

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN
AMBIENTAL



**Análisis multitemporal de la incidencia del fenómeno El niño y
niño costero sobre la cobertura vegetal del ecosistema manglar
del departamento de Tumbes**

TESIS

**Para optar el grado de maestro Ciencias con Mención en Gestión
Ambiental**

Autor: Br. Salomón Rodrigo Huamán Bartolo

Tumbes, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN
AMBIENTAL



**Análisis multitemporal de la incidencia del fenómeno El niño y
niño costero sobre la cobertura vegetal del ecosistema manglar
del departamento de Tumbes**

Tesis aprobada en forma y estilo por:

Dr. Miguel Antonio Puestas Chully (presidente)

Dr. Marco Antonio Zapata Cruz (secretario)

Dr. Eber Gines Tafur

(vocal)

Mg. César Yoel Feijoo Carillo

(accesitario)

Tumbes, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN
AMBIENTAL



**Análisis multitemporal de la incidencia del fenómeno El niño y
niño costero sobre la cobertura vegetal del ecosistema manglar
del departamento de Tumbes**

**Los suscritos declaramos que la tesis es original en su contenido
y forma**

Br. Salomón Rodrigo Huamán Bartolo (autor)

Dr. Eber Gines Tafur (asesor)

<https://orcid.org/0000-0003-0366-4438>

Tumbes, 2026

COPIA DEL ACTA DE SUSTENTACIÓN



UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
Licenciada
Resolución del Consejo Directivo N° 155-2019-SUNEDU/CD
ESCUELA DE POSGRADO
Tumbes - Perú

"Año de la Esperanza y el Fortalecimiento de la Democracia"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En Tumbes, a los catorce días del mes de febrero del dos mil veintiséis, siendo las once horas y cero minutos, en el aula N° 02 de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Tumbes, se reunieron los miembros del jurado calificador constituido con la **RESOLUCIÓN N° 125-2024/UNTUMBES-EPG-D**, del trece de mayo del dos mil veinticuatro presidido por el **Dr. Miguel Antonio Puestas Chully** e integrado por el **Dr. Marco Antonio Zapata Cruz** (secretario) y el **Dr. Eber Gines Tafur** (vocal y asesor)

Instalado el jurado, se procedió a la evaluación, deliberación y calificación del acto de sustentación de la tesis titulada: **"Análisis multitemporal de la incidencia del fenómeno El niño y niño costero sobre la cobertura vegetal del ecosistema manglar del departamento de Tumbes"**, presentada por el sustentante: **Br. Salomón Rodrigo Huamán Bartolo**, para optar el grado académico de **MAESTRO EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN AMBIENTAL**.

Concluida la sustentación y absueltas las preguntas, por parte del sustentante y después de la correspondiente deliberación, el jurado, conforme a lo normado en el artículo N° 111 del Reglamento de Tesis de la Universidad Nacional de Tumbes, declara al egresado, Dr. S.R.D. con el calificativo de ... muy bueno

Por lo anterior, el sustentante está expedito para iniciar los trámites correspondientes y conducentes a la obtención del grado académico de **Maestro en Ciencias con mención en Gestión Ambiental**, en conformidad con lo normado en la Ley Universitaria N° 30220, el Texto Único Ordenado del Estatuto, El Reglamento General, el Reglamento General de Grados Títulos y el Reglamento de Tesis de la Universidad Nacional de Tumbes.

Siendo las doce horas y cero minutos, del mismo día, se dio por concluida la ceremonia académica, procediendo a firmar el acta en presencia de público asistente.

Dr. Miguel Antonio Puestas Chully
Presidente

DNI N° 02660522

<https://orcid.org/0000-0003-1979-9572>

Dr. Marco Antonio Zapata Cruz
Secretario

DNI N° 00219827

<https://orcid.org/0000-0002-9018-280X>

Dr. Eber Gines Tafur
(vocal y asesor)

DNI N° 17542075

<https://orcid.org/0000-0003-0366-4438>

Mg. Cesar Yoel Feijoo Carrillo
Accesitario

DNI N° 42766283

<https://orcid.org/0009-0007-6197-123X>

C.c.
Jurado de Tesis
Interesado
Unidad de Investigación.
Archivo (Director EPG).

Informe de originalidad Turnitin



Página 1 de 99 - Portada

Identificador de la entrega trn:oid::3117:557938728

Salomón Rodrigo Huamán Bartolo

Informe Originalidad_Tesis I_Rodrigo Huaman Bartolo_2026

📄 Análisis multitemporal de la incidencia del fenómeno El niño y niño costero sobre la cobertura vegetal del ecosistema manglar del depar...

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::3117:557938728

Fecha de entrega

17 feb 2026, 15:22 GMT-5

Fecha de descarga

17 feb 2026, 15:25 GMT-5

Nombre del archivo

Informe Originalidad_Tesis I_Rodrigo Huaman Bartolo_2026.pdf

Tamaño del archivo

4.4 MB

95 páginas

17.824 palabras

97.883 caracteres



Página 1 de 99 - Portada

Identificador de la entrega trn:oid::3117:557938728




3% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- ▶ Coincidencias menores (menos de 15 palabras)

Fuentes principales

- 2%  Fuentes de Internet
- 1%  Publicaciones
- 3%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



Fuentes principales

- 2% Fuentes de Internet
- 1% Publicaciones
- 3% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	www.scribd.com	<1%
2	Trabajos del estudiante	Queen Mary and Westfield College on 2020-04-27	<1%
3	Trabajos del estudiante	University of Melbourne on 2018-06-18	<1%
4	Trabajos del estudiante	Universidad Militar Nueva Granada on 2018-05-21	<1%
5	Internet	www.ecie.org	<1%
6	Internet	docplayer.es	<1%
7	Trabajos del estudiante	University of Northumbria at Newcastle on 2022-05-13	<1%
8	Internet	repositorio.untumbes.edu.pe	<1%
9	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional de Tumbes on 2022-07-29	<1%
10	Internet	repositorio.unc.edu.pe	<1%
11	Trabajos del estudiante	University of Ulster on 2022-09-30	<1%



12	Trabajos del estudiante uncedu on 2024-06-25	<1%
13	Internet www.mdpi.com	<1%
14	Internet forum.diesiedleronline.de	<1%
15	Trabajos del estudiante Universidad Andina del Cusco on 2024-10-09	<1%
16	Internet icm.sunderland.gov.uk	<1%
17	Internet vdocuments.mx	<1%
18	Internet www.coursehero.com	<1%
19	Internet www.sunass.gob.pe	<1%



DEDICATORIA

*A mi madre **Rosa Isabel Bartolo Rosales**, quién siempre ha estado, está y desearía que esté siempre conmigo, por darme su fortaleza y amor inquebrantable que me brindo desde el inicio y cada momento de mi vida. Además de inculcarme respeto y siempre guiarme por el camino correcto.*

*Para mi amada esposa **Ivonne Tatiana E. Gonzales Farias**, por todo su amor, comprensión y apoyo durante el desarrollo de la ejecución del presente trabajo de investigación, y que siempre confió en mí para el logro de mis metas personales y de nuestra familia.*

*A mis dos queridos hijos maravillosos, **Soraya Daria y Cristiano Rodrigo**, quienes son la bendición y la fortaleza en mi vida, que son la razón fundamental de mi crecimiento personal y profesional.*

Para mis Hermanos, sobrinos, tíos y todos quienes conformamos esta linda familia que Dios me ha bendecido en tenerlos, por su motivación constante para seguir adelante.

AGRADECIMIENTO

A Dios por brindarme la tenacidad y fortaleza durante la elaboración y ejecución del presente trabajo de investigación.

A mi asesor Dr. Eber Gines, docente Mg. José Antonio Moscol Ortiz y a los docentes que conforman el programa de maestría, por haber brindado su apoyo y constante consejo durante la investigación.

Un agradecimiento especial a mi madre Rosa Isabel Bartolo Rosales y mi amada esposa Ivonne Tatiana E. Gonzales Farias, como también a toda mi familia y amigos por su constante apoyo y motivación en el cumplimiento de mi tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	XVI
CAPITULO I.....	18
1. INTRODUCCIÓN	18
CAPITULO II.....	20
2. REVISIÓN DE LA LITERATURA.....	20
2.1. Antecedentes internacionales	20
2.2. Antecedentes nacionales y locales	25
2.3. Bases teóricas	28
CAPITULO III.....	49
3. MATERIALES Y MÉTODOS	49
3.1. Descripción del área de estudio	49
3.2. Materiales y equipos.....	54
3.3. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	55
CAPITULO IV.....	67
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	67
4.1. Análisis multitemporal del ecosistema manglar del departamento de Tumbes en periodo de 1986 a 2024.	67
4.2. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño de 1993.....	73
4.3. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño de 1998.....	75
4.4. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño Costero de 2016	77
4.5. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno La Niña de 2023	80
4.6. Pronóstico de vegetación densa del ecosistema manglar al 2030	82
CAPITULO V.....	87
5. CONCLUSIONES.....	87
CAPITULO VI.....	89
6. RECOMENDACIONES	89
REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA	91
7. ANEXOS.....	100

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de Landsat 5	43
Tabla 2. Distribución de las bandas en OLI y TIRS de Landsat 5.....	43
Tabla 3. Resumen de designaciones de bandas y tamaño de píxel (m) para todos los satélites Landsat (LS) y sensores	44
Tabla 4. Combinación de bandas	44
Tabla 5. Estimación de la población proyectada hasta el 2024.	50
Tabla 6. Superficie Total del Ecosistema Manglar en el departamento de Tumbes.	51
Tabla 7. Registros de eventos del fenómeno del niño y el niño costero	53
Tabla 8. Imágenes utilizadas en el proyecto de investigación.	54
Tabla 9. Valores y clases de vegetación	63
Tabla 10. Superficie y porcentaje de ocupación de las diferentes clases por año de estudio (1986 a 2024)	71
Tabla 11. Superficie y porcentaje de ocupación de las diferentes clases por año de estudio (1986 a 2024)	72
Tabla 12. Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño 1993.	74
Tabla 13. Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño 1998.	76
Tabla 14. Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño Costero 2016.....	79
Tabla 15. Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del fenómeno El Niño Ciclón Yaku 2023.	81
Tabla 16. Deforestación promedio anual y tasa de deforestación del bosque de manglar (1986-2024).	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2: Sensor pasivo y activo, Figura 3: Sensor pasivo y activo	37
Figura 4: Mapa temático de ubicación y localización del área de estudio.	49
Figura 5: Interfaz de la USGS EARTH EXPLORE	57
Figura 6: Interfaz de copernicus data space ecosystem	58
Figura 7: Proyección y transformación.	58
Figura 8: Mejoramiento de pixel a 15 metros.	59
Figura 9: Conversión a reflectancia a TOA.	60
Figura 10: Corrección angular.	61
Figura 11: Determinación del NDVI.....	62
Figura 12: Reclasificación de clases de vegetación.....	64
Figura 13: Cuantificación de la dinámica espacial.	65
Figura 14: Procesamiento de datos de Excel.....	65
Figura 15: Elaboración de mapas en ArcGIS 10.8.....	66
Figura 16: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño y Niño Costero de 1986 al 2024.	70
Figura 17: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño 1993.....	74
Figura 18: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño 1998.	76
Figura 19: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño Costero 2016.	79
Figura 20: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno Ciclón Yaku 2023.	81
Figura 21: Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno Ciclón Yaku 2023.	83
Figura 22: Dinámica de la Vegetación Densa (Bosque de Manglar)	84

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Verificación de puntos de campo con imágenes de Google Earth y cartografía.....	100
Anexo 2: Mapa 1 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes – Año 1986.....	103
Anexo 3: Mapa 2 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1987.....	104
Anexo 4: Mapa 3 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1991.....	105
Anexo 5: Mapa 4 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1993.....	106
Anexo 6: Mapa 5 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1995.....	107
Anexo 7: Mapa 6 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1996.....	108
Anexo 8: Mapa 7 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1997.....	109
Anexo 9: Mapa 8 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1998.....	110
Anexo 10: Mapa 9 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2015.....	111
Anexo 11: Mapa 10 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2016.....	112

Anexo 12: Mapa 11 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2017.	113
Anexo 13: Mapa 12 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2022.	114
Anexo 14: Mapa 13 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2023.	115
Anexo 15: Mapa 14 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2024.	116

RESUMEN

El ecosistema de manglar en Tumbes, vital por su alta productividad y protección costera, enfrenta amenazas críticas debido a la variabilidad climática extrema de eventos como El Niño (ENSO) y el Niño Costero, los cuales alteran su fisiología mediante 'shocks' osmóticos y procesos de anoxia por sedimentación. El objetivo central fue evaluar, bajo una perspectiva multitemporal, las repercusiones de estos fenómenos en la cobertura vegetal del manglar durante el periodo 1986–2024. La investigación es de tipo básica y de enfoque cuantitativa y descriptiva con un diseño no experimental y longitudinal, centrada en el ecosistema manglar incluyendo el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes; se emplearon técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) utilizando imágenes de los sensores Landsat 5, 8 y Sentinel-2, procesadas en ArcGIS 10.8 para la determinación de los índices NDVI y NDWI. Los resultados revelaron fluctuaciones significativas: en 1998 se registró la mínima extensión histórica con 4 561.41 ha de vegetación densa, mientras que en 2023 se alcanzó un pico de 5 919.49 ha potencialmente al lavado de sales por el Ciclón Yaku, seguido de una retracción a 4 814.13 ha en 2024 por inundaciones prolongadas y anoxia. Se concluye que los cambios en la cobertura no representan necesariamente una deforestación física irreversible, sino una respuesta fisiológica adaptativa y resiliente del ecosistema ante el hidropereodo dinámico, aportando fundamentos técnicos cruciales para el diseño de planes de manejo adaptativo y conservación frente al cambio climático.

Palabras claves: Manglares de Tumbes, Teledetección, Fenómeno El Niño, Niño Costero, NDVI, Resiliencia Ecológica y Análisis Multitemporal

ABSTRACT

The mangrove ecosystem in Tumbes, vital for its high productivity and coastal protection, faces critical threats due to extreme climate variability from events such as El Niño (ENSO) and El Niño Costero, which alter its physiology through osmotic shocks and anoxia processes caused by sedimentation. The main objective was to evaluate, from a multitemporal perspective, the repercussions of these phenomena on mangrove vegetation cover during the period 1986–2024. The research is basic in nature and quantitative and descriptive in approach, with a non-experimental and longitudinal design, focusing on the mangrove ecosystem including the Los Manglares de Tumbes National Sanctuary. Remote sensing techniques and geographic information systems (GIS) were used, employing images from Landsat 5, 8, and Sentinel-2 sensors, processed in ArcGIS 10.8 to determine the NDVI and NDWI indices. The results revealed significant fluctuations: in 1998, the minimum historical extent was recorded with 4 561.41 ha of dense vegetation, while in 2023 a peak of 5 919.49 ha was reached, potentially due to salt washout by Cyclone Yaku, followed by a decline to 4 814.13 ha in 2024 due to prolonged flooding and anoxia. It is concluded that changes in coverage do not necessarily represent irreversible physical deforestation, but rather an adaptive and resilient physiological response of the ecosystem to the dynamic hydroperiod, providing technical grounds.

Keywords: Tumbes Mangroves, Remote Sensing, El Niño Phenomenon, Coastal El Niño, NDVI, Ecological Resilience, and Multitemporal Analysis.

CAPITULO I

1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, los manglares se consolidan como entornos costeros de alta productividad y valor estratégico, pues actúan como depósitos de carbono y barrera de protección ante eventos climáticos severos (Zhang, 2024). Dentro del territorio peruano, su presencia se limita exclusivamente a la costa de Tumbes, región donde el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) desempeña una función esencial en la protección de especies emblemáticas como el *Rhizophora mangle* y el *Avicennia germinans*.

La integridad de los manglares enfrenta desafíos constantes derivados de presiones antrópicas y fluctuaciones climáticas extremas. Más allá del impacto histórico de las actividades productivas, fenómenos como el ENSO y el Niño Costero representan amenazas críticas que comprometen la fisiología del ecosistema. Según Zhang (2024), estos eventos pueden ocasionar reducciones drásticas en la vegetación debido a 'shocks' osmóticos por la desalinización del agua y la colmatación por sedimentos, lo que desestabiliza las funciones vitales del manglar.

Este estudio responde a la urgencia de entender las variaciones espacio-temporales en los manglares mediante el uso de datos satelitales abiertos, elementos que han transformado el monitoreo global de la superficie terrestre (Wulder et al., 2019). El estudio multitemporal se fundamenta en técnicas de teledetección y SIG, integrando datos de los sensores Landsat 5 (TM), Landsat 8 (OLI) y Sentinel-2 (MSI). Con el fin de garantizar la precisión de los hallazgos, se ejecutan procedimientos rigurosos de ajuste radiométrico y atmosférico (Young et al., 2017), pasos indispensables para que la estimación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) proporcione una métrica fidedigna del vigor foliar y la biomasa forestal.

El objetivo central de este trabajo es evaluar, bajo una perspectiva multitemporal, las repercusiones del Fenómeno El Niño y el Niño Costero en la estructura vegetal del ecosistema de manglar en Tumbes durante el periodo 1986–2024. El estudio no se limita a la medición de los cambios en el área boscosa, sino que profundiza en la resiliencia del ecosistema ante diversos eventos climáticos. De este modo, se pretende generar evidencia científica reciente que fundamente estrategias de manejo sostenible y fortalezca la capacidad de adaptación de este humedal ante los desafíos del cambio climático global.

CAPITULO II

2. REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1. Antecedentes internacionales

Un análisis global realizado a partir de casi veinte años de información satelital (2001-2020) demostró por primera la relación de los ciclos climáticos que, El Niño y La Niña (ENSO) ejercen una influencia recurrente y significativa sobre la salud, el desarrollo y el deterioro de los manglares en cerca del 50% de las costas tropicales del planeta. Los resultados confirman que eventos de pérdida masiva de cobertura arbórea, como lo sucedido en el norte de Australia en 2015, no constituyen hechos aislados, sino expresiones de un patrón climático de gran escala que afecta de manera sistemática a estos ecosistemas estratégicos (Zhang, 2024).

En el sector de Puerto Sabana Grande, una zona con características ecológicas comparables a las de Tumbes, se desarrolló un estudio basado en análisis multitemporal para evaluar la diversificación vegetativa de manglar en distintos años (2007, 2011, 2014, 2019 y 2022). La investigación utilizó Sistemas de Información Geográfica y aplicó índices espectrales como NDVI y SAVI, metodologías adecuadas para estudios ambientales como se plantea en el presente trabajo. Aunque los hallazgos destacaron una disminución considerable de la vegetación por la expansión de las camaroneras, resaltando el método de la clasificación supervisada e interpretación de imágenes satelitales para monitoreo temporal (Arroba Caballero, 2023).

En Costa Rica se realizó un estudio centrado en la evaluación cronológica de la cobertura de manglar del estero de Puntarenas, abarcando un periodo de 50 años (1974-2024) mediante técnicas de teledetección aplicadas a imágenes de sensores Landsat (1, 2, 5 y 8), para verificar la utilidad de diversos indicadores radiométricos, tales como el NDVI, SAVI, NDWI y MVI en la determinación de la salud del ecosistema. Asimismo, el empleo de métodos

de clasificación avanzada, como Support Vector Machine (SVM), junto con la validación mediante el índice Kappa, permitió alcanzar una discriminación precisa de las coberturas del suelo, aportando una base metodológica sólida y directamente aplicable a estudios similares de análisis multitemporal en ecosistemas de manglares (Universidad de Costa Rica, 2024).

Diversos reportes sobre en el litoral sudamericano, incluido el Caribe colombiano, han documentado que los manglares son ecosistemas estratégicos que actúan como sistemas de defensa costera ante perturbaciones hidrometeorológicas de gran magnitud, tales como las marejadas ciclónicas o los huracanes, cuyos efectos pueden ser comparables a la intensidad de un El Niño Costero extraordinario. Estos estudios también resaltan cómo las variaciones en las condiciones ambientales, como el aumento de la salinidad intersticial (registrada hasta 75.8 % en algunas zonas), inciden directamente en la estructura del ecosistema y la distribución de las especies de mangle como *Avicennia germinans*, proporcionando un marco para interpretar los posibles cambios biofísicos en la cobertura vegetal de Tumbes (UCA, 2022).

En su trabajo sobre la dinámica energética de los bosques de manglar, Alongi (2015) examina a nivel mundial el ciclo de nutrientes y los depósitos de carbono, en la que identifica a estos ecosistemas como algunos de los sumideros de carbono más eficientes en regiones tropicales. El autor plantea que la productividad primaria de los manglares depende en gran medida de los aportes energéticos externos, particularmente de las descargas fluviales y la dinámica mareal, factores que influyen directamente en la estructura del dosel y en la acumulación de biomasa. Entre sus principales conclusiones se destaca que, pese a la recurrencia de perturbaciones climáticas como el Fenómeno El Niño, los manglares conservan una capacidad inherente de almacenamiento energético que les permite sostener su funcionamiento ecosistémico, siempre que no se produzcan alteraciones permanentes en los niveles de sedimentación y en los flujos hídricos.

Ward y otros. (2016) sobre servicios ecosistémicos, la capacidad de los manglares para mitigar riesgos costeros depende estrechamente de la salud

de su estructura forestal. Los autores destacan que la salud y la estructura del dosel forestal (analizada frecuentemente mediante sensores remotos) son indicadores directos de la capacidad del ecosistema para mitigar el cambio climático y proteger las líneas de costa. El estudio enfatiza que la resiliencia de los manglares ante eventos climáticos extremos no solo depende de su extensión superficial, sino de la conectividad hidrológica y la estabilidad del sustrato. Asimismo, concluyen que las variaciones en las clases de cobertura vegetal reflejan cambios críticos en la provisión de servicios, lo que justifica la implementación de programas de observación constante para asegurar la sostenibilidad del ecosistema.

En un estudio de escala global publicado en *Nature*, Lovelock y otros. (2015) evaluaron la vulnerabilidad de los ecosistemas de manglar ante el ascenso eustático del nivel marino, concluyendo que su persistencia está condicionada por la interacción entre la disponibilidad de sedimentos y el régimen mareal. Los autores demostraron que los manglares pueden adaptarse mediante procesos de acreción vertical del sustrato, favorecidos por el aporte de sedimentos de origen externo. Los resultados indican que las áreas con elevados flujos sedimentarios, comúnmente vinculados a descargas fluviales, exhiben una mayor capacidad de resiliencia climática, lo que permite al ecosistema conservar su extensión o incluso expandirse. En contraste, las regiones con limitaciones sedimentarias presentan una alta probabilidad de inundación permanente y pérdida de cobertura forestal.

