque Nacional Natural Chingaza se establece como un referente en complejos lagunares. En este complejo, la laguna de Chingaza representa un elemento central de regulación hídrica, funcionando como reservorio natural dentro de la cuenca y contribuyendo al mantenimiento del flujo base y del equilibrio hidrológico regional.

La estructura y la dinámica de las coberturas vegetales de estos sistemas, además del tamaño y la diversidad de sus cuerpos acuáticos, tienen una estrecha relación con su funcionalidad hidrológica. La cobertura del suelo puede ser alterada y a su vez, esto podría afectar la retención de agua en los suelos de ecosistemas de páramo, la infiltración, la evapotranspiración y la estabilidad de flujo base. Así mismo, los cambios en el espejo de agua pueden mostrar alteraciones en el balance hídrico relacionadas con procesos de tipo

antrópico, hidrológico o climático. La interacción entre el agua, la vegetación y el suelo es fundamental para regular el ciclo del agua en estos hidroecosistemas, donde los suelos tienen un contenido elevado de materia orgánica.

En las últimas décadas, la infraestructura relacionada con el suministro de agua, el cambio climático, la ampliación urbana y el aumento en la demanda de hídrica ha ejercido presiones directas e indirectas sobre los ecosistemas de páramo. Las últimas estimaciones indican que las temperaturas aumentarían y los patrones de precipitación cambiarían, lo cual podría alterar la dinámica hidrológica teniendo un impacto en su capacidad de regulación y resiliencia. En este contexto, el seguimiento sistemático de las coberturas vegetales y de los cuerpos acuáticos a través de herramientas como la teledetección son fundamentales para mejorar la gestión y los planes de manejo del parque.

La teledetección por satélite proporciona una solución técnica sólida para examinar alteraciones en la cobertura del suelo y en la superficie de cuerpos acuáticos a lo largo del tiempo y el espacio, lo que posibilita el análisis de tendencias a largo plazo utilizando criterios objetivos y replicables. La identificación de patrones de estabilidad, transformación y transición en paisajes montañosos es más sencilla gracias a la utilización de imágenes Landsat y a la implementación de índices espectrales como el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) y el MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index). Además, la clasificación supervisada a través de algoritmos como Random Forest posibilita una distinción más precisa de las coberturas existentes en la cuenca y el cálculo de sus dinámicas de cambio con el paso del tiempo.

Aunque el Parque Nacional Natural Chingaza y su sistema de lagunas son estratégicamente importantes, no existe un estudio multitemporal que abarque más de treinta años y que contemple la valoración simultánea de las coberturas vegetales y del espejo de agua en la laguna Chingaza. La falta de evaluaciones de este tipo dificulta el entendimiento de posibles tendencias de transformación y disminuye la cantidad de información técnica disponible para la planificación de conservación y el manejo integral. En este contexto, la investigación actual evalúa la dinámica multitemporal de las coberturas vegetales y del espejo de agua en la laguna Chingaza, dentro del Parque Nacional Natural Chingaza, entre 1990 y 2025. Para ello se utilizan imágenes satelitales Landsat 4, 5 y 8, se calculan índices espectrales y se aplica la clasificación supervisada. El objetivo principal es producir información técnica que ayude a detectar modelos de estabilidad, transición y cambio en las coberturas y espejo de agua. De esta manera, se contribuye a la toma de decisiones enfocadas en preservar los ecosistemas montañosos que están dentro de las áreas protegidas.

Planteamiento del problema

Las lagunas cumplen un papel fundamental en la regulación y transferencia del agua en las cuencas altas de los ríos actuando como amortiguadores que sostienen el caudal base de arroyos y ríos en los páramos. Además, constituyen un reservorio clave del recurso hídrico en los ecosistemas altoandinos (Cervantes et al., 2021). En la Cordillera Oriental de los Andes, se han identificado aproximadamente 690 lagunas, las cuales en conjunto cubren un área de 87 km². Entre ellas, la laguna de Chingaza, destaca por ser la más grande del PNN Chingaza, constituyendo uno de los reservorios hídricos más importantes de la región (Zapata et al., 2021). Se ha registrado que Chingaza experimenta una intensificación de procesos socioeconómicos vinculados a un modelo de desarrollo urbano-industrial. En este contexto, la región se ha convertido en la principal fuente de abastecimiento de agua para Bogotá y, al mismo tiempo, sustenta actividades asociadas a la expansión de la frontera agrícola, industrial y ganadera, lo que ha incrementado la presión sobre sus sistemas acuáticos (Garavito et al., 2018). Asimismo, factores como el cambio climático pueden provocar desequilibrios en el ciclo hidrológico que afectan la funcionalidad y conservación de estos ecosistemas (Alarcón et al., 2019). En este contexto, resulta prioritario estudiar la dinámica de los cambios ecológicos de estos sistemas, con el fin de fortalecer estrategias de gestión, regulación y conservación del recurso hídrico.

Justificación

El análisis de la dinámica de los ecosistemas de paramo y humedales es esencial para comprender su vulnerabilidad frente a diversos factores de cambio. En este sentido, ecosistemas como la laguna de Chingaza han sido incluidos en la Convención Ramsar, un tratado internacional orientado a garantizar la conservación y el uso sostenible de los humedales, dada su fragilidad e importancia en la generación de servicios ecosistémicos (Ramsar, 2020). Este tipo de ecosistemas tiene una amplia distribución en el territorio colombiano y posee un alto valor ecológico para el país, lo que hace necesario consolidar información sobre su estado, dinámica y vulnerabilidad frente a presiones como la explotación del recurso hídrico y el cambio climático (Buitrago & Llorente, 2025; Cavieres et al., 2025; Murad et al., 2024).

La laguna de Chingaza se encuentra en el Parque Nacional Natural Chingaza, un importante reservorio de agua de una de las zonas más pobladas del país, incluyendo Bogotá y sus municipios vecinos. Es una de las más grandes del parque, con una extensión aproximada de 88 ha, un volumen embalsado de 8.800.000 m³ y una profundidad media de 17 m (Murcia Arias, 2020). Estas características la convierten en un sistema clave para la regulación hídrica de la región y destacan la necesidad de realizar análisis detallados de su dinámica a lo largo del tiempo.

Más allá de su relevancia ecológica e hidrológica, los ecosistemas de páramo también poseen gran importancia socioeconómica debido a los múltiples beneficios que proporcionan a la población. Estos ecosistemas suministran una parte significativa del recurso hídrico, además de ofrecer suelos fértiles, lo que sustenta a muchas comunidades

rurales andinas (Buitrago & Llorente, 2025). Sin embargo, estas características también conllevan actividades que ejercen presión sobre el sistema. En el caso del PNN Chingaza, intervenciones como la construcción del embalse y la apertura de vías de acceso por parte de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, así como las quemas periódicas, el pastoreo y los cultivos en las zonas aledañas al parque, pueden afectar la biocenosis paramuna (Ramírez & Caro, 2025). De igual forma, el cambio climático afecta a los ecosistemas de al alterar su funcionamiento, comprometer la provisión de servicios ecosistémicos y aumentar la vulnerabilidad de los sistemas socioecológicos (Richerzhagen et al., 2019). Ante este panorama, resulta fundamental profundizar en el estudio de estos ecosistemas para comprender sus transformaciones y los efectos de las presiones que enfrentan, especialmente en un contexto de creciente demanda del recurso hídrico y de variabilidad ambiental y climática.

La selección de un periodo de 35 años (1990–2025) para el análisis multitemporal permite identificar tendencias sostenidas en la dinámica de las coberturas vegetales y el espejo de agua de la microcuenca de la Laguna de Chingaza. Este horizonte temporal supera la limitación de estudios de corto plazo, que pueden reflejar únicamente fluctuaciones estacionales o eventos puntuales, y permite diferenciar los patrones de cambio asociados al cambio climático. Así, se asegura que los resultados reflejen tendencias consistentes y no anomalías temporales, aportando información clave para la gestión y adaptación del ecosistema.

La integración de herramientas modernas de teledetección, como el análisis multitemporal mediante algoritmos de clasificación supervisada y el uso de índices espectrales orientados a la detección de vegetación y cuerpos de agua, responde a la

necesidad, en la gestión de cuencas hidrográficas, de implementar metodologías de monitoreo precisas. Este enfoque permite transformar datos satelitales en información clave para la toma de decisiones, facilitando el diseño de medidas de adaptación al cambio climático y la gestión de procesos de intervención antrópica, directa e indirecta, en estos ecosistemas estratégicos.

Objetivos

Objetivo principal

Evaluar la incidencia de la variabilidad climática en la dinámica de las coberturas vegetales y el espejo de agua en la microcuenca de la laguna Chingaza, con el fin de generar insumos para la formulación de lineamientos de gestión que fortalezcan la seguridad hídrica y la adaptación en este ecosistema estratégico.

Objetivos específicos

Cuantificar la dinámica espaciotemporal de las coberturas vegetales y la superficie del espejo de agua mediante el uso de índices espectrales (NDVI, MNDWI) y algoritmos de clasificación supervisada, estableciendo la magnitud de los cambios ocurridos entre 1990 y 2025.

Analizar la transición y persistencia de las coberturas en la microcuenca, con el fin de identificar procesos de sucesión ecológica o degradación que puedan afectar la integridad funcional del ecosistema de páramo.

Analizar la correlación entre la variabilidad climática y las fluctuaciones del espejo de agua, con el fin de evaluar el grado de vulnerabilidad de la laguna frente a los efectos del cambio climático en ecosistemas de alta montaña.

Hipótesis

Entre 1991 y 2025, la laguna Chingaza experimentó cambios en el espacio y en el tiempo de sus coberturas vegetales y del espejo de agua, que se vinculan con factores ecológicos y climáticos propios del hidrosistema. Como es un sistema hídrico de alta montaña, la laguna es particularmente susceptible a las modificaciones en la temperatura y en la disponibilidad de agua. Esto se manifiesta en variaciones estacionales o graduales del nivel del agua y de la vegetación circundante.

Se anticipa que, a través de métodos de clasificación supervisada y de índices espectrales como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) y el MNDWI (Índice Modificado de Diferencia Normalizada del Agua), se logre la detección precisa de estas modificaciones. El NDVI permitirá analizar la densidad y el vigor de la vegetación en diversos periodos, mientras que el MNDWI posibilitará con mayor precisión el establecimiento de los cambios en el espejo de agua. La combinación de estos métodos permitirá realizar un análisis comparativo sólido entre distintos años, que mostrará patrones de oscilación y potenciales tendencias a largo plazo.

No obstante, se plantea la hipótesis de que las oscilaciones observadas serán moderadas y los cambios serán producto de la variabilidad climática o fenómenos relacionados con el cambio climático, ya que la laguna está dentro del área protegida del Parque Nacional Natural Chingaza. La intervención humana directa ha sido restringida por la categoría de protección ambiental, lo que indica que los cambios detectados se deben en gran medida a factores climáticos y naturales. Por lo tanto, se prevé que el análisis multitemporal muestre una estabilidad ecológica relativa, con variaciones no críticas pero

diferenciales en las coberturas de vegetación y en la superficie de agua durante el periodo evaluado.

Marco normativo

En Colombia, el marco normativo y de política medioambiental es la base esencial para guiar los procesos de investigación, conservación y administración sostenible de las áreas protegidas. En este sentido, la preservación de la laguna situada en el Parque Nacional Natural Chingaza cuenta con el apoyo de un conjunto de normas legales que definen temas para proteger ecosistemas altoandinos importantes, en particular los relacionados con el agua. Estas regulaciones no solo establecen competencias institucionales, sino que también fomentan instrumentos técnicos y científicos, como el análisis multitemporal a través de imágenes satelitales, con el fin de robustecer la toma de decisiones en términos de conservación.

La Constitución Política de Colombia (1991) estipula en sus artículos 79 y 80 que el Estado tiene la responsabilidad de planear cómo usar y gestionar los recursos naturales para asegurar su desarrollo sostenible, y también que existe un derecho colectivo a disfrutar de un medio ambiente saludable. Más tarde, en 1993, con la Ley 99 se fundó el Ministerio de Ambiente y se estructuró el Sistema Nacional Ambiental (SINA), lo cual sentó las bases para manejar de manera integral el agua y gestionar las áreas protegidas. De igual forma, el Decreto 2372 de 2010 estableció las categorías de gestión del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), incluyendo Parques Nacionales Naturales, Santuarios de Flora y Fauna y Distritos de Manejo Integrado y sus propósitos de conservación, entre los que se encuentra Chingaza.

Asimismo, la planificación, el seguimiento y el uso sustentable del agua están guiados por políticas como la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico (2010), que fomenta la conservación de cuencas, páramos y cuerpos de agua que son esenciales para el suministro humano. Estas regulaciones son directamente relevantes para el análisis multitemporal de la laguna, porque apoyan la creación de datos técnicos con el objetivo de examinar las transformaciones en las coberturas vegetales y en el espejo de agua. Este marco regulatorio, en general, no solo legitima la investigación, sino que además se transforma en un insumo fundamental para crear medidas de manejo, restauración y conservación dentro del área protegida.

Tabla 1.

Marco normativo y su relación con la investigación

Categoría	Norma / Instrumento	Año	Contenido principal	Relación con el estudio
Marco Constitucional	Constitución Política de Colombia (Arts. 8, 79, 80, 95)	1991	Establece el derecho a un ambiente sano, el deber del Estado de proteger la biodiversidad y planificar el manejo de los recursos naturales.	Fundamenta la protección del PNN Chingaza como área estratégica para la conservación y regulación hídrica.

Categoría	Norma / Instrumento	Año	Contenido principal	Relación con el estudio
Sistema Nacional Ambiental (SINA)	Ley 99 de 1993	1993	Crea el Ministerio de Ambiente y el Sistema Nacional Ambiental. Define competencias para la gestión de áreas protegidas.	Sustenta la administración del PNN Chingaza por Parques Nacionales Naturales de Colombia.
Código de Recursos Naturales	Decreto 2811 de 1974	1974	Regula el uso, conservación y manejo de los recursos naturales renovables.	Marco general para la gestión del agua, suelos y biodiversidad en la laguna Chingaza.
Decreto Único Ambiental	Decreto 1076 de 2015	2015	Compila la normativa ambiental colombiana,	Aplica a la planificación,
Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP)	Decreto 2372 de 2010 (compilado en 1076/2015)	2010	Reglamenta el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y categorías de manejo.	Define la categoría de Parque Nacional Natural y sus restricciones de uso.
Creación del PNN Chingaza	Acuerdo INDERENA 014 de 1977 (Declaratoria)	1977	Declara el Parque Nacional Natural Chingaza como área protegida del orden nacional.	Base jurídica directa del área de estudio.

Categoría	Norma / Instrumento	Año	Contenido principal	Relación con el estudio
Régimen de Parques Nacionales	Decreto 622 de 1977	1977	Reglamenta el Sistema de Parques Nacionales Naturales. Establece usos permitidos y prohibidos.	Determina las limitaciones de intervención dentro del parque y protege la laguna Chingaza.
Protección de Páramos	Ley 1330 de 2018	2018	Dicta disposiciones para la gestión integral de los páramos en Colombia.	Aplica al ecosistema de alta montaña donde se ubica la laguna Chingaza.
Convención Ramsar	Ley 357 de 1997	1997	Aprueba la Convención Ramsar sobre humedales de importancia internacional.	Refuerza la protección de ecosistemas estratégicos como humedales altoandinos.
Gestión Integral del Recurso Hídrico	Política Nacional para la GIRH	2010	Establece lineamientos para la planificación y manejo del agua en Colombia.	Relaciona el estudio con la regulación hídrica regional y abastecimiento de Bogotá.

Categoría	Norma / Instrumento	Año	Contenido principal	Relación con el estudio
Ordenamiento del Recurso Hídrico	Decreto 1640 de 2012	2012	Reglamenta la planificación y ordenamiento de cuencas hidrográficas (POMCA).	Vincula la laguna Chingaza con la gestión de su cuenca hidrográfica.
Plan de Manejo del PNN Chingaza	Plan de Manejo vigente – Parques Nacionales Naturales de Colombia	Vigente	Instrumento de planificación que define zonificación, programas de conservación y monitoreo.	Marco técnico específico para el manejo del área de estudio.
Cambio Climático	Ley 1931 de 2018	2018	Establece directrices para la gestión del cambio climático en Colombia.	Relaciona el análisis multitemporal con escenarios de variabilidad climática.

Marco conceptual

Parque Nacional Natural Chingaza

El Parque Nacional Natural Chingaza es parte del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Se designó como área protegida para preservar ecosistemas de alta montaña que son estratégicos, especialmente los páramos, los bosques altoandinos y las complejidades de lagos. Siguiendo la definición de áreas protegidas propuesta por Nigel Dudley (2008), estos lugares son zonas geográficamente delimitadas y administradas con el

objetivo de asegurar que la naturaleza y sus servicios ecosistémicos se mantengan a lo largo del tiempo. En la situación colombiana, estas zonas juegan un papel crucial en la regulación del agua, la protección de la biodiversidad y el alivio de los efectos medioambientales, particularmente en ecosistemas montañosos que son muy vulnerables a los cambios climáticos (Andrade, 2011).

En este sentido, Chingaza es uno de los mayores depósitos de agua del centro nacional y un sistema socio-ecológico clave para el suministro humano. De acuerdo con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2019), los ecosistemas de páramo que se encuentran en el parque desempeñan un papel fundamental en la captación, almacenamiento y regulación del recurso hídrico que provee a millones de personas, sobre todo en Bogotá y la región Andina. Por lo tanto, la preservación de sus lagunas, coberturas vegetales y procesos ecológicos no solo es un asunto medioambiental, sino también social y económico, ya que permite asegurar la sostenibilidad de uno de los sistemas hídricos más relevantes del país.

Ecosistema de páramo

El páramo es un ecosistema tropical de alta montaña ubicado entre el límite superior del bosque andino y la línea de nieves perpetuas, caracterizado por condiciones climáticas extremas, alta radiación y suelos con elevada capacidad de retención hídrica (Hofstede et al., 2014).

Desde el punto de vista ecológico e hidrológico, los páramos actúan como reguladores naturales del agua debido a su estructura vegetal y a la presencia de suelos orgánicos ricos en materia orgánica (Buytaert et al., 2006).

Su función de almacenamiento y liberación gradual de agua los convierte en ecosistemas esenciales para la seguridad hídrica regional (Llambí et al., 2012). Sin embargo, son altamente sensibles al cambio climático y a las presiones antrópicas (IPBES, 2018).

Cuenca hidrográfica

Una Cuenca hidrográfica es una unidad territorial que se encuentra marcada por divisorias topográficas y en la cual el agua superficial fluye hasta un punto común (Chow et al., 1998).

La cuenca es la unidad fundamental para la administración del recurso hídrico en el marco de la planificación medioambiental (MADS, 2010). La laguna chingaza es parte de un sistema más amplio de regulación del agua que impacta directamente el suministro urbano, lo que sugiere que cualquier cambio en su dinámica espacial puede afectar a la región entera.

Cobertura vegetal

La (FAO, 2018). Define la cobertura vegetal como la manera en que las comunidades de plantas están distribuidas por el espacio en la superficie terrestre. Su análisis posibilita la evaluación de procesos ecológicos tales como sucesión, degradación, regeneración o cambio del entorno paisajístico.

De acuerdo con Turner et al. (2007), las alteraciones en la cobertura vegetal pueden vincularse con transformaciones climáticas, alteraciones provocadas por el ser humano o con procesos naturales de dinámica ecosistémica. En los ecosistemas de alta montaña, la vegetación a las variaciones en la temperatura y en el patrón de precipitaciones (Buytaert et al., 2011).

Espejo de agua

El espejo de agua se refiere a la superficie visible de un cuerpo de agua en un instante específico. Según Williamson et al. (2009), los cambios en su extensión pueden ser el resultado de variaciones climáticas, sedimentación, regulación humana o balance hídrico. Estas fluctuaciones en las lagunas altoandinas suelen mostrar alteraciones tanto en la dinámica de la cuenca como en el régimen hidrológico (Vuille et al., (2018).

Análisis multitemporal

Este análisis implica la comparación de datos espaciales recopilados en diferentes periodos con el objetivo de reconocer patrones de transformación territorial (Coppin et al., 2004).

Cambio climático

Se entiende por cambio climático a las modificaciones notables y duraderas en los patrones climáticos, tanto a nivel global como regional (IPCC, 2021).

En ecosistemas montañosos, es capaz de alterar la distribución de la vegetación, el ciclo del agua y la dinámica de los cuerpos acuáticos (VUILLE ET AL., 2018).

Marco Teórico

Características de los Ecosistemas de paramo

Los páramos son ecosistemas de gran relevancia ecológica debido a su papel en la regulación del ciclo hidrológico, su capacidad como reservorios naturales de carbono y la alta diversidad de flora y fauna endémica que albergan (Buitrago & Llorente, 2025). Estos ecosistemas se encuentran principalmente en la cadena montañosa de los Andes, donde se concentra más del 80 % de los páramos del mundo, de los cuales aproximadamente el 60 % se localizan en Colombia, lo que resalta su relevancia ambiental y estratégica a nivel global (Ramírez & Caro, 2025).

En el territorio colombiano se estima la presencia de treinta y siete complejos de paramo ocupando un área aproximada de 2.818.558 ha, los cuales se encuentran distribuidos en todas las cordilleras por encima de la línea superior del bosque, con la mayor superficie en la cordillera oriental (MADS, 2021; Diazgranados, 2021). En cuanto a su riqueza florística, se ha registrado la presencia de aproximadamente 4,000 especies, con un alto porcentaje de endemismos. Entre ellas se destacan diversas formas de crecimiento, como hierbas, rosetas acaules, rosetas caulescentes, bejucos, arbustos y árboles (Marín, 2021).

En estos sistemas de alta montaña se encuentran complejos lagunares formados por el modelado glacial de los Andes de Colombia (Zapata et al., 2021). Se estima que en los páramos de Colombia existen aproximadamente 3.250 lagos, ubicados entre los 3.600 y 4.400 m s. n. m. La mayoría de estos cuerpos de agua se caracterizan por ser pequeños (< 10 ha) y poco profundos (< 10 m). Presentan aguas ligeramente ácidas, con concentraciones

elevadas de nutrientes como fósforo, nitrógeno y carbono orgánico, así como bajos niveles de oxígeno en el fondo (Zapata et al., 2021). Estas condiciones favorecen la presencia de una alta diversidad de organismos planctónicos, donde el fitoplancton actúa como el principal receptor y transformador de energía en estos ecosistemas acuáticos (Hernández et al., 2020).

Importancia de los páramos en la regulación hídrica y climática.

El sistema paramuno es muy valorado por los servicios ecosistémicos relacionados con el agua que se proporciona a millones de personas, ya que forman las cabeceras de los principales ríos de la región andina amazónica (Mosquera et al., 2023). Esta relevancia resalta la importancia de estudiar las interacciones hídricas complejas entre suelos, vegetación, turberas, cubetas, ríos y lagunas, elementos que han desarrollado una gran capacidad para interceptar, almacenar y regular agua.

Según estudios pluviométricos, la precipitación en los páramos se presenta principalmente en forma de llovizna, lluvias ligeras y niebla durante todo el año, generalmente en periodos de larga duración. Estos eventos de precipitación continua son fundamentales tanto para la humedad del suelo como para el mantenimiento del caudal de los arroyos en los páramos andinos. Además, la presencia de niebla a nivel del suelo contribuye al mantenimiento de la humedad relativa y a la reducción de la radiación neta, lo que produce una disminución en las tasas de evapotranspiración (Berrones et al., 2022).

La importancia de estos aportes atmosféricos se ve reforzada por el papel que desempeñan los suelos de los páramos en la regulación hídrica. Los suelos de estos ecosistemas desempeñan un papel fundamental en el suministro de agua, ya que regulan el

caudal de los arroyos y favorecen un flujo base elevado. Gracias a esta capacidad, los páramos pueden almacenar agua durante las temporadas lluviosas y sostener el caudal en los periodos secos. Esta función hidrológica se relaciona directamente con las características físicas y químicas de los suelos del páramo, los cuales presentan una estructura predominantemente abierta y granular, además de un alto contenido de materia orgánica que contribuye a su alta porosidad, favoreciendo la capacidad de retención de agua, la tasa de infiltración y conductividad hidráulica (Patiño et al., 2021).

Las lagunas también cumplen un papel fundamental en la regulación hídrica de los páramos. Al ubicarse en zonas bajas y depresiones naturales del paisaje, actúan como reservorios que almacenan el agua proveniente de la precipitación directa, la escorrentía superficial y los aportes subterráneos generados por la infiltración en los ecosistemas situados cuenca arriba. Además, impiden el drenaje rápido del agua de la cuenca, contribuyendo a un almacenamiento más prolongado, favoreciendo la liberación gradual del recurso hídrico hacia ríos y quebradas (Cervantes et al., 2021; García-Sanz et al., 2021)

Todas estas características destacan el papel del páramo como un regulador hídrico fundamental, ya que sostiene el flujo base de las corrientes que nacen y descienden de estos ecosistemas hacia las zonas medias y bajas, además de proveer agua de excelente calidad.

Coberturas vegetales del páramo e importancia en la regulación hídrica

El páramo se caracteriza por una flora de alto grado de endemismo, compuesta principalmente por plantas herbáceas y arbustivas. En este ecosistema predominan géneros como *Espeletia*, *Paepalanthus*, *Puya*, *Calamagrostis*, *Cortaderia*, *Geranium*, *Ugni*, *Niphogeton*, *Pernettya*, *Aragoa*, *Arcytophyllum*, *Diplostephium*, *Baccharis*, *Elleanthus*,

Blechnum y *Sisyrrinchium*. Entre ellos destaca el frailejón endémico *Espeletia hartwegiana* (Sarrazola et al., 2024).

Además de su alta diversidad y endemismo, la vegetación del páramo desempeña un papel fundamental en la regulación hídrica de estos ecosistemas. Estudios recientes han mostrado que la partición del agua del suelo varía significativamente según el tipo de vegetación en los páramos. Las plantas formadoras de cojín presentan una evapotranspiración real mayor que los pastos tipo tussock, alcanzando hasta 1,7 veces más durante todo el año y 2,5 veces más durante los períodos secos. Esta mayor evapotranspiración se relaciona con la mayor radiación solar y velocidad del viento que reciben estas plantas, así como con la disponibilidad de agua en el suelo. Por el contrario, bajo pastos tussock, la evapotranspiración anual es menor y el agua se traslada más hacia los horizontes profundos del suelo, lo que indica una menor evapotranspiración superficial y un mayor almacenamiento profundo de agua. Además, la humedad del suelo varía más drásticamente bajo plantas de cojín, reflejando su capacidad para interceptar y liberar agua rápidamente, mientras que los pastos de tussock mantienen condiciones más estables, con saturación en capas profundas durante gran parte del año (Páez-Bimos et al., 2023).

Estudios realizados en *Espeletia* han mostrado que, gracias a sus adaptaciones ecofisiológicas y anatómicas, la pérdida de agua por transpiración es muy baja. El flujo de savia en estas plantas ocurre de manera episódica y durante la noche, lo que permite que parte del agua absorbida se almacene temporalmente en la médula y las hojas, en lugar de perderse inmediatamente por evapotranspiración. Esta estrategia de almacenamiento interno reduce la pérdida de agua hacia la atmósfera, lo cual contribuye a mantener un alto rendimiento hídrico en los ecosistemas de paramo (Cárdenas et al., 2020)

Estas características de las coberturas vegetales de los páramos destacan la importancia de su conservación para el mantenimiento del ciclo hidrológico en estos ecosistemas, especialmente frente a las transformaciones ocasionadas por la agricultura, la ganadería y la minería, que han degradado el suelo y reducido la vegetación paramuna.

Cambio climático y principales problemas que enfrentan los paramos

Los ecosistemas altoandinos están siendo afectados por factores como el cambio climático, el cambio en el uso de la tierra y la presencia de especies invasoras. En ecosistemas como el páramo, se han pronosticado incrementos de temperatura de entre 4 y 5 °C para el año 2100, junto con patrones de precipitación más variables. Estas proyecciones implican cambios significativos, entre ellos la reducción del nicho climático del páramo y, como consecuencia, el desplazamiento altitudinal de los bosques en escenarios de calentamiento (Cavieres et al., 2025; weADAPT, 2023). Esta transformación no solo afecta la biodiversidad del páramo, sino también a los servicios ecosistémicos que provee.