De acuerdo con Duke et al. (2017), los manglares australianos exhibieron respuestas contrastantes ante el evento ENSO de 2016; mientras que en el Golfo de Carpentaria se produjo una mortandad a gran escala debido a sequías extremas, otras zonas manifestaron una notable resiliencia mediante expansiones laterales vinculadas al ascenso del nivel del mar. Estos hallazgos subrayan la compleja relación entre las perturbaciones climáticas y los mecanismos de adaptación del ecosistema.

Estudios recientes, como los desarrollados por Islam et al. (2024) y Karsch et al. (2023), han evidenciado la fuerte relación existente entre la alteración de los regímenes hídricos y el deterioro de la condición ecológica de los

manglares. En particular, Islam et al. señalan que las modificaciones físicas de la línea costera y los procesos de inundación prolongada generan una disminución significativa de la biomasa en los manglares de Bangladesh. Por su parte, Karsch et al. demuestran que, a nivel global, la alta sensibilidad de estos ecosistemas frente a anomalías climáticas se manifiesta en una reducción de su capacidad fotosintética. Estos hallazgos resultan coherentes con los descensos del NDVI observados en el manglar de Tumbes durante los periodos influenciados por eventos ENSO.

Complementariamente, Ruang et al. (2022), a través del procesamiento masivo de datos en la plataforma Earth Engine, determinaron que las perturbaciones climáticas extremas generan una contracción inmediata de la biomasa forestal. Sus hallazgos subrayan que la reducción de los índices espectrales responde a una defoliación masiva provocada por el estrés osmótico (salinidad) y el anegamiento, lo que refuerza la interpretación de que las fluctuaciones detectadas en Tumbes son una respuesta fisiológica directa al cambio en las condiciones hidrológicas del estuario.

Sin embargo, Mishra et al. (2021) aportan una perspectiva crítica sobre la estabilidad del ecosistema, al demostrar que el estrés hídrico derivado de tormentas severas y el anegamiento prolongado provocan una desestabilización geocológica que trasciende la pérdida de follaje. Al igual que lo observado en el Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes (SNLMT), estos autores asocian la variabilidad hídrica extrema con una vulnerabilidad estructural, sugiriendo que la recuperación del vigor fotosintético está condicionada a la capacidad del ecosistema para restablecer su equilibrio sedimentario e hidrológico tras la perturbación.

Por otro lado, la recuperación de la cobertura vegetal observada en los periodos inter-climatológicos en Tumbes debe ser analizada bajo la perspectiva de Barbosa et al. (2023). Estos investigadores sostienen que la regeneración del manglar es un proceso multivariado que no depende exclusivamente del cese de anomalías hídricas, sino fundamentalmente de la mitigación de las presiones antrópicas. En ecosistemas estuarinos, la reducción de la acuicultura intensiva y el control de la expansión agrícola son

determinantes para permitir la resiliencia del bosque, sugiriendo que la gestión ambiental en Tumbes debe priorizar el ordenamiento de las actividades económicas adyacentes al Santuario Nacional para garantizar su restauración a largo plazo.

En una escala regional, López-Hoffman et al. (2023) realizaron investigaciones en los manglares del Golfo de California (México), un ecosistema de zona árida con características hidrológicas análogas a las del Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes. Sus hallazgos en Sonora y Sinaloa demuestran que la salud del manglar en estas latitudes está condicionada por la fluctuación entre el alivio de la hipersalinidad y el estrés por anoxia. Esta evidencia internacional sustenta la interpretación de que los cambios de cobertura detectados en el norte del Perú son respuestas fisiológicas adaptativas a las condiciones hidrológicas dinámicas que definen el ecosistema de manglar.

Desde una perspectiva regional, Bernardino et al. (2015) evaluaron la respuesta de los manglares frente a gradientes de perturbación en diversos sistemas estuarinos de Brasil (Espírito Santo, Santa Catarina y Bahía), determinando que la resiliencia del ecosistema ante estresores naturales, como la variabilidad climática y la sedimentación, está condicionada por la magnitud de las presiones antrópicas concurrentes. Los resultados más resaltantes de su investigación demuestran que los manglares conservados poseen una capacidad de recuperación y expansión significativamente más eficiente tras eventos climáticos extremos, mientras que aquellos sometidos a estresores humanos (urbanización y contaminación) presentan una pérdida de biodiversidad funcional y una respuesta biológica degradada. Este hallazgo es fundamental para el estudio en Tumbes, ya que valida que la expansión histórica de la vegetación densa registrada entre 2015 y 2017 fue posible gracias a que el pulso hídrico del Niño Costero encontró un ecosistema con bajas tasas de fragmentación antrópica, permitiendo que la disponibilidad de sedimentos y nutrientes actuara como un motor de productividad primaria en lugar de un factor de degradación.

2.2. Antecedentes nacionales y locales

La Universidad Nacional de Tumbes (UNT) ha desarrollado investigaciones orientadas al estudio de la dinámica del manglar en la región, utilizando percepción remota y análisis multitemporal en un periodo extendido comprendido entre 1986 y 2021. Este trabajo constituye una línea base local altamente relevante, ya que cuantifica tanto los procesos de deforestación como los de recuperación ecológica en diversos intervalos temporales, permitiendo comprender la evolución histórica del ecosistema. El diseño metodológico adoptado se fundamenta en variaciones espaciotemporales y evaluación de cambios de cobertura (Cabrera Dioses, 2022).

Richards y Friess (2016) analizaron las tasas y causas de la pérdida de manglares en el Sudeste Asiático durante el periodo 2000–2012, empleando series de cronosecuencia de datos Landsat para determinar la trayectoria de cambios de cobertura y sus impulsores. Sus resultados evidenciaron una tasa media anual de deforestación relativamente baja (0,18%), aunque con variaciones significativas entre países, alcanzando valores cercanos al 0,7% en Indonesia. La investigación revela que la expansión de fronteras agrícolas y acuícolas constituye el principal motor antrópico, responsables de más del 80% de la deforestación, mientras que los factores naturales, como la degradación litoral como nuevas amenazas de fragmentación. Los autores concluyen que, pese a la desaceleración de la deforestación a escala regional, aunque estos últimos ganan terreno como motores de desarticulación ecológica, subrayan la necesidad de enfoques de gestión orientados a fortalecer la resiliencia ecosistémica más allá de la simple conservación del área forestal.

Blanco-Libreros y otros. (2022) estudiaron la relación entre la dinámica geomorfológica costera y la estructura del ecosistema de manglar en la costa del Pacífico colombiano, enfocándose en el papel de los procesos fluviales y marinos en un contexto de alta sedimentación. A través de una metodología que integró teledetección, datos sedimentológicos y muestreos *in situ*, los autores demostraron que la altura, densidad y biomasa del manglar están estrechamente condicionadas por la tasa y forma de deposición de

sedimentos fluviales. Sus resultados evidenciaron que aportes excesivos o abruptos de sedimentos, especialmente asociados a eventos de inundación, provocan alteraciones en la configuración taxonómica del bosque y reducciones significativas de la vegetación densa, debido al soterramiento de los neumatóforos y a la alteración de la hidrodinámica local. Asimismo, concluyeron que los manglares con fuerte influencia fluvial presentan mayor vulnerabilidad a cambios rápidos de cobertura que aquellos dominados por procesos marinos, destacando que la estabilidad del ecosistema depende del manejo integral de los flujos sedimentarios desde las cuencas altas y no únicamente de la protección del área forestal.

Las líneas de investigación del Instituto Geofísico del Perú (IGP) se han orientado a descifrar las repercusiones de las oscilaciones climáticas, con énfasis en el Fenómeno El Niño, sobre la integridad ecológica del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT). De acuerdo con Flores (2017), quien integra y amplía los hallazgos previos del IGP, los episodios de El Niño —principalmente los de 1982-83 y 1997-98— ocasionaron una disminución severa de la salinidad en el ecosistema debido a las lluvias intensas y al incremento del caudal fluvial. Este cambio brusco en la concentración salina genera un “shock osmótico” que debilita estructuralmente al manglar y afecta a las especies hidrobiológicas asociadas, como la concha negra. Este enfoque resulta fundamental, pues explica el mecanismo biofísico mediante el cual El Niño deteriora la salud y resiliencia del manglar, constituyendo un soporte científico directo para la interpretación de sus efectos en Tumbes (Flores, 2017).

A través del Consejo de Recursos Hídricos de la Cuenca Tumbes, la Autoridad Nacional del Agua (ANA, 2024) desarrolló un diagnóstico exhaustivo sobre las tendencias de sedimentación que han impactado el bioma de manglar en un lapso de cuatro décadas (1983–2024). Este análisis integral examina cómo los depósitos de material aluvial han condicionado la estabilidad del ecosistema frente a las variaciones del flujo hídrico regional. La investigación incorporó herramientas de teledetección, empleando imágenes Landsat, Sentinel-2 y PlanetScope, así como levantamientos fotogramétricos

con drones, con el fin de estimar la evolución de los patrones geográficos a través del tiempo de los bancos de sedimentos. Los resultados evidenciaron una expansión significativa de estos depósitos, particularmente en el río Zarumilla, donde la superficie sedimentada aumentó de 228.54 ha en enero de 2023 a 318.65 ha en marzo de 2024, lo que equivale a un incremento del 39.4 % en catorce meses, periodo que coincide con la ocurrencia del Fenómeno El Niño 2023 y el Ciclón Yaku. El informe concluye que la acumulación excesiva de materiales sólidos de origen externo, vinculados a la degradación del relieve y transporte de sedimentos en los sectores superior e intermedio de la red hídrica Puyango-Tumbes, está generando la obstrucción de los canales mareales, alteraciones en la hidrodinámica y el deterioro de la cobertura forestal, afectando la capacidad de resiliencia del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes frente al cambio climático.

El seguimiento de la dinámica de las categorías de uso de suelo en la región de Tumbes evidencia que, aunque la ampliación de las actividades agrícolas y acuícolas ha sido el principal motor de la reducción histórica del manglar, los eventos extraordinarios de El Niño ocurridos en 1982–1983 y 1997–1998 también generaron pérdidas significativas de su cobertura en momentos puntuales. Durante estos fenómenos, el notable incremento del caudal fluvial y las lluvias intensas ocasionaron una elevada sedimentación en los esteros y una disminución de la salinidad, condiciones que afectaron la permanencia y vitalidad de la vegetación de manglar. Este antecedente permite identificar de manera diferenciada la influencia del clima y la presión humana sobre la degradación del ecosistema (Príncipe & Céspedes, 2019).

Respecto a la situación reciente al entorno inmediato de la zona de estudio, la tesis desarrollada en la Universidad Nacional de Tumbes por (Dioses Puelles, 2020) llevó a cabo la identificación y evaluación de la vegetación existente en el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT). La investigación determinó la extensión total del ecosistema de manglar y confirmó como especies predominantes a *Rhizophora mangle*, seguida de *R. harrisonii* y *Avicennia germinans*. Dichos resultados constituyen la información más actualizada disponible sobre la distribución y composición florística del manglar dentro del área protegida.

En el contexto del procesamiento de imágenes de largo plazo, Jensen (2015) señala que la comparación de índices derivados de diferentes sensores (como Landsat 5, 8 y Sentinel-2) requiere una corrección radiométrica rigurosa. El uso del NDVI permite normalizar variables como el ángulo solar y las condiciones atmosféricas, permitiendo el estudio de registros históricos de datos con el fin de reconocer mecanismos de estabilidad biológica frente a las perturbaciones inducidas por la fase cálida de El Niño.

2.3. Bases teóricas

2.3.1. Bosque

Bajo las directrices de la FAO (2020), se adopta una conceptualización de bosque orientada a la homologación de inventarios y la trazabilidad de la cobertura vegetal a escala global. Este planteamiento normativo es utilizado de forma extensiva en la literatura científica para delimitar áreas boscosas, asegurando que los procesos de seguimiento forestal cumplan con las exigencias de los organismos de supervisión internacional, se considera bosque a toda área que supere las 0.5 hectáreas de superficie, con presencia predominante de árboles que alcancen más de 5 metros de altura en su etapa adulta y que posean una cobertura de copas superior al 10%. Asimismo, esta definición descarta las plantaciones destinadas principalmente a fines agrícolas y los sistemas agroforestales cuyo uso principal del suelo es la producción agrícola.

Desde una visión ecológica integral, la noción de bosque va más allá de cuantificar árboles o su cobertura, ya que se considera un ecosistema dinámico y complejo en el que la vegetación arbórea mantiene interacciones constantes en un sistema ecológico integrada por constituyentes biológicos y factores inanimados, elementos que determinan la organización y salud de la comunidad (Botkin & Keller, 2014). Este enfoque destaca el rol del bosque como espacio vital para numerosas especies, su participación esencial en procesos biogeoquímicos Como la regulación del ciclo del carbono y del agua y su función como reservorio de biodiversidad, subrayando su relevancia en la estabilidad ambiental tanto regional como global.

De acuerdo con el Ministerio del Ambiente (MINAM), un bosque es un ecosistema natural de alta complejidad, caracterizado principalmente por la presencia de árboles que conforman una cobertura de copa superior al 10% del área. Este sistema integra la interacción dinámica entre componentes bióticos como la vegetación, la fauna y los microorganismos y factores abióticos, tales como el suelo y el agua, los cuales se encuentran influenciados por el clima y la topografía. El bioma garantiza su propia estabilidad mientras provee servicios naturales esenciales a la región (MINAM, 2014).

Bajo la gestión del SERFOR, el INFFS establece un marco conceptual homogéneo para la clasificación de los ecosistemas boscosos en territorio peruano. De acuerdo con este instrumento, un bosque corresponde a un ecosistema dominado por especies arbóreas en cualquier etapa de crecimiento, siempre que cumpla con requisitos mínimos de extensión y cobertura: una extensión mínima de media hectárea con una densidad de dosel que alcance o supere el 10% (SERFOR, 2020). Asimismo, se precisa que, en zonas áridas o semiáridas, como la costa norte del país donde se ubica Tumbes, se mantiene este umbral, mientras que, en regiones con condiciones más favorables, como la Amazonía, la normativa forestal vigente exige una cobertura superior al 25% para reconocer un área como bosque (SERFOR, 2016).

Según la FAO (2020), la deforestación se define esencialmente como la conversión de ecosistemas forestales en superficies destinadas a actividades no boscosas. Bajo esta concepción, se considera deforestación cuando una superficie que previamente cumplía con los criterios para ser clasificada como bosque pasa de manera permanente a convertirse en tierras destinadas a actividades agrícolas, asentamientos urbanos, infraestructura u otras coberturas ajenas al ámbito forestal. La definición resalta que el aspecto determinante no es únicamente la remoción de árboles, sino el reemplazo duradero del bosque por un uso no forestal, sin distinguir si el origen del cambio es natural o provocado por actividades humanas.

Es fundamental diferenciar el concepto de deforestación del de degradación forestal. Mientras la primera implica la eliminación permanente del bosque y su conversión a un uso del suelo distinto, la degradación describe un deterioro interno del ecosistema forestal que afecta su estructura, funcionamiento y composición biológica, sin que ello conlleve necesariamente una disminución en su extensión total (FSC, s.f.). Este proceso, comúnmente originado por actividades como la tala selectiva, la explotación excesiva o prácticas de aprovechamiento no sostenibles, reduce el potencial del ecosistema para la provisión de servicios ecosistémicos entre ellos la captura de carbono y la protección del suelo, aunque el territorio continúe clasificado como forestal. En este sentido, el análisis multitemporal mediante teledetección, como el que se plantea en esta investigación, resulta adecuado para cuantificar la deforestación a través de la pérdida de superficie y puede complementarse para evaluar indicios de degradación mediante variaciones en la biomasa o la cobertura sin cambios en el uso del suelo.

2.3.2. Ecosistema Manglar

El manglar constituye un ecosistema costero propio de regiones tropicales y subtropicales, asentado en áreas intermareales y conformado principalmente por especies arbóreas de mangle. Se trata de un ambiente de transición que conecta el sistema marino con el terrestre, cuya dinámica está condicionada debido a la oscilación del nivel del mar, la descarga fluvial y las condiciones meteorológicas propias de la zona. La presencia y persistencia de estos bosques dependen del potencial adaptativo de la vegetación halófila para soportar elevados niveles de salinidad y desarrollarse en sustratos con baja disponibilidad de oxígeno (Chapman, 1976).

2.3.3. Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Según, Rouse y otro. (1974), el NDVI es un indicador que permite separar la biomasa verde de otros componentes del paisaje mediante la interacción entre la reflectancia del visible (RED) y el espectro del infrarrojo de proximidad (NIR). Este índice se fundamenta en que la vegetación vigorosa actúa como un sumidero de luz visible para sus procesos metabólicos, pero presenta una

alta reflectividad en la banda del infrarrojo debido a la estructura celular de sus hojas, generando un valor numérico que oscila entre -1 y 1.

Como sostiene Turker (1979), el NDVI aprovecha la fuerte absorción de la clorofila en la región del rojo (aproximadamente $0.66 \mu m$) la marcada firma reflectiva del mesófilo foliar al interactuar con la radiación de proximidad (aproximadamente $0.86 \mu m$). Esta diferencia espectral es directamente proporcional a la densidad del dosel y al vigor de la planta, consolidándose como el recurso referencial para examinar las variaciones estacionales de las coberturas boscosas a nivel internacional.

2.3.4. Características Ecológicas y adaptaciones

Los manglares se reconocen como ecosistemas de alta productividad que actúan como barreras naturales para la depuración del agua y como importantes sumideros de carbono. Las especies que los conforman, como *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, presentan adaptaciones morfológicas especializadas que les permiten sobrevivir en ambientes inundados y salinos. Entre estas destacan las raíces aéreas como los neumatóforos o raíces en zancos que facilitan el intercambio gaseoso en suelos con baja oxigenación, así como mecanismos fisiológicos para eliminar o filtrar el exceso de sal mediante el follaje, lo que les otorga una ventaja ecológica en condiciones altamente restrictivas (Tomlinson, 1986).

2.3.5. Servicios ecosistémicos del manglar

La importancia de los manglares trasciende su valor biológico, ya que proporcionan numerosos servicios ecosistémicos fundamentales para las poblaciones de Tumbes. En cuanto a los servicios de soporte, constituyen áreas esenciales como zona de protección y desarrollo ontogénico para múltiples organismos oceánicos, incluidos peces, crustáceos y moluscos como las conchas negras y los cangrejos. Asimismo, dentro de los servicios de regulación, actúan como defensas biofísicas que atenúan la energía hidrodinámica, salvaguardando la línea de costa ante posibles incrementos del mar, además de desempeñarse como importantes almacenadores de carbono (Polidoro *et al.*, 2010).

2.3.6. Distribución y diversidad del manglar peruano

En el contexto peruano, la presencia de manglares se limita exclusivamente al litoral de la región Tumbes, donde el Área Natural Protegida del SNLMT resguarda la mayor extensión y representatividad de este ecosistema. La composición florística del manglar tumbesino está dominada por cuatro especies importantes: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. Su localización en el extremo norte del país lo convierte en un ecosistema de distribución marginal, presenta una aguda sensibilidad a las oscilaciones térmicas marinas y pluviales, variables que comprometen su equilibrio sistémico a largo plazo. (MINAM, 2019).

2.3.7. Vulnerabilidad del manglar ante el fenómeno del Niño

El evento El Niño Oscilación del Sur (ENSO) genera alteraciones significativas en la estabilidad ecológica del manglar, debido que al aumento del calentamiento oceánico y precipitaciones intensas modifican de manera abrupta la salinidad del estuario. En particular, episodios de Niño Costero, como el registrado en 2017, provocan un mayor aporte de agua dulce procedente de los ríos, lo que puede inducir estrés en las especies de mangle, ya sea por hipersalinidad en condiciones de elevada evaporación o, con mayor frecuencia, por una marcada reducción de la salinidad debido a la dilución. Estos cambios repercuten directamente en procesos vitales como la germinación de propágulos y la supervivencia de especies dominantes, por ejemplo, el mangle rojo, generando variaciones visibles en la cobertura vegetal (Twilley *et al.*, 2018).

2.3.8. Deforestación

Se define por la pérdida irreversible de la cobertura vegetal que conlleva la transformación de áreas boscosas en superficies sin cobertura forestal, lo que implica la eliminación completa de la capa arbórea. En materia del ecosistema manglar, este proceso se manifiesta a través conversión de áreas boscosas en piscinas de producción domina sobre la urbanización y la agricultura, de manera predominante en Tumbes, la construcción de estanques para acuicultura (FAO, 2020). Además de la desaparición del hábitat, esta pérdida

de cobertura genera una mayor vulnerabilidad del suelo a la erosión y disminuye la capacidad protectora de la costa frente a eventos climáticos extremos, constituyendo un factor decisivo en la degradación y eventual desaparición del ecosistema (Richards & Hawley, 2007).

2.3.9. Agricultura

La agricultura comprende las prácticas orientadas a transformar el entorno natural con el fin de producir alimentos, fibras u otros recursos mediante el desarrollo de actividades fitotécnicas y la producción pecuaria en zonas previamente forestales. Si bien históricamente esta práctica se ha consolidado y expandido en áreas periféricas del bosque manglar, la expansión agrícola sin planificación que implica el drenaje de humedales y la alteración de sus condiciones salinas se ha convertido en una de las principales presiones sobre estos ecosistemas. Esta modificación de la matriz territorial no solo ocasiona la degradación del hábitat, sino que también incrementa la carga de sedimentos y sustancias químicas agrícolas hacia los sistemas estuarinos, afectando su calidad ambiental y funcionalidad ecológica (Lambin & Meyfroidt, 2010).

2.3.10. Acuicultura

La acuicultura constituye la producción sistematizada de organismos en cautiverio. Dentro del contexto local, la expansión de la industria camaronera actúa como el eje de la deforestación, transformando el bioma original en espejos de agua artificiales que dependen de la calidad del suelo y el suministro directo desde las cuencas del estuario. Esta intervención no solo implica la eliminación de la vegetación de mangle para habilitar la infraestructura acuícola, sino que también genera impactos secundarios derivados de los vertimientos de aguas residuales con exceso de materia orgánica y compuestos químicos, los cuales deterioran la integridad ambiental de la matriz hídrica y afectan a la diversidad biológica remanente del ecosistema (Primavera, 2006).