Los humedales, por ejemplo, suministran recursos hídricos, purifican el agua, regulan las inundaciones y contribuyen a mitigar el cambio climático gracias a su capacidad de modular las concentraciones de gases de efecto invernadero. No obstante, el cambio climático representa una amenaza creciente para estos ecosistemas, pues el aumento de la temperatura, las variaciones en la intensidad y frecuencia de las lluvias y los eventos extremos como sequías, inundaciones y tormentas pueden afectar su biogeoquímica. Como consecuencia, los humedales pueden perder su capacidad de purificar el agua y, por el

contrario, descomponerse y liberar nutrientes a las aguas superficiales, provocando problemas como la eutrofización y la acidificación (Salimi et al., 2021).

Además de los efectos del cambio climático, los cambios en el uso del suelo en los páramos de Colombia constituyen otra amenaza importante. El aumento de la vegetación montañosa, producto del desplazamiento altitudinal de los bosques, junto con las alteraciones en la cobertura del suelo derivadas de prácticas agrícolas y de la minería del carbón, pueden provocar una pérdida neta de carbono del suelo, la reducción de la capacidad de retención de agua y la disminución de la recarga de los acuíferos (Murad et al., 2024). Estos procesos antrópicos, en conjunto con la variabilidad climática, pueden tener como consecuencia la reducción de la superficie de los cuerpos de agua lagunares (Velásquez-Franco et al., 2024).

Contexto geográfico y ecológico de la laguna Chingaza

La laguna Chingaza se localiza en la Cordillera Oriental de los Andes colombianos, dentro del Parque Nacional Natural Chingaza. En esta área, el ecosistema de páramo constituye el núcleo del denominado Sistema Chingaza, principal fuente de abastecimiento hídrico para la región central del país, ya que suministra aproximadamente el 67% de la demanda total de agua potable de Bogotá y sus municipios vecinos (Aldana & López, 2017). Como parte de este sistema, la laguna de Chingaza es el cuerpo de agua natural más grande del complejo lagunar del parque, desempeñando un papel crucial en la regulación hídrica de la región. Esta laguna se formó por acción de glaciares y por el represamiento del río Frío. Está rodeada por una morrena frontal en forma de media luna de aproximadamente 1 km, y por dos morrenas laterales de 1,5 y 2 km. Su climatología se caracteriza por un

régimen unimodal: una temporada lluviosa que va de abril a noviembre, con un pico máximo de precipitaciones entre junio y agosto, y una temporada seca entre diciembre y marzo (Sánchez et al., 2025). Esta misma dinámica se refleja en el comportamiento de los caudales, con un periodo de aguas altas durante los meses de junio a agosto y un periodo de aguas bajas entre diciembre y marzo (Carreño & Ramírez, 1979).

En el área de Chingaza operan tanto el Parque Nacional Natural (PNN) Chingaza, encargado de la conservación del ecosistema, como la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), responsable de la gestión, canalización y conducción del agua proveniente del páramo hacia Bogotá D.C. El agua del sistema hidrográfico de Chingaza se utiliza principalmente para el consumo humano, actividades agropecuarias y generación de energía (Colparques, 2021).

Además de su importancia en la regulación y abastecimiento hídrico, el Sistema Chingaza se destaca por albergar una amplia diversidad de especies de flora y fauna. El Parque Nacional Natural Chingaza protege distintos ecosistemas de bosque andino, subandino y páramo, que constituyen un refugio de riqueza biológica en la Cordillera Oriental de Colombia. Estudios recientes han registrado más de 500 especies de plantas y varias especies de vertebrados, incluyendo 31 anfibios, 191 aves y 6 reptiles, lo que evidencia la relevancia del parque como refugio de biodiversidad (Mendoza & Collazos, 2025). En particular, la avifauna del área protegida incluye numerosas especies endémicas, migratorias y en diferentes categorías de amenaza, subrayando la importancia del parque para la conservación de la fauna regional.

En este parque también destaca la presencia de importantes mamíferos como el oso andino (*Tremarctos ornatus*), una especie emblemática y vulnerable. Estudios recientes y avistamientos en los alrededores del Parque Nacional Natural Chingaza resaltan su presencia en el macizo andino, lo que evidencia el valor del área para la conservación de fauna amenazada y el fortalecimiento de estrategias de manejo ambiental (Ramírez & Jorgenson, 2025).

Dada la interdependencia entre la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, la estabilidad del Sistema Chingaza está condicionada por la salud funcional de sus coberturas vegetales y la persistencia de sus cuerpos de agua. En este contexto, el análisis de la dinámica multitemporal (1990-2025) de la laguna Chingaza mediante índices espectrales y algoritmos de clasificación supervisada permite evaluar la respuesta física del ecosistema ante la variabilidad climática y la presión ejercida para la obtención recurso hídrico. Este diagnóstico técnico es primordial para fundamentar las estrategias de gestión hídrica y asegurar la resiliencia de la microcuenca frente a las tendencias de cambio climático global.

La teledetección como metodología

La teledetección es una técnica que permite obtener información sobre la superficie terrestre mediante el análisis de imágenes satelitales, a través de la medición de la radiación electromagnética que es reflejada, emitida o devuelta. El funcionamiento de esta tecnología se sustenta en la interacción de la energía electromagnética con los objetos de estudio; según el origen de dicha energía, los sistemas se clasifican en pasivos, que dependen de la iluminación solar natural, y activos, como el RADAR o LIDAR, que utilizan su propia

fuente de radiación. La importancia de esta disciplina radica en su capacidad para generar información crítica en áreas fundamentales como la gestión agrícola y forestal, estudios hidrológicos y oceánicos, planificación territorial, monitoreo ambiental y climático (Kumar, 2021). En este contexto, su integración con los Sistemas de Información Geográfica (SIG) amplía sus capacidades analíticas, permitiendo identificar unidades fisiográficas, elaborar mapas base (fisiográfico) común para evaluar diferentes tipos de suelos, procesos de degradación y estrategias de conservación, superponer capas de datos para generar unidades cartográficas, realizar cálculos de áreas, mapear la cobertura y el uso de la tierra así como sus cambios temporales y espaciales, e identificar áreas sometidas a degradación (Van Lynden & Mantel, 2001)

Diferentes tipos de superficies, como cuerpos de agua, suelo desnudo o vegetación, reflejan la radiación de forma distinta en función de la longitud de onda. Este patrón característico de reflexión, registrado a lo largo del espectro electromagnético, se conoce como firma espectral, y permite identificar y diferenciar los distintos elementos presentes en la superficie terrestre (Agencia Espacial Europea, 2009). Las superficies de agua reflejan principalmente la radiación del espectro visible y absorben casi por completo la radiación en el infrarrojo cercano, lo que permite diferenciarlas con claridad de otras coberturas. En las imágenes satelitales registradas en esta banda, los cuerpos de agua se visualizan como áreas oscuras, con valores de píxel bajos, lo que facilita su delimitación. En contraste, la vegetación presenta una alta reflectancia en la banda del infrarrojo cercano (banda 4) y una baja reflectancia en la banda del rojo visible (banda 3). La diferencia de reflectancia entre los canales 3 (rojo visible) y 4 (infrarrojo cercano) es notable en las áreas

cubiertas por vegetación, mientras que en la tierra desnuda esta diferencia es mínima, lo que permite distinguir entre ambos tipos de cobertura (Agencia Espacial Europea, 2009).

Diversos índices derivados de sensores remotos han sido desarrollados para mejorar el monitoreo y análisis de cuerpos de agua a partir de imágenes satelitales. Entre los más utilizados se encuentra el NDWI (Índice de Agua de Diferencia Normalizada), que combina las bandas verdes e infrarrojo cercano para resaltar la presencia de agua superficial. Su variante, el MNDWI, sustituye la banda infrarroja cercana por la del infrarrojo de onda corta, permitiendo una detección más precisa, especialmente en áreas urbanas (Huang et al., 2018). Estos índices permiten evaluar la extensión, distribución y variación temporal de los cuerpos de agua. En la tabla 2 se muestran los sensores remotos espaciales más comunes para la detección de aguas superficiales.

Tabla 2.

Sensores remotos espaciales de uso común para la detección de aguas superficiales

Grupo de sensores	Satélite/sensor	Número de bandas	Resolución espacial (m)	Resolución temporal (día)	Franja máxima en el nadir (km)	Escala de aplicación	Política de distribución de datos (costos)	Disponibilidad de datos
Sensor de resolución gruesa	NOAA/AVHRR	5	1.100	0.5	2.800	RG	No	1978
	MODIS	36	250–1.000	0.5	2.330	RG	No	1999
	Suomi NPP-VIIRS	22	375–750	0.5	3.040	RG	No	2012
	MERIS	15	300	3	1.150	RG	No	2002-2012
	Sentinel-3 OLCI	21	300	2	1.270	RG	No	2016
Sensor de resolución media	Landsat	4-9	15–80	16	185	LG	No	1972
	SPOT	4-5	2.5–20	26	120	LR	si	1986
	Aster	14	15–90	16	60	LG	No	1999
	Sentinel-2 MSI	13	10–60	5	290	LR	No	2015
	IKONOS	5	1-4	1.5–3	11.3	L-R	Si	1999

Sensor de alta resolución	QuickBird	5	0.61–2.24	2.7	16.5	L	Si	2001
	WorldView	4-17	0.31–2.40	1–4	17.6	L	Si	2007
	RapidEye	5	5	1–5.5	77	LR	Si	2008
	ZY-3	4	2.1–5.8	5	50	LR	SI	2012
	GF-1/GF-2	5	1–16	4-5	800	LR	Si	2013

Fuente: Adaptado de Huang et al., 2018

En el contexto colombiano, diversos estudios han empleado la teledetección para caracterizar y monitorear lagunas. En el caso de la Laguna de Tota, el análisis de imágenes Landsat durante un periodo de 30 años (1989–2019) permitió identificar una reducción de 4 km² en el espejo de agua, atribuida principalmente a las actividades agrícolas desarrolladas en la región (Rey Díaz, 2021). De manera similar, en la Laguna de Fúquene se han realizado estudios con imágenes multiespectrales del satélite Landsat, donde se evidenció un deterioro acelerado de su superficie: entre 1985 y 2000 la laguna perdió 1.001 ha (53,7 % de su superficie), y entre 2000 y 2015 otras 392 ha adicionales (45,4 %) (González Bustos & González Mahecha, 2015). En la misma línea, para la Laguna El Sonso se analizó su comportamiento entre 1991 y 2014, observándose un incremento del 8 % en 2001, seguido de una disminución del 28 % en 2014, atribuida a problemáticas relacionadas con actividades agropecuarias en su zona de amortiguamiento (Castañeda Mora, 2014).

En este contexto, la teledetección destaca como una herramienta clave para analizar los cambios en la superficie de los cuerpos de agua a lo largo del tiempo, facilitando su monitoreo y aportando información fundamental para la toma de decisiones en la gestión y conservación de estos ecosistemas. En este sentido, la presente investigación adquiere relevancia académica al aplicar un enfoque multitemporal y espectral a la microcuenca de la Laguna de Chingaza, contribuyendo a fortalecer metodologías de monitoreo en

ecosistemas de alta montaña donde la información histórica es limitada y ofreciendo insumos para la planificación de estrategias de adaptación al cambio climático y la gestión sostenible del recurso hídrico.

Programa SeaDAS

El Sistema de Análisis de Datos Marinos, Terrestres y Atmosféricos (SeaDAS) de la NASA es un software integral para el procesamiento, visualización, análisis y control de calidad de datos de color del océano. Si bien su enfoque principal son los datos de color del océano, es aplicable a numerosos análisis de datos de ciencias de la Tierra basados en satélites (NASA Earthdata, 2020)

Para el procesamiento y análisis de la serie cronológica de 35 años (1990-2025), se utilizó el software SeaDAS dada su capacidad robusta para la gestión de datos satelitales. Entre sus funciones críticas para esta investigación destaca la aritmética de bandas para generar los índices NDVI y MNDWI, así como la implementación del algoritmo Random Forest para la clasificación supervisada de las coberturas. Asimismo, la plataforma facilita la integración de capas vectoriales (shapefiles) para delimitar con precisión el área de estudio y la definición de regiones de interés para la extracción de estadísticas descriptivas (NASA Earthdata, 2020).

Algoritmo Random Forest

El Random Forest (RF) es un algoritmo de aprendizaje automático (Machine Learning) que consta de una colección de clasificadores individuales con estructura de árbol. En este modelo, cada árbol se genera a partir de un conjunto de muestras de entrenamiento y una variable aleatoria independiente e idénticamente distribuida. Tras

ejecutar este proceso múltiples veces, se obtiene una secuencia de clasificadores que constituyen un sistema robusto de modelos de clasificación. El resultado final del sistema se determina mediante una votación mayoritaria ordinaria, donde cada árbol emite un voto unitario por la clase más frecuente para un vector de entrada determinado (Breiman, 2001)

Antecedentes o estado del Arte

El análisis multitemporal de las coberturas vegetales y de los cuerpos de agua se ha consolidado como una herramienta fundamental para comprender los cambios ambientales en ecosistemas estratégicos. En el caso de las lagunas ubicadas en ecosistemas de alta montaña, diversos estudios han abordado la dinámica de la vegetación y del espejo de agua mediante técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica. En este sentido, el presente estado del arte ofrece una revisión de las principales investigaciones desarrolladas en este campo.

A nivel internacional, se han utilizado estudios de teledetección para analizar la formación y expansión de lagos glaciales de manera multitemporal. Uno de los trabajos más representativos es el realizado por Cheng et al. (2025), quienes investigaron la evolución espaciotemporal de lagos glaciares en el Himalaya y su respuesta al cambio climático. Los autores propusieron un método dinámico denominado OTSU para extraer de forma automática y precisa los límites de los lagos glaciales. Este enfoque empleó herramientas como el índice de agua de diferencia normalizada mejorado (ENDWI), aplicado a imágenes multitemporales de la serie Landsat y a los conjuntos de datos Sentinel-2A/2B. Además, incorporaron datos meteorológicos relevantes para evaluar la interacción entre el cambio climático y la evolución de los glaciares. Su estudio permitió

identificar la formación de nuevos lagos glaciales en el Himalaya central y evidenció que el calentamiento global actúa como el principal catalizador de la proliferación de estos cuerpos de agua.

Asimismo, en los Andes se han desarrollado investigaciones que emplean análisis de teledetección para estudiar la dinámica de lagos y cuerpos de agua de montaña. Por ejemplo, Fuentealba et al. (2025) evaluaron la respuesta de los lagos andinos del norte y centro de Chile frente a la megasequía ocurrida entre 2010 y 2022. Para ello, realizaron estimaciones mediante el Índice de Diferencia Normalizada del Agua (NDWI) a partir de imágenes Landsat con resolución espacial de 30 m. Los resultados mostraron que los lagos estudiados experimentaron una disminución significativa de su superficie, alcanzando pérdidas de hasta el 45%.

En el contexto colombiano, diversos estudios realizados en humedales han mostrado tendencias similares. Por ejemplo, Velásquez-Franco et al. (2024), analizaron dos lagos con diferentes niveles de intervención antrópica en la región Panzenú, departamento de Antioquia, y evidenciaron un deterioro y reducción sustancial de los cuerpos de agua. Los análisis se realizaron a partir de datos obtenidos mediante sensores de Radar de Apertura Sintética (Synthetic Aperture Radar - SAR) de la misión Sentinel-1. Para la laguna de tota, el análisis de imágenes Landsat durante un periodo de 30 años (1989–2019) permitió identificar una reducción de 4 km² en el espejo de agua, atribuida principalmente a las actividades agrícolas desarrolladas en la región (Rey Diaz, 2021). De manera similar, en la Laguna de Fúquene se han realizado estudios con imágenes multiespectrales del satélite Landsat donde se han obtenido resultados críticos. Entre los años 1985 y 2000 la laguna evidencio una disminución de 1,001 ha, es decir un 53.7% de su superficie; entre los años

2000 y 2015, la pérdida fue de 392 hectáreas adicionales, equivalentes al 45,4 %, lo cual evidencia un deterioro acelerado de su superficie (González Bustos & González Mahecha, 2015). En la misma línea metodológica, para la Laguna El Sonso, ubicada en el departamento del Valle del Cauca, se analizó su comportamiento en un periodo de 23 años (1991–2014). Para el año 2001, la laguna presentó un incremento del 8 % en el cuerpo de agua; sin embargo, para 2014 se evidenció una disminución del 28 %, atribuida a problemáticas relacionadas con actividades agropecuarias en su zona de amortiguamiento (Castañeda Mora, 2014).

La investigación en ecosistemas altoandinos también se ha centrado en la evaluación de la cobertura vegetal, dado su papel fundamental en la regulación hídrica, la conservación de la biodiversidad y la respuesta a cambios ambientales. Estudios realizados en una localidad Andina de, Puno, Perú, a partir de un análisis supervisado de imágenes Landsat, identificaron el tipo de asociaciones vegetales y su área de disminución en el periodo de tiempo 2000 - 2016, atribuidos principalmente al aumento de cultivos y expansión urbana (Del Carpio & Taype-Huamán, 2020). Estudios realizados en páramos de Colombia evaluaron el impacto antrópico mediante imágenes multiespectrales de Landsat y Sentinel durante un periodo de 37 años en los páramos de Guerrero y Rabanal. Los resultados indicaron una disminución de la flora nativa de estos ecosistemas de 47,96 % y 59,96 %, respectivamente, evidenciando un deterioro sustancial en la cobertura vegetal de los páramos (Murad et al., 2024). Estos resultados coinciden con los estudios realizados por Vergara y Llorente (2025), quienes, mediante un análisis multitemporal basado en la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia (CLC), registraron una disminución de las coberturas características del páramo Rabanal.

Marco referencial

La necesidad de examinar la dinámica espacio-temporal de ecosistemas altoandinos clave, especialmente los que se encuentran en zonas protegidas y que desempeñan funciones fundamentales de regulación del agua, constituye el marco referencial de esta investigación. La Laguna Chingaza, que se encuentra en el Parque Nacional Natural Chingaza, es un sistema lacustre de alta montaña que está expuesto a cambios climáticos, presión hídrica regional y alteraciones en su paisaje circundante; por ello, resulta pertinente examinar su evolución temporalmente a través de instrumentos de análisis multitemporal.

En Colombia se han realizado numerosas investigaciones sobre el análisis de la cobertura terrestre a través de teledetección, así como sobre el cambio en el uso del suelo en ecosistemas montañosos y parameros. No obstante, las investigaciones concretas que se centran en la dinámica histórica del espejo de agua en sistemas lagunares altoandinos dentro de zonas protegidas son escasas. La mayor parte de los estudios se han enfocado en el análisis de la hidrología, la biodiversidad o los servicios ecosistémicos, pero no han incorporado de forma sistemática una evaluación multitemporal de superficies lacustres y coberturas vegetales a lo largo de un largo tiempo.

El PNN Chingaza es uno de los más relevantes conjuntos de páramo de la Cordillera Oriental, no solo por su abundancia ecológica, sino también por su función en el suministro de agua del centro nacional. Este parque es parte del sistema que controla y proporciona agua potable a Bogotá y a las ciudades vecinas, lo que lo transforma en un área de considerable importancia en términos socioecológicos. En este escenario, la Laguna Chingaza funciona como una reserva natural y un regulador del equilibrio hídrico, que se

ve afectado por la interacción de los procesos geomorfológicos, el clima y la cobertura vegetal.

El estudio del área de investigación posibilita entender el entorno ecológico en el que se lleva a cabo la investigación. La vegetación de la laguna está compuesta por formaciones típicas de páramo, con predominancia de matorrales, herbazales y vegetación de transición altoandina. Su estructura es el resultado de variaciones en la altitud, las condiciones del suelo y los cambios climáticos. Estos ecosistemas son muy sensibles a los cambios en la temperatura y la precipitación, lo cual puede notarse en alteraciones de la cubierta vegetal y en variaciones del espejo de agua.

Además, a pesar de que el área está bajo protección, el sistema Chingaza ha estado históricamente asociado con procesos de regulación de caudales, expansión de la demanda urbana por agua e infraestructura hídrica. A esto se añaden presiones indirectas, tales como el cambio climático, los fenómenos de variabilidad interanual (ENSO) y las alteraciones en zonas periféricas del parque. Estos elementos pueden influir tanto en la dinámica espacial del cuerpo lagunar como en la composición de sus coberturas circundantes.

Este estudio se engloba en la línea de investigación de análisis multitemporal a través de imágenes satelitales, y tiene como objetivo extender su utilización al contexto particular de los sistemas lagunares del páramo en zonas protegidas de Colombia. El empleo de imágenes Landsat entre 1990 y 2025 posibilita el análisis de patrones de estabilidad, transición o transformación en la cobertura vegetal y en la superficie del espejo acuático a lo largo de un lapso de 35 años.

Así, el trabajo contribuye no solamente con el saber científico acerca de la dinámica de los ecosistemas altoandinos, sino que además produce insumos técnicos para gestionar el PNN Chingaza desde un punto de vista ambiental. Esto potencia las tareas de planificación, monitoreo y toma de decisiones en relación a la gestión integral de cuencas hidrográficas y la adaptación frente al cambio climático.

La articulación entre análisis espacial, teledetección y evaluación ambiental posiciona este estudio como un aporte metodológico y aplicado dentro del contexto nacional, al integrar herramientas geospaciales con la gestión de áreas protegidas estratégicas para la seguridad hídrica del país.

Tipo de investigación

Según Creswell (2018), el método cuantitativo se basa en tres pilares: la medición objetiva de variables, el examen estadístico de datos y la verificación empírica de patrones que pueden ser percibidos en la realidad. Este método se distingue por la recopilación sistemática de datos numéricos, la utilización de instrumentos estandarizados y la implementación de procedimientos que pueden repetirse con el fin de asegurar que los resultados sean válidos y confiables.

En el marco del actual estudio, que se centra en el examen multitemporal de las cubiertas vegetales y de la superficie acuática en la laguna Chingaza entre 1990 y 2025, el método cuantitativo posibilita una evaluación objetiva de los cambios espaciales y temporales del sistema lacustre. La investigación utiliza datos de satélites Landsat, que han sido procesados a través de índices espectrales (MNDWI y NDVI).

Diseño de la investigación

Este estudio tiene un diseño longitudinal no experimental, ya que examina la interacción de variables ambientales sin alterarlas directamente y evalúa su comportamiento durante un largo periodo. Los diseños longitudinales, de acuerdo con Creswell y Creswell (2018), posibilitan la observación de cambios y tendencias en variables a lo largo de distintos puntos en el tiempo, con el objetivo de descubrir patrones de estabilidad, cambio o variación.

Esta investigación utiliza un diseño longitudinal porque estudia cómo han cambiado las coberturas de vegetación y la superficie de agua en la laguna Chingaza entre los años 1990 y 2025, comparando imágenes satelitales tomadas en diferentes años. El enfoque longitudinal, a diferencia del diseño transeccional que se restringe a un solo instante en el tiempo, posibilita la evaluación de las transformaciones espaciales y las tendencias temporales sucedidas durante 35 años. Esto brinda una visión histórica de la conducta del sistema lagunar.

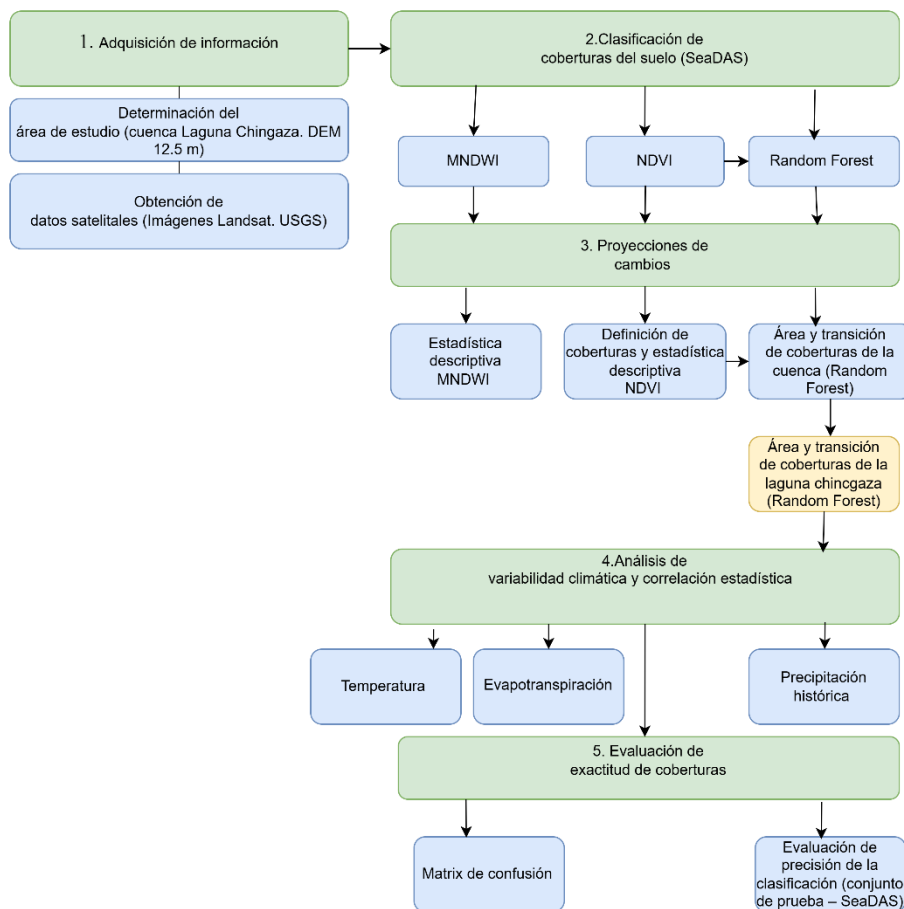
Además, el estudio utiliza un enfoque de tendencia (trend design) porque analiza cómo varían las variables ambientales como el MNDWI, el NDVI y la superficie que ocupa cada clase de cobertura— a lo largo del tiempo sin hacer seguimiento a entidades individuales concretas, sino al sistema ecológico en general. Este diseño posibilita el reconocimiento de patrones de estabilidad, transición o transformación en el paisaje, lo cual permite la interpretación de potenciales vínculos entre la variabilidad del clima, los procesos hidrológicos y las alteraciones en la cobertura del suelo.

La naturaleza no experimental de la investigación se basa en que las variables examinadas son observadas y cuantificadas a través de datos secundarios obtenidos de sensores remotos, en lugar de ser manipuladas por el investigador. La información se adquiere de imágenes Landsat que han sido corregidas previamente, asegurando así una comparación temporal y una metodología estandarizada.

Metodología

En la figura 1 se presenta el resumen metodológico de esta investigación

Figura 1. Resumen metodológico



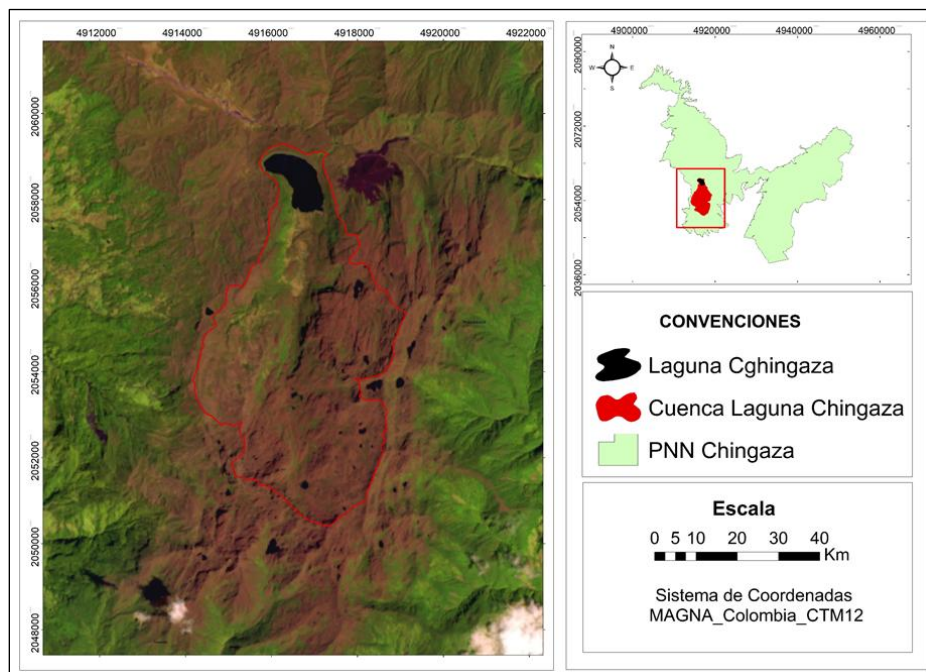
Área de estudio

La laguna de Chingaza, una de las más representativas del Parque, está ubicada en su extremo occidental ($4^{\circ} 32' N$ y $73^{\circ} 45' W$) a 3.265 m de altitud (Figura 2). Se formó por acción de glaciares y por el represamiento del río Frío. Está rodeada por una morrena frontal en forma de media luna de aproximadamente 1 km, y por dos morrenas laterales de 1,5 y 2 km. Tiene una superficie aproximada de 93 hectáreas, un volumen de almacenamiento de 8,8 millones de m^3 y una profundidad media de 17 m, alcanzando hasta 27 m en temporada invernal (Ríos & Pedraza, 2003).

Por su parte, la cuenca de la laguna de Chingaza abarca un área de 2518,94 ha y posee un perímetro de 26,08 km. Esta presenta una altitud mínima de 3.176 m s. n. m. y una altitud máxima de 4.009 m s. n. m., con una pendiente media del 33,18 %.

Figura 2.

Cuenca de la laguna Chingaza



Obtención de datos

La información satelital se obtuvo del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) a partir de los satélites Landsat 4, Landsat 5, y Landsat 8, abarcando un período de estudio de 35 años comprendido entre 1990 y 2025. Las imágenes corresponden a la Colección 2, Nivel 2, las cuales cuentan con correcciones atmosféricas y radiométricas aplicadas. Para la selección de las imágenes se priorizaron aquellas con un porcentaje de nubosidad inferior al 20 % y sin presencia de nubes sobre el área de estudio. En la Tabla 3 se presenta el listado de las imágenes utilizadas en el estudio y los períodos analizados.

Tabla 3

Imágenes satelitales implementadas en el estudio multitemporal

Imagen	Satélite	Sensor	Fecha de Adquisición	Resolución espacial
1	Landsat 4	TM	28/03/1990	30m
2	Landsat 5	TM	14/02/1995	30 m
3	Landsat 5	TM	29/01/2001	30 m
4	Landsat 5	TM	22/01/2010	30 m
5	Landsat 8	OLI_TIRS	23/01/2016	30 m
6	Landsat 8	OLI_TIRS	06/03/2020	30 m
7	Landsat 8	OLI_TIRS	15/01/2025	30 m

Procesamiento digital

Se utilizaron datos del sensor ALOS PALSAR, a partir de los cuales se obtuvo un Modelo de Elevación Digital (DEM) con una resolución de 2,5 m. Con este DEM, en el software ArcGIS (herramienta Spatial Analyst), se llevó a cabo la delimitación de la cuenca de la laguna, así como el cálculo de parámetros morfométricos.

Cálculo de índices

El preprocesamiento de las imágenes satelitales se realizó mediante el software SeaDAS, utilizando herramientas del módulo Optical para el cálculo de los índices NDVI y MNDWI.

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI): El NDVI presenta valores que oscilan entre -1 y 1 . Generalmente, los valores negativos se asocian con cuerpos de agua, los cercanos a cero reflejan superficies sin vegetación, como rocas, arena o concreto, y los valores positivos indican la presencia de vegetación, incluyendo cultivos, arbustos, pastos y bosques (Huang et al., 2020).

$$\text{Fórmula: NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED})$$

RED (Banda roja): Representa la región del espectro donde la clorofila absorbe la mayor parte de la energía para realizar la fotosíntesis. Una planta sana absorbe mucha luz roja, por lo que su reflectancia en esta banda es muy baja.

NIR (Infrarrojo Cercano): Representa la región donde la estructura celular interna de las hojas (el mesófilo) refleja fuertemente la energía para evitar el sobrecalentamiento. Una planta sana refleja mucha luz en esta banda, por lo que su valor es muy alto.

En Landsat 4-7, $\text{NDVI} = (\text{Banda } 4 - \text{Banda } 3) / (\text{Banda } 4 + \text{Banda } 3)$.

En Landsat 8-9, $\text{NDVI} = (\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4) / (\text{Banda } 5 + \text{Banda } 4)$.

Para la definición de los diferentes tipos de coberturas se utilizaron los rangos expresados en la tabla 4.

Tabla 4*Rangos de clasificación del NDVI*

Clase	Valores NDVI	Cobertura
1	< 0.02	Cuerpos de agua
2	0.02 a 0.50	Vegetación abierta
3	> 0.50	Vegetación densa

Índice Diferencial Normalizada Modificado de agua (MNDWI): El MNDWI es considerado uno de los índices más efectivos para el mapeo de aguas superficiales, también varía entre -1 y 1 ; en este caso, los valores positivos se relacionan con cuerpos de agua, mientras que los valores cercanos a cero o negativos corresponden a suelo, vegetación o superficies secas (Miura et al., 2025)

$$\text{Fórmula: MNDWI} = (\text{GREEN} - \text{SWIR}) / (\text{GREEN} + \text{SWIR})$$

GREEN (Banda Verde): Es la región donde el agua presenta su máxima reflectancia dentro del espectro visible.

SWIR (Infrarrojo de Onda Corta): Es la región donde el agua tiene una absorción casi total de la energía. Las superficies de agua absorben la luz SWIR, por lo que su valor de reflexión es cercano a cero.

$$\text{En Landsat 4-7, MNDWI} = (\text{Banda 2} - \text{Banda 5}) / (\text{Banda 2} + \text{Banda 5})$$

$$\text{En Landsat 8-9, MNDWI} = (\text{Banda 3} - \text{Banda 6}) / (\text{Banda 3} + \text{Banda 6})$$

Para cada imagen satelital se calcularon los índices NDVI y MNDWI utilizando las fórmulas estándar de cada índice, mediante las herramientas *Vegetation Radiometric Indices* y *Water Radiometric Indices* del software SeaDAS.

Clasificación supervisada de coberturas

Para obtener un análisis multitemporal más detallado del comportamiento de espejo de agua de la laguna y coberturas de la cuenca, se realizó una clasificación supervisada en el programa SeaDAS. Para el entrenamiento del algoritmo, se empleó la clasificación CORINE Land Cover 2018 del área de estudio como referencia geográfica, junto con las imágenes satelitales de cada año analizado, utilizando combinaciones de bandas orientadas a resaltar la vegetación (Landsat 5: bandas 5, 4 y 3; Landsat 8: bandas 6, 5 y 4) y los índices NDVI. Como complemento fundamental para la validación de las muestras en el periodo actual, se realizó una auditoría visual de alta resolución utilizando la plataforma Google Earth Pro y el servicio Imagery de ArcGIS (Esri/Maxar). El uso de estas ortoimágenes de resolución submétrica permitió verificar, mediante fotointerpretación, la correspondencia entre las firmas espectrales de Landsat y la cobertura real del terreno. La clasificación se llevó a cabo utilizando para Landsat 5 las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7, y para Landsat 8 las bandas 2, 3, 4, 5, 6 y 7. El número de muestras representativas se determinó considerando criterios como la extensión de cada cobertura y la representatividad de las muestras. En total se definieron cuatro coberturas: Agua (50 muestras), Herbazales (50 muestras), Arbustales (70 muestras) y Pastos limpios (13 muestras) (Figura 3).

Proyecciones de cambios en la cobertura vegetal y cuerpo de agua de la laguna

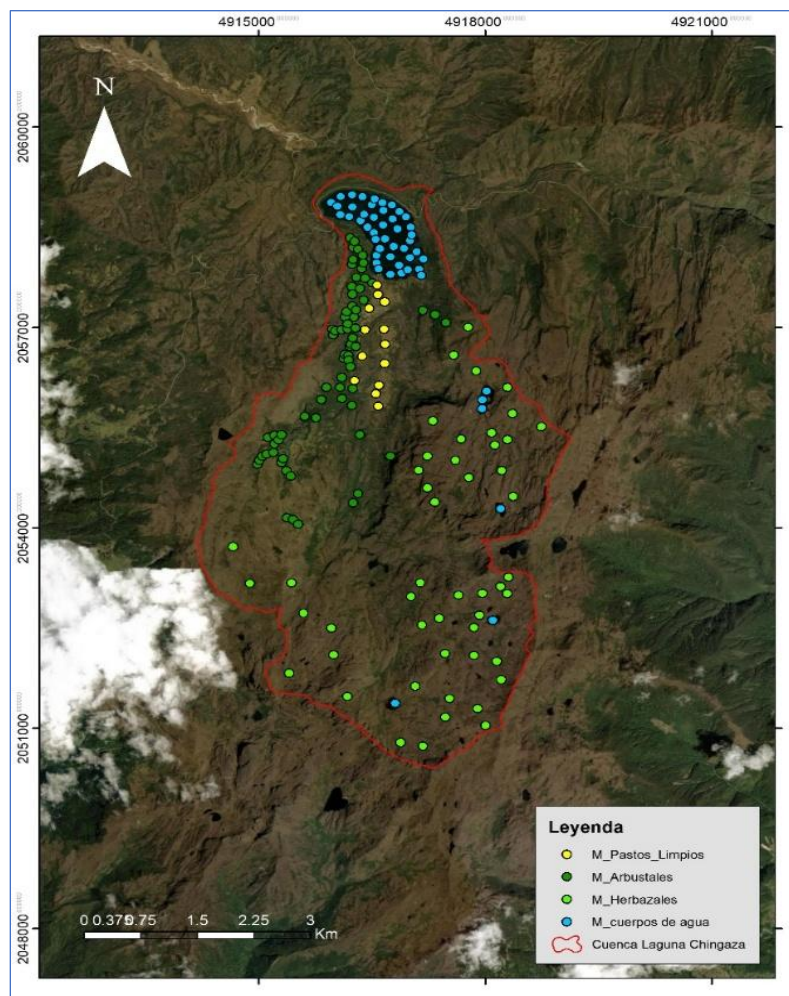
Chingaza

Para analizar las transiciones de cobertura entre los distintos años de estudio, se utilizó la herramienta Tabulate Area de ArcMap. Esta herramienta permitió cuantificar el área ocupada por cada clase de cobertura en cada periodo, generando tablas que muestran cómo los píxeles de una clase específica se transfieren a otras clases a lo largo del tiempo. De esta manera, fue posible identificar con precisión los cambios del suelo y la conversión de la vegetación, facilitando la evaluación de la dinámica espacial y temporal de la cobertura terrestre en el área de estudio.

Para analizar la dinámica multitemporal del espejo de agua y su interacción con las coberturas circundantes, se definió un buffer de 100 m alrededor de la laguna, sobre el cual se extrajeron los resultados de la clasificación supervisada, permitiendo cuantificar los cambios en el cuerpo de agua.

Figura 3.

Distribución espacial de los puntos de control de referencia para el entrenamiento del algoritmo Random Forest.



Matriz de confusión

La evaluación de la exactitud temática del mapa de coberturas se realizó mediante la construcción de una matriz de confusión, basada en un diseño de muestreo aleatorio estratificado. Se seleccionaron un total de 165 puntos de control de referencia, distribuidos de manera que representaran la variabilidad espacial de cada categoría: se asignaron 50

puntos para las clases de cuerpos de agua, herbazales y arbustales, respectivamente, mientras que para la unidad de pastos limpios se definieron 15 puntos, ajustando el tamaño de la muestra en función de su menor extensión superficial dentro del área de estudio. Este procedimiento permitió contrastar la clasificación obtenida frente a diferentes fuentes de referencia, incluyendo el índice NDVI, la capa de Cobertura CORINE Land Cover 2018 Google Earth Pro y el servicio Imagery de ArcGIS (Esri/Maxar).. Este procedimiento fue realizado en ArcMap, utilizando la herramienta Spatial Analyst Tools con la extensión Combine, donde se empleó la clasificación de coberturas obtenida mediante el algoritmo Random Forest y la capa de puntos de muestra definidos para cada tipo de cobertura. A partir de este análisis se obtuvieron las tablas de contingencia o matrices de confusión, las cuales permitieron calcular métricas de exactitud global, la exactitud por cobertura y el coeficiente Kappa.

El coeficiente Kappa (K) se calculó mediante la siguiente expresión:

$$K = (p_o - p_e) / (1 - p_e)$$

P_o: Proporción global

P_e: proporción esperada

Caracterización climática cuenca de la laguna Chingaza

Para la caracterización climática de la cuenca de la Laguna de Chingaza entre 1989 y 2025, se emplearon datos de precipitación del dataset CHIRPS (~5 km) y variables de temperatura y evapotranspiración de reanálisis ERA5-Land (~9 km), procesados mediante scripts en la plataforma Google Earth Engine para realizar una reducción espacial sobre la

geometría de la cuenca importada en formato shapefile. La metodología contempló la agrupación de los registros mensuales bajo el concepto de año hidrológico (ciclo abril-marzo), permitiendo sincronizar la recarga hídrica acumulada con las fechas de adquisición de las imágenes satelitales utilizadas en el análisis multitemporal de la laguna.

Finalmente, los datos resultantes se analizaron en el lenguaje R, aplicando la prueba no paramétrica de Mann-Kendall para validar la significancia estadística de las tendencias y la pendiente de Sen para cuantificar la magnitud de los cambios. Complementariamente, se realizó un análisis de correlación de Pearson para determinar el grado de asociación lineal entre las variables hidroclimáticas y las variaciones en las áreas de cobertura. Asimismo, se generaron visualizaciones que integran promedios históricos, líneas de tendencia y un rango de normalidad climática (definido como la media histórica ± 1 desviación estándar). Este enfoque permitió identificar anomalías interanuales y eventos de variabilidad extrema, facilitando el análisis de su influencia directa sobre la dinámica del espejo de agua y el vigor de la vegetación en el ecosistema de páramo.

Resultados

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos del análisis multitemporal de las coberturas vegetales y del espejo de agua en la laguna de Chingaza, a partir del procesamiento de imágenes satelitales. Se muestran los productos derivados de los índices espectrales y de la clasificación supervisada, con el fin de identificar la distribución espacial y los cambios temporales de las coberturas analizadas dentro de la cuenca de estudio. Como primer resultado, se presentan las imágenes satelitales de la cuenca de la laguna de Chingaza, que constituyen la base para el análisis multitemporal de las coberturas vegetales y del espejo de agua (Figura 4).

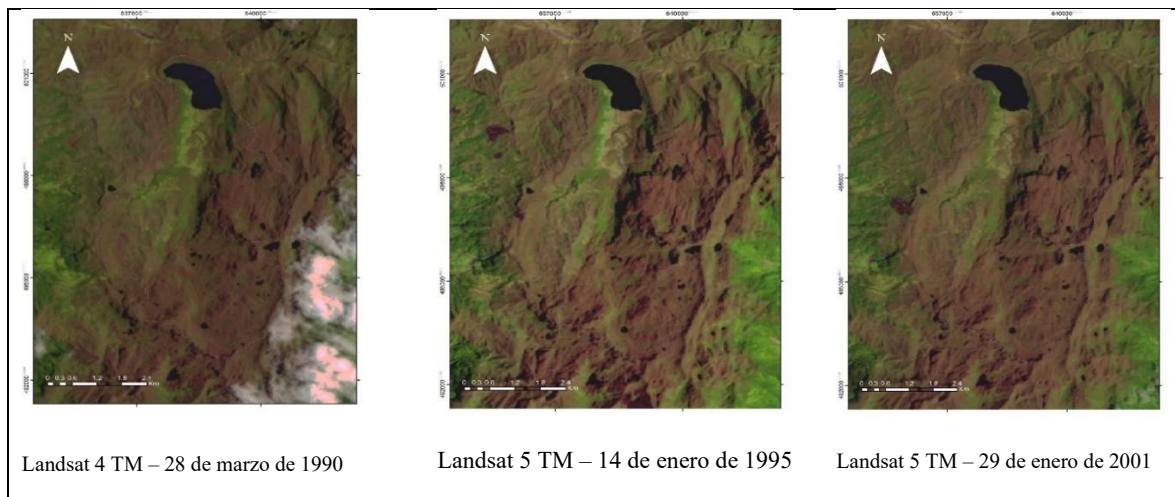
Cálculo de Índices NDVI y MNDWI

La Tabla 5 presenta la estadística descriptiva de los valores de NDVI para las imágenes analizadas entre 1990 y 2025. Los valores mínimos del índice oscilan entre -0.2148 y 0.08 , mientras que los valores máximos alcanzan hasta 0.99 , lo que evidencia la presencia de superficies no vegetadas y cuerpos de agua, así como áreas con vegetación densa dentro de la cuenca de la laguna de Chingaza.

El análisis de la estadística descriptiva de los valores de NDVI para el periodo 1990-2025 revela una dinámica de vegetación predominantemente estable, con un valor medio histórico que oscila entre 0.40 y 0.54 . Se identifica un pico máximo de vigor vegetal en enero de 2016, alcanzando una media de 0.5447 y un valor máximo de 0.9986 , lo que sugiere condiciones óptimas de biomasa o densidad foliar. Por el contrario, la Imagen 4 (2010) registro la media más baja (0.4008) y una reducción en los valores máximos (0.6976), lo que sugiere una posible pérdida de vigor vegetal para este año. Hacia el final

del periodo, en enero de 2025, se observa una consolidación de la salud vegetal con una media de 0.5303, manteniéndose una heterogeneidad espacial moderada según la desviación estándar calculada (0.1132) (Tabla 5). En la Figura 5 se muestra la proyección espacial del NDVI para los años 1990 Y 2025. A partir de este análisis fue posible distinguir tres tipos de coberturas: cuerpos de agua, vegetación abierta y vegetación densa. La Figura 6 presenta la dinámica temporal del NDVI para el periodo comprendido entre 1990 y 2025. En términos generales, se observa una tendencia lineal ligeramente positiva, lo que sugiere una estabilidad en el vigor fotosintético de la zona de estudio. En el anexo 1 se muestra la proyección de las coberturas para todos los años.

Figura 4. Imágenes satelitales del área de estudio



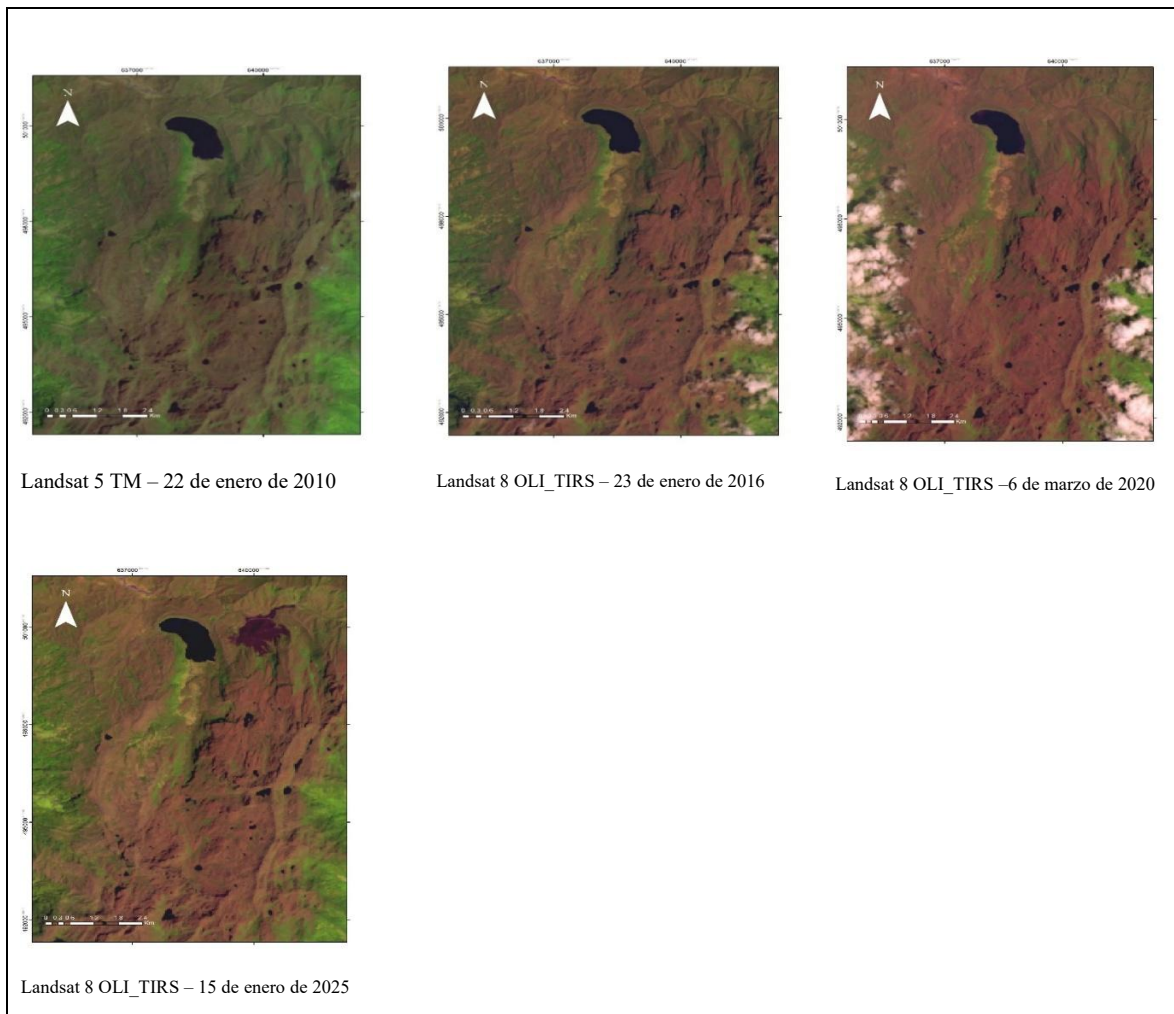


Tabla 5.

Estadística descriptiva de los valores de NDVI

Imagen	Fecha	Min	Max	Media	Desviación estándar
Imagen 1	20/03/1990	-0.2148	0.8225	0.4717	0.1277
Imagen 2	14/01/1995	-0.4504	0.8130	0.4788	0.1054
Imagen 3	29/01/2001	-0.4548	0.8209	0.4686	0.1124
Imagen 4	22/01/2010	0.0881	0.6976	0.4008	0.0772

Imagen 5	23/01/2016	-0.6994	0.9986	0.5447	0.1291
Imagen 6	6/03/2020	-0.5008	0.8360	0.5013	0.1062
Imagen 7	15/01/2025	0.0369	0.8658	0.5303	0.1132

El comportamiento del índice MNDWI muestra que durante la primera década (1990-2001), el área mantuvo una configuración estable con valores máximos elevados superiores a 0.76 y medias consistentes entre -0.1654 y 0.1929. En el año 2010 se registró la media más alta de la serie (-0.0957), sugiriendo una mayor extensión de la firma espectral de humedad en la zona de estudio. A partir del 2016, se observa una disminución tanto de los valores máximos como de los valores promedio (Tabla 6). En la figura 7 se muestra la proyección espacial del MNDWI para los años 1990 y 2025. La Figura 8 presenta la dinámica temporal del MNDWI para el periodo comprendido entre 1990 y 2025. En términos generales, se observa una tendencia decreciente en los valores medios del índice, lo que podría indicar una pérdida progresiva de la firma espectral de humedad en la zona de estudio. En el anexo 2 se muestran la proyección espacial del MNDWI para todos los años.

Figura 5 NDVI representativos del análisis multitemporal

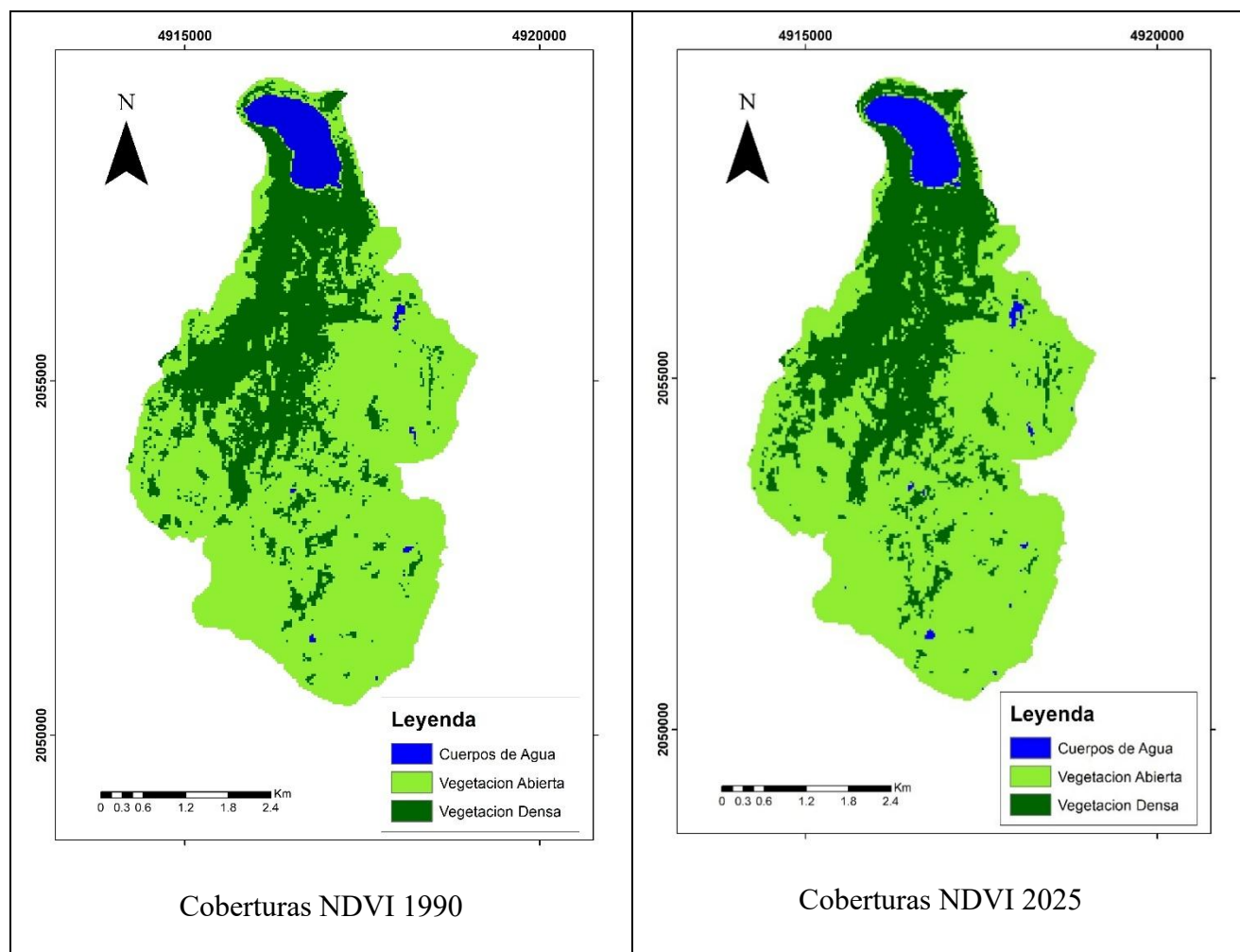


Figura 6. Variación multitemporal y tendencia lineal del NDVI durante el periodo 1990-2025.

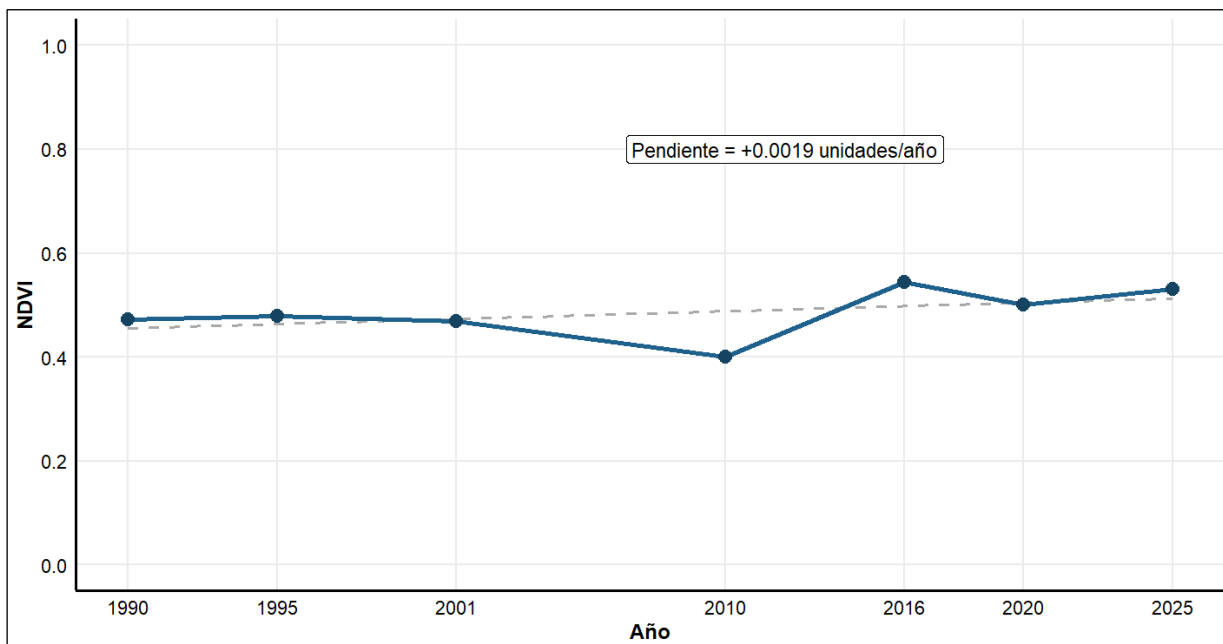


Tabla 6.