2.3.11. El Fenómeno El Niño (ENSO) y El Niño Costero (ENC)

El Fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS o ENSO) corresponde a un proceso natural de variabilidad climática asociado al incremento inusual de las fluctuaciones térmicas en el eje ecuatorial, abarcando desde el centro hasta el este del Pacífico, lo cual repercute directamente en la costa peruana mediante el aumento de la temperatura atmosférica y oceánica y la intensificación de las lluvias (Flores, 2017). Dentro de sus manifestaciones, el evento de El Niño Costero se distingue por un aumento térmico inusual concentrado exclusivamente en las costas peruano-ecuatorianas (Berrú & Perea, 2019). Los eventos catalogados como extraordinarios como los de 1982-83 y 1997-98 han generado condiciones climáticas altamente tropicalizadas en el norte del país, desencadenando precipitaciones intensas propias del régimen amazónico y transformaciones abruptas en los ecosistemas locales (Flores, 2017).

2.3.12. Impacto específico en la cobertura vegetal del manglar

Estos fenómenos climáticos, tanto El Niño y El Niño Costero afectan directamente el equilibrio salino e hídrico del manglar. Las precipitaciones intensas y continuas elevan notablemente el flujo hídrico y la magnitud de las escorrentías como el caso del río Tumbes, incrementando el aporte de agua dulce hacia el estuario y generando una marcada reducción de la salinidad costera, lo que produce estrés osmótico en la biota. Estas alteraciones pueden derivar en un crecimiento limitado, afectación fisiológica e incluso mortalidad de especies de mangle y de fauna asociada, como crustáceos y moluscos (Flores, 2017). La susceptibilidad del manglar frente a estas anomalías climáticas ha sido respaldada mediante estudios multitemporales basados en teledetección, los cuales evidencian variaciones significativas en la cobertura forestal durante episodios extremos (Cabrera Dioses, 2022). Asimismo, la progresiva expansión de la acuicultura del langostino desde la década de 1980 ha intensificado esta presión ambiental, incrementando el riesgo para la integridad ecológica del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (MINAM, 2017).

2.3.13. Dinámica de la sedimentación en ecosistema manglar

a. Procesos de sedimentación y estabilidad del manglar

La sedimentación constituye un proceso geomorfológico clave en los manglares, ya que implica la acumulación de sedimentos finos como arcillas, limos y arenas transportados por las dinámicas fluviales y mareales. Su relevancia radica en que aporta estabilidad al ecosistema y favorece la disponibilidad de nutrientes. Debido a su estructura radicular compleja, conformada por neumatóforos y raíces zancudas, los manglares actúan como ecosistemas ingenieros al disminuir la velocidad del flujo de agua, facilitando así la deposición de material y el incremento progresivo del sustrato (MINAM, 2017). Este proceso de acreción vertical resulta esencial para que el bosque pueda adaptarse al ascenso de la superficie del plano marino, manteniendo el área del bosque manglar dentro del rango intermareal necesario para su desarrollo y persistencia.

b. El rol del aporte fluvial y la cuenca hidrográfica

La acumulación de sedimentos en el manglar tumbesino está supeditada al suministro de carga sólida proveniente de las redes fluviales y pluviales locales. El río Tumbes actúa como el tributario predominante, mientras que cauces estacionales de menor orden, tales como la Quebrada Seca, complementan el depósito de partículas en la zona estuarina. La cantidad y características de estos sedimentos continentales están condicionadas por los niveles de erosión en las vertientes superiores y regiones de altitud media de las unidades hídricas, los cuales varían en función de la cobertura vegetal, la topografía y, de manera determinante, la intensidad de las lluvias (Takahashi & Martínez, 2015).

c. Impacto en El Niño en la carga de sedimentos

Los episodios extremos de variabilidad climática, como El Niño (ENOS/ENC), generan alteraciones significativas en los patrones habituales de sedimentación. Durante estos eventos, se intensifican las precipitaciones en las cabeceras de cuencas fluviales del norte peruano, como ocurrió en 1982-83 y 1997-98, lo que incrementa notablemente la escorrentía superficial. Este

proceso acelera la erosión de los suelos y produce un aumento considerable en la cantidad de sedimentos que son transportados hacia los ambientes estuarinos (MINAM, 2014).

Pese a que cierta acumulación de sedimentos es necesaria para la estabilidad del estuario, los aportes desmesurados generan impactos perjudiciales. La sobredimentación puede obstruir cauces, degradar ecosistemas y alterar la dinámica natural del sistema costero (MINAM, 2014).

Enterramiento y asfixia: El aporte acelerado y abundante de sedimentos finos puede sepultar y provocar la asfixia de los organismos bentónicos como crustáceos y moluscos, además de bloquear los neumatóforos en los manglares, comprometiendo así su respiración, salud y supervivencia (Flores, 2017).

Modificaciones del hábitat: Los aportes repentinos de sedimentos modifican la textura y la química del suelo, influyendo en la distribución de los manglares y simplificando la estructura del hábitat. Esto repercute de manera desfavorable en las comunidades faunísticas que dependen de él.

Impacto en Infraestructura: La acumulación excesiva de sedimentos genera problemas para actividades humanas como la navegación y puede interrumpir o alterar el flujo hídrico en áreas de producción acuícola cercanas al manglar incluidas las langostineras, lo que constituye un reto significativo para la gestión costera en Tumbes (Castañeda & Rojas, 2019).

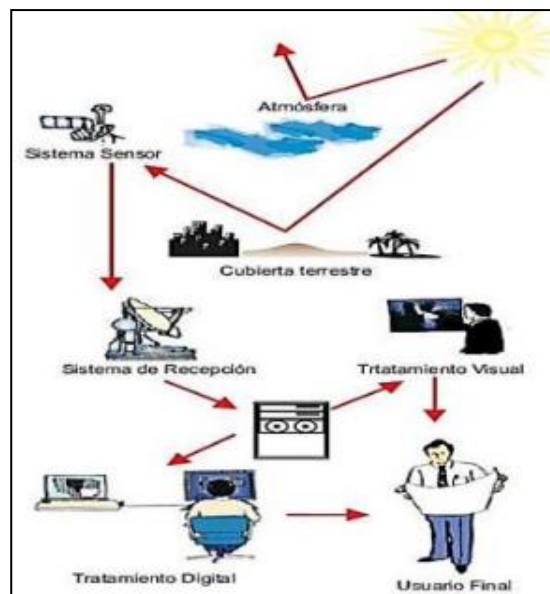
2.3.14. Teledetección y sensores

La teledetección se entiende como la disciplina que recopila parámetros de superficie terrestre a través de tecnología no invasiva y telemetría (Lillesand, *et al.*, 2015). En el ámbito ambiental, esto se realiza mediante sensores instalados en plataformas satelitales o aéreas que registran el flujo radiante que es devuelto o irradiado desde el estrato terrestre del planeta. Esta metodología resulta particularmente útil para estudiar los manglares, debido al difícil acceso que caracteriza a las zonas intermareales. el criterio de selección del dispositivo está condicionado por su nivel de detalle geométrico, temporal y radiométrica; en este sentido, los sensores ópticos como Landsat y

Sentinel presentan un uso generalizado en el mapeo y segmentación de las unidades de vegetación existentes, ya que permiten analizar la respuesta espectral asociada a la biomasa y la clorofila (Jones & O'Neill, 2020).

Figura 1

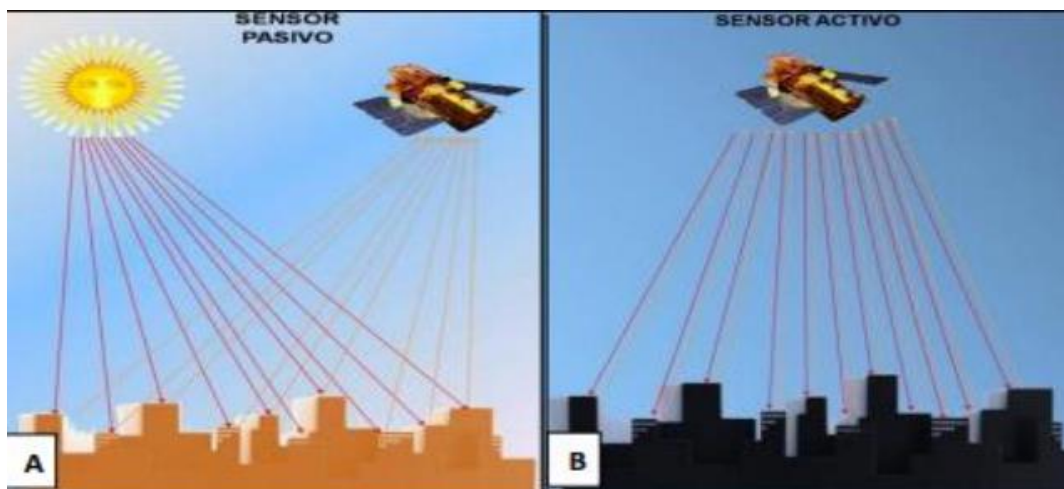
Elementos básicos de la teledetección



Nota: La figura muestra cada uno de los elementos básico del proceso para el tratamiento de imágenes satelitales. Fuente: Chuvieco (1996).

Figura 2

A Sensor pasivo y activo



Nota: Se parecía en la presente figura las clases de sensores.

Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geográfica (INEGI)

2.3.15. Análisis multitemporal

Consiste en comparar imágenes de un mismo territorio obtenidas en diferentes fechas con el fin de determinar, calcular y cartografiar las variaciones ocurridas en sus características biofísicas en un periodo de tiempo extenso. Esta técnica permite evaluar procesos dinámicos del paisaje como la pérdida de vegetación, la expansión urbana o las alteraciones en ecosistemas costeros suministrando insumos críticos para la gobernanza del entorno y la determinación de políticas estratégicas (Jhonnerie *et al.*, 2021).

2.3.16. Imágenes satelitales

Son datos visuales obtenidos desde plataformas espaciales, donde los sensores registran las firmas espectrales devueltas o liberadas por parte de los elementos presentes en el área físico. Esta información permite analizar el territorio y sus transformaciones ambientales con continuidad temporal y cobertura extensa, siendo especialmente útil para el estudio y monitoreo de ecosistemas como los manglares (Chuvienco & Huete, 2022).

2.3.17. Resolución de imagen

Se refiere a un parámetro fundamental que determina el nivel de detalle y la integridad espectral de la matriz de píxeles. Este concepto determina el potencial que posee un sistema sensor en distinguir detalles y diferenciar características presentes sobre superficie terrestre. En términos operacionales, la resolución se define como el umbral mínimo a partir del cual el sensor es capaz de identificar un objeto o una variación específica en el terreno. Mientras más limitado sea el valor del mínimo detectable, superior será la capacidad de discriminación de los elementos espaciales que puede extraerse de la información registrada (Lillesand *et al.*, 2015)

Los productos orbitales presentan variadas propiedades de discriminación de resolución, las cuales determinan el nivel y precisión de la información que puede ser obtenida de ellas:

- a. Resolución Espacial:** corresponde a la métrica espacial de la unidad de área terrestre cuya información es sintetizada en una celda mínima de la composición digital (Lillesand et al., 2015). En términos simples, corresponde al nivel más fino de detalle geográfico que puede distinguirse en la imagen, y se expresa comúnmente en metros. Por ejemplo, los sensores del programa Landsat ofrecen una precisión de geométrica de muestreo de 30 m, en comparación a satélites de alta resolución como WorldView pueden alcanzar hasta 0.5 m por píxel.
- b. Resolución Espectral:** Define la cantidad y la amplitud de los intervalos espectrales que el instrumento puede discernir. Contar con una fidelidad espectral superior, como la que ofrecen los sensores hiperespectrales, permite detectar variaciones muy sutiles en la composición de los materiales, ya que miden la energía reflejada o emitida en numerosas bandas muy estrechas. Esta capacidad resulta esencial para tareas de identificación precisa, como la discriminación de especies vegetales, el reconocimiento de depósitos geológicos o la evaluación de parámetros hídricos (Campbell & Wynne, 2011).
- c. Resolución Radiométrica:** Establece la precisión del dispositivo para diferenciar matices mínimos en la amplitud de la señal radiométrica devuelta o proyectada desde la superficie. Esta resolución se expresa en bits (por ejemplo, 8-bit o 12-bit), lo que indica la cantidad de niveles digitales o valores de brillo que puede registrar el sensor. A mayor número de bits, mayor será el rango de niveles de intensidad capturado y, por tanto, mejor la capacidad de diferenciar objetos con características espectrales similares, especialmente en áreas con bajo contraste (Lillesand et al., 2015).
- d. Resolución Temporal:** Se vincula con la tasa de retorno con la que un instrumento óptico vuelve a recolectar datos de una ubicación geográfica específica. Contar con una óptima cadencia de captura es determinante para el registro sistemático de variaciones

ambientales de carácter transitorio o que presentan variaciones estacionales, como los ciclos de inundación, el crecimiento y fenología de la vegetación, los incendios forestales o los procesos urbanos dinámicos (Jensen, 2016).

2.3.18. Clasificación de imágenes satelitales

Radica en vincular cada unidad matricial de la captura satelital con una categoría de cobertura definida, tales como recursos hídricos, masa boscosa, terreno expuesto o zonas antrópicas. Este procedimiento es esencial la confección de cartografía sobre tipos de superficie y aprovechamiento del territorio, así como para el análisis y monitoreo de cambios en el territorio. Para ello, se aplican algoritmos de reconocimiento de patrones capaces de identificar similitudes espectrales entre los píxeles y agruparlos de acuerdo con las características propias de cada clase (Lillesand *et al.*, 2015).

Clasificación supervisada: Implica la intervención directa del analista, quien, a partir de los antecedentes recabados sobre la zona de interés, selecciona muestras representativas de cada categoría temática de interés, denominadas áreas de entrenamiento. Estas muestras permiten instruir al procedimiento lógico en la identificación de los perfiles ópticos de cada clase y, posteriormente, asignar los píxeles de la imagen a la categoría correspondiente (Lillesand *et al.*, 2015)

Clasificación no supervisada: No requiere uso sobre áreas de entrenamiento definidas por el analista. En este enfoque, el algoritmo agrupa de manera automática las unidades de la escena de acuerdo con la analogía detectada en sus niveles de brillo o firmas espectrales a lo largo de todas las bandas disponibles. De esta manera, se identifican clústeres o grupos espectralmente homogéneos inherentes a los datos, que posteriormente pueden ser interpretados y asignados a categorías temáticas por el especialista (Campbell & Wynne, 2011).

2.3.19. Landsat

La misión Landsat, administrada de forma binaria por el USGS y la NASA, representa la secuencia de plataformas de teledetección global con el historial de datos constante más extenso de la historia. Desde el lanzamiento de su primera misión en 1972, ha proporcionado un valioso registro histórico de imágenes que ha permitido analizar el cambio global y apoyar la gestión sostenible de los recursos naturales durante más de cinco décadas. Su continuidad en el tiempo y la calidad de sus datos han convertido a Landsat en uno de los recursos de referencia determinantes para las investigaciones ambientales, planificación territorial y monitoreo de fenómenos dinámicos en la superficie terrestre.

Una de las virtudes más destacadas del programa Landsat es la consistencia geométrica y radiométrica mantenida a lo largo de sus distintas generaciones de sensores —como MSS, TM, ETM+, OLI y TIRS—, lo que posibilita realizar análisis comparativos robustos a través del tiempo (Wulder *et al.*, 2019). Esta continuidad en la adquisición de datos permite evaluar con alta fiabilidad de las alteraciones en el manto superficial y el aprovechamiento del terreno, aspecto particularmente relevante para el monitoreo de ecosistemas dinámicos y sensibles, como los manglares. Además, las imágenes Landsat, que garantizan una granularidad de 30 metros en casi la totalidad de su rango de bandas ópticas, resultan fundamentales para estudios del entorno en ámbitos de carácter regional y mundial, al proporcionar una combinación equilibrada entre nivel de detalle y amplitud de cobertura.

Los satélites más utilizados en la serie son:

✓ **Landsat 5 (L5):** Lanzado en 1984, Landsat 5 operó durante un tiempo récord de 29 años, hasta 2013, logrando conformar la serie de observaciones continuas de la superficie terrestre más extensa registrada por un satélite. Este satélite estuvo equipado con el sensor Thematic Mapper (TM), una mejora tecnológica significativa respecto a

su predecesor, el Multi-Spectral Scanner (MSS). El sensor TM fue considerado revolucionario debido a que:

- i. Incrementó el número de bandas espectrales a siete, incluyendo bandas críticas en el espectro infrarrojo de onda corta (SWIR) junto con un canal térmico.*
- ii. Mantuvo una definición de 30 metros en sus seis canales ópticos, mientras que su registro térmico operó a 120 metros (Jensen, 2016).*
- ✓ **Landsat 8 (L8):** Lanzado en 2013, lleva los sistemas de adquisición Operational Land Imager (OLI) y su complemento, el Thermal Infrared Sensor (TIRS). OLI mejora la resolución espectral al añadir nuevas bandas para el cirro (banda 9) y la detección costera/aerosoles (banda 1), esenciales para la corrección atmosférica y estudios acuáticos.

2.3.20. Características del landsat 5

El instrumento TM representa un sofisticado escáner multiespectral, desarrollado para ofrecer una definición espacial superior, una optimizada separación espectral de los elementos del relieve, así como una estabilidad geométrica y sensibilidad radiométrica incrementadas frente al sistema MSS (INEGI, 2025).

El sensor TM se trata de un dispositivo que constituye un sofisticado escáner multiespectral, diseñado para ofrecer una definición espacial superior, una distinción espectral más aguda de los elementos del relieve, así como una integridad geométrica y sensibilidad radiométrica optimizadas frente al sistema MSS. Su capacidad de registro alcanza los 30 metros en los canales ópticos y del infrarrojo de onda corta, mientras que la banda térmica opera a 120 metros, cubriendo una franja de barrido de 185 km (INEGI, 2025).

Tabla 1**Características de Landsat 5**

Modo espectral	Espacial (metros)	Esppectral (micras)	Radiométrica	Temporal	
Multiespectral	30	Banda 1 azul:	0.45 - 0.52	8 BITS	16 días
		Banda 2 verde:	0.52 - 0.60		
		Banda 3 rojas:	0.63 - 0.69		
		Banda 4 infrarrojo cercano 1:	0.76 - 0.90		
		Banda 5 infrarrojo cercano 2:	1.55 - 1.75		
		Banda 7 infrarrojo medio:	2.08 - 2.35		
Termal	120	Banda 6 infrarrojo térmica	10.4 - 12.5		

Nota: Adaptado de (INEGI, 2025).

2.3.21. Características del landsat 8 – OLI y TIRS

El paquete de sensores del Landsat 8, que incluye el OLI y el TIRS, genera un conjunto de datos que abarca once bandas espectrales. La resolución espacial de 30 metros se mantiene para las bandas multiespectrales del OLI (1 a 7 y 9). Las mejoras notables incluyen la adición de la banda 1, diseñada para investigaciones de la columna de agua y aerosoles, y la banda 9, cuyo objetivo es el mapeo de nubes altas o cirros, elementos fundamentales para un procesamiento atmosférico más riguroso.

Tabla 2**Distribución de las bandas en OLI y TIRS de Landsat 5**

Landsat 8	Bandas	Longitud de onda (micrómetros)	Resolución (metros)
Operational	Banda 1 – Aerosol costero	0.43 – 0.45	30
Land	Banda 2 - Azul	0.45 – 0.51	30
Imager	Banda 3 - Verde	0.53 – 0.59	30
(OLI) and	Banda 4 -Rojo	0.64 – 0.67	30
Thermal	Banda 5 – Infrarrojo cercano (NIR)	0.85 – 0.88	30
Infrared	Banda 6 – SWIR 1	1.57 – 1.65	30
Sensor	Banda 7 - SWIR 2	2.11 – 2.29	30
(TIRS)	Banda 8 - Pancromático	0.50 – 0.68	15
	Banda 9 - Cirrus	1.36 – 1.38	30
February	*Banda 10 – Infrarrojo térmico (TIRS) 1	10.60 – 11.59	100
11, 2013	*Banda 11 – Infrarrojo térmico (TIRS) 2	11.50 – 12.51	100

Nota: Adaptado de (Ariza, 2025).

Tabla 3**Resumen de designaciones de bandas y tamaño de píxel (m) para todos los satélites Landsat (LS) y sensores**

Landsat sensor	LS 1 - 5 MSS	LS 4 - 5 MT	LS 7 ETM+	LS 8 OLI/TIRS	Pixel size (m)
Coastal aerosol				B1 (0.43-0.45)	30
Blue		B1 (0.45-0.52)	B1 (0.45-0.52)	B2 (0.45-0.51)	30
Green	B1 (0.5-0.6)	B2 (0.52-0.60)	B2 (0.52-0.60)	B3 (0.53-0.59)	30 (60† for
Red	B2 (0.6-0.7)	B3 (0.63-0.69)	B3 (0.63-0.69)	B4 (0.64-0.67)	30 (60† for
NIR 1	B3 (0.7-0.8)				60
NIR	B4 (0.8-1.1)	B4 (0.76-0.90)	B4 (0.77-0.90)	B5 (0.85-0.88)	30 (60† for
SWIR 1		B5 (1.55-1.75)	B5 (1.55-1.75)	B6 (1.57-1.65)	30
SWIR 2		B7 (2.08-2.35)	B7 (2.09-2.35)	B7 (2.11-2.29)	30
Thermal		B6 (10.40-12.50)	B6 (10.40-12.50)	B10 (10.60-1.19) B11 (11.50-12.51)	30†
Pan-Chromatic			B8 (0.52-0.90)	B8 (0.50-0.68)	15
Cirrus				B9 (1.36-1.38)	30

Nota: Adaptado de. (Young, et al. 2017).

2.3.22. Combinación de bandas

Un beneficio primordial del uso de imágenes satelitales en el ámbito ecológico es la posibilidad de discernir entre estratos vegetales, usos de la tierra, reservorios de agua y reconocer dinámicas de origen físico o humano. La base de este proceso es la multiplicidad de bandas en los sensores de última generación, que registran la respuesta energética de los objetos en diversas regiones electromagnéticas, permitiendo el reconocimiento y la caracterización exacta de las entidades que componen la superficie del planeta (Alonso, 2025).

Tabla 4**Combinación de bandas**

Descripción	Combinación (RGB)
Color natural	432
Falso color (urbano)	764
Color infrarrojo (vegetación)	543
Agricultura	652
Penetración atmosférica	765
Vegetación saludable	562
Tierra/aguas	564
Natural con remoción atmosférica	753
Infrarrojo de onda Corta	754
Análisis de la vegetación	654

Nota: Adaptado de (Alonso, 2025).