Estadística descriptiva de los valores de MNDWI

Imagen	Fecha	Min	Max	Media	Desviación estándar
Imagen 1	20/03/1990	-0.4720	0.7649	-0.1654	0.2771
Imagen 2	14/01/1995	-0.5516	0.8258	-0.1929	0.3495
Imagen 3	29/01/2001	-0.5108	0.8133	-0.1773	0.3129
Imagen 4	22/01/2010	-0.3433	0.4972	-0.0957	0.1751
Imagen 5	23/01/2016	-0.5860	0.4766	-0.3002	0.3140
Imagen 6	6/03/2020	-0.5067	0.2261	-0.2440	0.1858
Imagen 7	15/01/2025	-0.5325	0.3069	-0.3297	0.1984

Figura 7. Distribución espacial del MNDWI en la Laguna de Chingaza para los años 1990 y 2025.

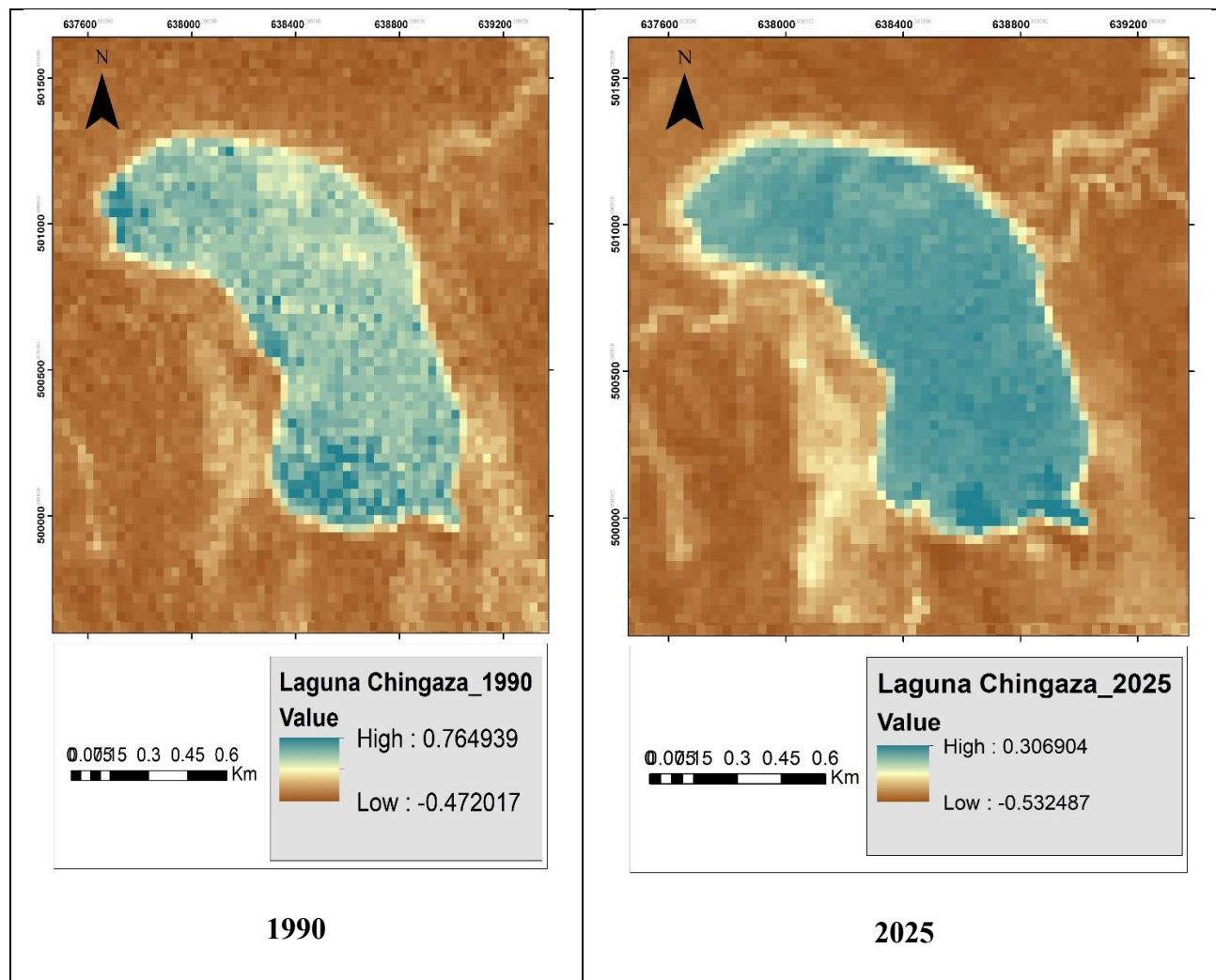
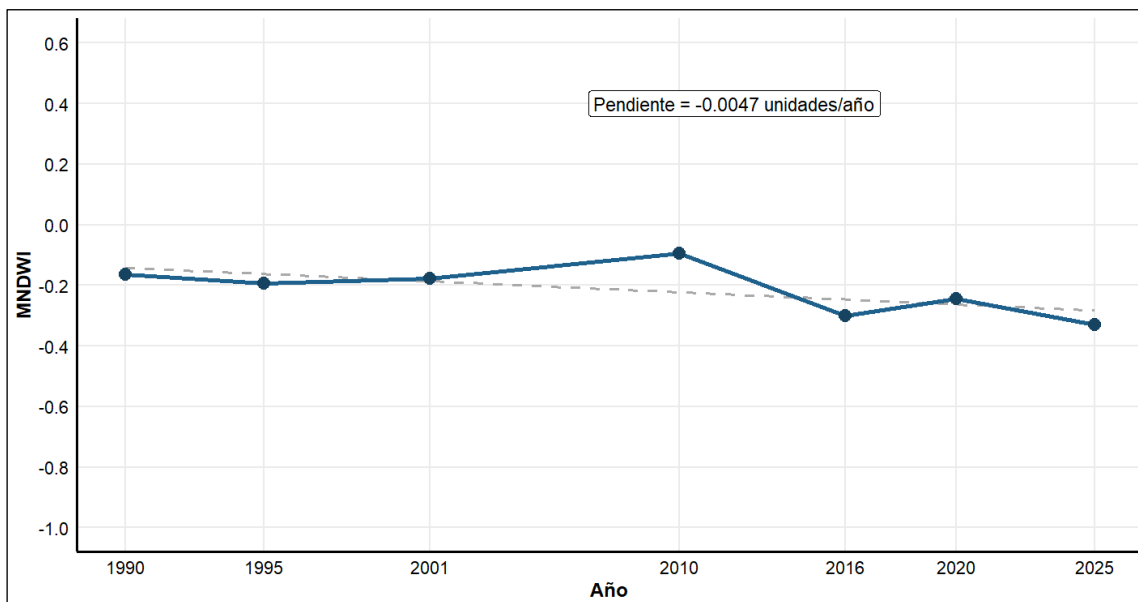


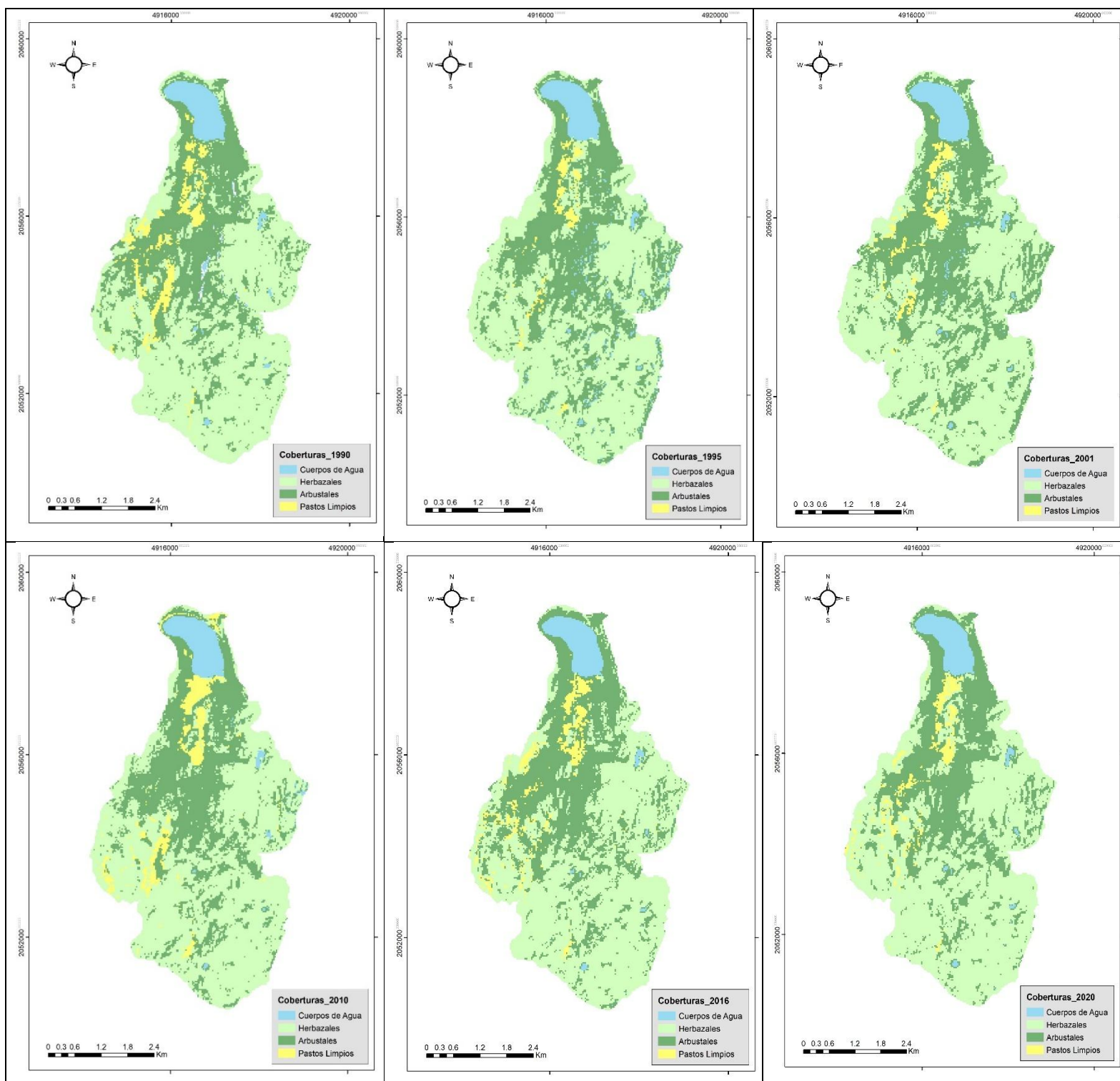
Figura 8. Variación multitemporal y tendencia lineal del MNDWI durante el periodo 1990-2025.



Clasificación supervisada de coberturas

La clasificación supervisada permitió identificar cuatro coberturas principales en el área de estudio: Agua, Herbazales, Arbustales y Pastos limpios. A partir de los mapas generados para cada año, se calcularon las superficies correspondientes a cada clase, lo que permitió analizar su distribución espacial y su dinámica temporal. En la figura 9 se observa la proyección de las coberturas analizadas para cada año. Los herbazales presentan las mayores superficies en todos los años, con valores que oscilan entre 1417 y 1574 ha. Los arbustales ocupan la segunda mayor área, fluctuando entre 742 y 869 ha. Los pastos limpios mantienen áreas bajas con valores que oscilan, entre 75 y 133 ha, mientras que los cuerpos de agua presentan valores que oscilan entre 113 y 150 ha (Figura 10)

Figura 9 Mapas de la Clasificación supervisada



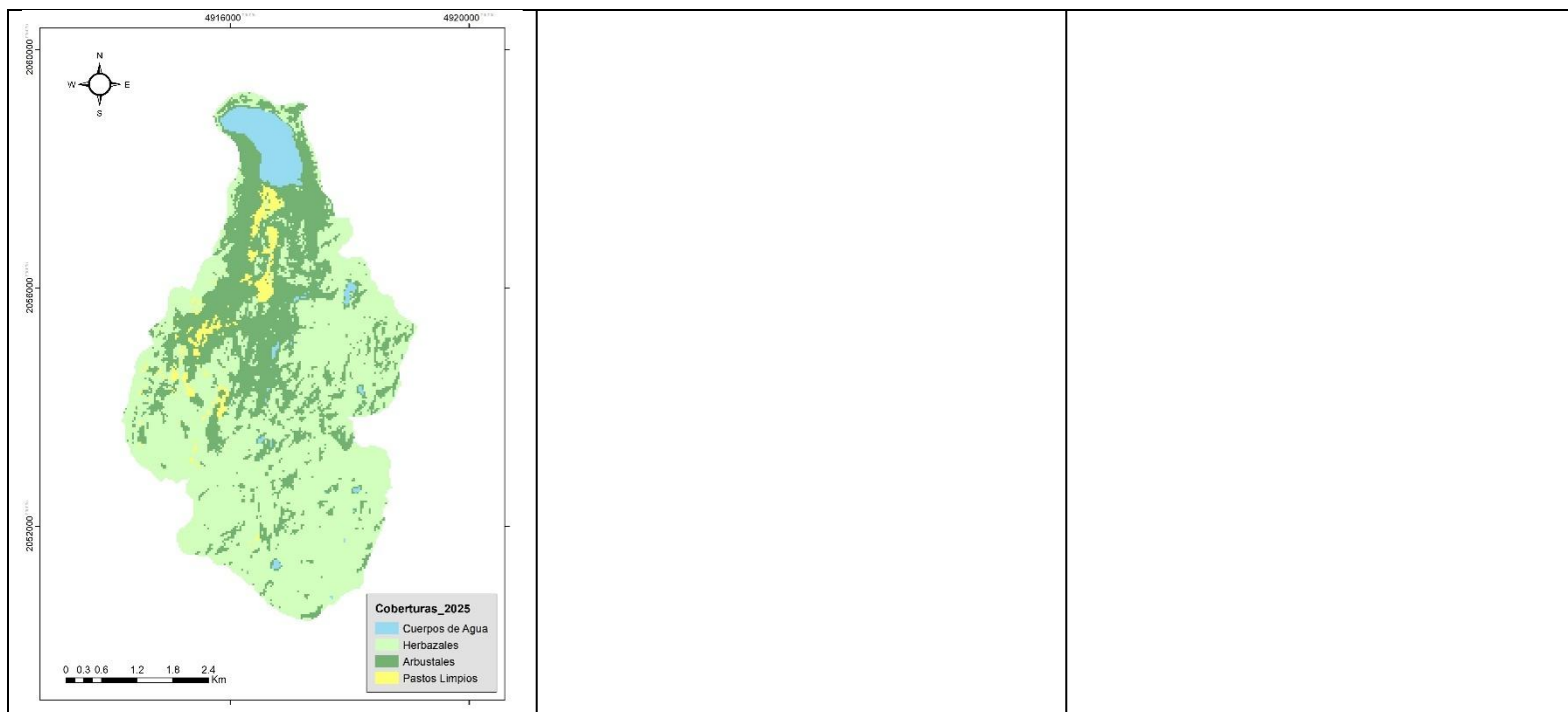
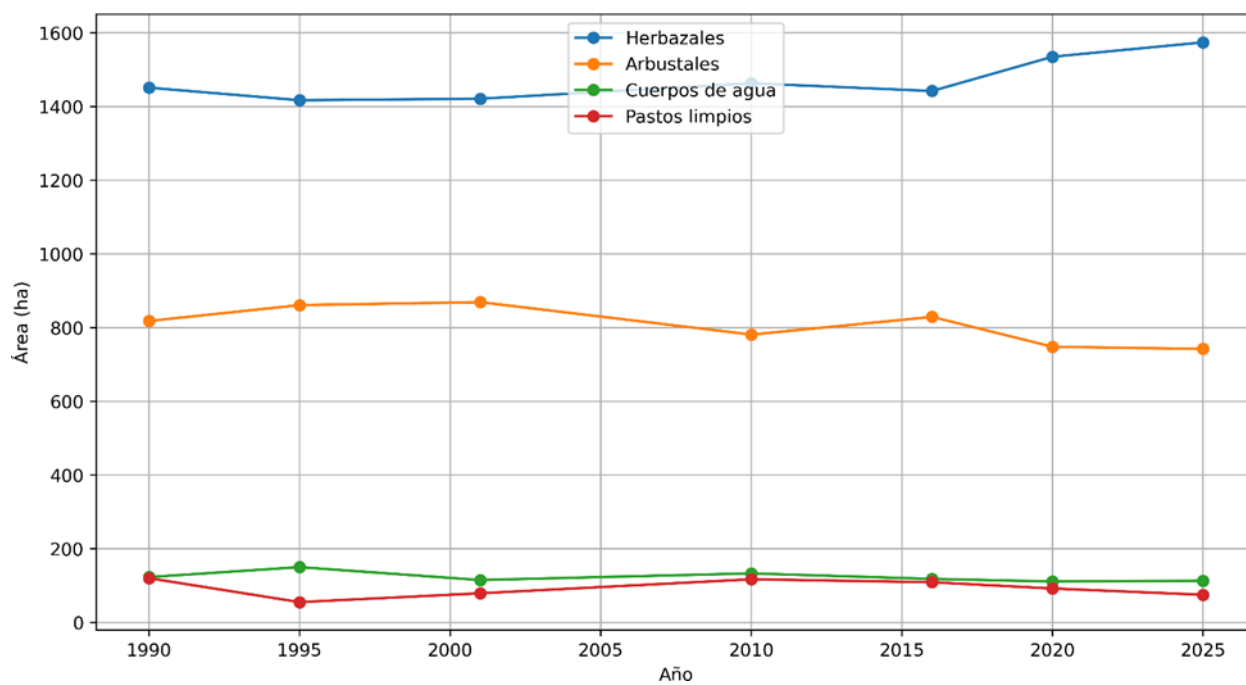


Figura 10 Áreas de cobertura del suelo por clase y año (ha)



El análisis de las transformaciones para la totalidad del periodo (1990-2025) muestra que el mayor cambio de área ocurrió en la categoría de Arbustal, la cual tuvo una transición de 233.89 ha hacia Herbazales y 25.50 ha hacia Pastos limpios y 4.34 ha hacia Agua. Por su parte, la cobertura de Herbazal experimentó una transición de 140.28 ha hacia Arbustales, 7.05 ha hacia Pastos limpios y 1.98 ha hacia Agua. En cuanto a los Pastos limpios, esta superficie se transformó mayoritariamente en 41.06 ha de Herbazales y 39.61 ha de Arbustales. Finalmente, la cobertura de Agua tuvo una transición de 8.77 ha hacia Arbustales y 2.71 ha hacia de herbazales. En la tabla 7 se registran todos los periodos de transición de las coberturas analizados para este estudio.

Tabla 7

Transición de coberturas en la cuenca de la laguna Chingaza (ha)

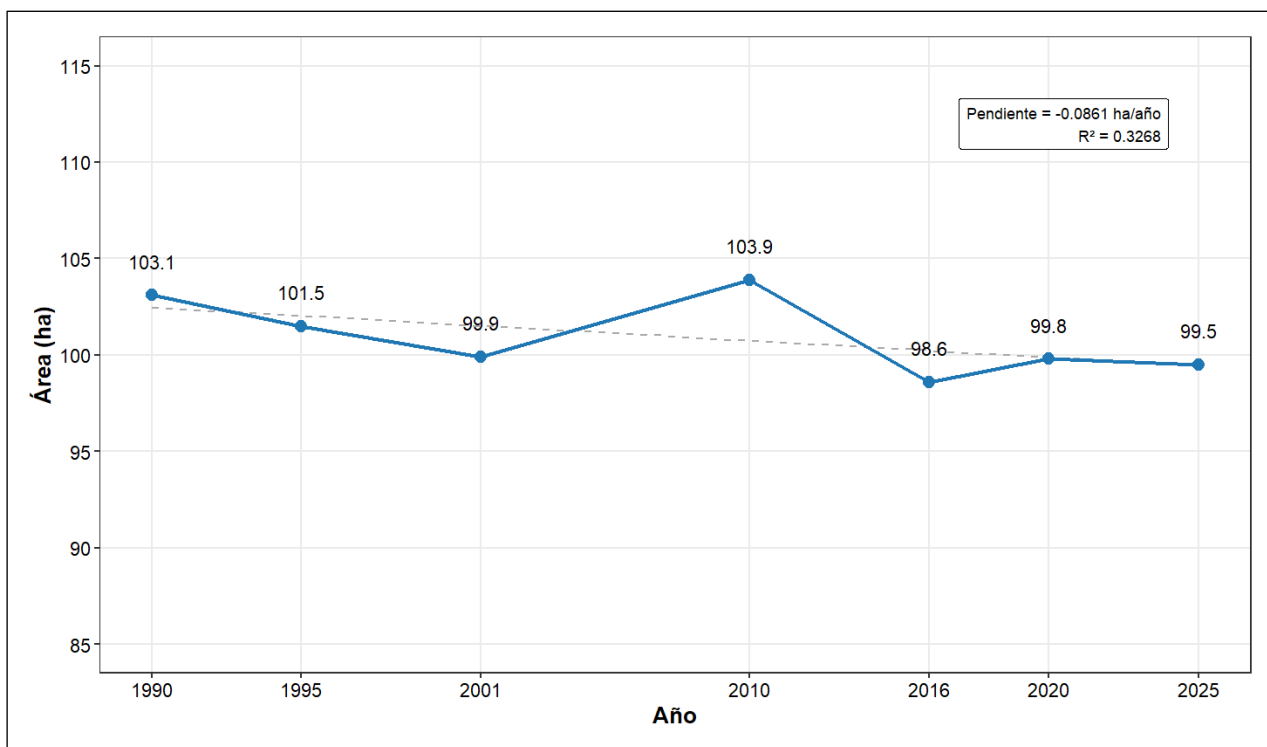
Año	Value	Value 1 (Agua)	Value 2 (Herbazal) ha	Value 3 (Arbustal) ha	Value4 (Pastos limpios) ha
1990-1995	1 (Agua)	105.2319609	1.084865577	8.859735541	0
	2(Herbazal)	24.95190826	1213.602958	201.8754027	3.797029518
	3(Arbustal)	17.90028201	157.8479414	613.581889	7.86527543
	4(Pastos)	0	44.5698941	34.98691484	43.30421759
Año	Value	Value 1 (Agua)	Value 2 (Herbazal) ha	Value 3 (Arbustal) ha	Value4 (Pastos limpios) ha
1995_2001	1 (Agua)	101.6261245	14.28552283	28.66146037	0
	2(Herbazal)	1.627464627	1198.356453	195.9286581	19.71040492
	3(Arbustal)	8.408567237	196.6519757	618.4365581	24.14072529
	4(Pastos)	0	9.764787759	9.674373058	35.53297768
Año	Value	Value 1 (Agua)	Value 2 (Herbazal) ha	Value 3 (Arbustal) ha	Value4 (Pastos limpios) ha
2001-2010	1 (Agua)	105.0618831	1.537049925	5.605711491	0
	2(Herbazal)	1.898708731	1224.215058	149.7267456	44.12237432
	3(Arbustal)	9.131884849	219.4364805	590.7696594	38.42624813
	4(Pastos)	0	12.3868141	16.63630507	50.36098872
Año	Value	Value 1 (Agua)	Value 2 (Herbazal) ha	Value 3 (Arbustal) ha	Value4 (Pastos limpios) ha
2016_2020	1 (Agua)	103.1078526	0.904454848	4.431828754	0
	2(Herbazal)	0.814009363	1333.166445	95.6008774	7.416529751
	3(Arbustal)	6.512074903	148.9637134	628.5056737	25.41518122
	4(Pastos)	0	50.10679856	7.95920266	59.51312898
Año	Value	Value 1 (Agua)	Value 2 (Herbazal) ha	Value 3 (Arbustal) ha	Value4 (Pastos limpios) ha

2020-2025	1 (Agua)	103.651723	0.904465297	4.884112603	0
	2(Herbazal)	0.633125708	1397.217991	120.384331	15.28546352
	3(Arbustal)	6.240810549	145.2571267	575.5112684	13.29563986
	4(Pastos)	0	26.31994014	19.80779	46.21817667
Año	value	Value 0 (Agua)	Value 1 (Herbazales)	Value 2 (Arbustales)	Value 3 (Pastos limpios)
1990-2025	1(Agua)	106.0033328	2.713395891	8.77331338	0
	2(herbazal)	1.989823653	1295.736984	140.2825675	7.054829316
	3(Arbustal)	4.341433425	233.8947258	547.9250769	25.50592137
	4(Pastos)	0	41.06272448	39.61558	42.23852937

Para analizar la dinámica multitemporal del espejo de agua y su interacción con las coberturas circundantes, se estableció un área de influencia (buffer) de 100 metros alrededor de la laguna. Sobre esta franja, se extrajeron los resultados de la clasificación supervisada realizada mediante el algoritmo Random Forest, permitiendo cuantificar los cambios específicos que ocurren en el cuerpo de agua de la laguna. En la Tabla 8 se observa la transición de la cobertura para el periodo 1990-2025. El análisis de transición dentro del buffer de 100m revela que el espejo de agua presenta una estabilidad del 96.6% (99.19 ha). Sin embargo, se identificó una transición de 3.34 ha hacia Arbustales, siendo esta la principal cobertura de reemplazo. Este fenómeno evidencia una reducción física del cuerpo de agua vinculada al avance de vegetación arbustiva en las zonas marginales de la laguna. La Figura 11 presenta la evolución multitemporal del espejo de agua de la Laguna Chingaza. El valor de la pendiente (-0.08 ha/año) confirma una tendencia leve decreciente, lo que podría indicar una retracción gradual de la lámina de agua durante el periodo evaluado. El espejo de agua de la laguna para el año 1990 presentó un área de 103.1 ha y para el año 2025 un área de 99.5 ha lo que representa una disminución del 3.49%.

Tabla 8.*Transición coberturas laguna Chingaza 1990 -2025*

Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
Cuerpos de agua	99.1924583	0.18100814	3.34865051	0
Herbazales	0.09050407	3.07351814	2.73322285	0
Arbustales	0.18100814	3.55861995	23.8134303	0.31133399
Pastos Limpios	0	0	0.96296328	0

Figura 11. Variación multitemporal de la superficie del espejo de agua

Análisis de validación.

En la Tabla 9 se presentan los porcentajes de predicciones correctas obtenidos en la clasificación supervisada de coberturas para cada año analizado. La evaluación se realizó usando un conjunto de prueba independiente, generado automáticamente por el programa SeaDAS. Los resultados muestran un alto nivel de precisión, con valores que oscilan entre 94.66 % y 97.29 %, lo que indica que los mapas generados son confiables para el análisis multitemporal del área de estudio.

Tabla 9.

Métricas de desempeño algoritmo Random Forest

Año	Using Testing dataset, % correct predictions	Error cuadrático medio (RSM)	Sesgo (Bias)
1990	97.2912	0.4031	-0.031
1995	96.0739	0.4049	0.016
2001	94.6581	0.3698	-0.0170
2010	96.4680	0.3930	-0.0353
2016	96.9499	0.2988	-0.0196
2020	95.7207	0.4375	-0.0382
2025	96.7949	0.2886	0.0021

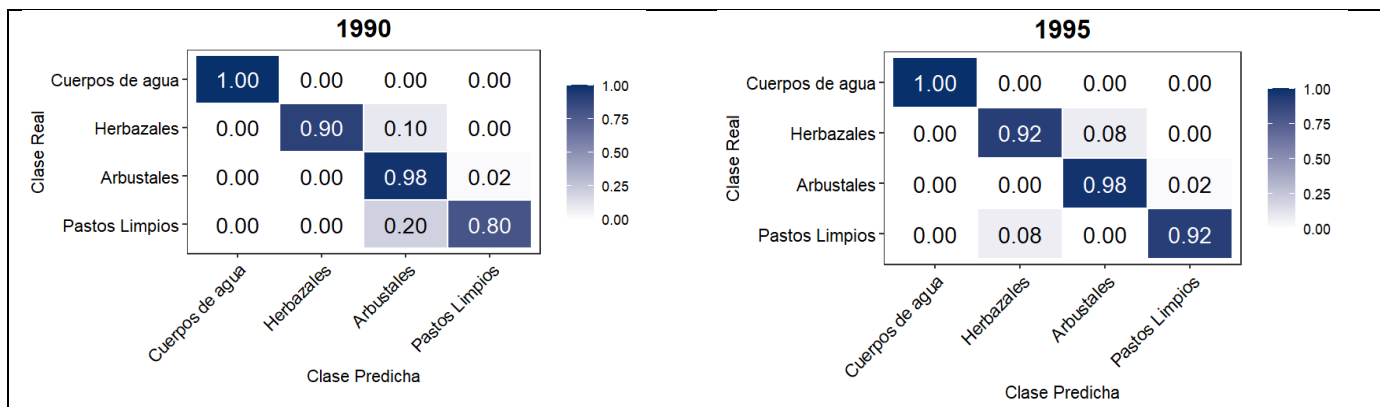
Matriz de confusión

En la tabla 10 se observa los resultados de la validación multitemporal (1990-2025) demuestran una alta exactitud temática en la clasificación de coberturas, con valores de precisión en la diagonal que superan consistentemente el 0.90. La clase 'Cuerpos de agua' destaca por una fiabilidad perfecta (1.00) en todos los años evaluados, confirmando una separación espectral sin errores. Aunque en los años iniciales (1990-2001) se observaron ligeras confusiones entre las categorías de 'Pastos limpios', 'Herbazales' y 'Arbustales' (con márgenes de error de entre el 7% y 20%), el modelo mostró una consolidación notable en el

periodo final (2010-2025), alcanzando precisiones casi absolutas. Esta estabilidad en los resultados valida la robustez del algoritmo Random Forest para capturar la dinámica de cambio de cobertura en el área de estudio a lo largo de los 35 años analizados. Complementariamente, en la Tabla 11 se presentan los indicadores globales de bondad de ajuste para toda la serie. Se observa una tendencia ascendente y sostenida en la precisión global, la cual inicia en 0.944 (1990) y alcanza una estabilidad sobresaliente de 0.987 a partir del año 2016. Asimismo, el Índice Kappa se mantiene siempre por encima de 0.922, validando la precisión de los mapas para análisis de cambio de cobertura. Estos valores no solo ratifican la precisión de las coberturas individuales analizadas previamente, sino que confirman la consistencia estadística de toda la serie histórica generada.

Tabla 10.

Matriz de confusión para las coberturas caracterizadas mediante el algoritmo Random Forest.



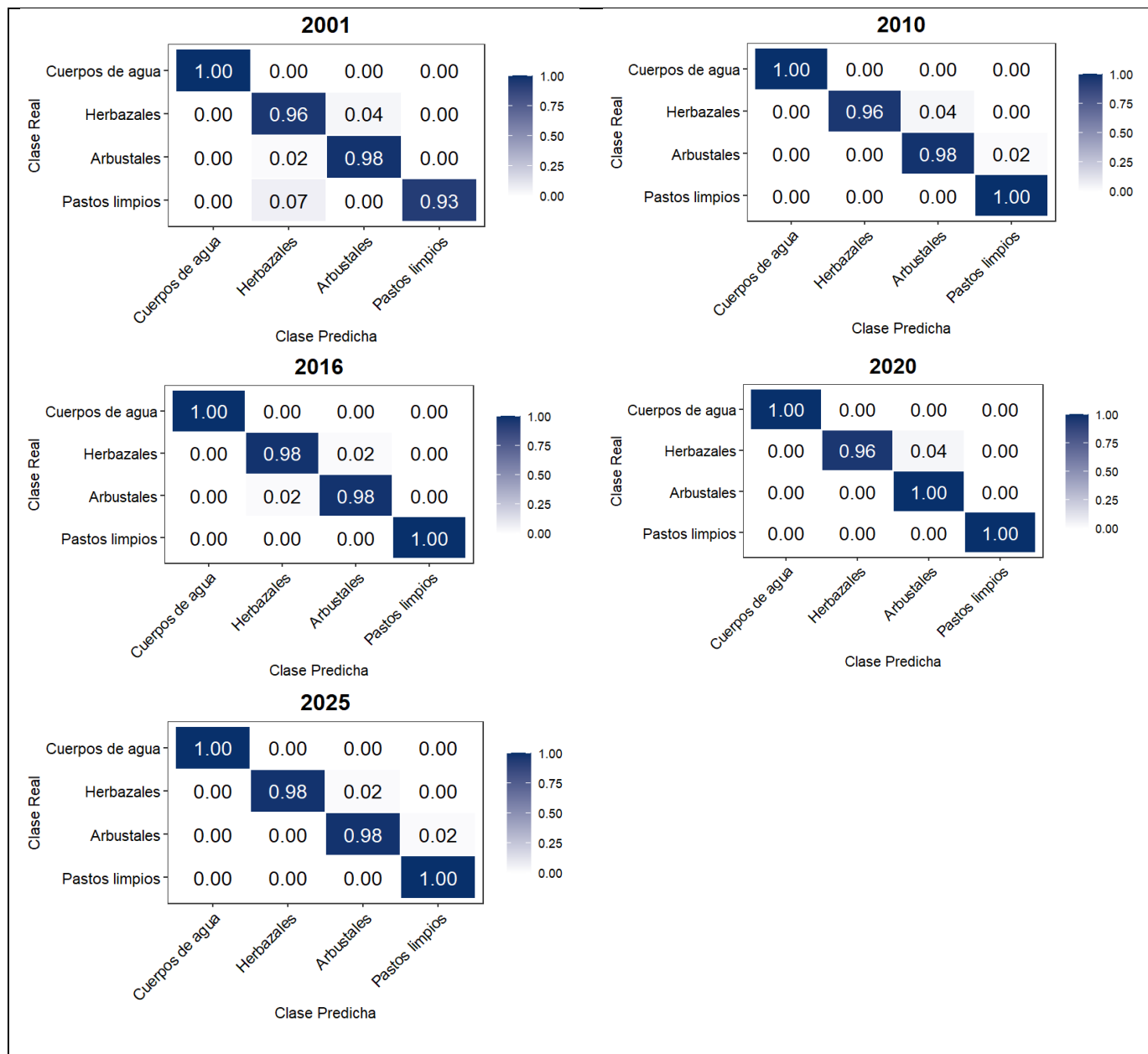


Tabla 11.

Indicadores de precisión global e índice Kappa del análisis multitemporal.

Año	Precisión global	Índice Kappa
1990	0.944	0.922
1995	0.963	0.948
2001	0.975	0.965
2010	0.981	0.974

2016	0.987	0.984
2020	0.987	0.983
2025	0.987	0.984

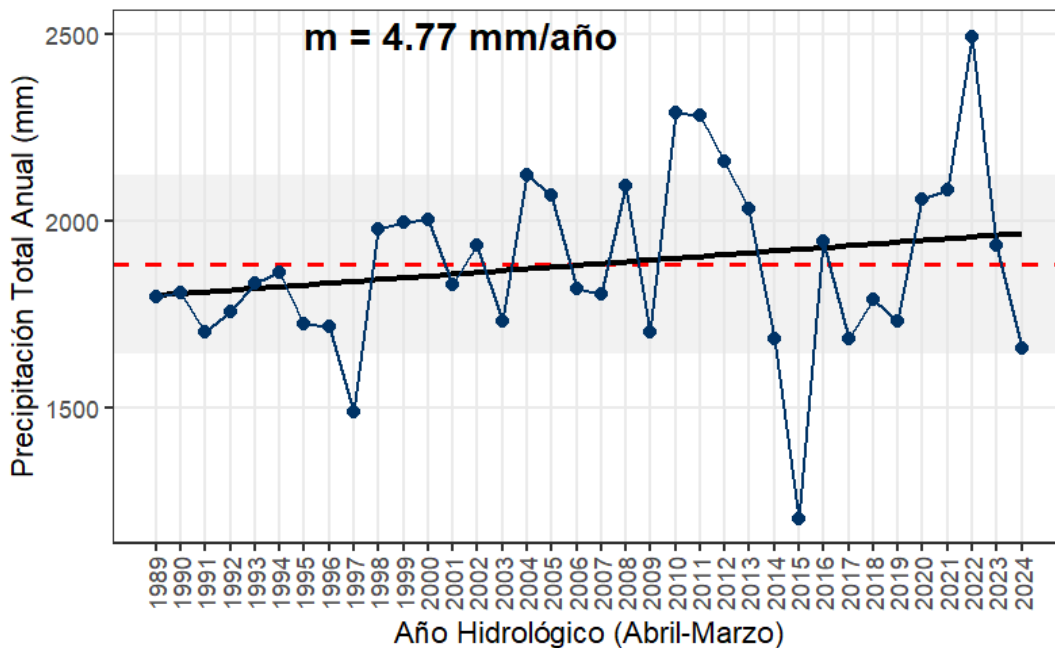
Análisis de variables climáticas para el área de estudio

En esta sección se analiza el comportamiento de las variables climáticas en la cuenca de la laguna Chingaza. Para ello, se consideró el registro histórico correspondiente al periodo 1990–2025, incluyendo las variables de precipitación, temperatura y evapotranspiración.

La Figura 12 presenta el comportamiento de la precipitación anual acumulada bajo el esquema de año hidrológico (ciclo abril-marzo) para el periodo 1990-2025. Se observa una tendencia general al aumento en los aportes hídricos, con una pendiente positiva de $m=4.77$ mm/año. A pesar de esta tendencia creciente, la serie destaca por una alta variabilidad interanual, evidenciando ciclos de humedad profunda y sequías extremas. Resalta de manera crítica el año hidrológico 2015, el cual registró el valor mínimo de toda la serie histórica (cerca de los 1300 mm), situándose significativamente por debajo del promedio histórico (línea roja punteada). Por el contrario, los periodos 2010-2011 y 2022 se consolidaron como los años más lluviosos, superando los 2250 mm anuales. Este comportamiento se complementa con el análisis de variabilidad (franja gris), que delimita el rango de normalidad estadística (± 1 DE) de la cuenca. Se observa que la estabilidad hídrica del páramo se ve interrumpida por eventos recurrentes que exceden estos límites; mientras que los picos de 2010 y 2022 representan superávits excepcionales.

La Figura 13 ilustra la evolución de la temperatura media anual en la microcuenca de la Laguna de Chingaza durante el periodo 1989-2023, analizada bajo el esquema de año hidrológico (abril-marzo). Se observa una ligera tendencia al incremento térmico con una pendiente positiva de $0.0027\text{ }^{\circ}\text{C/año}$. Los registros térmicos fluctúan mayoritariamente entre los $11.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $12.7\text{ }^{\circ}\text{C}$, destacando picos cálidos en los años 1997, 2009, 2015 y 2023, los cuales superan la media histórica de $12.16\text{ }^{\circ}\text{C}$ (línea roja punteada). Por el contrario, resalta un periodo de enfriamiento relativo en años específicos de la serie, particularmente entre 2020 y 2022, donde se registró el valor mínimo histórico (aproximadamente $11.70\text{ }^{\circ}\text{C}$) en el ciclo correspondiente al año 2022.

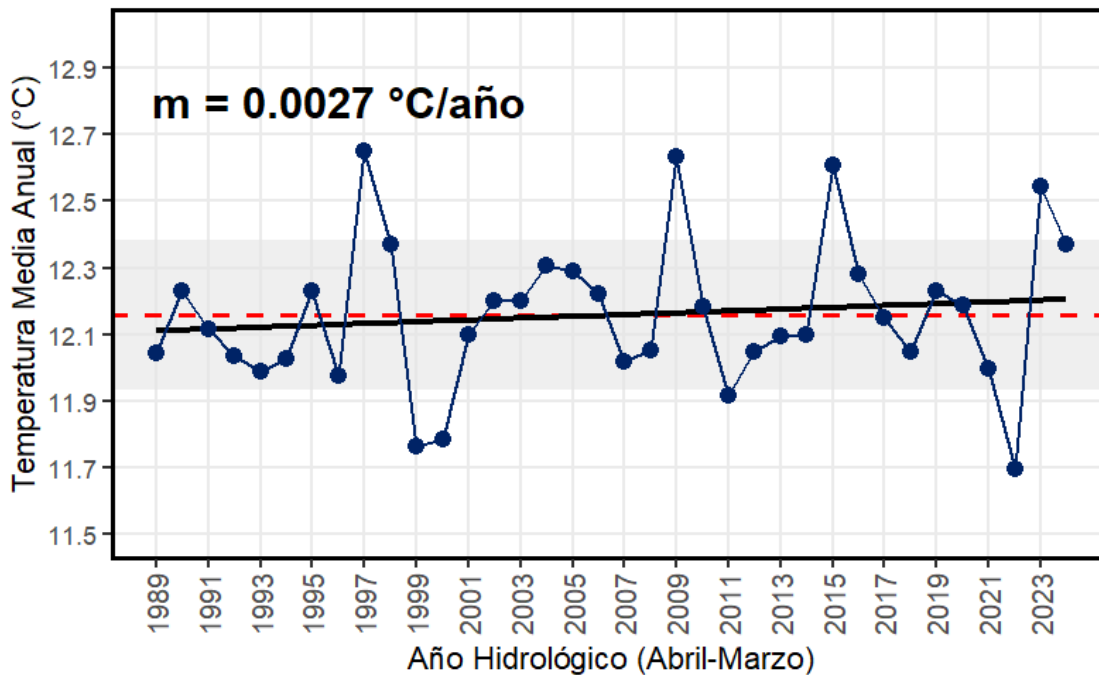
Figura 12. Comportamiento histórico de la precipitación anual acumulada



Nota. La línea negra sólida representa la tendencia calculada mediante la pendiente de ($m= 4.77\text{ mm/año}$). La línea roja discontinua indica el promedio (1883.6 mm) histórico

multianual, mientras que la franja gris define el rango de normalidad climática, establecido como una desviación estándar (\pm DE) respecto a la media.

Figura 13. Comportamiento histórico de la temperatura media anual



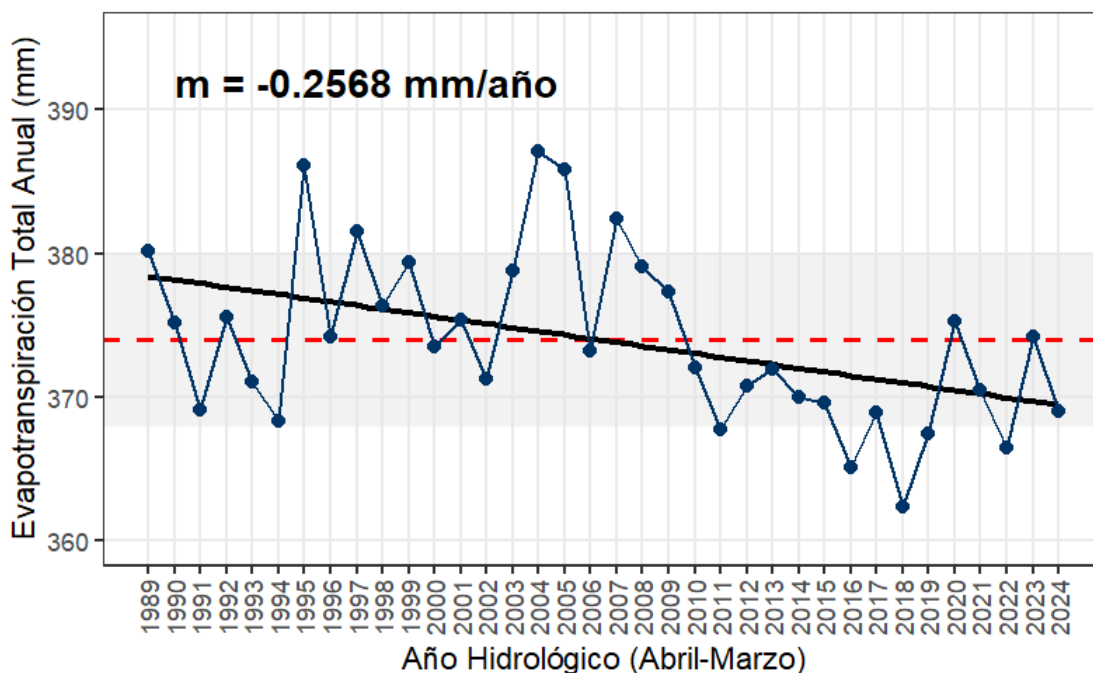
Nota. La línea negra sólida representa la tendencia calculada mediante la pendiente de ($m=0.0027$ mm/año). La línea roja discontinua indica el promedio (12.40 °C) histórico multianual, mientras que la franja gris define el rango de normalidad climática, establecido como una desviación estándar (\pm DE) respecto a la media.

La Figura 14 detalla el comportamiento histórico de la evapotranspiración total anual acumulada para el periodo 1989-2024, analizada bajo el esquema de año hidrológico. Los resultados muestran una serie notablemente estable con valores que oscilan en un rango estrecho entre los 362 mm y 387 mm, presentando una tendencia ligeramente decreciente con una pendiente de -0.26 mm/año. Esta estabilidad es característica de los ecosistemas de

páramo como el de Chingaza, donde la alta nubosidad y la humedad relativa actúan como reguladores naturales de la demanda evaporativa de la atmósfera. Se identifican picos máximos de pérdida de agua en los años 1995, 2004, 2005 y 2007, mientras que los registros mínimos se presentan en los años 2016 y 2018.

La figura 15 se muestra El análisis del Balance Hídrico Anual (P - ET) para el periodo 1989-2024 revela una tendencia ligeramente creciente, con una pendiente positiva de $m=5.03$. El comportamiento de la serie muestra una marcada variabilidad interanual, especialmente a partir del año 2010. Resalta el año hidrológico 2015 como el punto crítico de mayor déficit relativo en el registro (cayendo por debajo de los 1000 mm).

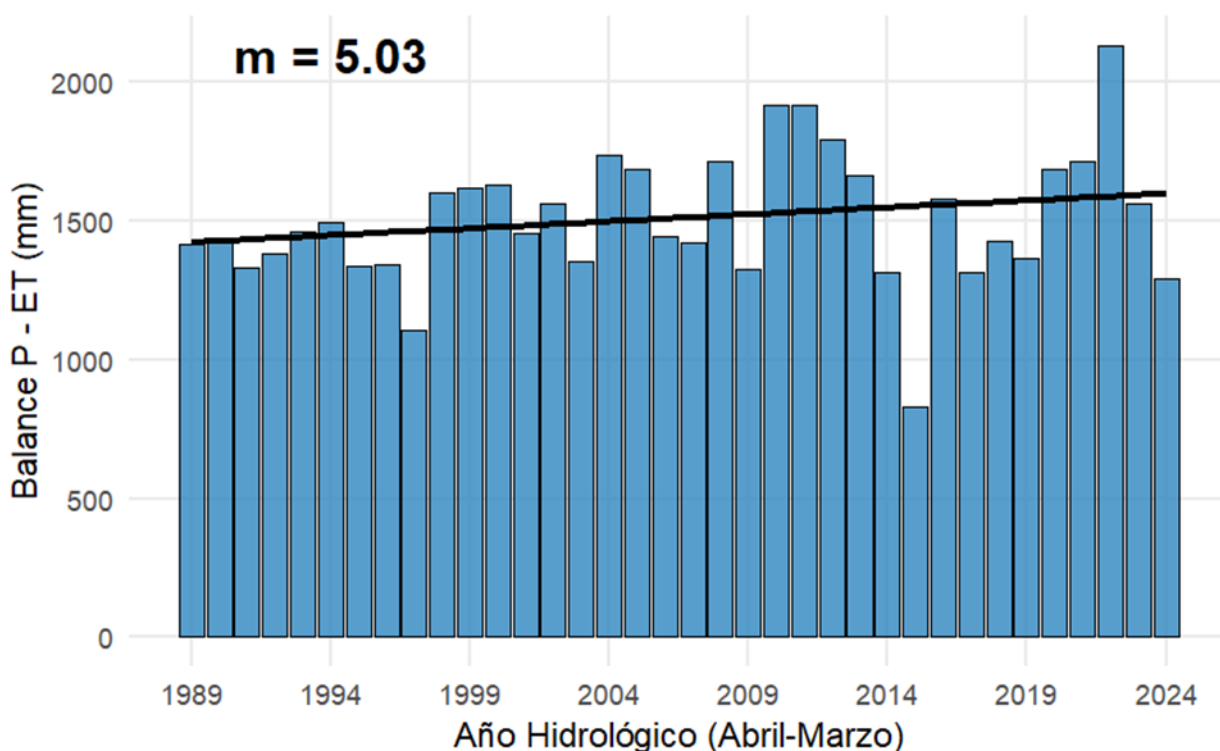
Figura 14. Comportamiento histórico de la evapotranspiración anual



Nota. La línea negra sólida representa la tendencia calculada mediante la pendiente de ($m=0.25$ mm/año). La línea roja discontinua indica el promedio (373.92 mm) histórico

multianual, mientras que la franja gris define el rango de normalidad climática, establecido como una desviación estándar ($\pm DE$) respecto a la media.

Figura 15. Comportamiento histórico de Balance hídrico



La Tabla 12 se sintetiza los valores de las variables hidroclimáticas calculadas para los años hidrológicos específicos correspondientes a las fechas de adquisición de las imágenes satelitales del estudio. Se observa que el ciclo 2015-2016 representó el escenario de mayor estrés hídrico para la laguna, registrando la precipitación más baja de toda la serie (1201.05 mm) en combinación con la temperatura media más alta (12.92 °C). En contraste, el periodo 2000-2001 se identifica como el ciclo de mayor recuperación, con un pico de precipitación de 2004.483 mm y una temperatura moderada de 12.14718 °C. Por su parte,

la evapotranspiración acumulada se mantuvo con una notable estabilidad en todos los periodos, con variaciones mínimas entre los 367 mm y 380 mm, lo que podría implicar que la dinámica del espejo de agua está gobernada principalmente por la fluctuación de las lluvias y la temperatura, más que por cambios drásticos en la demanda evaporativa del ecosistema.

Tabla 12. Valores de las variables hidroclimáticas calculadas para los años abordados en el estudio (1990 -2025)

Año (ciclo Abr – Mar)	Precip_Acumulada (mm)	Temperatura Media Anual (°C)	Evapotranspiración acumulada (mm)	Balance hídrico (mm)
1989 – 1990	1796.492	12.04551	380.1980	1416.29
1994 -1995	1860.938	12.02601	368.3504	1492.59
2000 – 2001	2004.483	11.78458	373.4864	1631.00
2009 – 2010	1703.963	12.63278	377.3231	1326.64
2015 -2016	1201.058	12.60546	369.6258	831.43
2019 -2020	1733.419	12.22940	367.4367	1365.98
2024 -2025	1660.270	12.36804	369.0375	1291.23

Análisis de correlación entre variables climáticas e índices espectrales (NDVI y MNDWI) para ciclo hidrológico.

Al evaluar la relación entre la precipitación acumulada y el índice MNDWI (Figura 16a), se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de 0.54. Este resultado indica una

correlación positiva moderada, confirmando que el espejo de agua de la laguna responde de manera más predecible al volumen de lluvia acumulada bajo este esquema de análisis. La línea de tendencia muestra que, en general, los incrementos en la pluviosidad anual se traducen en valores de MNDWI menos negativos, lo que representa una mayor extensión de la superficie acuática. La gráfica resalta el contraste entre años extremos. El año 2016 se sitúa como el punto más crítico con la menor precipitación (cerca de 1200 mm) y uno de los niveles de agua más bajos de la serie. Por el contrario, el año 2001 muestra la mayor acumulación de lluvia (cerca de 2100 mm) con una respuesta positiva del índice. Es importante notar que el año 2025 sigue presentándose como un valor atípico, ya que, a pesar de tener una precipitación moderada de 1660 mm, registró el valor de MNDWI más bajo con -0.33, lo que sugiere que en ese periodo particular otros factores, como la evaporación o el estado previo de la cubeta, limitaron la presencia de agua superficial. El año 2010 destaca como el punto máximo de la serie, alcanzando el valor de MNDWI más alto (cercano a -0.09) con una precipitación de 1720 mm aproximadamente.

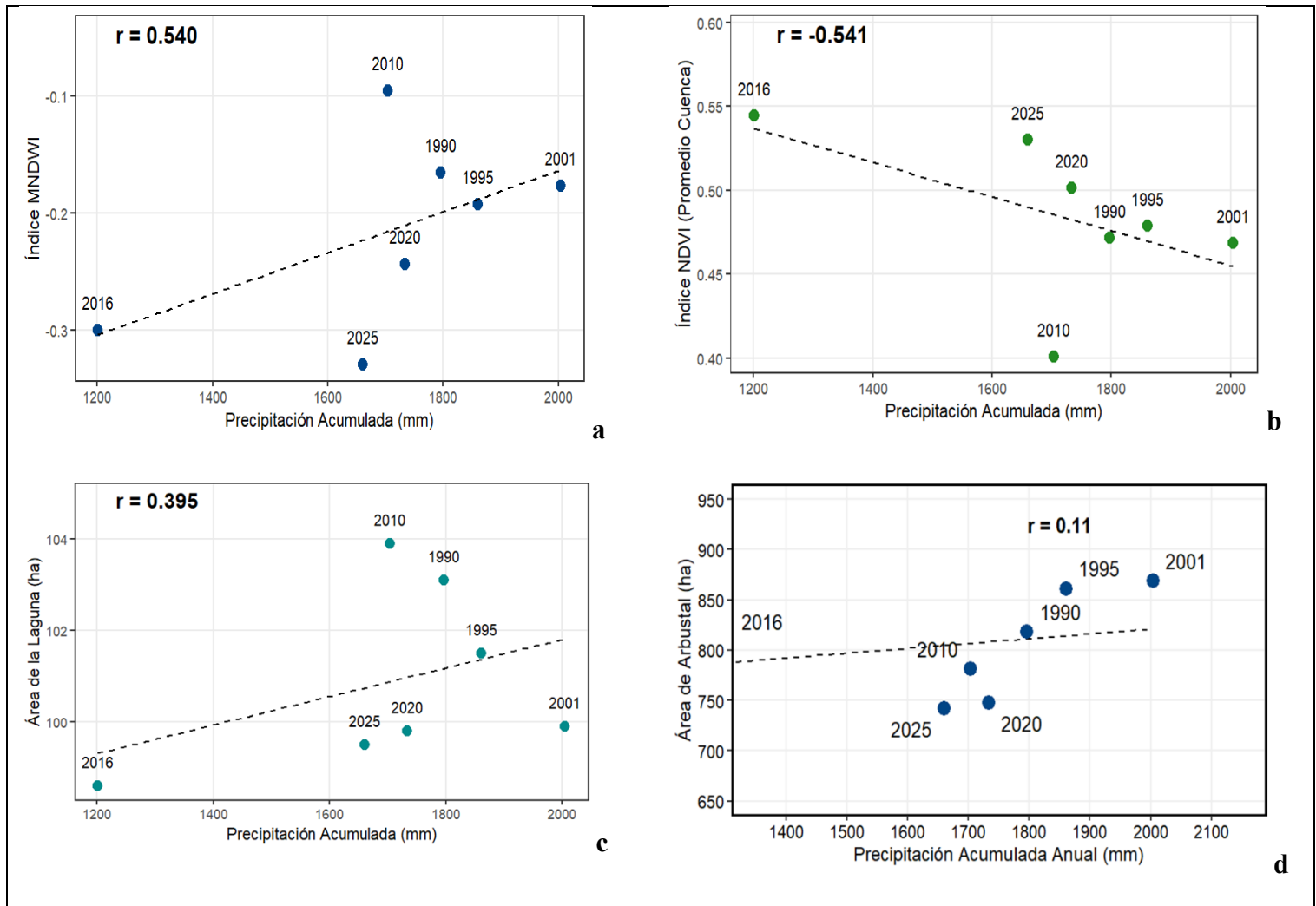
Al evaluar la relación entre la precipitación acumulada y el índice NDVI (Figura 16b), se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de -0.541. Este resultado indica una correlación negativa moderada, sugiriendo que, para este conjunto de datos, el incremento en el volumen de lluvia anual no se traduce en un aumento del vigor vegetal; por el contrario, existe una tendencia donde los años más lluviosos presentan niveles de NDVI inferiores. La gráfica resalta este comportamiento inverso a través de los años extremos: el año 2016 registró la menor precipitación de la serie analizada (cercana a los 1200 mm), pero alcanzó el valor máximo de vigor vegetal con un NDVI de 0.54. En contraste, el año 2001, que fue el más lluvioso del registro (cercano a los 2100 mm),

reportó un NDVI notablemente menor de 0.47. El punto más bajo de vigor vegetal se observó en el año 2010, coincidiendo con una precipitación intermedia. Estos hallazgos sugieren que el vigor de la vegetación podría estar limitado por otros factores ambientales, como el exceso de nubosidad que reduce la radiación solar en años muy lluviosos, o que el ecosistema alcanza su punto óptimo de desarrollo con precipitaciones moderadas.