2.3.23. Misión Sentinel – 2

Según lo expuesto por Drusch et al. (2012), Sentinel-2 representa un componente de monitoreo planetario de la Agencia Espacial Europea bajo el marco de Copernicus, proyectado para ofrecer información multiespectral de gran detalle. Dicha iniciativa opera mediante un binomio de plataformas gemelas (Sentinel-2A, "S2A", y Sentinel-2B), lo que garantiza una alta frecuencia de revisión, permitiendo capturar la dinámica fenológica de ecosistemas críticos como el manglar de Tumbes de forma casi semanal.

2.3.24. Características del Sensor MSI (Multi-Spectral Instrument)

el sensor MSI es la carga útil central del proyecto Sentinel-2 y opera bajo el principio de barrido tipo push-broom. Este sensor captura un total de 13 canales que abarcan desde el rango óptico hasta el infrarrojo de onda corta. Para el análisis del NDVI, el MSI ofrece una ventaja competitiva al proporcionar una definición de 10 metros en los canales Rojo (B4) y del Infrarrojo Próximo (B8), facilitando una distinción mucho más fina de la cobertura vegetal en comparación con los 30 metros de la serie Landsat (Gascon, y otros, 2017).

2.3.25. Corrección de imágenes

Para que los datos adquiridos por un satélite, como Landsat 8, sean útiles y comparables tanto en análisis temporales como entre diferentes sensores, es indispensable someterlos a un proceso riguroso de corrección y estandarización. Estas correcciones se agrupan comúnmente en tres categorías principales: radiométrica, geométrica y atmosférica. Cada una de ellas es un paso crítico para transformar las magnitudes numéricas capturadas por el dispositivo que equivalen estrictamente a los rangos de energía captada en información biofísica confiable y apropiada para estudios ambientales y monitoreo de las alteraciones en la configuración del relieve (Lillesand y otros., 2021).

a. Corrección radiométrica

Su finalidad es calibrar los valores numéricos (Digital Numbers, DN) obtenidos por el sensor, permitiendo su transición a unidades físicas estables, ya sea en forma de radiancia o reflectancia de techo de atmósfera (TOA). Dicho procedimiento es esencial para compensar las variaciones introducidas por el sistema de adquisición, tales como diferencias de calibración entre sensores, variaciones en la iluminación solar, degradación instrumental con el tiempo y cambios en la distancia Tierra-Sol. Gracias a esta corrección, es posible realizar análisis comparativos confiables entre imágenes obtenidas en diferentes fechas o por sensores distintos (NASA/USGS, 2023).

b. Corrección geométrica

Su finalidad alinear la imagen satelital con un modelo de posicionamiento geodésico o de coordenadas planas en la proyección UTM y eliminar las distorsiones producidas por la curvatura de la Tierra, las variaciones en la órbita y el movimiento del satélite, así como por los efectos del relieve del terreno (Li & Ma, 2019).

Tiene el objetivo de asegurar que cada píxel de la imagen se corresponde a su posicionamiento efectivo sobre el relieve, alcanzando el rigor geométrico indispensable para su incorporación en un Entorno de Gestión Espacial (SIG) (Chuvieco, 2024).

c. Corrección atmosférica

Es considerada la más compleja y, al mismo tiempo, una de las más cruciales para el análisis de la cubierta terrestre. Esto se debe que el medio atmosférico modifica el flujo solar que percibe el instrumento mediante procesos de dispersión y absorción, generando efectos que pueden distorsionar la verdadera reflectancia de los objetos en la superficie (Gomez-Casanovas, 2021).

El propósito fundamental de la corrección atmosférica es aislar la reflectancia de la superficie (*Surface Reflectance*), es decir, la fracción de flujo energético que genuinamente rebota desde los elementos del relieve. Dicha fase suprime el ruido vinculado a la masa atmosférica, incorporando la atenuación derivada de los fenómenos de difusión y retención provocados por los aerosoles y gases atmosféricos, permitiendo obtener información más precisa sobre las propiedades biofísicas del terreno (Lillesand y *otros.*, 2021)

Efectos para corregir y modelos: como MODTRAN o 6S, se emplean para compensar los efectos que la atmósfera introduce sobre la radiación captada por el sensor. En particular, corrigen la dispersión, que añade brillo o un efecto de neblina a la imagen, y la absorción, que atenúa la señal en determinadas bandas del espectro electromagnético, por ejemplo, aquellas afectadas por el vapor de agua (Jensen, 2022).

2.3.26. Sistema de información geográfica

Un Sistema de Información Geográfica (SIG) constituye una infraestructura técnica diseñada para la adquisición, custodia, procesamiento, examen, administración y visualización de información con referente espacial (Goodchild, 1992). Más que un simple conjunto de herramientas informáticas, un SIG constituye una metodología integral que permite trabajar con información que posee una referencia espacial, posibilitando así la integración de distintas fuentes de datos para comprender patrones, procesos y relaciones geográficas (Longley *et al.*, 2015).

2.3.27. ARCGIS

Constituye un entorno de gestión geoespacial de amplio alcance, cuya autoría pertenece a la empresa estadounidense Esri (Environmental Systems Research Institute). Superando el concepto de software de estación de trabajo, ArcGIS representa un complejo entramado tecnológico que optimiza la toma, gestión, análisis, modelado, visualización y difusión de información geoespacial en diversos entornos y

dispositivos. Su diseño facilita la operatividad híbrida entre entornos locales y servicios web, fomentando el trabajo cooperativo, la compatibilidad entre sistemas y la creación de insumos geoespaciales de gran exactitud. Estos elementos resultan cruciales para el respaldo estratégico en el ordenamiento del suelo, la administración del entorno natural y el seguimiento de activos ecosistémicos (ESRI, 2024).

a. Exactitud global

Siguiendo los planteamientos de Congalton y Green (2019), esta métrica se determina mediante la relación entre los aciertos de la clasificación y el universo total de datos analizados. En términos aritméticos, se calcula al promediar el sumatorio de los registros situados en la diagonal de la matriz de error sobre el volumen global de muestras. Cabe advertir que este coeficiente puede presentar un sesgo optimista sobre la fidelidad del mapa si hay una disparidad notable entre clases; por tanto, su lectura debe ser prudente. Su escala se extiende de 0 a 1, donde la proximidad a la unidad refleja una concordancia superior.

CAPITULO III

3. MATERIALES Y MÉTODOS

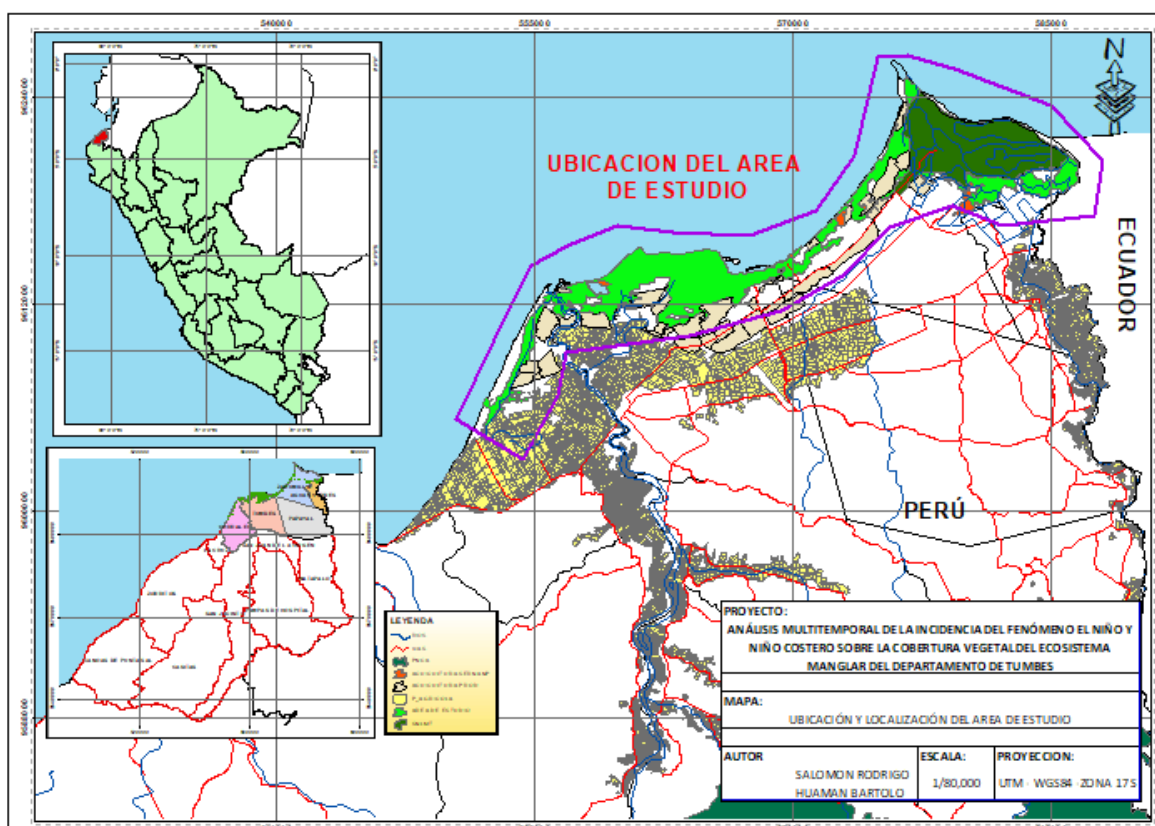
3.1. Descripción del área de estudio

3.1.1. Ubicación política

El ámbito de estudio se distribuye, dentro de la provincia de Tumbes, en los distritos de Corrales y Tumbes; mientras que en la provincia de Zarumilla abarca las jurisdicciones de Aguas Verdes, Papayal y Zarumilla, tal como se ilustra en la Figura 3.

Figura 3

Mapa temático de ubicación y localización del área de estudio



3.1.2. Ubicación geográfica

Se distribuye de forma más amplia en la costa norte, abarcando desde Boca Capones hasta Playa Hermosa. Adicionalmente, zonas de manglares o su zona de amortiguamiento también pueden estar influenciadas por otros distritos o centros poblados cercanos, como Puerto Pizarro (en el distrito de Tumbes, donde hay una caleta de pescadores dentro del manglar) y la localidad de El Bendito (en el distrito de Zarumilla).

3.1.3. Población

Los registros del Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI), basados en el empadronamiento de 2017, cuantificaron una población de 224,863 personas en el departamento de Tumbes. No obstante, las estimaciones demográficas sugieren que para el año 2024 la cifra ascenderá a 251,311 habitantes, tal como se detalla en la Tabla 5.

Tabla 5

Estimación de la población proyectada hasta el 2024.

Provincia	Tumbes	Población
Distritos	Tumbes	123 556
	Corrales	28 144
	La Cruz	12 087
	San Jacinto	5 594
	Pampas de Hospital	7 657
	San Juan de la Virgen	2 126
Total		179 164

Provincia	Zarumilla	Población
Distritos	Aguas Verdes	17 548
	Zarumilla	19 773
	Papayal	7 723
	Matapalo	5 142
Total		50,186

Provincia	Contralmirante Villar Zorritos	Población
Distritos	Zorritos	13 678
	Canoas de Punta Sal	7 208
	Casitas	1 075
Total		21 961

Nota: Adaptado de (INEI, 2017).

3.1.4. Ecosistema manglar

La magnitud geográfica del departamento de Tumbes abarca una extensión de 4,669.20 km², lo que equivale a un total de 466,920 hectáreas, considerado el departamento menos extenso del Perú. Además, la superficie boscosa presenta tres ecosistemas principales, cada uno con una característica climática y vegetal distintiva. Los ecosistemas boscosos de Tumbes son de vital importancia, y gran parte de su territorio está dominado por el Bosque Seco Ecuatorial (que constituye aproximadamente el 85% de la superficie regional), además del Manglar y el Bosque Tropical del Pacífico (MINAM, s.f.).

Tabla 6

Superficie Total del Ecosistema Manglar en el departamento de Tumbes.

Componente	Superficie (Aproximada)	Fuente de Información	Nota
Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT)	2 972 ha	SERNANP (1988)	Área legalmente protegida
Total, de Ecosistema Manglar de Tumbes	5 200 ha	MINAM/SERFOR (2025)	Superficie total que incluye zonas de amortiguamiento, acuicultura y áreas degradadas/recuperadas fuera del SNLMT.

Nota: Adapto de (SERNANP, 1988).

3.1.5. Actividad acuícola

Según el rango histórico de espejo de agua, la superficie de actividad de cultivo de langostinos ha variado, llegando picos importantes. A finales de 1990, alcanzaron alrededor de 3 417 hectáreas (ha) de espejo de agua en producción (PRA Tumbes, 2021).

De otro lado, el mayor impacto histórico sobre el ecosistema manglar, con respecto a la expansión de los estanques langostineros ocurrió entre 1977 y 1991, ocupando 600 ha directamente a costa del manglar y otras 500 ha del bosque seco (Mialhe *et al.*, 2013). Para establecer los espacios o uso

de suelo para la actividad de camaroneras, fue El factor determinante en la contracción del ecosistema de manglar observada hacia 1992 (4,541 ha) frente a los registros de 1982 (5,964 ha) (ONER, 1992).

3.1.6. Actividad agrícola

El sector agrario constituye un eje fundamental para la economía tumbesina, localizándose mayoritariamente en las llanuras aluviales de las cuencas del Tumbes y Zarumilla. En la actualidad, la extensión con infraestructura hídrica alcanza aproximadamente las 18,000 ha, cifra que contrasta con una aptitud territorial que podría sobrepasar las 25,000 ha (Gobierno Regional de Tumbes, 2017). Los cultivos dominantes son el arroz, el maíz amarillo duro y los frutales (como el limón y el plátano), cuya superficie sembrada y cosechada anualmente, que oscila entre 15 000 y 18 000 ha, es extremadamente vulnerable a la variabilidad climática, ya que tanto las inundaciones del Fenómeno El Niño Costero como las sequías en la fase La Niña impactan directamente la producción y el uso de la tierra (MIDAGRI, 2020).

3.1.7. Eventos de fenómeno del niño y el niño costero

Se denomina El fenómeno de El Niño a la manifestación de un acoplamiento complejo entre la atmósfera y el océano que produce el ascenso térmico de las masas de agua superficiales en la región ecuatorial del Pacífico, provocando perturbaciones en la circulación climática a nivel mundial (Philander, 1990).

El evento de 1991 a 1993 se caracterizó por ser un episodio de intensidad moderada, pero de larga duración, lo que generó anomalías persistentes en el norte del Perú. A diferencia de eventos extraordinarios, este se manifestó con un calentamiento sostenido del incremento calórico en la capa superficial marina, el cual produjo alteraciones directas en los hábitats costeros de Tumbes. En el año 1992, el fenómeno alcanzó su fase de mayor impacto, provocando precipitaciones que superaron significativamente los promedios normales en el departamento de Tumbes. Estas lluvias intensas derivaron en el incremento del volumen de descarga

del río Tumbes, derivando en el desbordamiento hacia las zonas de cultivo de menor cota y comprometiendo la integridad de las obras civiles de la zona (ENFEN, 2012).

Takahashi (2017), reporta los registros de eventos Extraordinarios con Gran Impacto en Tumbes: Los eventos de 1982-1983 y 1997-1998 son catalogados como Extraordinarios por su magnitud y la severidad de los impactos hidrometeorológicos en la costa de Perú.

La diferencia entre El Niño Canónico y El Niño Costero es crucial, ya que el ENI Costero considera un calentamiento anómalo más intenso y persistente en la banda costera del Pacífico Sudamericano, que produce una respuesta atmosférica más inmediata y severa sobre la precipitación costera (Takahashi & Martínez, 2017).

Tabla 7.

Registros de eventos del fenómeno del niño y el niño costero

Año inicial	Mes inicial	Año final	Mes final	Duración meses	Magnitud (ENFEN)
1982	7	1983	11	17	Extraordinario
1992	12	1993	4	5	Fuerte
1997	3	1998	9	19	Extraordinario
2015	4	2016	7	16	Fuerte
2016	12	2017	5	6	Moderado
2023	2	2024	3	14	Fuerte

Nota: Adaptado de (Takahashi & Martínez, 2017).

3.1.8. Tipo y diseño de la investigación

El estudio se categorizó como una investigación aplicada, puesto que la evidencia recolectada facilitó un examen numérico y pormenorizado de la repercusión de los eventos El Niño y El Niño Costero en la extensión del ecosistema de manglar a lo largo del intervalo cronológico analizado.

3.1.9. Población, muestra y muestreo

La población objetivo de la investigación se centra en el ecosistema manglar y la interacción con los ecosistemas terrestres y acuáticos aledaños. fue fundamental para la determinación del área de estudio, la delimitación de forma extendida para inclusión de estos ecosistemas vecinos, ya que su inclusión fue necesaria para la correcta detección de la firma espectral del manglar mediante teledetección. Dentro de esta área definida, las unidades de análisis específicas (la muestra) están representadas por los propios bosques de mangle.

3.2. Materiales y equipos

Imágenes satelitales:

Tabla 8.

Imágenes utilizadas en el proyecto de investigación

TIPO DE SATÉLITE	SENSOR	FECHA	IMAGEN
LANDSAT 5	Mapeo Temático (TM)	14/03/1986	LT05_L2SP_011062_19860314_20200918_02_T1
		18/05/1987	LT05_L2SP_011062_19870418_20201014_02_T1
		25/12/1991	LT05_L2SP_011062_19911225_20230523_02_T1
		25/09/1993	LT05_L2SP_011062_19930925_20240110_02_T1
		04/12/1995	LT05_L2SP_011062_19951204_20231216_02_T1
		26/04/1996	LT05_L2SP_011062_19960426_20240113_02_T1
		06/10/1997	LT05_L1TP_011062_19971006_20240106_02_T1
		07/09/1998	LT05_L1TP_011062_19980907_20240111_02_T1
LANDSAT 8	Operational Land Imager (OLI)	10/02/2015	LO08_L1TP_011062_20150210_20200924_02_T1
		10/10/2016	LC08_L1TP_011062_20161010_20200905_02_T1
		13/10/2017	LC08_L1TP_011062_20171013_20200902_02_T1
SENTINEL 2	MSI (Multi-Spectral Instrument)	03/02/2022	S2A_OPER_MSI_L1C_TL_S2RP_20240521T175144_A 034571_T17MNS_N05.10
		19/05/2023	S2A_OPER_MSI_L1C_TL_S2RP_20240811T214614_A 041292_T17MNS_N05.10
		19/12/2024	S2A_OPER_MSI_L1C_TL_2APS_20241219T191312_A 049586_T17MNS_N05.11

La elección de las imágenes satelitales se basó en la temporalidad y la disponibilidad de tomas libres de nubosidad. Se consideró la adquisición de imágenes capturadas durante la fase de sequía y déficit hídrico, toda vez que,

en el ciclo de mayor pluviosidad, los bosques colindantes presentan probablemente una reflectancia similar a la del manglar, lo cual induciría confusión espectral durante la clasificación. Por lo tanto, se descartaron sistemáticamente las imágenes que presentaban nubosidad. Además, considerando los periodos de tiempo que ocurrieron los fenómenos naturales registrada en la tabla 8.

Equipos:

GPS marca garmin 64S

Celular: Cámara de Samsung S24 Ultra

Laptop hp: 250 G8 Notebook PC

- ✓ Procesador: Intel (R) Core (TM) i7-1065G7 CPU @ 1.3GHz 1.50 GHz.
- ✓ RAM instalada: 16.0 GB (15.8 GB usable).
- ✓ Versión: 22H2.

Software:

ArcGIS 10.8

Microsoft office Word, Excel y Powe Point

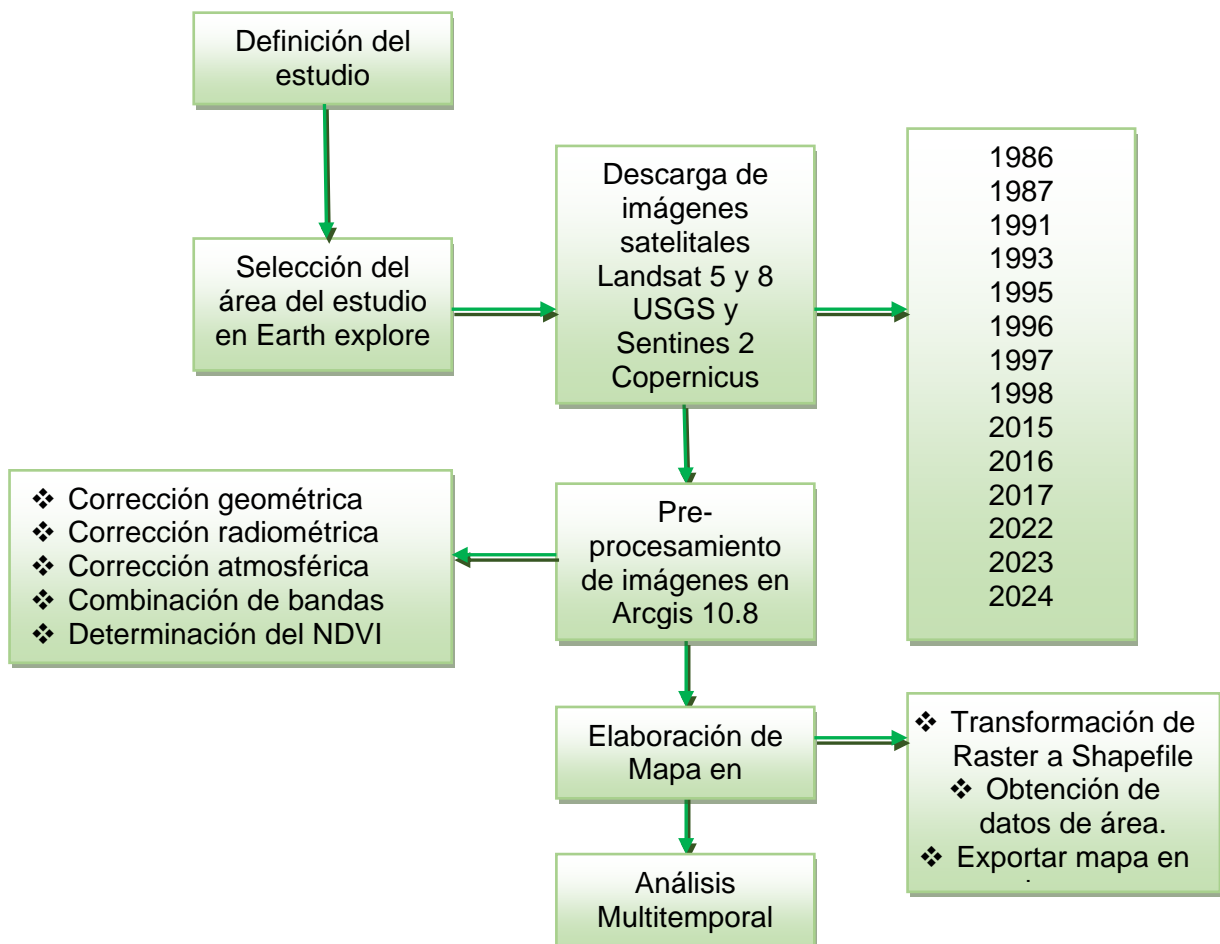
Google Earth

3.3. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La metodología se fundamentó en el uso de sensores remotos como herramienta eje para la recolección de información, priorizando un examen diacrónico mediante escenas satelitales Landsat. Dichos insumos fueron recuperados de la plataforma EarthExplorer de la USGS, cubriendo un horizonte temporal que se extiende desde 1986 hasta 2017 utilizando el sitio web **official website of the United States government** USGS Earth Explorer y del periodo de 2022 a 2024 fueron descargadas del sitio web **copernicus data space ecosystem**. Dicho procedimiento de acopio informativo se ejecutó a través del monitoreo no invasivo y metódico de la firma espectral capturada por los sensores satelitales, lo cual consistió el posterior procesamiento de la información, generando así índices biofísicos y realizando el mapeo de las tipologías de vegetación del bosque manglar con un registro válido y cuantificable para el análisis de los cambios a lo largo del tiempo.

Los instrumentos de tratamiento y examen de información empleados durante el estudio fueron procesados mediante el software ArcGIS 10.8 empleados para el tratamiento geoespacial y la clasificación de las imágenes satelitales. Seguidamente, se empleó Microsoft Excel en la sistematización y el estudio estadístico de los resultados de área. Esta combinación de herramientas permitió cuantificar las hectáreas de bosque (ecosistema manglar) y la dinámica del ecosistema manglar por causas específicas con la ocurrencia del evento El Niño y El Niño costero. La consecución de estos resultados se logró siguiendo la secuencia metodológica descrita a continuación:

3.5.1. Esquema del procesamiento de datos



3.5.2. Descripción del procesamiento de datos

Para cuantificar la influencia de las anomalías climáticas en el ecosistema manglar, se aplicó una metodología de procesamiento basada en los estándares del MINAM (2014). Aunque dicho protocolo se estructuró para

la cartografía de la Amazonía peruana, su fiabilidad permitió su aplicación en el presente estudio para los intervalos cronológicos analizados hasta el 2024. La fase de pre-procesamiento incluyó el tratamiento de imágenes satelitales mediante algoritmos de ortorectificación, permitiendo la integración precisa de datos provenientes de las plataformas Landsat y Sentinel-2.

3.5.3. Mejoramiento de imágenes landsat y sentinel

A. Selección y descarga de imágenes satelitales

La adquisición de los insumos espaciales se realizó a través de los catálogos oficiales de la USGS (EarthExplorer) para las misiones Landsat 5 y 8 (1987-2017), y del repositorio Copernicus Data Space Ecosystem para el sensor Sentinel-2 (2022-2024). Como criterio de calidad para el análisis multitemporal, se establecieron umbrales de cobertura nubosa inferiores al 30% respecto a la zona de estudio, garantizando así la visibilidad de los objetivos terrestres, tal como se ilustra en las Figuras 4 y 5.

Figura 4

Interfaz de la USGS EARTH EXPLORE

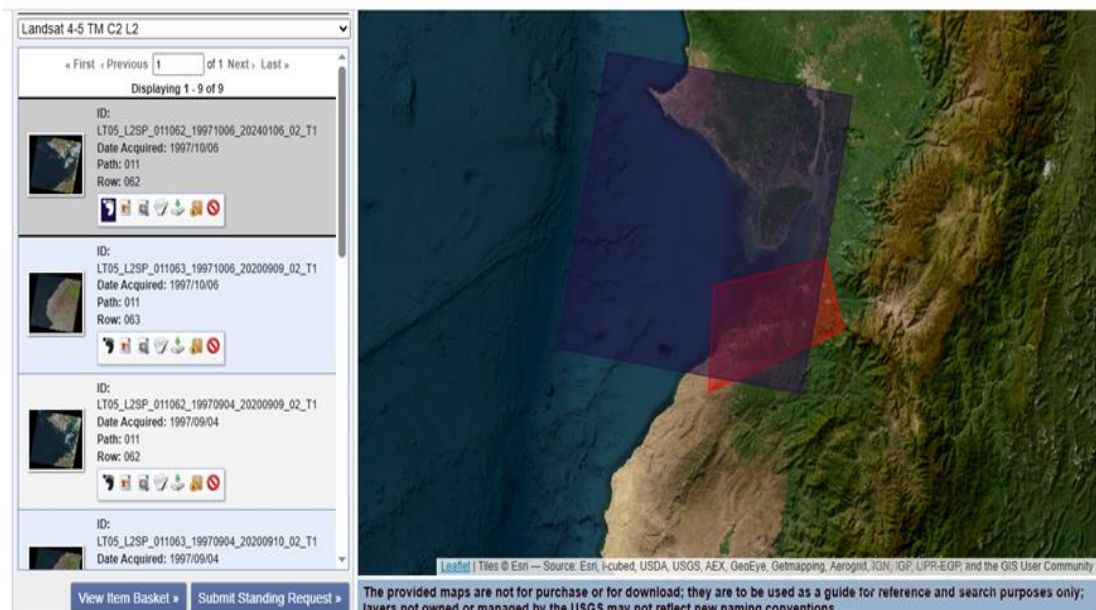
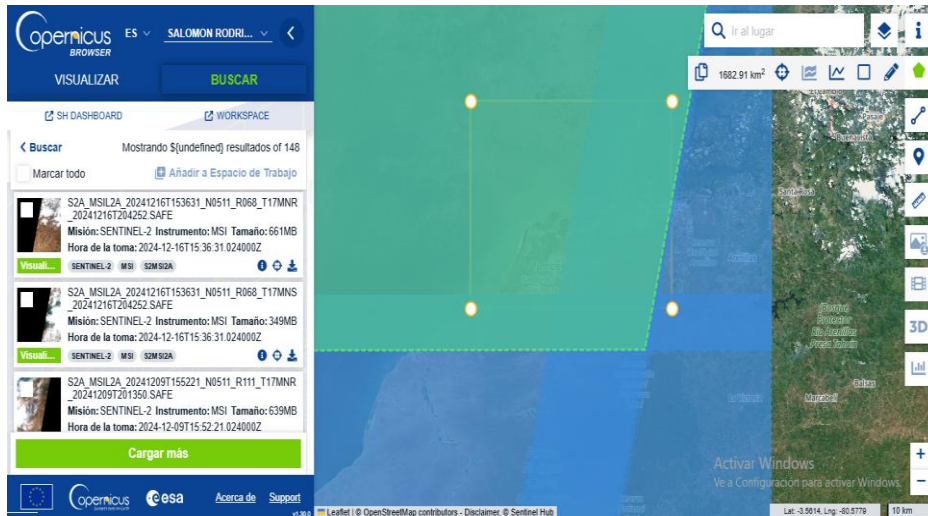


Figura 5.

Interfaz de copernicus data space ecosystem

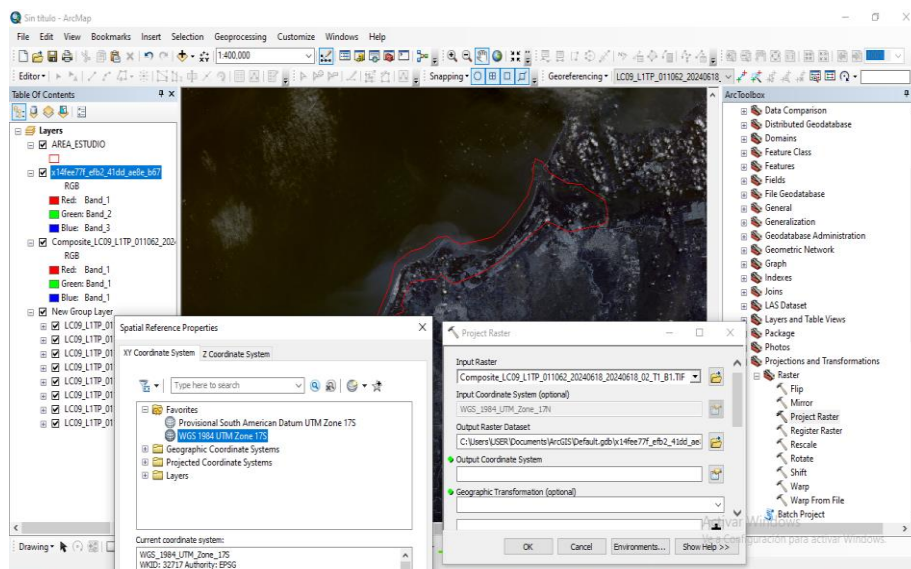


B. Corrección geométrica

Los productos ópticos de los sensores Landsat 5 y 8, obtenidas durante la descarga del USGS EARTH EXPLORE, presentaron una proyección en datum WGS-1984-UTM Zona 17 Norte. Sin embargo, el ámbito espacial de este trabajo se localiza en la Zona 17 Sur, lo que llevó a realizar la reproyección, utilizando el software ArcGis 10.8 mediante el siguiente proceso: **System Toolboxes > Projections and Transformations > Input Raster >...> agregando las bandas en carpeta > Pansharp_Composite.... > Generando el Raster x85296593_f74a_495c..... > Output Coordinate System WGS 1984 UTM Zone 17S**, tal como se describe en la Figura 6.

Figura 6

Proyección y transformación

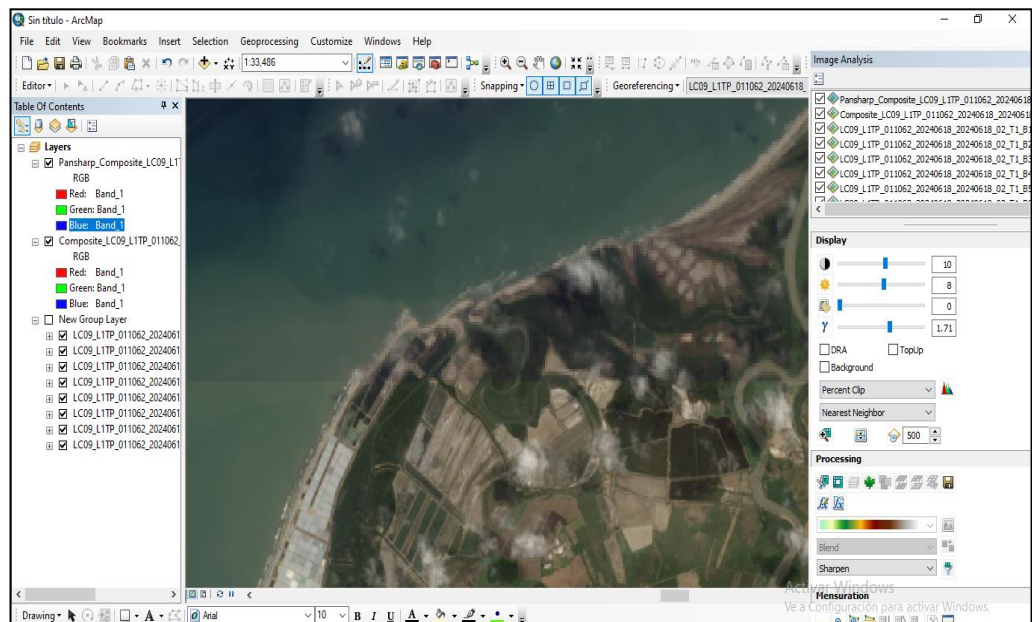


C. Mejoramiento de imagen Landsat a 15 m

Posteriormente se realizó la mejora de la calidad de los píxeles de las imágenes Landsat 8, debido que presentan un tamaño de los píxeles serían de 30 por 30, las misma que carecía de claridad, En consecuencia, se adoptó una resolución más detallada de 15 por 15 metros, lo que facilitó la distinción de elementos, empleando el software ArcGIS 10.8 mediante el proceso de fusión de imágenes Pan-sharpening. Conforme se muestra en la Figura 7.

Figura 7

Mejoramiento de pixel a 15 metros



D. Conversión a reflectancia TOA

Se ejecutó en la plataforma ArcGIS 10.8, empleando el módulo de álgebra de mapas y la función Raster Calculator. Se aplicó la ecuación de reflectancia $\rho\lambda' = M\rho QCal + A\rho$ sobre productos con una resolución espacial de 15 metros. Este procedimiento fue fundamental para mitigar las distorsiones ópticas de absorción y dispersión generadas por los aerosoles atmosféricos, garantizando la fidelidad de los datos espectrales como detalla en la Figura 8. Donde:

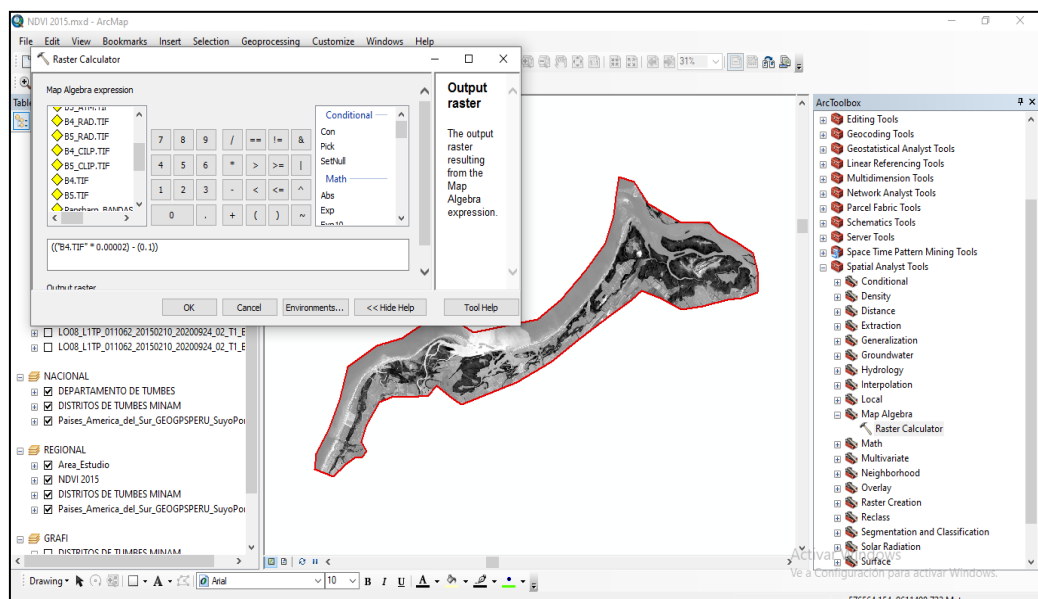
$\rho\lambda'$ = Corresponde al dato de reflectancia aparente sin normalización por incidencia solar. Se debe precisar que $\rho\lambda'$ no incluye el tratamiento por el ángulo cenital del sol en el momento de la captura.

$M\rho$ = Representa el coeficiente multiplicador de reescalado para cada canal, extraído del archivo de cabecera (REFLECTANCE_MULT_BAND_X, siendo x el índice del espectro correspondiente).

Q_{cal} = Representa la magnitud básica medida y normalizada para los niveles digitales (DN). Dicha cifra es propia de cada canal espectral que integra la toma.

Figura 8

Conversión a reflectancia a TOA



E. Corrección Angular

La estimación de la reflectancia de superficie de los objetos en la escena Landsat 8, se desarrolló tras concluir la fase de reflectancia TOA, la cual se encuentra supeditada a las interferencias de la atmósfera y la geometría de iluminación, como se visualiza en la Figura 9.

De este modo, la obtención de los valores de reflectancia planetaria TOA con la respectiva compensación por el ángulo cenital es la siguiente:

$$\rho\lambda' = \frac{\rho\lambda'}{\cos(\theta_{SZ})} = \frac{\rho\lambda'}{\sin(\theta_{SE})}$$

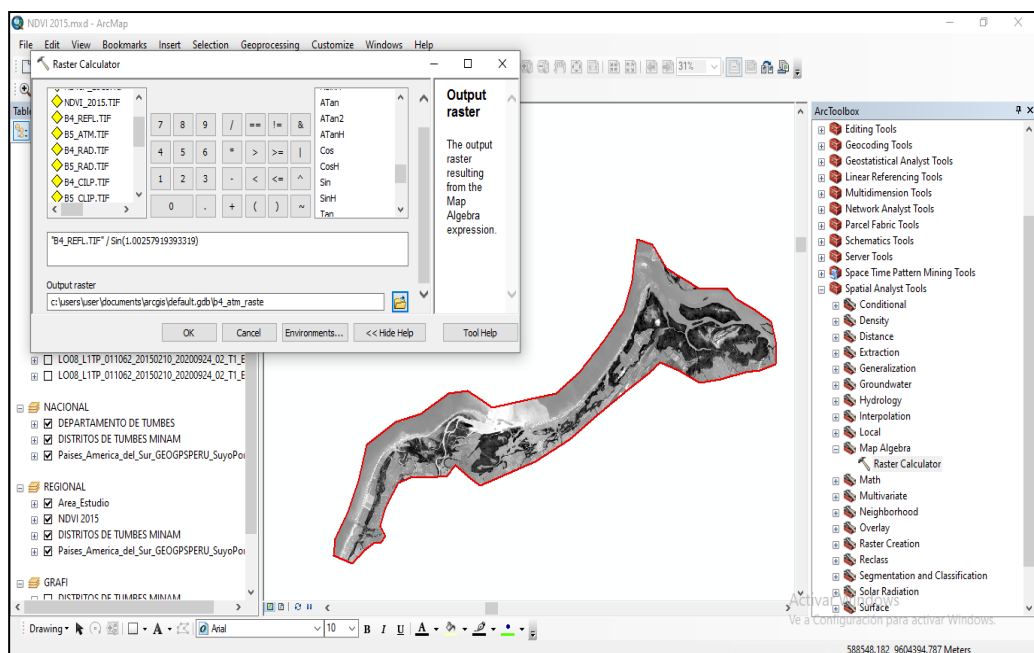
Donde:

$\rho\lambda'$ = Constituye el valor de reflectancia planetaria aparente, una vez aplicado el ajuste por la geometría de iluminación del ángulo solar.

θ_{SZ} = Representa la inclinación de la elevación solar. Este valor, correspondiente al centro de la toma, se extrae directamente de los metadatos del archivo (SUN_ELEVATION).

θ_{SE} = Es el ángulo solar zenith local.

Figura 9
Corrección angular



F. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada

Para el análisis multitemporal (1986-2024), se integraron imágenes de tres misiones satelitales diferentes. Dada la heterogeneidad en las firmas espectrales de los sensores, se procedió con una

homogeneización de la reflectancia aparente en la parte superior de la atmósfera (TOA) y correcciones angulares para las series Landsat 5 y 8. En contraste, para las imágenes de Sentinel-2 se omitió este paso previo, dado que el producto base ya integra las correcciones radiométricas y atmosféricas necesarias para su análisis:

Landsat 5 (Sensor TM): Se emplearon las bandas 3 (Rojo) y 4 (NIR).

Landsat 8 (Sensor OLI): Se utilizaron las bandas 4 (Rojo) y 5 (NIR).

Sentinel-2 (Sensor MSI): Se usaron las bandas 4 (Rojo) y 8 (NIR), remuestreadas a la resolución de trabajo para mantener la consistencia espacial.

El vigor fotosintético del manglar se determinó mediante el álgebra de mapas, aplicando la ecuación universal del NDVI. Este índice permite normalizar las variaciones de iluminación solar y ángulos de visión entre los años 1986 y 2024, como se observa en la Figura 10.

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

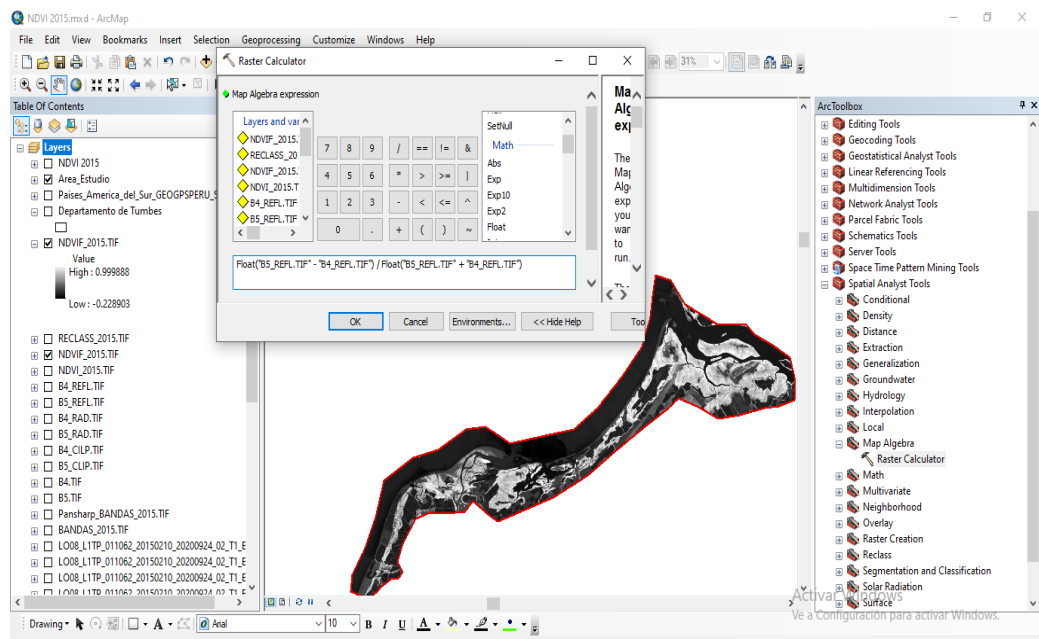
Donde:

NIR : Infrarrojo Cercano (Reflectancia de la estructura celular).

RED : Rojo Visible (Absorción de la clorofila).

Figura 10

Determinación del NDVI



G. Clasificación y análisis de cobertura

Una vez generados el ráster del NDVI, se procedió a la segmentación de la información en seis categorías o clases de vegetación. mediante umbrales de densidad como se aprecia en la Tabla 9 y Figura 11. Esta etapa permitió cuantificar las hectáreas de manglar sano frente a áreas impactadas por las anomalías hídricas señaladas en la Tabla 7 registros de eventos del fenómeno del niño y el niño costero.