Al evaluar la relación entre la precipitación acumulada y el área física de la laguna obtenida mediante la clasificación supervisada en hectáreas (Figura 16c), se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de 0.395. Este resultado representa una correlación positiva débil, indicando que si bien existe una tendencia al incremento de la superficie inundada conforme aumenta la pluviosidad, la respuesta del cuerpo de agua no es estrictamente lineal ni depende únicamente del total anual de lluvia. La gráfica permite identificar el año 2016 como el punto crítico de sequía, con el registro más bajo de precipitación (cerca de 1200 mm) y la menor extensión de la laguna (98.6 ha). Por el contrario, el año 2010 destaca como el máximo histórico de superficie con 103.9 ha, a pesar de tener una precipitación intermedia de 1720 mm. Resulta interesante observar que años con lluvias extremas, como el 2001 (cercano a los 2100 mm), no mostraron las mayores áreas, registrando apenas 99.9 ha. Años como 1990 con una precipitación cercana a los 1800 mm, el cuerpo de agua presentó una extensión de 103.1 ha, presentando una posible relación directa entre la disponibilidad hídrica de la cuenca y la capacidad de almacenamiento y expansión del espejo de agua. Para los arbustales se decidió realizar análisis de correlación con las variables ambientales dado que esta fue una cobertura nativa que tuvo una disminución de su extensión durante el periodo de estudio (9.25%). En este contexto en la Figura 16d se presenta el análisis de correlación de Pearson entre la precipitación

acumulada anual y la extensión de la cobertura de arbustal. Los resultados arrojan un coeficiente de $r=0.11$, lo que indica una correlación positiva débil.

Figura 16. Análisis de correlación de Pearson entre la precipitación anual acumulada y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal)



Nota. a: correlación entre la precipitación y el índice espectral MNDWI; b: correlación entre la precipitación y el índice espectral NDVI; c: correlación entre la precipitación y el área de la laguna (ha). d: correlación entre la precipitación y la extensión superficial de la cobertura de arbustal.

Al evaluar la relación entre la temperatura media anual y el índice MNDWI (Figura 17a), se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de -0.2. Este valor representa una correlación positiva débil, indicando que el incremento en la temperatura por sí solo no explica de manera concluyente los cambios en la superficie del espejo de agua. La dispersión de los datos revela contrastes significativos; por ejemplo, los años 2010 y 2016 registraron las temperaturas más elevadas del registro (superiores a 12.5 °C), no obstante, mientras que en 2010 se alcanzó el valor de MNDWI más alto (aproximadamente -0.09), en 2016 se observó un índice considerablemente menor cercano a -0.30. Asimismo, el año 2001 se posiciona como el más frío del conjunto analizado con un MNDWI de -0.18, mientras que el año 2025 presenta el nivel de agua más reducido con un índice de -0.33. Estos hallazgos sugieren que el estado de la laguna depende de una interacción multivariable donde factores como la precipitación acumulada y la memoria hidrológica tienen un peso mayor que la variabilidad térmica anual.

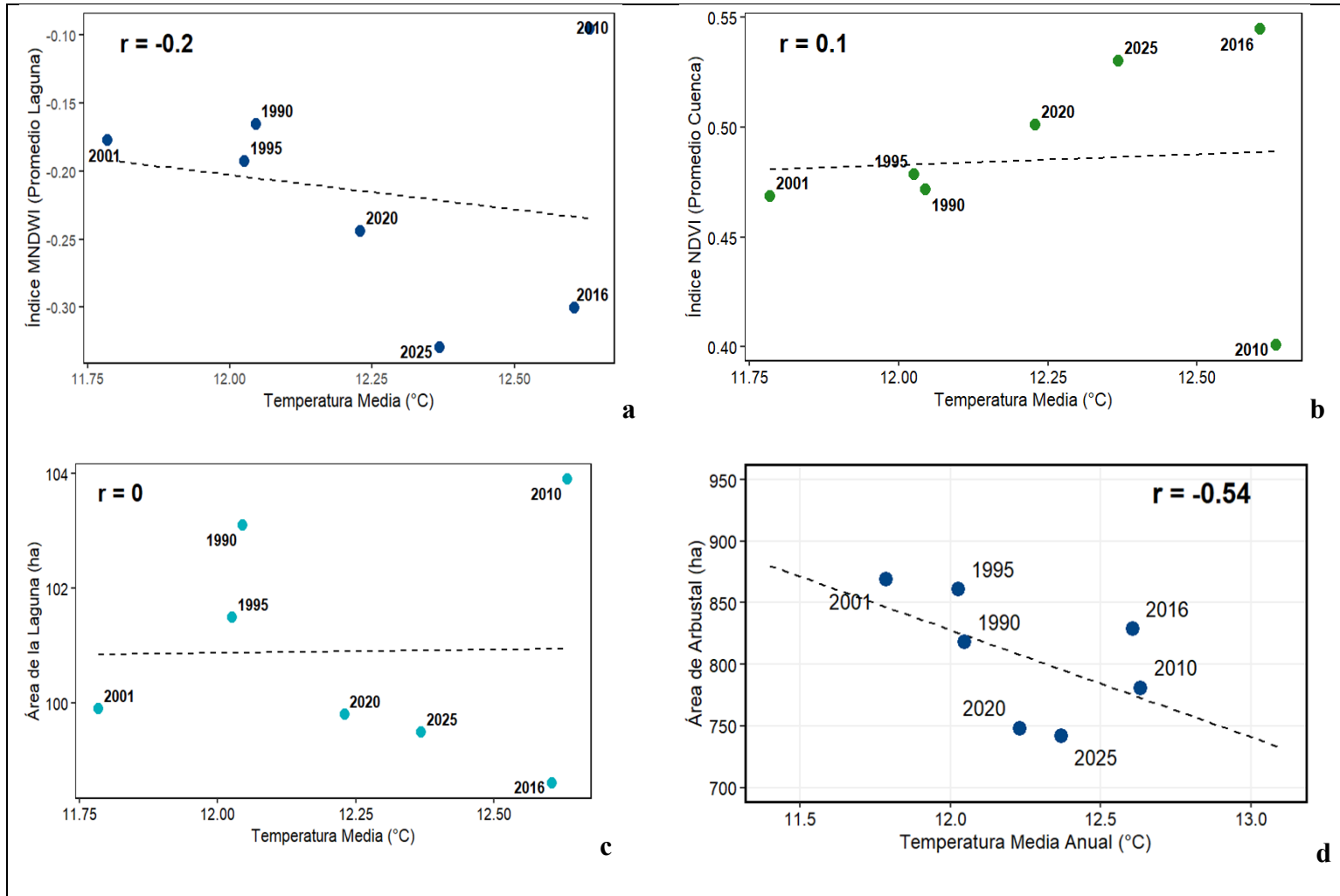
La relación entre la temperatura media anual y el NDVI (Figura 17b) presenta un coeficiente de correlación de Pearson de 0.1, lo que indica una asociación positiva muy débil o casi nula. Este resultado evidencia que el balance térmico influye de manera diferenciada en el vigor vegetal del páramo, destacando dos comportamientos extremos bajo condiciones de mayor temperatura. Por un lado, el año 2010 representa el punto de mayor estrés térmico, donde la temperatura más alta registrada (superior a los 12.6 °C) coincide con el valor mínimo de NDVI (0.40). Por otro lado, el año 2016 presenta una anomalía notable: a pesar de registrar una temperatura igualmente elevada, el NDVI alcanzó su nivel máximo (0.54), lo que podría explicarse por una mayor incidencia de radiación solar (cielos despejados) que estimuló la fotosíntesis. En contraste, durante los

años con temperaturas más bajas y moderadas (entre 11.7 °C y 12.3 °C), como 1990, 1995, 2001 y 2020, el ecosistema mostró una notable estabilidad, manteniendo el vigor vegetal en un rango constante entre 0.47 y 0.50. La figura 17 c ilustra el análisis de correlación entre la temperatura media anual y el área superficial de la laguna. El coeficiente de Pearson obtenido ($r=0$) revela una independencia estadística total entre ambas variables.

Finalmente, la figura 17 d muestra un coeficiente de $r=-0.54$, lo que indica una correlación negativa moderada. Este resultado sugiere que el incremento en la temperatura media anual está relacionado con una disminución en el área de arbustal.

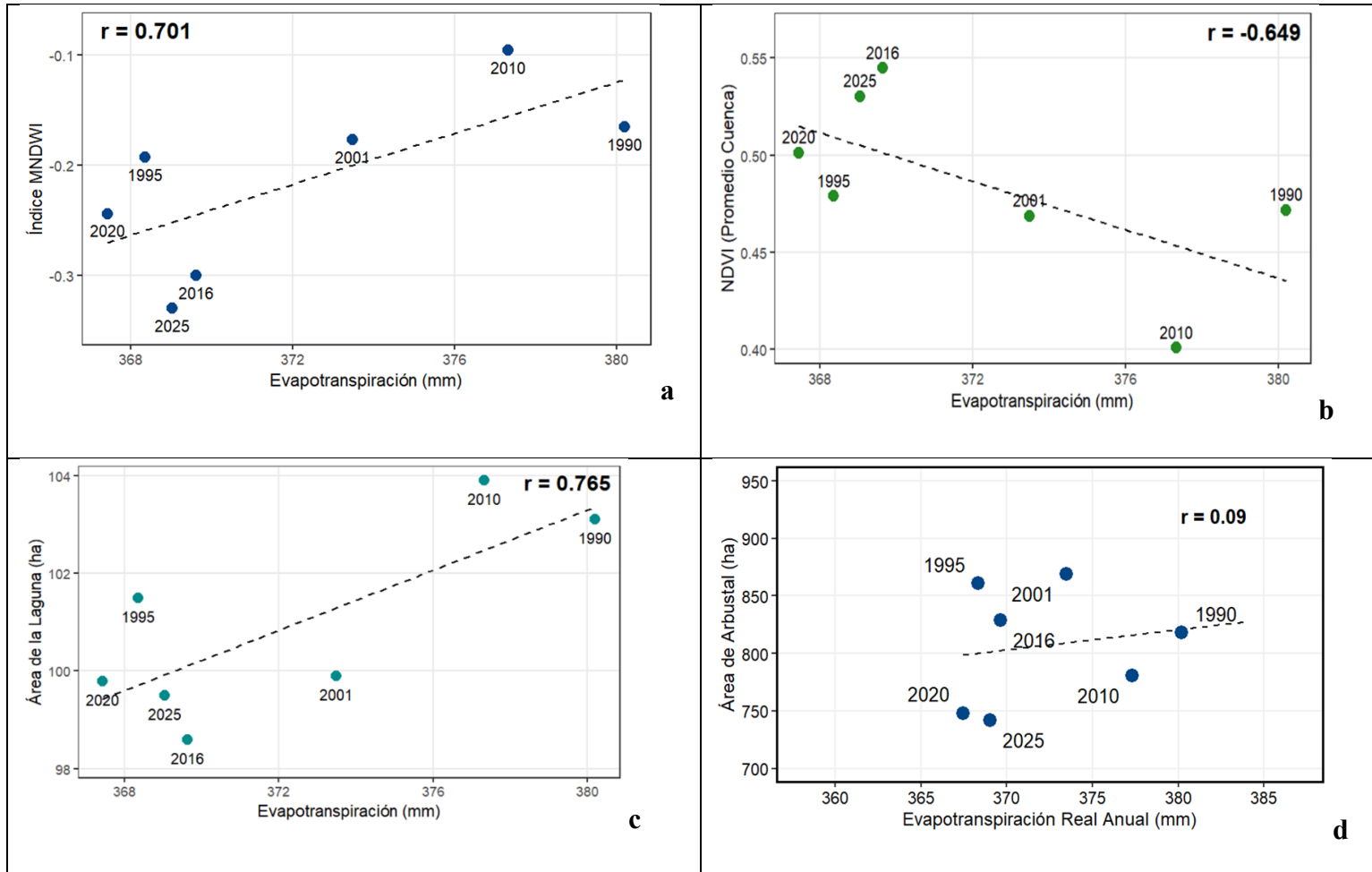
En la figura 18a la relación entre el MNDWI y la Evapotranspiración, la gráfica muestra una tendencia directa con un coeficiente de correlación de 0.701. Es importante destacar que, aunque visualmente se aprecia una pendiente clara, la variación real de la evapotranspiración es muy reducida, oscilando únicamente entre los 367 mm y 380 mm a lo largo del periodo analizado. Esta diferencia de apenas 13 mm sugiere un comportamiento climático muy estable en la zona, donde incluso cambios mínimos en la demanda evaporativa de la atmósfera parecen estar vinculados con las fluctuaciones en la superficie del cuerpo de agua. En contraste con el MNDWI, el NDVI muestra una correlación negativa moderada con la Evapotranspiración ($r= -0.649$). Esto sugiere que los incrementos en la demanda evaporativa de la zona podrían estar asociados a situaciones de estrés en la vegetación de la cuenca (Figura 18b). El análisis de la Figura 18c coincide con los análisis de MNDWI con una correlación positiva de 0.765. Este es el valor de correlación más alto obtenido entre los tres indicadores analizados, lo que sugiere que la extensión del espejo de agua tiene una relación directa con la dinámica evaporativa. Para la cobertura arbustal se presenta una correlación positiva débil ($r= 0.09$) (18d).

Figura 17. Análisis de correlación de Pearson entre la Temperatura media anual y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal)



Nota: a: correlación entre la temperatura media anual y el índice espectral MNDWI; b: correlación entre la temperatura y el índice espectral NDVI; c: correlación entre la temperatura y el área de la laguna (ha); d: correlación entre la temperatura y la extensión superficial de la cobertura de arbustal.

Figura 18. Análisis de correlación de Pearson entre la Evapotranspiración y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal)



Nota. a: Análisis de correlación entre la Evapotranspiración (mm) y MNDWI; b: Análisis de correlación entre la Evapotranspiración (mm) y NDVI; c: Análisis de correlación entre la Evapotranspiración (mm) y Área de la laguna (ha); d: correlación entre la Evapotranspiración y la extensión superficial de la cobertura de arbustal.

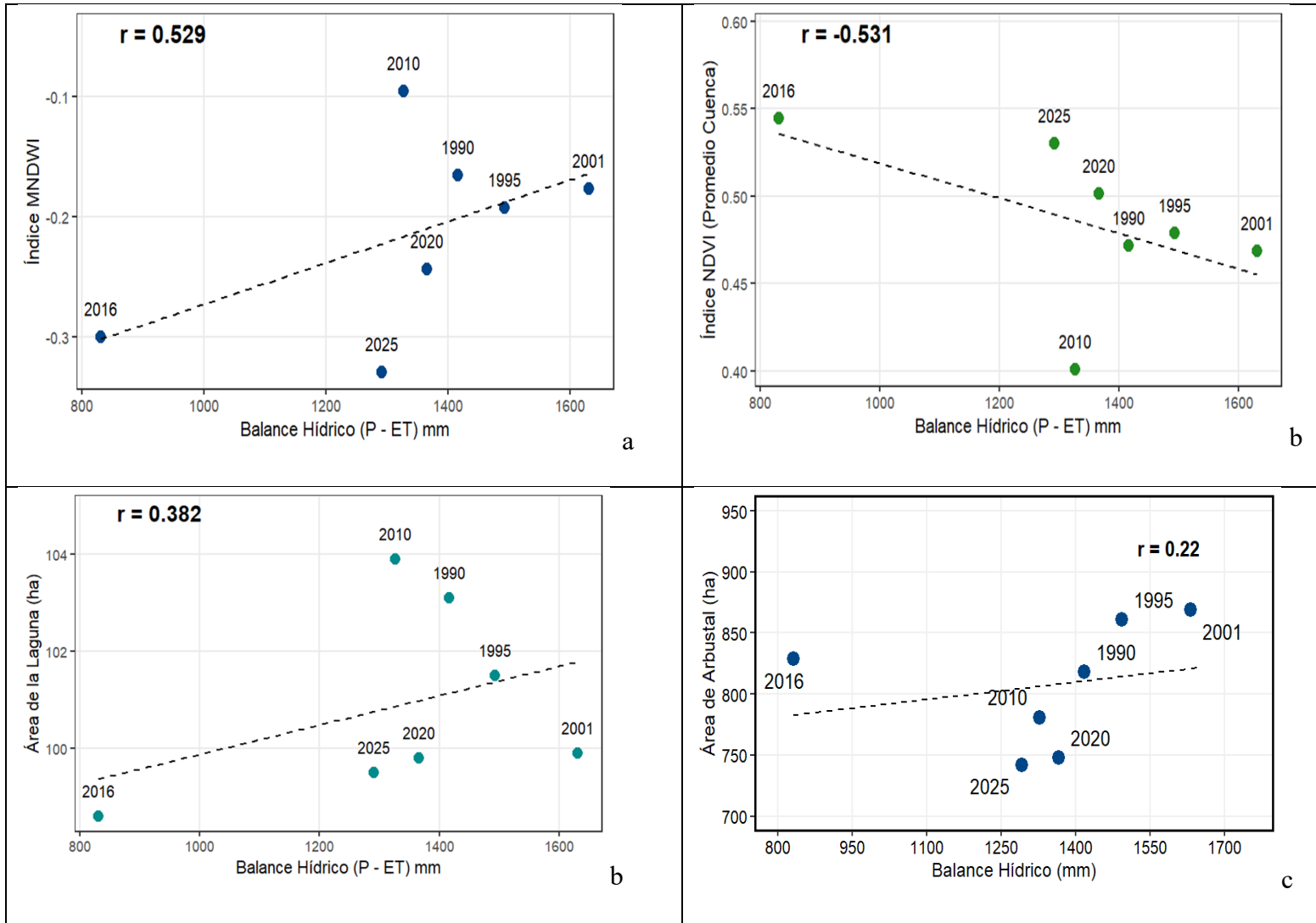
El análisis de la Figura 19a revela una correlación positiva moderada (5.29) entre el Balance Hídrico ($P - ET$) y el índice MNDWI. Este resultado indica que el espejo de agua responde a la disponibilidad neta de agua en la cuenca; es decir, a medida que el balance

hídrico aumenta, el índice MNDWI tiende a ser menos negativo, reflejando una mayor presencia de agua o humedad en la laguna. Un punto crítico en la serie es el año 2016, que presenta el balance hídrico más bajo (~831 mm) y coincide con un valor de MNDWI muy bajo (-0.30), confirmando que el déficit hídrico de ese ciclo pudo tener un impacto en la extensión del espejo de agua en la laguna.

La Figura 19b muestra una correlación negativa moderada ($r=-0.531$) entre el Balance Hídrico y el NDVI (Promedio de la Cuenca). Este resultado indica una relación inversa: en años donde el balance hídrico es más alto (mayor disponibilidad de agua), el verdor y vigor de la vegetación tienden a disminuir. Cabe destacar el comportamiento del año 2010, que se sitúa como un valor atípico con el NDVI más bajo del registro (0.40).

La Figura 19c presenta la correlación entre el área física de la laguna (ha) y el Balance Hídrico, obteniendo un coeficiente de 0.382. Si bien la relación es positiva confirmando que a mayor disponibilidad de agua el área tiende a expandirse, la fuerza de esta correlación es débil moderada, siendo menor a la observada con el índice MNDWI (0.529). Por su parte en la figura 19d se observa Se obtuvo un coeficiente de $r=0.22$, lo que indica una correlación positiva débil entre el balance hídrico y el área de arbustal.

Figura 19. Análisis de correlación de Pearson entre balance hídrico y los indicadores hídricos (MNDWI, área de laguna) y de vegetación (NDVI, área de arbustal)



Nota. a: Análisis de correlación entre el Balance Hídrico (P - ET) y el índice MNDWI; b:

Análisis entre el Balance Hídrico (P - ET) y el índice NDVI; c: Análisis de correlación

entre el Balance Hídrico (P - ET) y el área de la laguna (ha); d: correlación entre el Balance

Hídrico (P - ET) y la extensión superficial de la cobertura de arbustal.

Análisis de tendencias climáticas

El análisis de Mann-Kendall (Tabla 13) revela un cambio en la dinámica hidroclimática de la cuenca. Se destaca que, aunque variables como la precipitación (Sen = 4.76 mm/año; $p = 0.269$), la temperatura media (Sen = 0.0024 °C/año; $p = 0.5221$) y el balance hídrico (Sen = 5.03 mm/año; $p = 0.2583$) no alcanzan el umbral de significancia estadística, todas exhiben una tendencia física hacia el aumento.

Por el contrario, la evapotranspiración es la única variable que demuestra una tendencia significativa ($p = 0.0023$; Sen = -0.266 mm/año), lo que sugiere una reducción sostenida en la demanda evaporativa de la atmósfera. Este contraste indica que, si bien existen tendencias al incremento en la oferta hídrica y térmica, la disponibilidad de agua en el ecosistema está gobernada principalmente por una alta variabilidad interanual. En consecuencia, el estado de la laguna responde más a la inestabilidad del régimen de lluvias y a los eventos climáticos extremos que a cambios lineales constantes en el largo plazo.

Tabla 13.

Análisis de Tendencias Climáticas y Significancia Estadística.

Variable	P_valor (p)	Pendiente_sen (m)	Tendencia
Temperatura °C/año	0.5221	0.0024	No significancia
Precipitación (mm/año)	0.269	4.764304657	No significativa
Evapotranspiración (mm/año)	0.0023	-0.266050235	Significativa
Balance Hídrico (mm/año)	0.2583	5.0511	No significativa

La Tabla 14 resume la variabilidad climática global a través de la clasificación de los eventos ENSO para los ciclos hidrológicos analizados entre 1989 y 2025, permitiendo identificar las anomalías térmicas del Pacífico que han condicionado la dinámica hídrica del ecosistema. Se destaca de manera crítica el ciclo 2015-2016, categorizado como un evento de 'El Niño' con intensidad Muy Fuerte (ONI de 1.8), el cual representa el mayor forzamiento climático positivo del registro; seguido en magnitud por el evento moderado de 2009-2010 (0.9) y la fase débil de 1994-1995 (0.6). En contraste, el periodo 2000-2001 se identificó como la única fase de 'La Niña' (Débil, -0.6) dentro de los años de interés, mientras que los ciclos iniciales (1989-1990) y finales (2019-2020 y 2024-2025) presentaron condiciones Neutrales, estableciendo un marco comparativo que vincula los periodos de mayor contracción de la laguna con las fases más intensas de El Niño. En la Tabla 15 se muestra el consolidado de las variables espectrales, físicas y climáticas analizadas para el periodo 1990 y 2025.

Tabla 14.

Clasificación de los eventos ENSO (El Niño-Oscilación del Sur) basada en el Índice Oceánico de El Niño (ONI) para los ciclos hidrológicos de estudio (1989-2025).

Año	ONI	Fase Enso	Intensidad
1989 - 1990	0.1	Neutral	Neutral
1994 - 1995	0.6	El Niño	Débil
2000 - 2001	-0.6	La Niña	Débil
2009 - 2010	0.9	El Niño	Moderado
2015 - 2016	1.8	El Niño	Muy Fuerte

2019 - 2020	0.4	Neutral	Neutral
2024 -2025	-0.3	Neutral	Neutral

Tabla 15. Consolidado de variables espectrales, físicas e hidroclimáticas registradas en la laguna y su cuenca durante los años de estudio (1990-2025).

Año imagen	MNDWI	NDVI	Área_Laguna RF ha	P. Acumulada (mm)	Temp. Media (°C)	Evapotranspiración (mm)	ONI	Fase Enso
1990	-0.1654	0.4717	103.1	1796.492	12.43734	380.198	0.1	Neutral
1995	-0.1929	0.4788	101.5	1860.938	12.3976	368.3504	0.6	El Niño
2001	-0.1773	0.4686	99.9	2004.483	12.14718	373.4864	-0.6	La Niña
2010	-0.0957	0.4008	103.9	1703.963	12.97947	377.3231	0.9	El Niño
2016	-0.3002	0.5447	98.6	1201.058	12.92122	369.6258	1.8	El Niño
2020	-0.244	0.5013	99.8	1733.419	12.39708	367.4367	0.4	Neutral
2025	-0.3297	0.5303	99.5	1660.27	12.05101	369.0375	-0.3	Neutral

Discusión de resultados

Los resultados obtenidos en el presente estudio evidencian una dinámica relativamente estable de la vegetación en la cuenca de la laguna de Chingaza durante el período 1990–2025. El análisis multitemporal de imágenes satelitales, complementado con los índices NDVI y MNDWI, permitió identificar patrones espaciales y temporales de las coberturas vegetales y cuerpos de agua, proporcionando información relevante para la gestión de la cuenca.

Variabilidad Climática y Respuesta del Espejo de Agua

La dinámica del espejo de agua de la Laguna Chingaza durante el periodo 1990-2025 demuestra una respuesta directa y altamente sensible a las fluctuaciones del fenómeno ENSO (El Niño-Oscilación del Sur). A pesar de ser un ecosistema de alta montaña protegido, la cubeta de la laguna actúa como un indicador físico del balance hídrico de la cuenca, expandiéndose o contrayéndose en función de la oferta de precipitación y la demanda térmica.

El punto de mayor estrés hídrico documentado en este estudio corresponde al ciclo 2015-2016, clasificado como un evento de "El Niño Muy Fuerte" (ONI 1.8). Los datos consolidados en la Tabla 15 muestran que este periodo registró la precipitación más baja de toda la serie (1201 mm) y una de las temperaturas medias más elevadas (12.92 °C). Esta combinación resultó en la reducción del espejo de agua a su mínimo histórico de 98.6 ha.

Los análisis de correlación (Figura 16a) mostraron una mayor incidencia de la variabilidad de la precipitación sobre la extensión del espejo de agua, encontrando en el índice MNDWI ($r=0.54$) y en la superficie física calculada ($r=0.3935$) dos indicadores complementarios que validan esta dinámica. Mientras el MNDWI detecta de forma sensible los cambios en la intensidad de la firma hídrica y la saturación de humedad en la cubeta, el cálculo del área física confirma la expresión espacial de estos cambios en el terreno. Este comportamiento confirma que la dinámica física de la laguna podría estar gobernada por la oferta hídrica pluvial, donde eventos de déficit extremo, como el registrado en el ciclo 2015-2016, se traducen en una reducción del espejo de agua a su mínimo histórico (98.6 ha).

El año 2025 siguió una tendencia similar: a pesar de ser un año neutral, registró la segunda precipitación más baja (1660.27 mm) y una de las mediciones de área más reducidas del estudio. Este escenario contrasta con los periodos 1990 y 1995, donde precipitaciones de moderadas a altas (1796.49 mm y 1860.94 mm) coinciden con un espejo de agua estable con extensiones de 103 ha y 101 ha, respectivamente. Este comportamiento es consistente con investigaciones recientes en humedales altoandinos donde la disponibilidad de agua constituye un factor esencial y determinante en la dinámica funcional de estos ecosistemas, subrayando su importancia ecológica no solo para las zonas de montaña, sino también para la regulación de los sistemas hídricos aguas abajo. Al igual que en la Laguna Chingaza, se ha demostrado que la variabilidad de las precipitaciones ejerce influencia sobre la respuesta de los humedales, especialmente durante periodos de sequía extrema donde la reducción de la oferta hídrica altera los índices de humedad (de la Fuente et al.,2021; Duhalde et al.,2024).