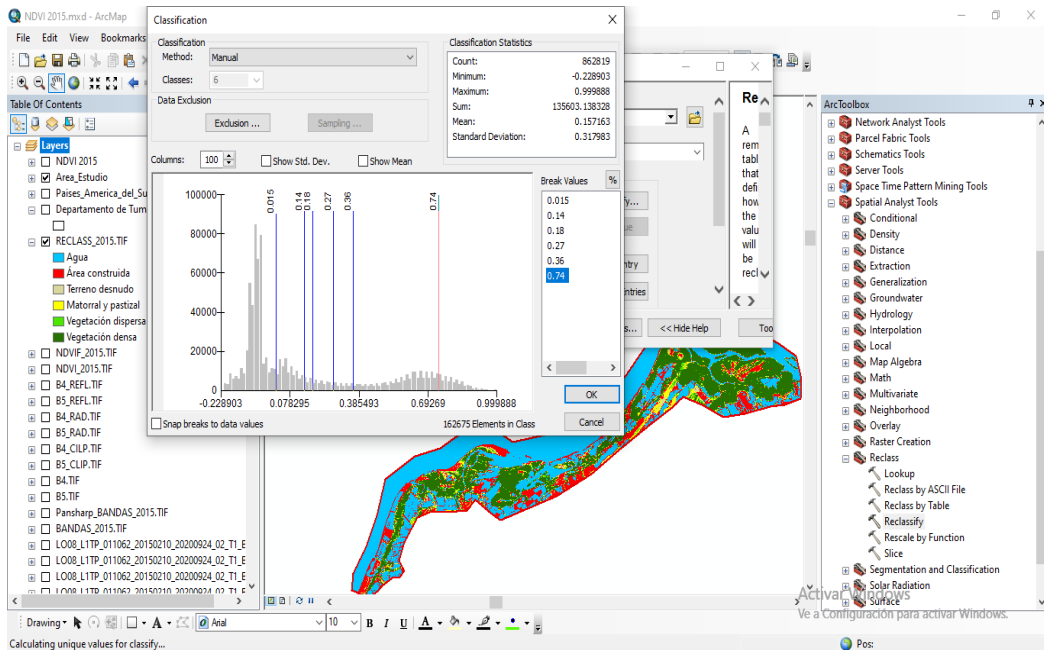
Tabla 9

Valores y clases de vegetación

Clases de cobertura	Rango de NDVI	Descripción técnica y fenológica
Agua	-0.28 a 0.015	Absorción total en la banda NIR; incluye esteros, canales y zonas inundadas
Área construida	0.015 a 0.14	La reflectancia es similar en las bandas del Rojo y NIR, lo que genera un índice cercano a cero, típico de materiales inorgánicos. Incluye playones salitrosos, caminos, infraestructura langostinera o suelos erosionados.
Terreno desnudo	0.14 a 0.18	Inicio de la curva de reflectancia en el NIR, indicando que es una zona de nula o incipiente presencia de biomasa verde.
Matorral y pastizal	0.18 a 0.27	Reflectancia en el NIR moderada débil. Hay una absorción moderada de clorofila en la banda roja. Presencia de matorrales ralos, vegetación estresada o en etapa de regeneración temprana.
Vegetación dispersa	0.27 a 0.36	Respuesta espectral intermedia. Hay una absorción moderada de clorofila en la banda roja. Lo que podría indicar la presencia de bosque secos o manglar joven o en etapa de transición. Presenta una arquitectura de copa más cerrada que la clase dispersa, pero aún no alcanza su máximo potencial fotosintético. Es común ver esta clase en los bordes de los bosques densos.
Vegetación densa	0.36 a 0.74	Fuerte contraste espectral (Rojo bajo, NIR muy alto). Indica una alta concentración de clorofila y biomasa. Corresponde al bosque de manglar maduro y saludable. Presenta un dosel cerrado con alta actividad fotosintética. Es la clase dominante en el corazón del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes.

Fuente: (Gandhi, y otros. 2015)

Figura 11
Reclasificación de clases de vegetación



H. Cálculo de áreas por clase mediante tabulación zonal

Se realizó el análisis de métricas de paisaje para cuantificar la extensión superficial de cada unidad de cobertura, transformando la información espectral en datos estadísticos de área (ha) mediante procesos de tabulación zonal en entorno SIG, revisando la tabla de atributos para agregar el campo de Áreas (ha), y finalmente utilizando la calculadora de campo describiendo las siguientes fórmulas de acuerdo a la imagen satelital procesada, como se observa en la Figura 12.

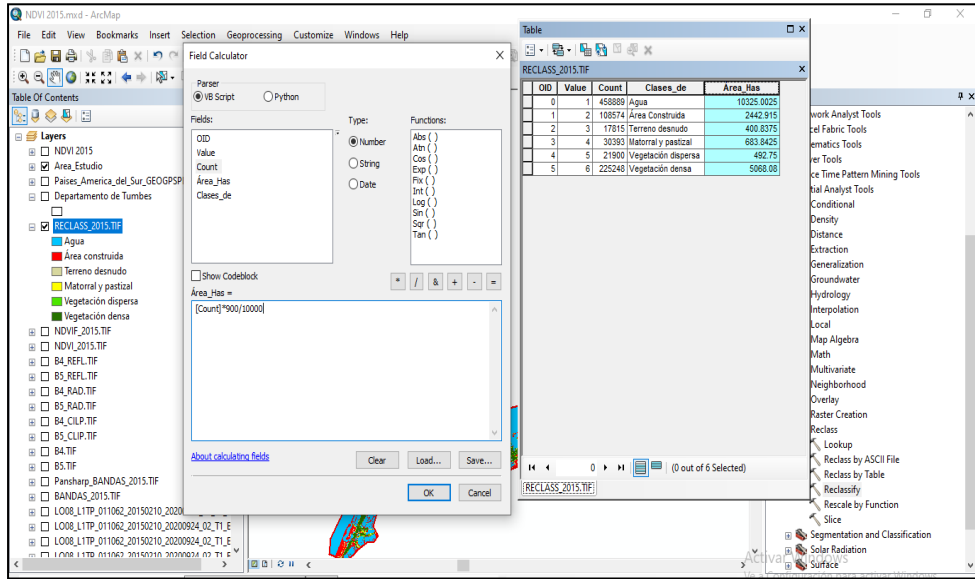
Conteo de Píxeles: El software cuenta cuántos píxeles pertenecen a la clase "Vegetación Densa".

Área del Píxel: En Landsat 5 y 8, cada píxel mide 30 x 30 = 900 m² y 15 x 15 = 225 m². En Sentinel-2, mide 10 x 10 = 100 m².

$$\text{Área (Ha)} = \frac{(\text{Número de píxeles} \times \text{área de píxel})}{10\ 000}$$

Figura 12

Cuantificación de la dinámica espacial

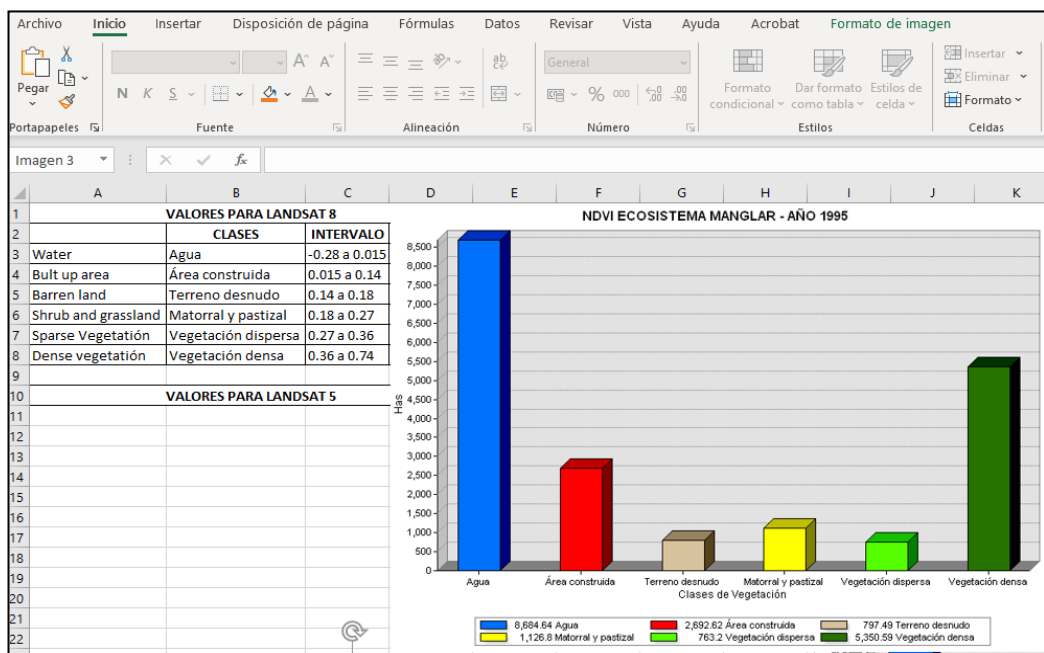


I. Proceso de análisis de datos

Para facilitar la interpretación de la evolución espacial del ecosistema, los datos obtenidos fueron sistematizados en una hoja de cálculo (Excel), donde se elaboraron representaciones gráficas que sintetizan los resultados principales, conforme se exhibe en la Figura 13.

Figura 13

Procesamiento de datos de Excel.

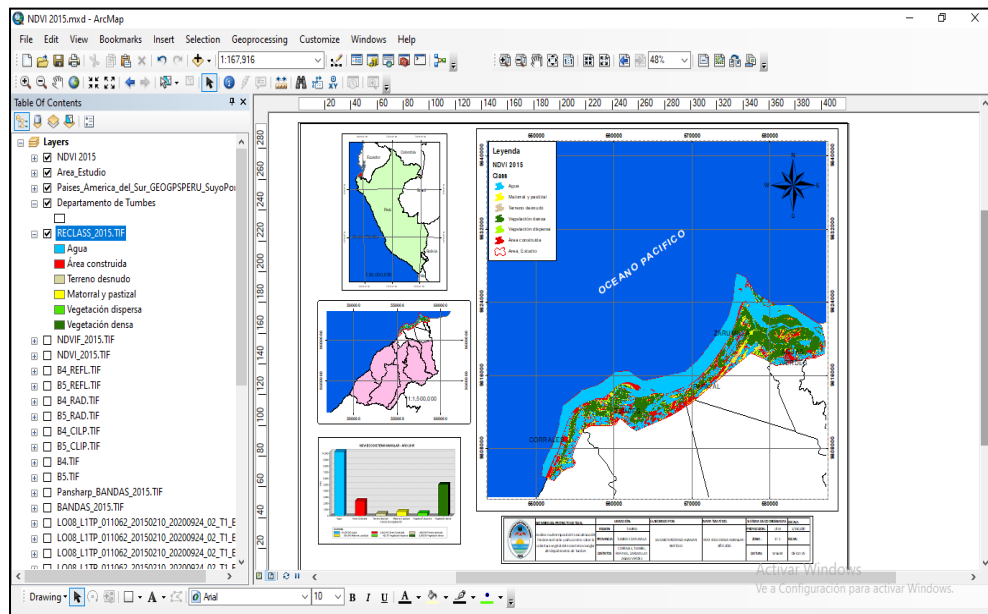


J. Elaboración de Mapas

Para la generación de los mapas, se utilizó la plataforma ArcGIS 10.5, estableciendo una escala de 1:150,000 con el fin de mejorar la exposición del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), conforme se ilustra en la Figura 14.

Figura 14

Elaboración de mapas en ArcGIS 10.8



CAPITULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis multitemporal del ecosistema manglar del departamento de Tumbes en periodo de 1986 a 2024.

El análisis cartográfico y estadístico evidencia que la cobertura de vegetación densa del manglar de Tumbes, identificada mediante valores de NDVI entre 0.36 y 0.74, presentó variaciones notables a lo largo de un periodo de 38 años. En 1998 se registró la menor extensión del estudio, con una superficie de 4 561.41 ha. A partir de ese momento se observa un proceso progresivo de recuperación que alcanza su mayor valor en 2023, con 5 919.49 ha. No obstante, en 2024, como consecuencia del impacto del Ciclón Yaku y del evento El Niño Costero, se produjo nuevamente una disminución de la cobertura, reduciéndose a 4 814.13 ha.

Desde una perspectiva científica, la relación inversa identificada entre el aumento del NDWI y la reducción del NDVI durante los años críticos de 1998 y 2024 indica que el ecosistema experimentó condiciones de estrés hídrico asociadas a saturación excesiva y procesos de anoxia. De acuerdo con Zhang et al. (2024), el incremento del nivel del agua y las inundaciones prolongadas generan la saturación de los neumatóforos, lo que limita el intercambio de gases y ocasiona una alteración significativa en el metabolismo de los árboles.

Dichas evidencias ratifican la suposición de que las variables climáticas alteran la dinámica del ecosistema. Al integrar el NDWI, se logra el objetivo de realizar una evaluación sistémica: se demuestra que la "pérdida" de manglar detectada no es necesariamente deforestación física, sino una respuesta fisiológica al cambio en el hidroperiodo y la salinidad, validando la sensibilidad del ecosistema frente a la variabilidad hídrica.

La investigación evidencia fluctuaciones críticas en la densidad forestal del manglar de Tumbes, vinculadas estrechamente a la periodicidad de las ocurrencias de El Niño y El Niño Costero. La contracción del NDVI en episodios climáticos extremos denota un estrés fisiológico derivado del anegamiento continuado, la dinámica erosiva y la alteración del gradiente salino. Dicha respuesta biofísica guarda una estrecha correlación con patrones documentados en latitudes globales por Islam y otros. (2024) y Karsch y otros. (2023), quienes asocian la variabilidad hídrica extrema con la declinación de la vitalidad vegetativa en ecosistemas estuarinos.

El análisis cronológico de los indicadores NDVI y NDWI manifiesta que las anomalías climáticas de El Niño inducen una degradación del vigor fotosintético y de la densidad forestal, impulsada por el desequilibrio en el hidroperiodo y el estrés hídrico por anoxia. Estos resultados significan que el exceso de humedad detectado por el sensor satelital altera la fisiología radicular, provocando una respuesta de senescencia. Esta dinámica guarda una estrecha relación con lo reportado por Ruang y otros. (2022), cuyos estudios en ecosistemas similares confirmaron reducciones críticas de la biomasa activa ante perturbaciones climáticas severas, atribuyendo dichas pérdidas a la defoliación masiva y a la vulnerabilidad selectiva de las especies ante el cambio de salinidad.

Asimismo, la aplicación del NDWI, se determinaron las zonas con mayores índices de anegamiento temporal, las cuales coinciden geográficamente con la retracción de la biomasa forestal. Esta relación técnica valida el supuesto de que el hidroperiodo prolongado y la dinámica erosiva actúan como agentes limitantes para la recuperación del ecosistema, especialmente en áreas con deficiente drenaje hídrico, corroborando lo planteado por Mishra y otros. (2021) sobre el impacto del estrés por inundación en la estabilidad del manglar.

No obstante, los resultados revelan la existencia de periodos de recuperación parcial de la cobertura vegetal posteriores a los eventos El Niño, lo cual pone de manifiesto la capacidad de resiliencia natural del ecosistema de manglar, siempre que no se presenten presiones antrópicas significativas. En esta

línea, Barbosa y otros. (2023) señalan que la regeneración del manglar no está supeditada exclusivamente a variables climáticas, sino que responde además a la reducción de presiones antrópicas como la explotación acuícola y el avance de la frontera agrícola.

Bajo una perspectiva de gobernanza ambiental, los hallazgos de esta investigación subrayan la necesidad de integrar el monitoreo multitemporal mediante técnicas de teledetección como una herramienta estratégica para la administración equilibrada y la protección de los servicios ecosistémicos del manglar del norte del Perú. La evaluación metódica de series de tiempo multitemporales permite advertir oportunamente alteraciones en la biomasa y estructura del manglar, optimizando el diagnóstico de degradación y la planificación de restauraciones. Dicha información es un componente clave para optimizar la gobernanza dentro de las áreas protegidas y niveles de gobierno regional o local, sirviendo como base en la formulación de políticas de adaptación y mitigación frente al cambio climático, en concordancia con los lineamientos promovidos por el Ministerio del Ambiente (MINAM).

Por consiguiente, esta investigación aporta fundamentos técnicos cruciales para el diseño de planes de manejo adaptativo, permitiendo anticipar respuestas institucionales frente a la variabilidad climática extrema y consolidando la gestión sostenible del humedal. Los hallazgos no solo fortalecen las estrategias de conservación, del mismo modo que legitiman la premura de restaurar beneficios ecológicos esenciales, entre ellos la estabilización de la línea de costa y la continuidad del flujo genético. La integración de esta información técnica en los procesos decisionales salvaguarda la resiliencia de las economías locales que dependen de estos recursos naturales, transformando el monitoreo satelital en una herramienta de política pública para la seguridad socioambiental del departamento de Tumbes.

Figura 15.

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño y Niño Costero de 1986 al 2024

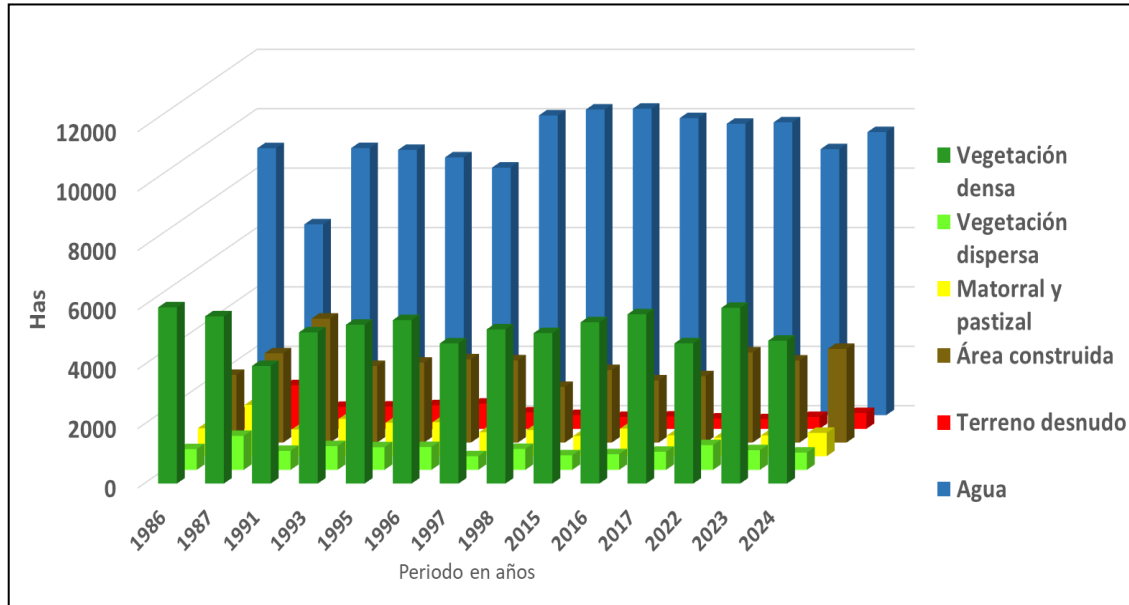


Tabla 10

Superficie y porcentaje de ocupación de las diferentes clases por año de estudio (1986 a 2024)

CLASES	LANDSAT 5															
	FENOMENO EL NIÑO				FENOMENO EL NIÑO						FENOMENO DEL NIÑO					
	1986		1987		1991		1993		1995		1997		1998		1999	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agua	8 992.98	46.32 %	6 426.90	33.10 %	8 996.94	46.34%	8 937.09	46.03%	8 684.64	44.73%	8 338.41	42.95%	10 097.00	52.01%	10 296.63	53.03%
Área construida	2 279.52	11.74 %	3 005.64	15.48 %	4 172.58	21.49%	2 577.60	13.28%	2 692.62	13.87%	2 803.41	14.44%	2 770.11	14.27%	1 874.70	9.66%
Terreno desnudo	565.29	2.91%	1 472.22	7.58%	740.34	3.81%	749.88	3.86%	797.49	4.11%	849.42	4.37%	552.51	2.85%	463.77	2.39%
Matorral y pastizal	941.04	4.85%	1 732.50	8.92%	901.80	4.64%	1 256.67	6.47%	1 126.80	5.80%	1 144.62	5.90%	812.79	4.19%	879.75	4.53%
Vegetación dispersa	699.93	3.61%	1 144.80	5.90%	640.89	3.30%	801.18	4.13%	763.20	3.93%	771.48	3.97%	460.98	2.37%	705.24	3.63%
Vegetación densa	5 936.58	30.58 %	5 633.28	29.01 %	3 962.79	20.41%	5 092.92	26.23%	5 350.59	27.56%	5 508.00	28.37%	4 721.31	24.32%	5 195.25	26.76%
	19 415.34	100%	19 415.34	100%	19 415.34	100%	19 415.34	100%	19 415.34	100%	19 415.34	100%	19 414.70	100%	19 415.34	100%

Tabla 10

Superficie y porcentaje de ocupación de las diferentes clases por año de estudio (1986 a 2024)

CLASES	LANDSAT 8 NIÑO COSTERO				SENTINEL 2 LA NIÑA Y CICLON DEL YAKU					
	2016		2017		2022		2023		2024	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agua	10 007.73	51.55%	9 814.55	50.56%	9 863.87	50.82%	8 960.70	46.16%	9 536.93	49.13%
Área construida	2 093.38	10.78%	2 235.38	11.51%	3 034.37	15.63%	2 761.67	14.23%	3 155.86	16.26%
Terreno desnudo	415.31	2.14%	348.50	1.80%	325.68	1.68%	401.40	2.07%	533.17	2.75%
Matorral y pastizal	934.58	4.81%	702.43	3.62%	627.06	3.23%	703.36	3.62%	788.23	4.06%
Vegetación dispersa	530.19	2.73%	609.46	3.14%	836.69	4.31%	664.16	3.42%	582.48	3.00%
Vegetación densa	5 432.00	27.98%	5 703.12	29.38%	4 723.13	24.33%	5 919.49	30.50%	4 814.13	24.80%
	19 413.19	100%	19 413.44	100%	19 410.80	100%	19 410.78	100%	19 410.80	100%

Fuente: Elaboración propia.

4.2. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño de 1993

El análisis multitemporal revela una dinámica de crecimiento excepcional en la cobertura boscosa. En 1991, la vegetación densa partía de una base de 3 962.79 ha, la cual ascendió a 5 092.92 ha en 1993, alcanzando su punto máximo de consolidación en 1995 con 5 350.59 ha, reflejando una tasa de incremento del 35% en relación con los valores del año base.