En contraste, el año 2010 presenta un comportamiento atípico. A pesar de registrar la temperatura media más alta de la serie (12.97 °C) y coincidir con una fase de El Niño Moderado, la laguna alcanzó su máxima extensión física con 103.9 ha y su valor de MNDWI más alto (-0.0957). Este fenómeno sugiere que la configuración topográfica de la microcuenca favorece la generación de microclimas que pueden amortiguar los efectos regionales del ENOS; evidencia de ello es que, en este ciclo, la precipitación local alcanzó los 1703.96 mm. Este aporte hídrico, sumado a una posible inercia hídrica de años anteriores, permitió que el sistema mantuviera niveles de máximos en la extensión del espejo de agua. A si mismo, se ha establecido que esta resiliencia podría explicarse a través

de la recarga de reservorios de agua subterránea en años húmedos previos, un proceso de regulación hidrológica clave documentado por Duhalde et al.,2024.

El año 2001 se destacó por registrar la mayor precipitación de la serie histórica con 2004.48 mm, coincidiendo con una fase de La Niña. Bajo estas condiciones de superávit hídrico, la laguna mantuvo una superficie de 99.9 ha y un valor de MNDWI de -0.1773. Si bien esta extensión no representa el máximo histórico del espejo de agua, el índice MNDWI refleja una firma hídrica robusta y una saturación óptima en la cubeta.

La correlación negativa débil entre la temperatura media y el índice MNDWI ($r = -0.2$; Figura 17a) sugiere que, aunque existe una tendencia hacia la reducción del espejo de agua ante el incremento térmico, este factor no dicta primordialmente la dinámica de la Laguna Chingaza. El contraste entre los años 2010 y 2016 es fundamental para validar esta premisa. Ambos periodos registraron los picos cálidos más elevados de la serie (cerca de los 12.6 °C), no obstante, sus respuestas hídricas fueron opuestas: mientras que en 2010 una oferta pluvial favorable (1703.963 mm) permitió alcanzar el máximo MNDWI (-0.09), en 2016 el déficit hídrico severo (asociado a un evento El Niño fuerte – con una precipitación anual de 1201.058 mm) condujo a la mayor retracción del espejo de agua (MNDWI = -0.30 y área de la laguna de 98.6 ha).

A diferencia de la temperatura, la evapotranspiración (ET) mostró una correlación positiva fuerte con el índice MNDWI ($r = 0.701$; Figura 18a). Este resultado, aunque parece contraintuitivo (ya que la ET representa la pérdida de agua hacia la atmósfera), refleja la dinámica de disponibilidad hídrica en la microcuenca: en los años donde el espejo de agua es más extenso y el suelo presenta mayor saturación (MNDWI menos negativo, como en

2010 y 1990), existe una mayor superficie de agua libre para el proceso evaporativo. A pesar de esta correlación alta, los análisis de evapotranspiración muestran una estabilidad notable en el sistema con una diferencia de apenas 13 mm en todo el periodo de estudio. Este comportamiento coincide con lo reportado por Berrones et al. (2022) en ecosistemas de alta montaña andina, donde se observó que la evapotranspiración real se mantiene estable a pesar de las fluctuaciones térmicas, debido a que la alta nubosidad actúa como un regulador que limita la pérdida de agua.

Estabilidad institucional vs. Variabilidad climática

A diferencia de otros humedales altoandinos colombianos como la Laguna de Fúquene o Tota, que han sufrido variaciones de área drásticas por sedimentación y expansión de la frontera agrícola (González Bustos & González Mahecha, 2015; Rey Díaz, 2021), la Laguna Chingaza muestra una fluctuación total de apenas 3.6 hectáreas en 35 años. La correlación positiva entre el Balance Hídrico y el área física ($r=0.382$) confirma que la laguna se comporta como un sistema gobernado casi exclusivamente por variables naturales. La estabilidad del espejo de agua es, por tanto, una evidencia de la efectividad del blindaje de conservación del Parque Nacional Natural Chingaza, donde la ausencia de drenajes artificiales o captaciones directas permite que el ecosistema responda principalmente a los ciclos climáticos andinos.

Dinámica Espectral y Vigor Vegetal (NDVI)

El análisis multitemporal revela un proceso de verdecimiento o incremento sostenido del vigor fotosintético en la microcuenca, con una pendiente positiva de +0.0019 unidades/año (Figura 6). Este fenómeno, sin embargo, no responde a una lógica de mayor

disponibilidad hídrica, sino que está gobernado por una compleja interacción entre la radiación solar, los umbrales de temperatura y la recuperación natural de las coberturas vegetales.

Uno de los hallazgos más disruptivos es la correlación negativa moderada entre la Precipitación y el NDVI ($r=-0.541$; Figura 16b), la cual se ve reforzada por la relación inversa con la Evapotranspiración ($r=-0.649$; Figura 18b). Estos resultados sugieren que, en el páramo de Chingaza, el factor limitante para la productividad vegetal no es el agua, sino la radiación solar. Este comportamiento se fundamenta en los planteamientos de Nemani et al. (2003), quienes demuestran que en ecosistemas donde la disponibilidad hídrica no es una limitante, el vigor vegetal queda supeditado a la incidencia de radiación solar.

Asimismo, este fenómeno se ve reforzado por la expansión del espejo de agua en periodos húmedos; al incrementar la superficie hídrica (con un NDVI cercano a cero) sobre áreas previamente cubiertas por vegetación, se genera un desplazamiento físico que deprime el promedio global de vigor en la cuenca, validando la relación inversa observada entre el MNDWI y el NDVI. Este fenómeno de desplazamiento físico encuentra sustento en lo reportado por Szabó et al. (2020), quienes documentaron que la reducción del área inundada permite el establecimiento de plantas terrestres, incrementando los valores de NDVI. De forma análoga, en la cuenca de la Laguna Chingaza, la expansión de la humedad y cuerpos de agua (identificada por el MNDWI) posiblemente desplaza la cobertura vegetal, deprimiendo el promedio global de vigor en la cuenca. Estos resultados contrastan con lo planteado por Bao et al. (2021), en donde en zonas de paramo la precipitación presentan una correlación moderadamente positiva con los valores del NDVI.

En cuanto a la relación observada entre la temperatura media y el NDVI ($r=0.1$; Figura 17b) se alinea parcialmente con lo planteado por Bao et al. (2021), quienes sostienen que en zonas de páramo la temperatura presenta una correlación moderadamente positiva con el vigor vegetal. Sin embargo, aunque en la microcuenca de la Laguna Chingaza la dirección de la correlación es efectivamente positiva, su magnitud es considerablemente débil (0.1). Esta baja intensidad sugiere que la temperatura no actúa de forma lineal, sino que está condicionada por eventos extremos que alteran la tendencia general.

Transiciones de Cobertura y Sucesión Ecológica

El incremento progresivo del NDVI encuentra su sustento físico en la dinámica de coberturas analizada para el periodo 1990-2025 (Tabla 7; periodo 1990 - 2025). Se destaca la expansión neta de los Herbazales, los cuales pasaron de 1451 ha a 1574 ha, impulsados en parte por la recuperación de 41.06 ha de pastos limpios que transitaron hacia esta categoría nativa mediante un proceso de sucesión ecológica pasiva.

De igual forma, la cobertura de Arbustales mostró una dinámica de fortalecimiento frente a los pastos limpios al integrar 39.61 ha que anteriormente pertenecían a dicha categoría y, significativamente, mediante la colonización de 8.77 ha sobre áreas previamente ocupadas por cuerpos de agua. No obstante, a pesar del fortalecimiento de los herbazales, el mayor dinamismo espacial de la cuenca ocurrió en la cobertura Arbustal, la cual experimentó la transición más significativa del periodo. Según la matriz de cambio (1990-2025), un total de 233.89 ha de arbustales transitaron hacia la categoría de Herbazal, representando el flujo de área más extenso entre coberturas nativas y consolidando la reconfiguración del paisaje (Tabla 7; periodo 1990 - 2025)

En términos proporcionales respecto a su superficie original, la categoría de pastos limpios experimentó la contracción más severa con una reducción del 39.15%, seguida por el arbustal con un 9.25% y los Cuerpos de Agua con un 4.38%. Por el contrario, el herbazal consolidó su predominancia en la microcuenca al registrar un incremento neto del 8.88% al cierre del periodo de estudio, reafirmando la tendencia hacia la recuperación y estabilización de la matriz nativa.

Los hallazgos de la presente investigación contrastan drásticamente con la realidad de otros ecosistemas altoandinos, como los páramos de Guerrero y Rabanal, donde la vegetación nativa ha sufrido pérdidas alarmantes del 47.96% y 59.96%, respectivamente, debido al avance de la frontera agropecuaria (Murad et al., 2024). Mientras que en dichos sectores la tendencia es la sustitución de ecosistemas naturales por cultivos y pastos, la microcuenca de la Laguna Chingaza demuestra un comportamiento opuesto de recuperación y estabilidad. Bajo el régimen de protección del Área Protegida, se ha logrado no solo frenar la expansión de actividades antrópicas hacia altas elevaciones, sino revertirlas. Este contraste posiciona a la zona de estudio como un referente de resiliencia y conservación, donde la dinámica de coberturas, lejos de la degradación observada en el resto de los Andes colombianos, se orienta hacia la consolidación de la matriz nativa y la sucesión ecológica pasiva.

A pesar de la estabilidad general de la matriz nativa, el descenso en la superficie del espejo de agua en la laguna y la contracción del arbustal podrían denotar una vulnerabilidad del sistema ante la variabilidad climática y las demandas del sistema. En esta investigación se encontró una relación inversa entre la temperatura media anual y el área de arbustal ($r=-$

0.54; Figura 17d), donde se evidencia que los incrementos térmicos posiblemente pueden actuar como un factor de presión sobre esta cobertura. Esta aproximación se alinea con estudios realizados específicamente en el PNN Chingaza, los cuales advierten que el aumento en la temperatura genera condiciones bioclimáticas inadecuadas para la permanencia de las coberturas de páramo (Cresso et al., 2020). Así mismo, para áreas de páramo se ha determinado que el aumento en las precipitaciones asociado al cambio climático favorece la expansión de las coberturas nativas, exceptuando a los pastizales (Ivanova et al., 2024)

Finalmente, la dinámica observada en la periferia de la laguna de Chingaza revela un proceso de colonización vegetal en las zonas donde se ha reducido el espejo de agua. Según la matriz de transición específica para esta cobertura (Tabla 6), se identificó el desplazamiento de 3.34 ha de agua hacia arbustales y 0.18 ha hacia herbazales, lo que confirma colonización vegetal en las zonas donde posiblemente se ha perdido espejo de agua (3.6 ha).

Cambio climático

Las proyecciones de cambio climático para los ecosistemas de alta montaña implican consecuencias críticas, tanto para la diversidad biológica como para la estabilidad de las coberturas y humedales. En los Andes tropicales, se prevén transformaciones profundas debido a la distribución de los páramos a modo de 'islas biológicas' y a su biota altamente endémica. Específicamente para los páramos andinos septentrionales, se estima que bajo un escenario de alta emisión (A2), alrededor del 35% de las especies de aves y el 60% de las especies vegetales podrían extinguirse o resultar críticamente dañadas para el

año 2080. Asimismo, este incremento térmico contribuye a la reducción de lagos y humedales, alterando el balance hídrico y comprometiendo la calidad del recurso hídrico en la región (Martinez Jørgensen & Tiessen, 2012).

Estas proyecciones críticas subrayan el valor de las investigaciones sobre el cambio en los ecosistemas de alta montaña. Aunque en el presente estudio las variables de temperatura y precipitación no alcanzaron una significancia estadística convencional ($P > 0.05$), las tendencias ascendentes identificadas sugieren forzamientos climáticos persistentes que no deben subestimarse. Un ejemplo crítico de esta sensibilidad se observó durante el ciclo hidrológico 2015-2016, periodo en el que la intensificación de las anomalías térmicas y el déficit hídrico asociados al Fenómeno de El Niño de intensidad fuerte coincidieron con una marcada retracción del espejo de agua. Al respecto, investigaciones recientes como la de Xue et al. (2025) señalan que estos eventos extremos imponen huellas climáticas persistentes que trascienden su fase inmediata, sugiriendo que la probabilidad y magnitud de tales fenómenos aumentarán de forma no lineal debido al calentamiento global. En consecuencia, estas perturbaciones climáticas representan un riesgo latente para la seguridad y disponibilidad hídrica de la población que depende del Sistema Chingaza. Esta vulnerabilidad se ve respaldada por proyecciones locales para el PNN Chingaza (2041-2060), las cuales advierten que el aumento de las temperaturas medias y la variación pluvial harían que hasta un 52% de la extensión actual del páramo presente condiciones bioclimáticas inadecuadas (Cresso et al., 2020).

Presiones ejercidas sobre el Sistema Chingaza

La dinámica de cambio observada en la microcuenca de la Laguna de Chingaza no puede interpretarse de manera aislada a las presiones antrópicas y operativas que definen su gobernanza territorial. El complejo de Chingaza se identifica como un territorio estratégico para el abastecimiento de agua de la capital, lo que impone una racionalidad utilitarista e instrumental sobre el ecosistema. Esta condición de fábrica de agua genera una tensión permanente, donde la alta demanda para servicios públicos urbanos e industriales actúa como un forzamiento antropogénico que se suma a la variabilidad climática natural (Garavito-González et al., 2018)

En este contexto una de las mayores presiones que enfrenta el sistema Chingaza es la tasa de extracción constante de agua para satisfacer la demanda urbana e industrial de Bogotá, lo que genera una tensión permanente sobre la oferta natural del macizo. Investigaciones sobre la reorganización material del páramo señalan que el establecimiento de infraestructura ha transformado ecosistemas prístinos en componentes de una red de servicios públicos, donde la estabilidad del suministro depende de una intervención constante que altera el régimen hidrológico original (Medina et al., 2024). Esta demanda inflexible actúa como un forzamiento antropogénico que, en sinergia con la variabilidad climática, puede intensificar la pérdida de coberturas en el páramo.

A esta presión hídrica se añaden problemáticas críticas identificadas por los actores territoriales, quienes señalan a las actividades productivas como los principales motores de deterioro. En el marco diagnóstico de la zona, se destaca un consenso sobre los efectos negativos de la ganadería, la deforestación y la expansión de la frontera agrícola. Aunque el

PNN Chingaza cuenta con figuras de protección en el 44% de su territorio, persisten amenazas directas como la cacería de fauna silvestre (afectando especies como el Oso Andino y el Venado de cola blanca) y la presencia de ganadería en sectores como el valle del río de la Playa y Palacio, lo que provoca la compactación del suelo y la contaminación de nacimientos de agua (Garavito-González et al., 2018). Asimismo, la operación histórica del sistema ha dejado pasivos ambientales significativos, incluyendo la contaminación por aceites durante mantenimientos, la inestabilidad de taludes por vibraciones hidráulicas y la fragmentación del hábitat nativo, lo que ha debilitado la resiliencia del ecosistema frente a eventos climáticos extremos (Sánchez & Barajas, 2021).

La gobernanza y conservación del PNN Chingaza enfrentan desafíos críticos derivados de su contexto histórico y geográfico. Según Pedraza et al. (2020), la efectividad de las estrategias de protección se ha visto limitada por un legado de conflicto armado, donde los ataques históricos de grupos guerrilleros (particularmente entre 1994 y 2002) guardan una correlación directa con la percepción ciudadana sobre la degradación de los ecosistemas y las tasas de deforestación en municipios como Guasca y La Calera. Esta situación se agrava por el modelo de conservación de fortaleza, el cual impone restricciones legales sobre el uso de recursos que entran en conflicto con las necesidades de subsistencia de las comunidades locales, exacerbando las tensiones entre los actores rurales y las instituciones. Además, la proximidad a una metrópoli de 8 millones de habitantes como Bogotá ejerce una presión constante de servicios ambientales, lo que sumado a la falta de procesos participativos en la toma de decisiones, debilita la gobernabilidad y deja al ecosistema vulnerable ante actividades antrópicas que amenazan su estabilidad hídrica y biológica.

En este sentido la vulnerabilidad detectada en sistemas de paramo como la cuenca de la Laguna de Chingaza puede ser el resultado de una sinergia multicausal: un sistema biológico sensible al clima que debe soportar simultáneamente la presión de una demanda hídrica urbana masiva, un historial de conflictos socioambientales no resueltos y una degradación biótica persistente que limita su capacidad de autorregulación.

Conclusiones

El análisis multitemporal realizado para la microcuenca de la laguna Chingaza durante el periodo 1990–2025 permitió establecer que el sistema presenta una condición general de estabilidad ecológica e hidrológica, aunque con señales puntuales de sensibilidad frente a la variabilidad climática interanual. A partir de los índices espectrales NDVI y MNDWI, la clasificación supervisada de coberturas y el análisis hidroclimático, se evidencia que la laguna no ha experimentado un proceso crítico de pérdida de superficie, sino una dinámica de oscilación moderada asociada principalmente a cambios en la precipitación, el balance hídrico y eventos ENSO.

Los resultados de la clasificación supervisada muestran que el espejo de agua de la laguna Chingaza se ha mantenido relativamente estable a lo largo de los 35 años evaluados. La superficie pasó de 103,1 ha en 1990 a 99,5 ha en 2025, lo que representa una disminución aproximada de 3,49 %. Aunque esta reducción no corresponde a un deterioro acelerado, sí confirma una tendencia leve de retracción, expresada también en la pendiente negativa de -0,08 ha/año. Por tanto, la laguna conserva la mayor parte de su extensión, pero presenta cambios marginales que deben ser considerados dentro de los procesos de monitoreo ambiental del área protegida.

La transición de coberturas dentro del área de influencia de 100 m alrededor de la laguna confirma que el cuerpo de agua conserva una alta persistencia espacial, cercana al 96,6 %. Sin embargo, la conversión de 3,34 ha de cuerpos de agua hacia arbustales indica un avance de vegetación en sectores marginales de la laguna. Este comportamiento puede interpretarse como una señal temprana de transformación en los bordes del sistema lacustre, posiblemente relacionada con variaciones en la humedad superficial, cambios en la disponibilidad hídrica y procesos de sucesión ecológica en zonas temporalmente expuestas.

El índice MNDWI evidenció una tendencia decreciente durante el periodo de análisis, especialmente a partir de 2016. Mientras que en 2010 se registró el valor medio menos negativo de la serie (-0,0957), asociado a una mayor expresión espectral de humedad, en 2025 se obtuvo el valor medio más bajo (-0,3297). Este comportamiento sugiere una disminución progresiva de la firma espectral hídrica o de humedad superficial en la zona de estudio. En consecuencia, aunque el área física de la laguna se mantiene relativamente estable, el MNDWI permite identificar cambios más sensibles en las condiciones de humedad del sistema.

El NDVI mostró una tendencia general ligeramente positiva, lo que indica estabilidad y recuperación del vigor fotosintético de la vegetación en la microcuenca. El valor medio más bajo se presentó en 2010, con 0,4008, mientras que los valores más altos se registraron en 2016 y 2025, con medias de 0,5447 y 0,5303, respectivamente. Este aumento del vigor vegetal puede relacionarse con procesos de recuperación natural, consolidación de coberturas de páramo y sucesión ecológica pasiva, favorecidos por la condición de área protegida del Parque Nacional Natural Chingaza.

La hipótesis planteada en la investigación se confirma parcialmente. Los cambios detectados en las coberturas vegetales y en el espejo de agua fueron moderados y no evidencian una transformación crítica del sistema; sin embargo, sí se comprobó que la laguna responde de manera sensible a la variabilidad climática, especialmente en años asociados a eventos El Niño. Esto demuestra que, aunque la figura de protección reduce la presión antrópica directa, no elimina la vulnerabilidad del ecosistema frente a déficits hídricos, aumentos de temperatura y alteraciones en el régimen climático.

El ciclo hidrológico 2015–2016 representó el periodo de mayor estrés hídrico identificado en la serie. Durante este año se registró la precipitación acumulada más baja, con 1201,05 mm, junto con una de las temperaturas medias más altas y el menor valor de área de laguna, correspondiente a 98,6 ha. Este comportamiento coincide con un evento El Niño muy fuerte, lo que permite concluir que los eventos climáticos extremos tienen una influencia directa sobre la contracción temporal del espejo de agua y sobre la reducción de la humedad superficial detectada mediante el MNDWI.

Las correlaciones entre las variables hidroclimáticas y los indicadores espectrales muestran que la precipitación y el balance hídrico tienen mayor influencia sobre la dinámica del espejo de agua que la temperatura o la evapotranspiración. La relación positiva entre precipitación y MNDWI, así como entre balance hídrico y MNDWI, confirma que la firma hídrica de la laguna responde de forma más clara a la disponibilidad de agua en la cuenca. No obstante, la correlación con el área física de la laguna fue más débil, lo que sugiere que la superficie del cuerpo de agua posee cierta capacidad de amortiguación frente a variaciones climáticas de corto plazo.

El análisis de tendencias climáticas mediante Mann-Kendall evidenció que la precipitación, la temperatura media y el balance hídrico presentan tendencias no significativas en el periodo evaluado. La evapotranspiración fue la única variable con tendencia estadísticamente significativa, con una disminución de $-0,266$ mm/año. Este resultado indica que la dinámica de la laguna no está dominada por una tendencia climática lineal sostenida, sino por la variabilidad interanual y la ocurrencia de eventos extremos, los cuales generan respuestas más evidentes en el espejo de agua y en los índices espectrales.

La alta precisión obtenida mediante el algoritmo Random Forest respalda la confiabilidad de los resultados cartográficos. Los porcentajes de predicción correcta oscilaron entre $94,66\%$ y $97,29\%$, y la clase cuerpos de agua presentó una separación espectral altamente confiable. La metodología aplicada fue adecuada para caracterizar la dinámica de coberturas y del espejo de agua en un ecosistema altoandino, especialmente cuando se combina la clasificación supervisada con índices espectrales.

Desde el punto de vista de la gestión ambiental, los resultados indican que la protección institucional del Parque Nacional Natural Chingaza ha contribuido a mantener la estabilidad general de la microcuenca y a evitar procesos severos de degradación como los reportados en otros humedales y lagunas altoandinas del país. Sin embargo, la presencia de cambios marginales en el borde de la laguna y la sensibilidad frente a eventos El Niño evidencian la necesidad de fortalecer el monitoreo permanente del sistema, especialmente en años secos o con déficit de precipitación.

La laguna Chingaza debe entenderse como un sistema relativamente estable, pero no inmune al cambio climático. La conservación del espejo de agua y de las coberturas

vegetales circundantes depende de mantener la integridad ecológica del páramo, controlar las presiones periféricas, vigilar las transiciones de cobertura en los bordes lagunares y articular la información satelital con mediciones de campo. En este sentido, el estudio aporta una línea base técnica para la gestión adaptativa del área protegida y para la toma de decisiones orientadas a la seguridad hídrica regional.

Referencias

- Agencia Espacial Europea. (2009). Firmas espectrales. Recuperado el 8 de abril de 2025, de https://www.esa.int/SPECIALS/Eduspace_ES/SEM6DYD3GXF_0.html.
- Aldana, M. J., & López, F. S. (2017). Water distribution system of Bogotá City and its surrounding area, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá–EAB ESP. *Procedia Engineering*, 186, 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.281>
- Alarcón-Hincapié, J., Zafra-Mejía, C., & Echeverri-Prieto, L. (2019). Cambio climático y recursos hídricos en Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 22(2).
- Bao, Z., Zhang, J., Wang, G., Guan, T., Jin, J., Liu, Y., ... & Ma, T. (2021). The sensitivity of vegetation cover to climate change in multiple climatic zones using machine learning algorithms. *Ecological indicators*, 124, 107443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107443>
- Berrones, G., Crespo, P., Ochoa-Sánchez, A., Wilcox, B. P., & Célleri, R. (2022). Importance of Fog and Cloud Water Contributions to Soil Moisture in the Andean Páramo. *Hydrology*, 9(4), 54. <https://doi.org/10.3390/hydrology9040054>

Behera, M. D., Yadhukrishna, K. G., Raj, A., Srivastava, I. S., Das, P., Kashyap, A., & Joshi, R. (2025). Spatio-temporal assessment of surface dynamics of high-altitude wetlands using Earth-Observation Datasets. In *Sustainable Development Perspectives in Earth Observation* (pp. 287-303). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-443-14072-3.00022-8>.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.

<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/a:1010933404324.pdf>

Cárdenas, M. F., Tobón, C., Rock, B. N., & del Valle, J. I. (2018). Ecophysiology of frailejones (*Espeletia* spp.), and its contribution to the hydrological functioning of páramo ecosystems. *Plant Ecology*, 219(2), 185-198. <https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1007/s11258-017-0787-x>

Colparques. (2021). *Chingaza*. Recuperado el 4 de abril de 2026, de

<https://www.colparques.net/CHINGAZA>

Calvi, C., Melendi, E., & Carol, E. (2025). Análisis espectral espacio-temporal de humedales de alta montaña y su relación con la variabilidad climática. *Cuadernos de Investigación Geográfica / Geographical Research Letters*, 51(1), 127–144.
<https://doi.org/10.18172/cig.6410>

Castañeda Mora, E. I. (2014). Análisis multitemporal del cuerpo de agua de la laguna El Sonso mediante imágenes satelitales landsat.

- Carreño, J. & M. Ramírez. 1979. Contribución al plan de manejo del Parque Nacional Natural Chingaza. Estudio Hidro-climático. Tesis de grado. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ingeniería Geográfica, Bogotá. 209 p.
- Cavieres, L. A., Llambí, L. D., Anthelme, F., Hofstede, R., & Arroyo, M. T. (2025). High-Andean Vegetation Under Environmental Change: A Continental Synthesis. *Annual Review of Environment and Resources*, 50. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-111523-101920>
- Cervantes, R., Sánchez, J. M., Alegre, J., Rendón, E., Baiker, J. R., Locatelli, B., & Bonnesoeur, V. (2021). Contribución de los ecosistemas altoandinos en la provisión del servicio ecosistémico de regulación hídrica. *Ecología Aplicada*, 20(2), 137-146. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v20i2.1804>
- Cheng, X., Shangguan, D., Yang, C., Li, W., Zhou, Z., Liu, X., Li, D., Zhang, X., Ding, H., Liu, Z., Yu, Y., Wang, X., He, B., Yang, Q., Li, Y., Wang, R., Liu, Y., Deng, L., & Shi, Y. (2025). Temporal and spatial changes of glacial lakes in the central Himalayas and their response to climate change based on multi-source remote sensing data. *Global and Planetary Change*, 245, 104675. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2024.104675>
- Cresso, M., Clerici, N., Sanchez, A., & Jaramillo, F. (2020). Future climate change renders unsuitable conditions for paramo ecosystems in Colombia. *Sustainability*, 12(20), 8373. <https://doi.org/10.3390/su12208373>

- Criales-Hernández, M. I., Sanchez-Lobo, D. M., & Almeyda-Osorio, J. K. (2020). Expanding the knowledge of plankton diversity of tropical lakes from the Northeast Colombian Andes. *Revista de Biología Tropical*, 68, 159-176.
- de la Fuente, A., Meruane, C., & Suárez, F. (2021). Long-term spatiotemporal variability in high Andean wetlands in northern Chile. *Science of the Total Environment*, 756, 143830.
- Diazgranados, M., Tovar, C., Etherington, T. R., Rodríguez-Zorro, P. A., Castellanos-Castro, C., Rueda, M. G., & Flantua, S. G. (2021). Ecosystem services show variable responses to future climate conditions in the Colombian páramos. *PeerJ*, 9, e11370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143830>
- Duhalde, D., Cortés, J., Arumí, J.-L., Boll, J., & Oyarzún, R. (2024). Exploring the Behavior of the High-Andean Wetlands in the Semi-Arid Zone of Chile: The Influence of Precipitation and Temperature Variability on Vegetation Cover and Water Quality. *Water*, 16(24), 3682. <https://doi.org/10.3390/w16243682>
- Fuentealba, M., Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Rivera, A., & Latorre, C. (2026). Lake water response to the recent megadrought in the Andes of northern and central Chile (18°S–39°S). *Journal of Hydrology*, 664(Part B), 134448. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.134448>
- Garavito González, L., Gómez Zarate, P., & Palacio Tamayo, D. (2018). Gobernanza territorial en los páramos Chingaza y Sumapaz-Cruz Verde. Una comparación de sus principales actores y problemáticas. *Perspectiva Geográfica*, 23(1), 11-30.