Este crecimiento se correlaciona con una disminución progresiva del agua, que pasó de 8 996.94 ha (1991) a 8 684.64 ha (1995), sugiriendo que la vegetación colonizó áreas previamente anegadas o bancos de sedimentos estabilizados. Asimismo, la vegetación dispersa, tras alcanzar un pico de 801.18 ha en 1993 (fase de transición), se estabilizó en 763.20 ha para 1995, indicando que gran parte de esa vegetación joven o estresada evolucionó hacia una cobertura más densa y vigorosa.

El aumento sostenido entre 1993 y 1995 demuestra que el manglar no solo reaccionó positivamente al "lavado de sales", sino que aprovechó el aporte de sedimentos del evento de 1993 para expandir su frontera física. Interpretamos que el descenso en el área construida (de 4 172.58 ha en 1991 a 2 692.62 ha en 1995) fue el catalizador definitivo: la desactivación de infraestructuras antrópicas permitió que el ecosistema recuperara nichos ecológicos clave.

Desde la fisiología vegetal, según López-Hoffman *et al.* (2023), este escenario de baja salinidad y baja presión antrópica reduce el estrés osmótico, permitiendo que especies como *Rhizophora mangle* (mangle rojo) incrementen su tasa de expansión radicular y foliar, lo que se refleja fielmente en el aumento del vigor espectral detectado.

Desde la perspectiva de la gestión ambiental local, estos resultados evidencian que el ecosistema posee una capacidad intrínseca de restauración cuando se

mitigan las barreras físicas construidas. En un contexto de cambio climático, donde se prevé una mayor variabilidad hídrica extrema.

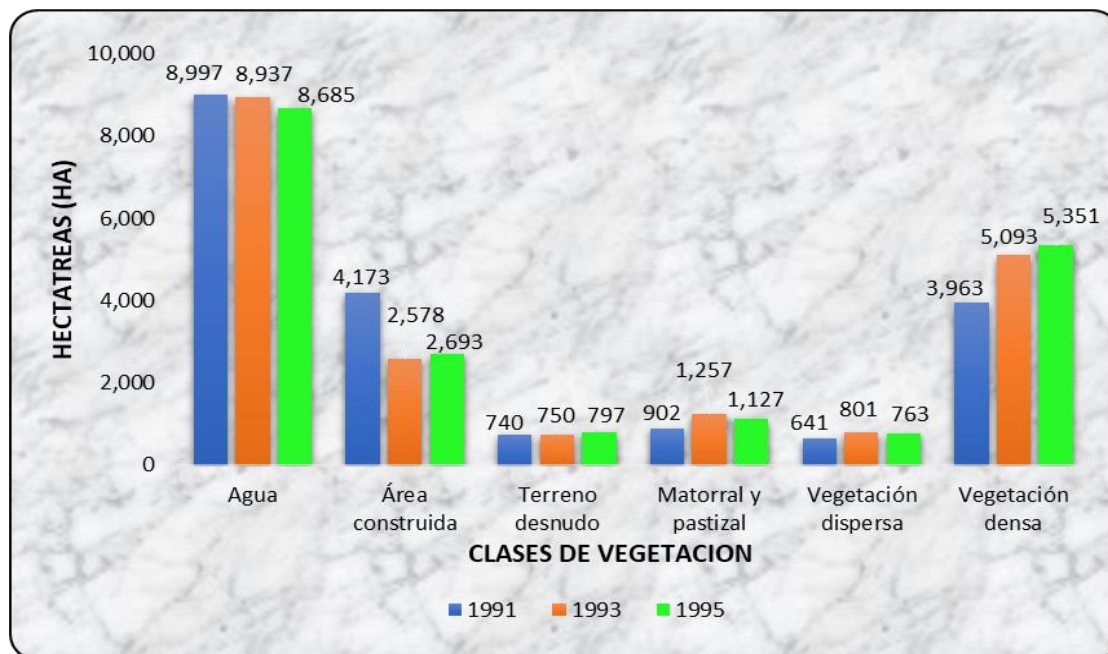
Tabla 11

Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño 1993.

Clases	1991	1993	1995
Agua	8 996.94	8 937.09	8 684.64
Área construida	4 172.58	2 577.60	2 692.62
Terreno desnudo	740.34	749.88	797.49
Matorral y pastizal	901.80	1 256.67	1 126.80
Vegetación dispersa	640.89	801.18	763.20
Vegetación densa	3 962.79	5 092.92	5 350.59

Figura 16

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño 1993



4.3. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño de 1998.

El intervalo 1997–1999 permite dimensionar la magnitud del deterioro estructural experimentado por el manglar ante un evento de intensidad extraordinaria. Según los datos analizados, en el año de mayor afectación (1998), la Vegetación Densa sufrió una contracción severa, descendiendo de 5 508.00 ha (1997) a 4 721.31 ha (1998). Esta pérdida neta de 786.69 ha en un solo año refleja la ocurrencia de un proceso de mortalidad regresiva (dieback) de amplia extensión.

De manera complementaria, la clase Agua registró en 1998 un incremento drástico, alcanzando las 10 097.00 ha, y continuó expandiéndose hasta un máximo histórico de 10 296.63 ha en 1999. La expansión de la superficie inundada evidencia que amplias zonas del manglar quedaron anegadas como resultado de precipitaciones extraordinarias. Para 1999, aunque la Vegetación Densa inició una ligera recuperación (5 195.25 ha), aún se mantuvo lejos de los niveles de 1997, lo que pone de manifiesto un desfase temporal entre la finalización del evento climático y la regeneración biológica del ecosistema.

A diferencia de perturbaciones de menor intensidad, la inundación excepcional de 1998 generó condiciones prolongadas de anoxia. De acuerdo con Duke et al. (2017), elevaciones extremas y sostenidas del nivel del agua provocan la obstrucción funcional de los neumatóforos, lo que conduce a una mortalidad generalizada. En el caso de Tumbes, el año 1999 representa el inicio de una fase de histéresis ecológica, donde el sistema no logra retornar a su condición previa con la misma rapidez con que fue alterado debido al daño estructural en las raíces de *Rhizophora mangle*.

Esta respuesta negativa inmediata en el verdor y densidad de la vegetación coincide con los hallazgos de Karsch et al. (2023), quienes asocian la variabilidad hídrica extrema con la pérdida del vigor fotosintético en ecosistemas estuarinos a escala global.

Desde la gestión ambiental, los resultados de 1998 demuestran que el manglar posee umbrales de tolerancia que, al ser rebasados, exigen una intervención activa. La marcada disminución de la vegetación sugiere que la protección pasiva es insuficiente ante el cambio climático. Como señalan Barbosa et al. (2023), la regeneración no depende solo de factores climáticos, sino de la disminución de actividades humanas que fragmentan el ecosistema.

Tabla 12.

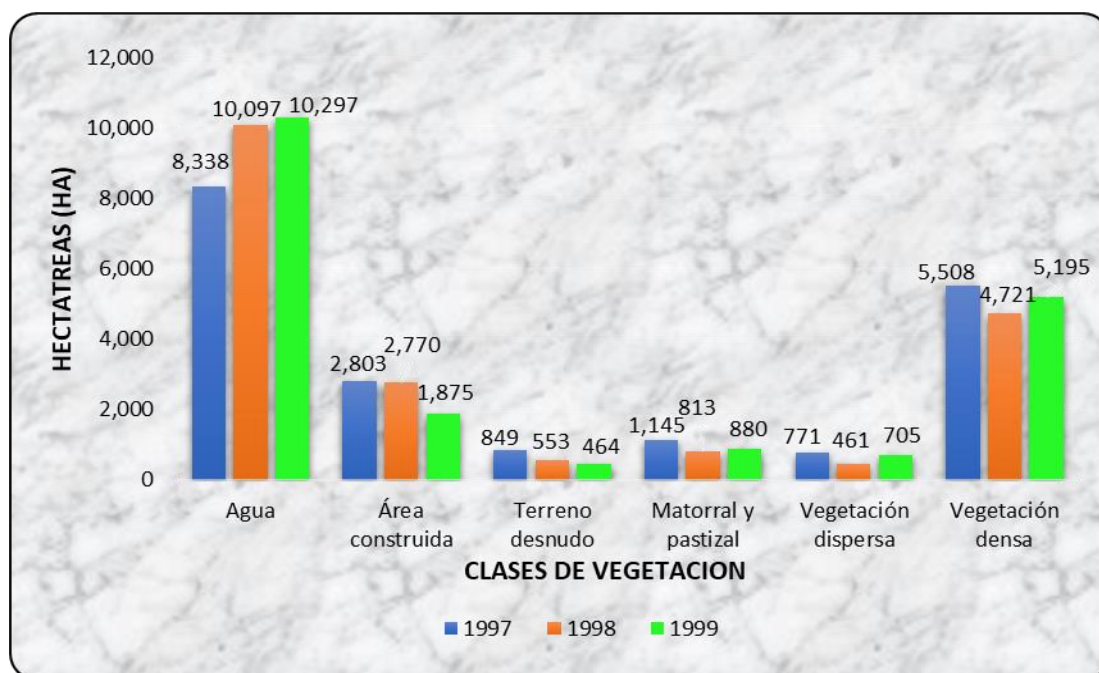
Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño 1998.

Clases	1997	1998	1999
Agua	8 338.41	10 097.00	10 296.63
Área construida	2 803.41	2 770.11	1 874.70
Terreno desnudo	849.42	552.51	463.77
Matorral y pastizal	1 144.62	812.79	879.75
Vegetación dispersa	771.48	460.98	705.24
Vegetación densa	5 508.00	4 721.31	5 195.25

Fuente: Elaboración propia.

Figura 17

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño 1998



4.4. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno El niño Costero de 2016

El examen del intervalo 2015 a 2017 evidencia una dinámica de crecimiento sin precedentes en la biomasa del manglar. Durante este bienio, la vegetación densa experimentó una expansión significativa, ascendiendo de 5 068.08 ha (2015) a 5 703.12 ha (2017), lo que representa un incremento de 635.04 ha y el valor más alto registrado en toda la serie histórica analizada. Este fortalecimiento del vigor foliar se correlaciona con una disminución progresiva de la clase agua, cuya superficie se redujo de 10 325.00 ha a 9 814.55 ha, sugiriendo un proceso de colonización vegetal sobre áreas anteriormente anegadas.

En paralelo, el aumento concomitante de la vegetación dispersa (de 492.75 ha a 609.46 ha) y el incremento en matorral y pastizal (de 683.84 ha a 702.43 ha) respaldan la existencia de un proceso activo de densificación del dosel. Las clases área construida y terreno desnudo mantuvieron variaciones controladas, lo que facilitó que la regeneración natural no encontrara barreras antrópicas críticas durante el proceso de expansión.

A diferencia de los eventos de finales del siglo XX, el "Niño Costero" de 2017 actuó como un estímulo para la productividad primaria. Interpretamos que el incremento del flujo fluvial no solo lavó la salinidad intersticial, sino que inyectó una carga crítica de nutrientes al sistema. De acuerdo con Alongi (2015), los manglares operan como sumideros de carbono altamente dinámicos cuya acumulación de biomasa se intensifica con la esorrentía, la cual aporta nitrógeno y fósforo esenciales para el crecimiento diametral y foliar.

Esta respuesta se debe a la "adaptación plástica" del ecosistema. Según Feller et al. (2017), los manglares en ambientes limitados por nutrientes muestran una respuesta explosiva de crecimiento ante pulsos de agua dulce cargados de sedimentos terrígenos. En Tumbes, el aporte sedimentario de 2017 permitió que

el bosque avanzara sobre nuevas áreas, compensando el estrés hídrico previo de 2015 y consolidando una estructura forestal más robusta.

La capacidad de resiliencia observada desafía la concepción tradicional de El Niño como un fenómeno exclusivamente adverso. Lovelock et al. (2015) destacan que la supervivencia de estos ecosistemas frente al ascenso eustático del océano está supeditada al aporte de materiales de sedimentos para mantener su elevación. El caso de Tumbes en 2017 valida esta tesis, demostrando que el aporte lótico puede superar el estrés por inundación si el suministro de sedimentos es suficiente para estabilizar el sustrato.

Asimismo, la reorganización de la zonación y la expansión de especies hacia los márgenes de los esteros coinciden con lo planteado por Ward et al. (2016) sobre la dinámica de especies pioneras tras pulsos hídricos. Este patrón de recuperación es superior al reportado en otros deltas tropicales por Bernardino et al. (2015), quienes sugieren que la recuperación post-evento suele ser más lenta en sistemas con alta presión antrópica, lo que resalta la importancia de la baja tasa de variación de "área construida" en Tumbes durante este periodo.

Bajo el actual escenario de cambio climático, el periodo 2015-2017 demuestra que los eventos climáticos pueden ser aliados de la conservación si se mantiene la integridad del flujo hídrico. La expansión de 5 703.12 ha de vegetación densa representa un incremento sustancial en el almacenamiento de carbono azul, posicionando al Santuario Nacional como una herramienta clave de mitigación a nivel nacional.

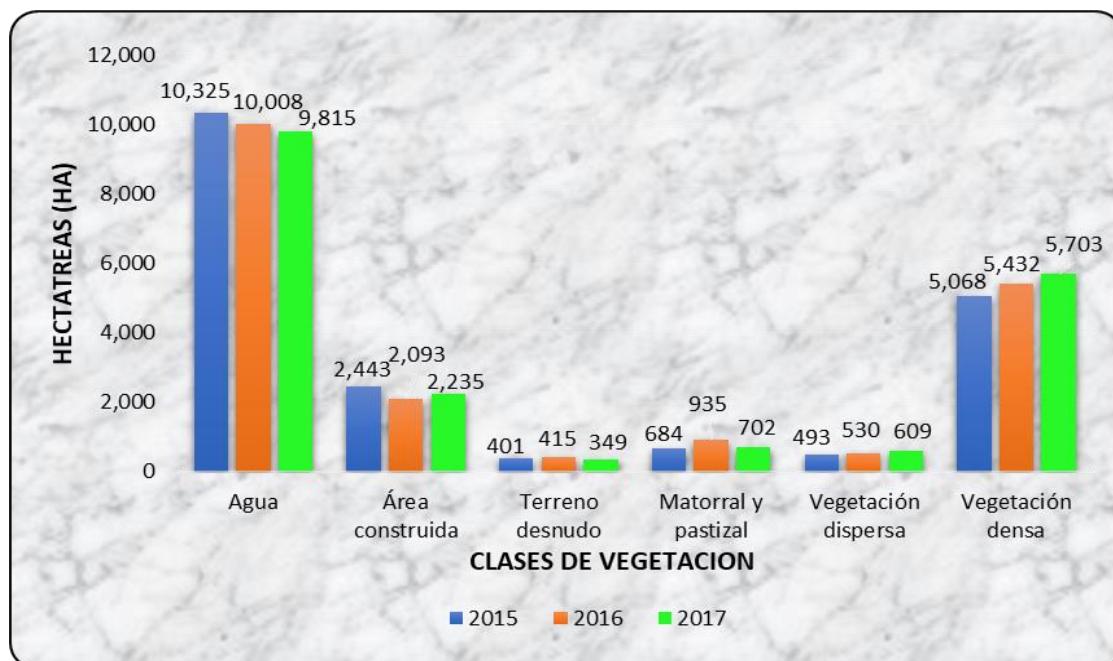
Tabla 13.

Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del Fenómeno El Niño Costero 2016.

Clases	2015	2016	2017
Agua	10 325.00	10 007.73	9 814.55
Área construida	2 442.91	2 093.38	2 235.38
Terreno desnudo	400.84	415.31	348.50
Matorral y pastizal	683.84	934.58	702.43
Vegetación dispersa	492.75	530.19	609.46
Vegetación densa	5 068.08	5 432.00	5 703.12

Figura 18

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno El Niño Costero 2016.



4.5. Análisis de cambios de la cobertura forestal del ecosistema manglar en la incidencia del fenómeno La Niña de 2023

El trienio 2022–2024 presenta las fluctuaciones más drásticas de la serie histórica. En 2023, coincidiendo con el impacto del Ciclón Yaku, la Vegetación densa alcanzó un pico máximo de 5 919.49 ha, partiendo de 4 723.13 ha en 2022. Este incremento de 1 196.36 ha en solo doce meses se correlacionó con una contracción del espejo de Agua, que descendió de 9 863.87 ha a 8 960.70 ha, indicando una colonización vegetal masiva favorecida por el aporte de agua dulce.

Sin embargo, para el año 2024, los resultados evidencian un colapso de la cobertura densa, la cual cayó a 4 814.13 ha, una pérdida neta de 1 105.36 ha. Este retroceso fue acompañado por un aumento en el Área construida (3 155.86 ha) y, fundamentalmente, en el Terreno desnudo, que alcanzó su valor más alto del periodo con 533.17 ha.

La expansión récord de 2023 valida la tesis de los "subsidiarios energéticos" de Alongi (2015), donde la descarga fluvial extraordinaria actúa como un fertilizante natural. No obstante, el descenso de 2024 sugiere un cambio de régimen hacia la hipersedimentación. Según el diagnóstico de la ANA (2024), la formación de 90.11 ha adicionales de bancos de sedimentos en el delta del Zarumilla generó una obstrucción física que, sumada al incremento del terreno desnudo registrado en la tabla, indica una colmatación del sistema.

Desde la gestión ambiental, el incremento del 39 % en los bancos de sedimentos reportado por la ANA (2024) exige una transición hacia un manejo de cuenca integrada. La colmatación de los canales no es un proceso aislado, sino la consecuencia de la erosión en la cuenca alta, intensificada por la variabilidad climática y el proceso de deforestación.

La reducción de más de 1,000 ha de bosque denso en 2024 representa una reducción crítica en el potencial de secuestro de carbono. Como señalan

Siikamäki y otros. (2012), la degradación de estos sumideros no solo afecta la biodiversidad local, sino lo cual eleva la liberación de gases de efecto invernadero.

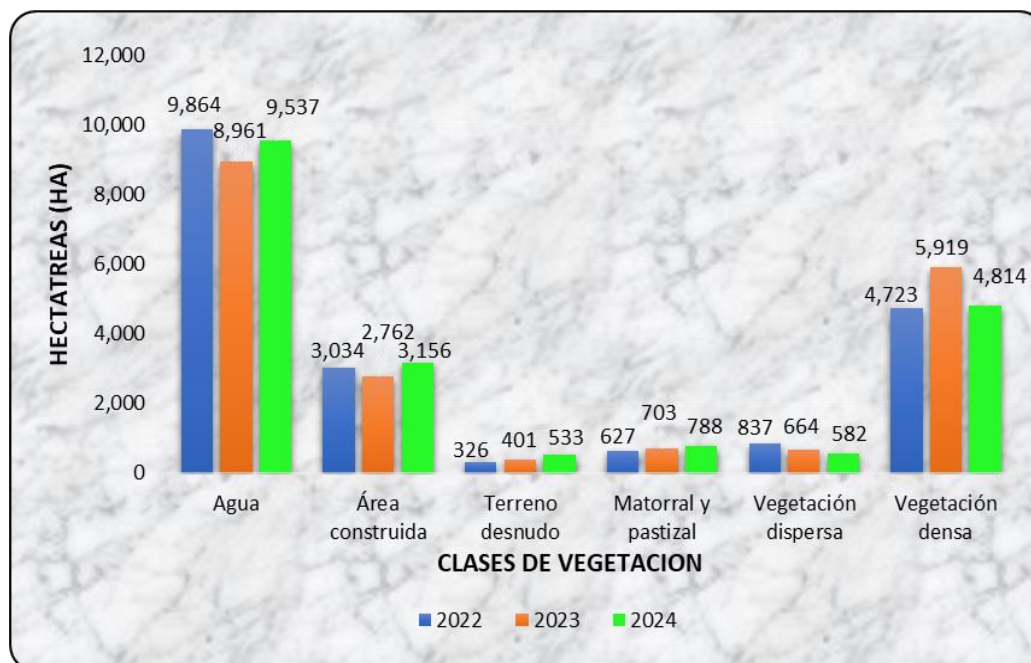
Tabla 14.

Análisis comparativo de la cobertura vegetal del ecosistema manglar en Tumbes durante el ciclo de incidencia del fenómeno El Niño Ciclón Yaku 2023.

Clases	2022	2023	2024
Agua	9 863.87	8 960.70	9 536.93
Área construida	3 034.37	2 761.67	3 155.86
Terreno desnudo	325.68	401.40	533.17
Matorral y pastizal	627.06	703.36	788.23
Vegetación dispersa	836.69	664.16	582.48
Vegetación densa	4 723.13	5 919.49	4 814.13

Figura 19

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno Ciclón Yaku 2023.



4.6. Pronóstico de vegetación densa del ecosistema manglar al 2030

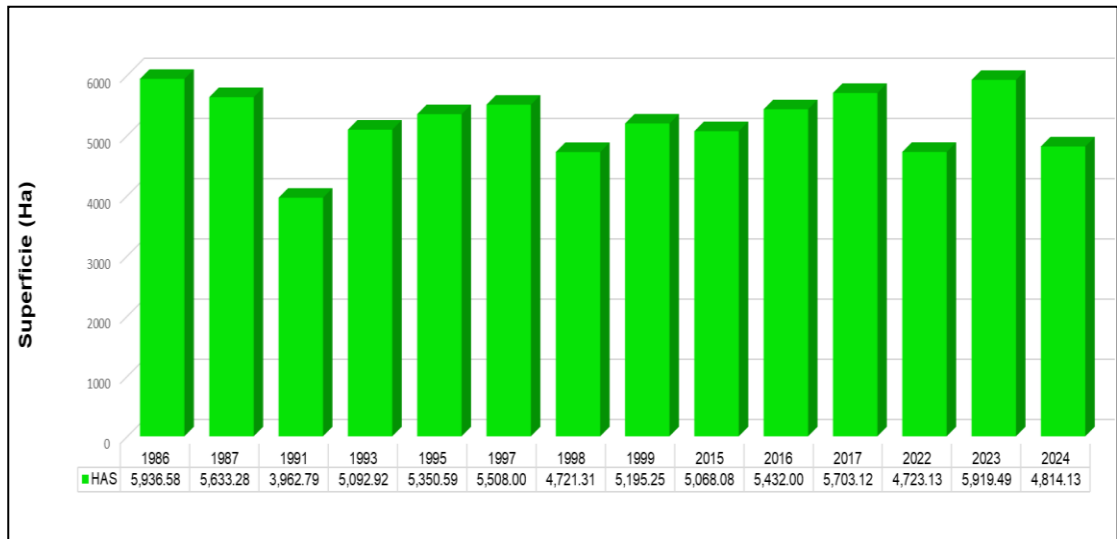
El examen de la dinámica de la Vegetación Densa a lo largo del periodo analizado evidencia una respuesta flexible, aunque frágil, frente a la ocurrencia de forzamientos climáticos extremos. El descenso más pronunciado se produjo en 1998, cuando la superficie forestal se redujo a aproximadamente 4 721 ha. Esta disminución sustancial de la cobertura coincide con el pico del Fenómeno El Niño de carácter extraordinario, lo que sugiere que las condiciones de inundación prolongada y el incremento de la carga sedimentaria excedieron los límites de tolerancia fisiológica del ecosistema, desencadenando procesos de mortalidad regresiva.