- García-Sanz, I., Heine-Fuster, I., Luque, J. A., Pizarro, H., Castillo, R., Pailahual, M., Prieto, M., Pérez-Portilla, P., & Aránguiz-Acuña, A. (2021). Limnological response from high-altitude wetlands to the water supply in the Andean Altiplano. *Scientific reports*, 11(1), 7681. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87162-6>
- González Bustos, N. E., & González Mahecha, A. L. (2015). Análisis multitemporal del espejo de agua en la Laguna de Fúquene para el periodo de 1985 a 2015.
- Huang, C., Chen, Y., Zhang, S., & Wu, J. (2018). Detecting, extracting, and monitoring surface water from space using optical sensors: A review. *Reviews of Geophysics*, 56(2), 333-360.
- Ivanova, Y., Arenas, D. H., & Castellanos, J. G. (2024). Incidence of forcing factors on land covers of the Guacheneque Paramo, Colombia. *GEOGRAPHY, ENVIRONMENT, SUSTAINABILITY*, 17(2), 94-105. 10.1016/j.agwat.2021.107439
- Kumar, R. (2021). A Brief Technical Review Of Remote Sensing: Application And Challenges. *Elementary Education Online*, 20(3), 4577-4577. doi: 10.17051/ilkonline.2021.03.471
- Loza-Del Carpio, A., & Taype-Huamán, I. (2020). Multitemporal analysis of plant associations and land use changes in a high Andean locality, Puno-Peru. *Uniciencia*, 35(2), 27-45. <https://doi.org/10.15359/ru.35-2.3>
- Madroñero Palacios, S. M., & Muñoz Guerrero, D. A. (2025). Projections of Land-Cover Change in a Tropical High-Andean Lake. *Civil Engineering Journal*, 11(9), 3840–3856. <https://doi.org/10.28991/CEJ-2025-011-09-017>

MADS. (2021). Informe de gestión 2020. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

<https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/02/Informe-de-Gestion-Minambiente-2021-VF-PUBLIC.pdf>.

Marín, C. (Ed.). (2021). Bitácora de flora. Guía visual de plantas de páramo. Segunda edición. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 296 p.

Martinez, R., Jørgensen, P. M., & Tiessen, H. (2012). *Cambio climático y biodiversidad en los Andes tropicales* (pp. 235-253). S. K. Herzog (Ed.). MacArthur Foundation.

Mendoza Cifuentes, H., & Herrera Collazos, E. E. (2025). Caracterización de flora y fauna del Parque Nacional Natural Chingaza [Conjunto de datos].

<https://ipt.biodiversidad.co/iavh/resource?r=florayfauna-pnnchingaza>

Miura, Y., Shamsudduha, M., Suppasri, A., & Sano, D. (2025). A Global Multi-Sensor Dataset of Surface Water Indices from Landsat-8 and Sentinel-2 Satellite Measurements. *Scientific data*, 12(1), 1253. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-05562-z>

Mosquera, G. M., Hofstede, R., Bremer, L. L., Asbjornsen, H., Carabajo-Hidalgo, A., Célleri, R., ... & Suárez, E. (2023). Frontiers in páramo water resources research: A multidisciplinary assessment. *Science of The Total Environment*, 892, 164373.

Murad, C. A., Pearse, J., & Huguet, C. (2024). Multitemporal monitoring of paramos as critical water sources in Central Colombia. *Scientific Reports*, 14, 16706.

<https://doi.org/10.1038/s41598-024-67563-z>

- Murcia Arias, J. D. (2020). Valoración económica de disponibilidad del recurso hídrico y recreacional del Parque Nacional Natural Chingaza por medio de la metodología de transferencia de beneficios y costos de viaje.
- NASA Earthdata. (2020). SeaDAS. Earth Science Data and Information System (ESDIS). Recuperado el 30 de marzo de 2026, de <https://www.earthdata.nasa.gov/data/tools/seadas>
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., ... & Running, S. W. (2003). Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *science*, 300(5625), 1560-1563. DOI: 10.1126/science.1082750
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J., Wang, Y., & Shao, G. (2020). *A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing*. Journal of Forestry Research, 32. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Hou, L.-F., Li, L., Chen, R., Wu, Y.-P., Feng, G.-L., & Sun, G.-Q. (2025). *Vegetation dynamics: Modeling, mechanisms, and emergent properties*. **Physics Reports**, 1145, 1–87. <https://doi.org/10.1016/j.physrep.2025.09.003>
- Khan NH. (2022). Study of fluctuations in surface area of Lake Haramaya using NDWI and MNDWI methods. JGISE: Journal of Geospatial Information Science and Engineering, 5(1), 36-41. <https://doi.org/10.22146/jgise.68630>

- Páez-Bimos, S., Molina, A., Calispa, M., Delmelle, P., Lahuate, B., Villacís, M., ... & Vanacker, V. (2023). Soil–vegetation–water interactions controlling solute flow and chemical weathering in volcanic ash soils of the high Andes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(7), 1507-1529. <https://doi.org/10.5194/hess-27-1507-2023>
- Patiño, S., Hernández, Y., Plata, C., Domínguez, I., Daza, M., Oviedo-Ocaña, R., Buytaert, W., & Ochoa-Tocachi, B. F. (2021). Influence of land use on hydro-physical soil properties of Andean páramos and its effect on streamflow buffering. *CATENA*, 202, 105227. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105227>.
- Paulina Vergara Buitrago, Irene De Pellegrin Llorente, A systematic review of ecosystem services in the Rabanal páramo (Colombia), *Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 21, Issue 3, May 2025, Pages 485–495, <https://doi.org/10.1093/inteam/vjae029>
- Ramírez, A. S. V., & Caro, J. S. J. (2025). Reconversión y Sustitución Productiva en el Páramo del Chingaza: entre la inacción inconstitucional y los desafíos sociales en su implementación. *Revista Doctrina Distrital*, 5(2), 126-150.
- Ramírez, F., & Jorgenson, J. P. (2025). Sighting of and reflections on the conservation of the vulnerable Andean bear (*Tremarctos ornatus* Cuvier) near Chingaza National Park, Colombia. *Biodiversity*, 26(1), 100-103.
- Ramsar Sites Information Service. (2020). Annotated list of wetlands of international importance: Colombia. Recuperado de https://rsis.ramsar.org/sites/default/files/rsiswp_search/exports/Ramsar-Sites-annotated-summary-Colombia.pdf

Rey Diaz, D. J. (2021). Análisis multitemporal del área correspondiente a la laguna de tota para el periodo 1989-2019.

Richerzhagen C, Rodríguez de Francisco JC, Weinsheimer F, Döhnert A, Kleiner L, Mayer M, Morawietz J, Philipp E. Ecosystem-Based Adaptation Projects, More than just Adaptation: Analysis of Social Benefits and Costs in Colombia. *Int J Environ Res Public Health*. 2019 Nov 1;16(21):4248. doi: 10.3390/ijerph16214248. PMID: 31683834; PMCID: PMC6862026.

Ríos, O. V., & Pedraza, P. (2004). *El parque nacional natural chingaza*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología.

Salimi, S., Almuktar, S. A. A. N., & Scholz, M. (2021). Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. *Journal of Environmental Management*, 286, 112160.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112160>

Sanchez, A., Mercado, L. M., Posada, J. M., & Smith, W. K. (2025). Seasonal ecophysiology of two páramo species: the dominance of light over water limitations. *Frontiers in plant science*, 16, 1529852.

<https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1529852>

Sarrazola, H. J., De la Hoz, A. C. A., Montoya-Molina, C., & Cardona, G. R. (2024). Caracterización ecológica de la flora en el Parque Natural Regional Loros Andinos en Roncesvalles, Tolima, Colombia. *Conservación Colombiana*, 29(1), 10-20.

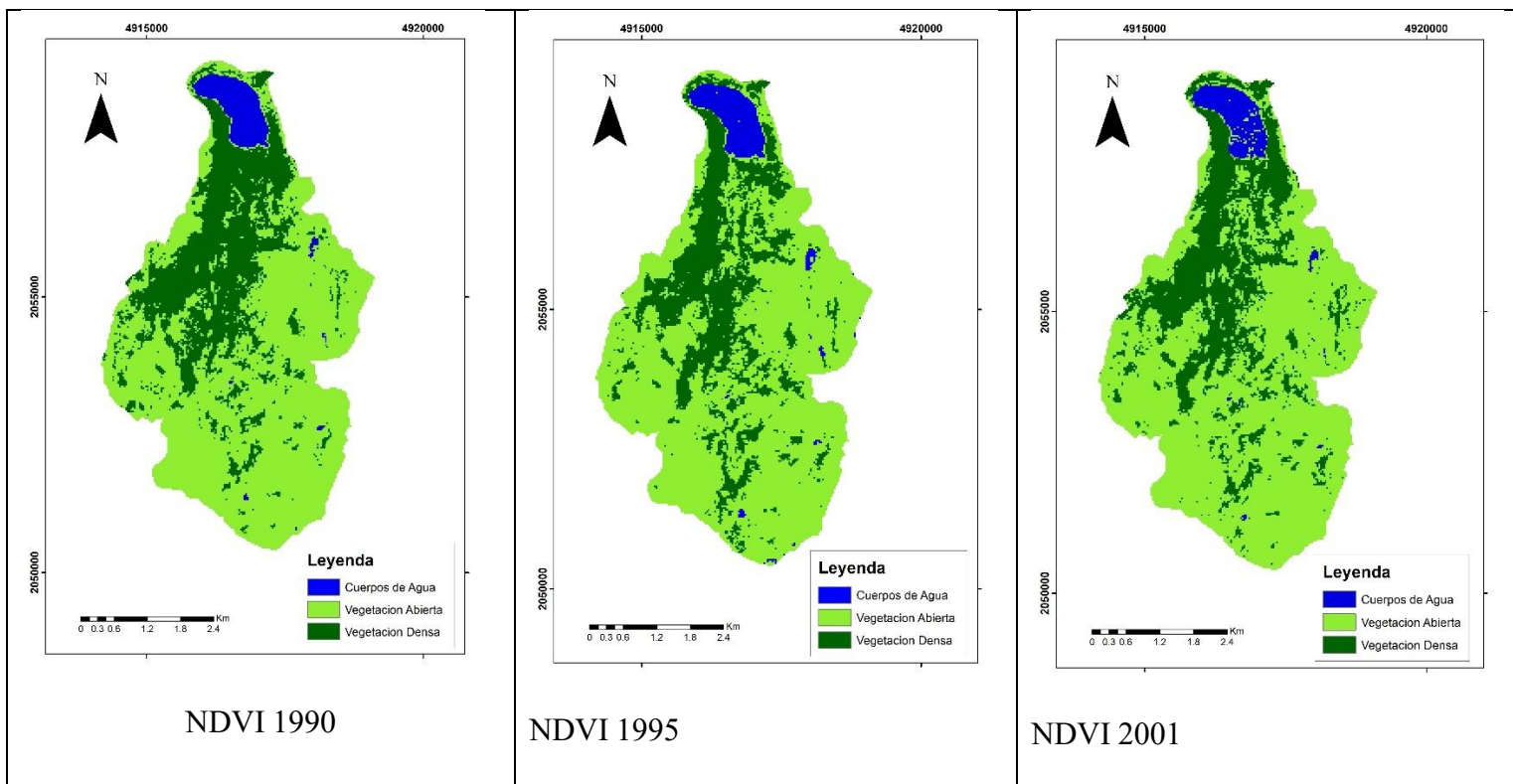
<https://doi.org/10.54588/cc.2024v29n1a2>

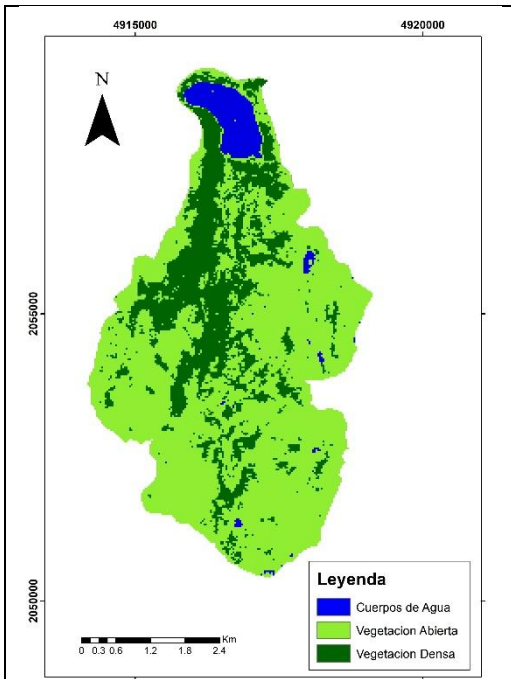
- Szabó, L., Deák, B., Bíró, T., Dyke, G. J., & Szabó, S. (2020). NDVI as a proxy for estimating sedimentation and vegetation spread in artificial lakes—monitoring of spatial and temporal changes by using satellite images overarching three decades. *Remote Sensing*, 12(9), 1468. <https://doi.org/10.3390/rs12091468>
- Van Lynden, G. W., & Mantel, S. (2001). The role of GIS and remote sensing in land degradation assessment and conservation mapping: some user experiences and expectations. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 3(1), 61-68. [https://doi.org/10.1016/S0303-2434\(01\)85022-4](https://doi.org/10.1016/S0303-2434(01)85022-4)
- Velásquez-Franco, P. A., Franco-Gaviria, J. F., & Pérez-González, M. E. (2024). Dinámica espaciotemporal del agua superficial en sistemas de humedales tropicales usando datos de radar Sentinel-1. *Biota Colombiana*, 25, e1235. <https://doi.org/10.21068/2539200X.1235>
- Vergara, P., & Llorente, I. D. P. (2025). Multitemporal Analysis of Land Cover Changes in the Rabanal Páramo Ecosystem (Colombia) From 2000 to 2020 and Its Planning Regulations. *Land Degradation & Development*, 36(7), 2247-2258. <https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1002/ldr.5493>
- weADAPT. (2023). 20 years of Sustainable Mountain Development in the Andes. Recuperado de <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/17b3c4fe-863e-4475-b12e-269d5578be58/content>
- Xue, A., Geng, X., Jin, F. F., Shin, Y., Sung, M. K., & Kug, J. S. (2025). Super El Niño events drive climate regime shifts with enhanced risks under global warming. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-66143-7>

Zapata, A., Rivera-Rondón, C. A., Valoyes, D., Muñoz-López, C. L., Mejía-Rocha, M., & Catalan, J. (2021). Páramo lakes of Colombia: An overview of their geographical distribution and physicochemical characteristics. *Water*, 13(16), 2175.

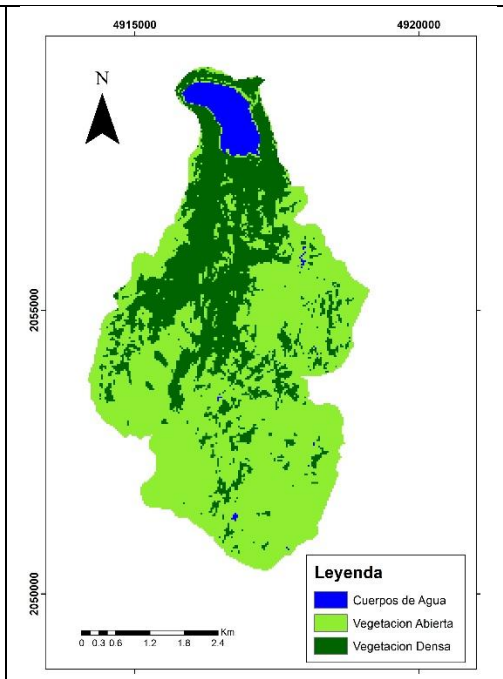
Anexos

Anexo 1. Proyección de las coberturas para todos los años.

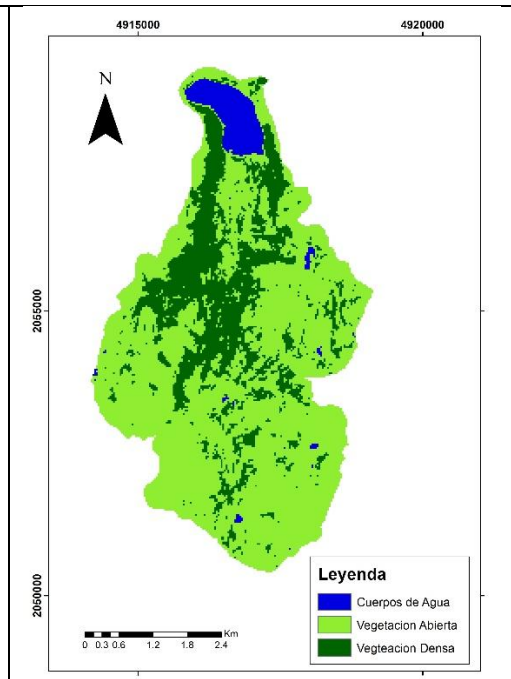




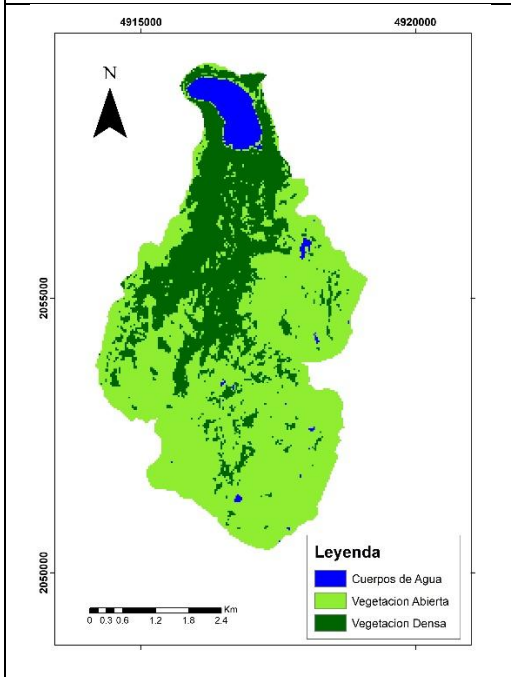
NDVI 2010



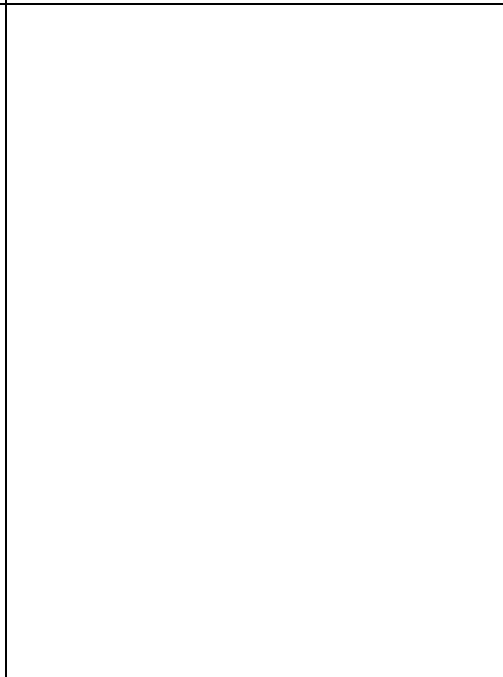
NDVI 2016



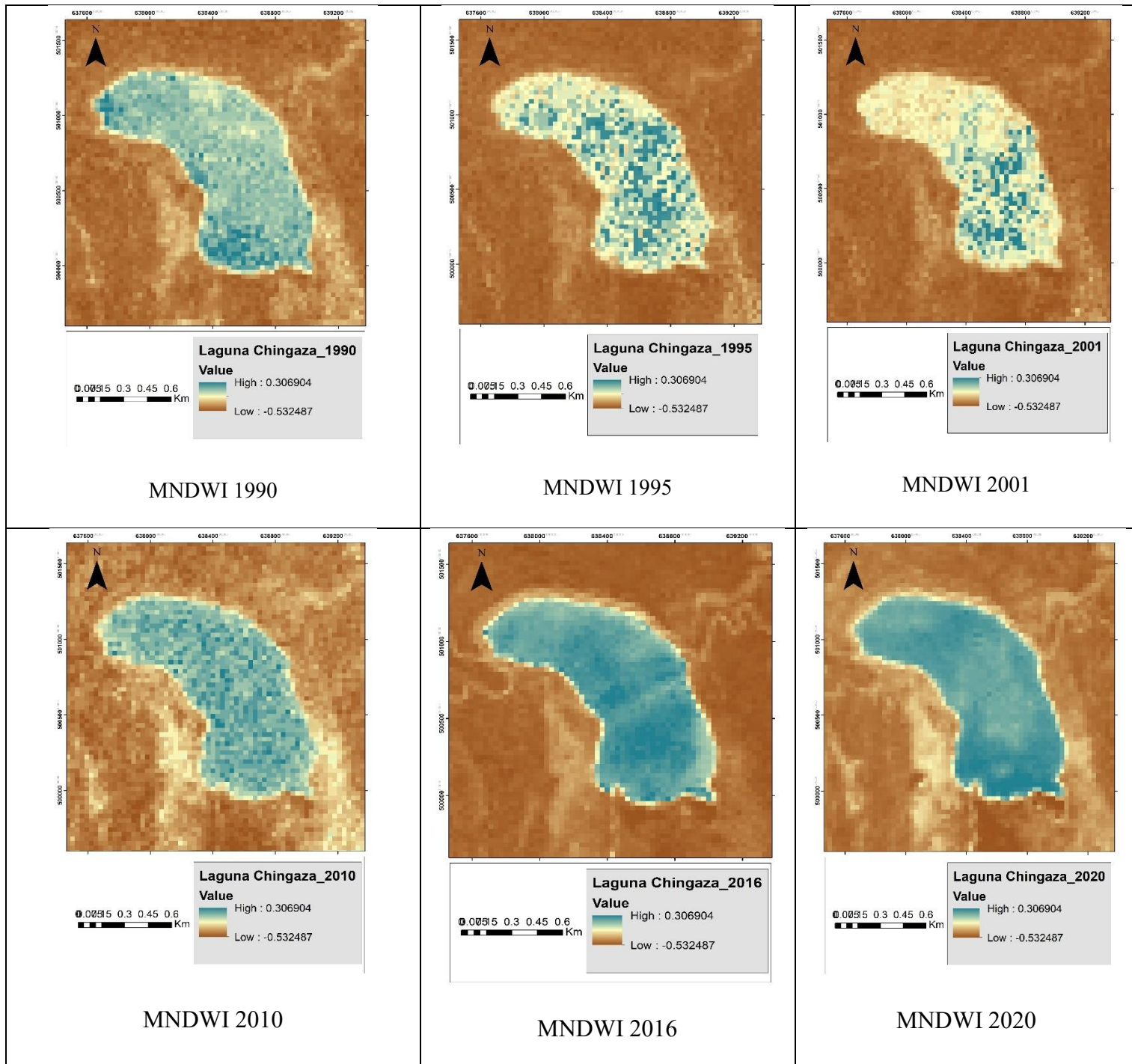
NDVI 2020

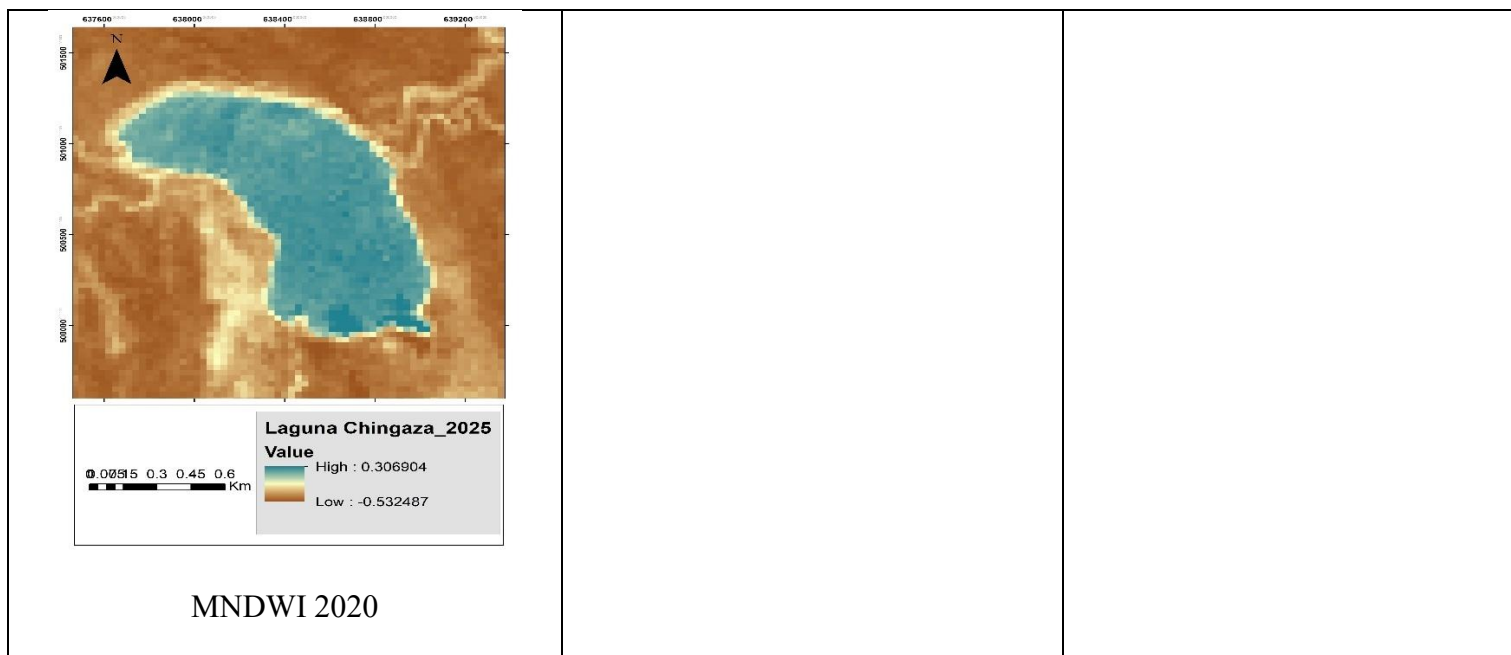


NDVI 2025



Anexo 2. Distribución espacial del MNDWI en la Laguna de Chingaza para los años 1990 y 2025.





Anexo 3. transición de las coberturas para todos los años analizados en lo que respecta al área de la laguna.

Año	Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
1990- 1995	Cuerpos de agua	97.5633851	1.086048814	4.434699323	0
	Herbazales	0.452520339	2.917851146	2.526873573	0
	Arbustales	3.529658645	4.384017045	19.46199474	0.488721966
	Pastos limpios	0	0.047062115	0.561125221	0.354775946
Año	Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
1995 - 2001	Cuerpos de agua	95.39128748	1.176552882	4.97772373	0
	Herbazales	0.633528475	2.25536137	5.527988462	0.018100814
	Arbustales	3.891674916	2.812866428	20.26929103	0.010860488
	Pastos Limpios	0	0	0.571985709	0.271512203
Año	Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
2001 -2010	Cuerpos de agua	99.64497866	0	0.271512203	0
	Herbazales	0.181008136	1.864383797	1.719577289	2.479811458
	Arbustales	4.072683052	2.049012095	21.04038569	4.184908096
	Pastos Limpios	0	0	0.018100814	0.282372692
Año	Clases	Cuerpo de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
2010 -2016	Cuerpo de agua	98.55892985	0.452520339	4.615707459	0.090504068
	Herbazales	0	1.238095648	2.675300245	0
	Arbustales	0	0.362016271	22.68755972	0

	Pastos Limpios	0	0.839877749	4.593986482	1.513228014
Año	Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
2016 -2020	Cuerpos de agua	95.57229561	0.090504068	2.89613017	0
	Herbazales	0.181008136	1.839042658	0.959343119	0
	Arbustales	4.072683052	2.689780895	26.83988635	0.879699539
	Pastos Limpios	0	0.582846197	0.170147648	0.850738238
Año	Clases	Cuerpos de agua	Herbazales	Arbustales	Pastos Limpios
2020 - 2025	Cuerpos de agua	96.20582409	0.181008136	3.167642374	0
	Herbazales	0.271512203	1.9223064	3.008355214	0
	Arbustales	2.986634238	4.796715594	23.17266152	0
	Pastos Limpios	0	0	1.419103783	0.311333993