A partir de este valor mínimo, el sistema evidencia una etapa de recuperación y fortalecimiento progresivo que alcanza uno de sus máximos en 2023, con una cobertura de 5 919.49 ha. Este aumento se relaciona con los aportes excepcionales de agua dulce asociados al Niño Costero y al Ciclón Yaku, los cuales favorecieron procesos de lavado de sales y enriquecimiento nutricional del sustrato (Alongi, 2015). Sin embargo, en 2024 se registra una nueva contracción de la superficie de vegetación densa, que desciende hasta 4 814.13 ha, indicando una recaída en la estabilidad del ecosistema.

La contracción más reciente de la cobertura vegetal resulta especialmente preocupante, ya que no puede explicarse únicamente por fluctuaciones térmicas, sino que se encuentra estrechamente asociada a los procesos de hipersedimentación reportados por la ANA (2024). El aumento de 90.11 ha en la extensión de los bancos de sedimentos durante el último año ha generado el taponamiento de los canales de marea, reduciendo la conectividad hidrológica y ocasionando una disminución en la densidad del dosel forestal. En este contexto, la tendencia observada en el gráfico indica que la vegetación densa de Tumbes atraviesa una condición de fragilidad comparable a la registrada tras el evento de 1998, aunque actualmente sometida a presiones antropogénicas y sedimentarias considerablemente más intensas

Figura 20

Variación multitemporal de la cobertura vegetal en el ecosistema manglar ante la incidencia del Fenómeno Ciclón Yaku 2023.



La tendencia observada sugiere que, de mantenerse las tasas de sedimentación registradas por la ANA entre 2023 y 2024, el bosque de vegetación densa difícilmente podrá recuperar sus máximos históricos de expansión. Por el contrario, la dinámica proyectada indica que la acumulación continua de materiales sólidos de origen externo, junto con la presión ejercida por las áreas construidas, operará como un factor limitante de carácter estructural, restringiendo la extensión del manglar a valores próximos a los umbrales críticos evidenciados tras eventos extremos anteriores.

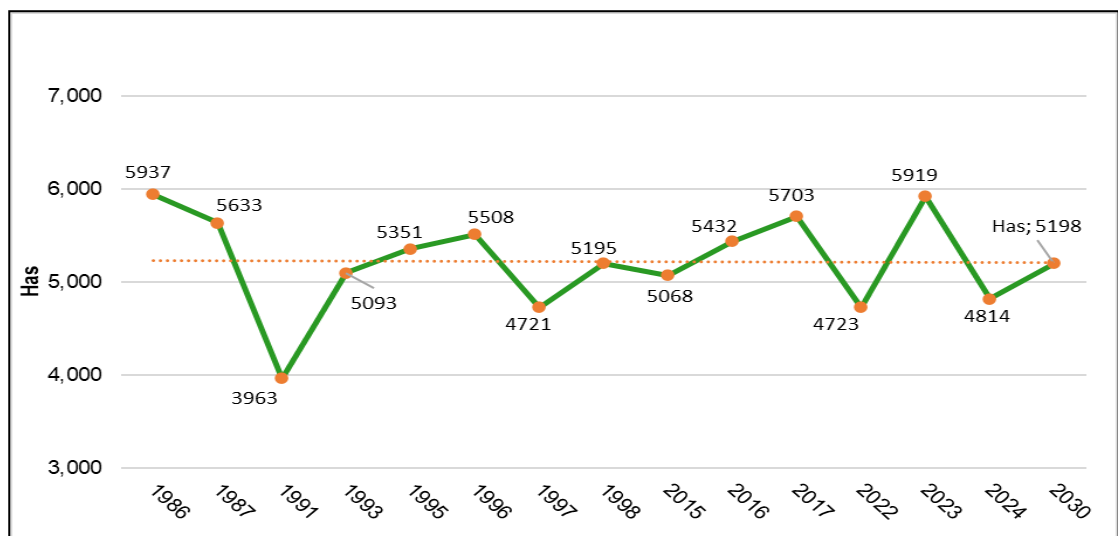
El pronóstico al 2030 está intrínsecamente ligado al Diagnóstico de la ANA (2024). Si el informe detectó un crecimiento del 39.4% en los bancos de sedimentos en solo un año, la proyección hacia el 2030 advierte sobre una posible fragmentación del ecosistema. El aumento de sedimentos bloquea los flujos de marea; para finales de la década, el bosque denso proyectado podría no ser una unidad continua, sino una serie de parches aislados, lo que incrementa la vulnerabilidad ante el incremento de la superficie del mar.

A partir del enfoque planteado por Lovelock et al. (2015), la persistencia del manglar hacia el año 2030 estará condicionada por la capacidad de la tasa de acreción del sustrato para equilibrar el volumen de sedimentos ingresantes. En caso de que las proyecciones indiquen una reducción de dicha capacidad, se refuerza la advertencia de Lovelock respecto a un escenario de “déficit de resiliencia”, en el cual la acumulación excesiva de arena y limo, particularmente en el río Zarumilla, estaría generando la asfixia de las raíces aéreas. Bajo este contexto, para el año 2030 podría producirse una transición irreversible de áreas de Vegetación Densa hacia superficies de Terreno Desnudo o bancos de arena de carácter permanente.

De acuerdo con lo planteado por Alongi (2015), el balance energético del manglar hacia el año 2030 dependerá en gran medida de la eficiencia del intercambio hídrico. Una proyección decreciente de la superficie en hectáreas se traduciría en un deterioro del potencial de dicho hábitat para el secuestro de carbono azul. De igual forma, tal como advierten Ward et al. (2016), la tendencia estimada compromete el suministro de beneficios ecosistémicos, puesto que una contracción del área boscosa densa hacia el año 2030 implicaría la pérdida progresiva de la barrera natural que actualmente protege a Tumbes frente a la erosión costera y la ocurrencia de eventos climáticos extremos.

Figura 21

Dinámica de la Vegetación Densa (Bosque de Manglar)



La dinámica de la cobertura de manglar en Tumbes presenta un comportamiento indeterminado marcado por episodios de variabilidad climática severa. En el transcurso del ciclo de observación de 1986 a 1998, se registró una tasa de deforestación de -1.04%, influenciada por los efectos del Fenómeno El Niño 1997 a 1998. Posteriormente, el ecosistema reveló una notable recuperación entre 1998 y 2023, alcanzando su máxima extensión histórica con 5 919.49 ha.

No obstante, el dato más alarmante se encuentra en el último periodo de tiempo de 2023 a 2024, donde la tasa de deforestación arrojó en un -18.67%, con una pérdida neta de 1 105.36 ha en un solo año. Aunque el balance histórico durante el periodo de estudio de 1986 a 2024 se observa una tasa moderada de -0.40%, la caída drástica del último año revela una crisis de resiliencia actual en el ecosistema.

Los resultados obtenidos para el periodo 2023 al 2024, con una tasa de deforestación de -18.67%, superan considerablemente las tendencias globales señaladas por Richards y Friess (2016), quienes estiman pérdidas anuales mundiales inferiores al 1%. Esta magnitud de cambio constituye una anomalía para el bosque del norte del Perú y se vincula con los hallazgos de Duke et al. (2017), quienes relacionan las disminuciones abruptas de cobertura con episodios de mortalidad masiva asociados a oscilaciones climáticas extremas. Asimismo, la relación entre la pérdida de bosque denso y el incremento de bancos de arena documentado por la ANA (2024) es consistente con lo expuesto por Blanco-Libreros et al. (2022), lo que refuerza la evidencia de que la hipersedimentación actúa como un factor de estrés abiótico capaz de alterar la integridad estructural del manglar en el Pacífico neotropical.

Tabla 15.

Deforestación promedio anual y tasa de deforestación del bosque de manglar (1986-2024).

Periodo	Años (t)	Superficie Inicial (ha)	Superficie final (ha)	Cambio total (ha)	Deforestación prom. anual (ha/año)	Tasa de deforestación anual (%)
1986 - 1998	12	5 936.58	5 195.25	-741.33	-61.78	-1.04%
1998 - 2017	19	5 195.25	5 703.12	507.87	26.73	0.51%
2017 - 2023	6	5 703.12	5 919.49	216.37	36.06	0.63%
2023 - 2024	1	5 919.49	4 814.13	-1 105.36	-1 105.36	-18.67%
Histórico (1986-2024)	38	5 936.58	4 814.13	-1 122.45	-29.54	-0.50%

CAPITULO V

5. CONCLUSIONES

- 5.1** El Impacto crítico generado en el periodo 2022 a 2024; se concluye que el ecosistema de manglar de Tumbes registró la mayor degradación de la superficie boscosa en el último año de observación, registrando un descenso de 1 105,36 ha en bosques densos. Esta pérdida constituye una tasa de deforestación del -18,67% anual, el valor más elevado del intervalo evaluado, asociado potencialmente a la incidencia de anomalías climáticas extremas, tales como el Ciclón Yaku y El Niño 2023.
- 5.2** Se expresa una relación entre clima y sedimentación, sugiriendo que la pérdida de vegetación densa en el último periodo estuvo dominada por procesos naturales, con la hipersedimentación como el principal factor explicativo. El aumento del 39,4% en la superficie de los bancos de sedimento del río Zarumilla estaría estrechamente vinculado al soterramiento de neumatóforos y la consecuente mortalidad del manglar. Este fenómeno guardaría una correspondencia significativa con el mecanismo de degradación por estrés abiótico descrito en la literatura científica, indicando que el cambio en la cobertura podría interpretarse como una respuesta directa a la dinámica sedimentaria extrema.
- 5.3** El análisis multitemporal sugeriría que el manglar de Tumbes experimentó una fase de recuperación entre 1998 y 2023, con un incremento de la vegetación densa de 5,195.49 ha a 5,919.49 ha; esto podría interpretarse como una manifestación de resiliencia frente a presiones ambientales persistentes. Sin embargo, los resultados también indicarían que dicha capacidad de adaptación

es vulnerable a choques climáticos extremos. El ecosistema parecería adecuarse a perturbaciones crónicas de baja intensidad, pero presentaría una tendencia al colapso estructural ante eventos agudos que modifican de manera abrupta la hidrodinámica local.

5.4 Los umbrales espectrales indicarían que la disminución del vigor fotosintético ocurre antes de la pérdida física de cobertura. Esto resultaría consistente con la teoría del estrés abiótico y apuntaría hacia la consolidación de estos sistemas como herramientas que podrían considerarse eficaces para el monitoreo.

CAPITULO VI

6. RECOMENDACIONES

- 6.1.** Se recomienda la implementación de un sistema de alerta mensual por parte del SERNANP y la ANA, utilizando sensores como PlanetScope para mapear la sedimentación en la red hídrica del manglar. Dicho monitoreo permitiría mitigar riesgos de hipersedimentación mediante intervenciones oportunas, asegurando que la respiración radicular no sea comprometida y previniendo así episodios de mortalidad masiva vinculados a eventos climáticos.
- 6.2.** Debido a que la deforestación registrada responde principalmente al aporte excesivo de sedimentos derivados de procesos erosivos en parte media y alta de las cuencas Puyango–Tumbes y Zarumilla, es urgente ejecutar planes de recuperación forestal y manejo de suelos para mitigar la erosión. Estas acciones son determinantes para regular el transporte de sedimentos hacia el litoral, evitando la colmatación prematura de los canales que sostienen la vida del manglar. Estas intervenciones permitirían disminuir la carga de sólidos transportados hacia el estuario, especialmente durante eventos asociados al fenómeno El Niño, contribuyendo a reducir la presión sedimentaria sobre el ecosistema de manglar y a fortalecer su estabilidad a largo plazo.
- 6.3.** Se recomienda priorizar la ejecución de proyectos de “dragado ecológico” o descolmatación manual en los canales de marea obstruidos, con el objetivo de restablecer el flujo de marea (alta y baja) y las condiciones naturales de salinidad del ecosistema. Estas acciones permitirían reducir el estrés osmótico identificado como una de las causas primordiales de la pérdida de biomasa del manglar y a la

vez induce a una la recolonización natural de propágulos de *Rhizophora mangle*, contribuyendo a la recuperación funcional del bosque.

6.4. Se recomienda a la Universidad Nacional de Tumbes complementar el presente análisis multitemporal con estudios de campo orientados a la caracterización físico-química de los sedimentos recientemente depositados en el ecosistema de manglar. En particular, se recomienda evaluar la posible presencia de contaminantes asociados al arrastre de pasivos mineros o insumos agrícolas desde la cuenca alta, a fin de determinar si, además del enterramiento físico, existe un componente de toxicidad química que esté limitando la restauración pasiva y la recomposición de la complejidad física del manglar.

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

- Alongi, D. M. (2002). *Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental.*
- Alongi, D. M. (2015). *The energetics of mangrove forests. Springer. Fundamental para hablar de productividad y biomasa.*
- Alonso, D. (10 de 11 de 2025). *Combinación de bandas en imágenes de satélite Landsat y Sentinel. Obtenido de <https://www.studocu.com/co/document/instituto-colombiano-de-aprendizaje/electrotecnia/combinacion-de-bandas-en-imagenes-de-satelite-landsat-y-sentinel/71475436>*
- ANA. (2024). *Informe País 2024 “Agua para la prosperidad compartida. Autoridad Nacional del Agua – Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego (Perú).*
- Ariza, A. (10 de 11 de 2025). *Descripción y Corrección de productos Landsat 8 LDCM. Recuperado el 2025, de Centro de Investigación y Desarrollo - CIAF: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf>*
- Arroba Caballero, O. M. (2023). *Análisis multitemporal del cambio de cobertura vegetal del manglar en Puerto Sabana Grande 2007, 2011, 2014, 2019 y 2022. Universidad Agraria del Ecuador.*
- Avila, J. A. (2011). *Geografía Económica de México. Pearson Educación.*
- Barbosa, D. L., Almeida, K. S., de Sousa Júnior, L. E., & Iwata, B. F. (2023). *Blue carbon stocks as indicators of the environmental quality of mangroves in the Parnaíba Delta. Revista Brasileira de Geografia Física. Obtenido de <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.4.p1844-1860>*
- Bernardino, A. F., Pagliosa, P. R., Netto, S. A., Barros, F., Lana, P. C., & Santa-Isabel, I. (2015). *Predictable changes in mangrove associations through anthropogenic and natural stressors. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.002>*

- Berrú, M., & Perea, R. (2019). *Mortandad masiva del banco natural intermareal y submareal de "navajuela" Tagelus dombei (Isla) durante El Niño Costero 2017. Información técnica citada en IMARPE.*
- Blanco - Libreros, J. F., Arroyave-Rincón, A., & Yepes-García, A. P. (2022). *Mangrove forest structure and landform dynamics in the Pacific coast of Colombia. The role of fluvial and marine processes. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107718>*
- Botkin, B. D., & Keller, E. A. (2014). *Environmental Science: Earth as a Living Planet (9a ed.).*
- Cabrera Dioses, V. V. (2022). *Análisis multitemporal del comportamiento forestal en el ecosistema manglar mediante percepción remota, período 1986 a 2021, Tumbes. Universidad Nacional de Tumbes.*
- Campbell, J. B., & Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing (5th ed.). Guilford Press.*
- Castañeda, J., & Rojas, M. (2019). *Impactos de la sedimentación en la gestión costera y la acuicultura en Tumbes, Perú. Revista de Gestión Ambiental y Costera, 12(2), 45–58.*
- Chapman, V. J. (1976). *Mangrove Vegetation. J. Cramer.*
- Chuvienco, E. (1996). *Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio.*
- Chuvienco, E. (2024). *Fundamentos de Teledetección Espacial (Vol. 6a ed). Ediciones Rialp.*
- Chuvienco, E., & Huete, A. (2022). *Fundamentals of satellite remote sensing.*
- Congalton, R. G., & Green, K. (2019). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. CRC Press.*
- Conservación, C. d. (2006). *Análisis de la cobertura ecológica del Sistema Nacional de. Lima: CDC-UNALM/TNC.*
- Dioses Puellas, J. (2020). *Determinación y evaluación de la cobertura vegetal a través de parcelas de monitoreo permanente en el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes - Perú. Tumbes: Universidad Nacional de Tumbes.*

- Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., & Bargellini, P. (2012). *Sentinel-2: Copernicus' high-resolution optical mission for land services*. *Remote Sensing of Environment*.
- Duke, N. C., Kovacs, J. M., Griffiths, A. D., Mourell, L., Watkinson, A. J., Van Oosterzee, P., . . . Kenyon, R. A. (2017). *Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response to extreme climate events*. *Marine and Freshwater Research*. Obtenido de <https://doi.org/10.1071/MF16160>
- ENFEN. (2012). *Operacional definition of and La niña events in Perú*. Instituto del Mar del Perú. Callao, Perú: Estudio Nacional del Fenómeno El Niño.
- ESRI. (2024). *ArcGIS Platform Overview*. Environmental Systems Research Institute.
- FAO. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Informe principal*. FAO.
- Flores de Santiago, F., Kovacs, J. M., & Flores-Verdugo, F. (2017). *Assessing the utility of leaf-level fluorescence and reflectance measurements for diagnosing the physiological condition of mangrove forests*. *International Journal of Remote Sensing*. Obtenido de <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1287179>
- Flores, D. (2017). *Impactos de El Niño en el ecosistema del manglar de Tumbes - Perú. Boletín técnico: Generación de información y monitoreo del Fenómeno El Niño*, 4(7), 4-7.
- Forest Stewardship Council (FSC), s f. (1 de Noviembre de 2025). *Deforestación y degradación forestal*. Obtenido de fsc.org.
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N., & Christy, A. (2015). *NDVI: Vegetation Change Detection using Remote Sensing and GIS – A Case Study of Vellore District*. *Procedia Computer Science*.
- Gascon, F., Bouzinac, C., Thépaut, O., Jung, M., Francesconi, B., Louis, J., & Fernandez, V. (2017). *Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status*. *Remote Sensing*.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L., Zhu, Z., Singh, A., Lovenland, T., . . . Duke, N. (2010). www.blackwellpublishing.com/geb. Recuperado el 07 de marzo de

- 2021, de www.blackwellpublishing.com/geb:
http://www.dpi.inpe.br/referata/arq/2010_09_Marilia/Giri_etal_2010.pdf
- Gomez-Casanovas, L. F. (2021). *Teledetección Aplicada: Procesamiento y Análisis de Imágenes*. Publicaciones Científicas.
- Goodchild, M. F. (1992). *Geographical information science. International Journal of Geographical Information Systems*.
- Harris Geospatial Solutions. (2023). *ENVI Product Overview*. L3Harris Technologies.
- INEGI. (10 de 11 de 2025). *Aspectos Técnicos de la Imágenes Landsat*. Recuperado el 2025, de Unidad de Geografía y Medio Ambiente: chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/imagenes/imgLANDSAT/doc/Aspectos_tecnicos_landsat.pdf
- INEGI. (s.f.). *Imágenes de satélite elementos de percepción remota*.
- INEI. (2017). *Censo y Poblaciones 2017 - XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas*.
- INRENA. (2007). *LOS MANGLARES EN EL DEPARTAMENTO DE TUMBES. TUMBES*.
- Islam, K., Sarker, S., Morgan, G. H., Chowdhury, M. F., & Islam, S. L. (2024). *Spatial-temporal changes of shoreline and vegetation: Impacts on mangrove cover along the Sundarbans area, Bangladesh. Journal of Coastal Conservation*. Obtenido de <https://doi.org/10.1007/s11852-023-01016-z>
- Jensen, J. R. (2015). *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Pearson Education.
- Jensen, J. R. (2016). *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective (4th ed.)*.
- Jensen, J. R. (2022). *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. Pearson Education. Pearson Education.
- Jhonnerie, R., Robiana, R., Martono, D., & Aisyah, A. (2021). *Multi-temporal remote sensing for coastal environmental monitoring: A review.*, 925(1), 012053. Obtenido de IOP Conference Series: Earth and Environmental Science,: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/925/1/012053>

- Jones, A., & O'Neill, S. (2020). *Remote Sensing for Environmental Monitoring and Management*. Oxford University Press.
- Karsch, J., Feller, I. C., & Cavanaugh, K. C. (2023). *Global patterns of mangrove sensitivity to climate and environmental variability*. *Global Ecology and Biogeography*. Obtenido de <https://www.google.com/search?q=https://doi.org/10.1111/geb.13702>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological determinants in land-change science. *Annual Review of Environment and Resources*, 35,241-267.
- Li, J., & Ma, H. (2019). *Geometric correction methods for remote sensing images: A review*. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*.
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2015). *Remote Sensing and Image Interpretation (7th ed.)*.
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2021). *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons. 8a ed.
- Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. j., & Rhind, D. W. (2015). *Geographic Information Science and Systems*. John Wiley & Sons.
- Lopez, A., Bueno, P., Arreola, G., & Pérez, E. (2017). *Acciones para conservación de suelos identificadas mediante Índice de Kappa la Noeste de Durango*. Mexico.
- López-Hoffman, I., Arreola-Lizárraga, J. A., Martínez-Ramos, M., Ahedo-Guzmán, R., & Ezcurra, E. (2023). *Physiological responses of mangroves to fluctuating salinity and waterlogging*. *Forest Ecology and Management*. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120345>
- Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Friess, D. A., Guntenspergen, G. R., Krauss, K. W., Reeves, R., . . . Triet, T. (2015). *The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise*. *Nature*. Obtenido de <https://doi.org/10.1038/nature15538>
- Mialhe, F., Tognelli, M. F., & Lasta, C. R. (2013). Evaluación de los cambios en el uso/cobertura del suelo y la conectividad del paisaje en el sector de los

- manglares del estuario del río Tumbes. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 48, 5-21.
- MIDAGRI (Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego). (2020). *Anuarios Estadísticos de Producción Agrícola*.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). (2025). *Ecosistemas del Perú: Guía para la identificación y clasificación de los ecosistemas terrestres del Perú*.
- MINAM (Ministerio del Ambiente), (. (s.f.). *Indicadores Ambientales Tumbes*. (Referencia al documento institucional que detalla las zonas de vida y el porcentaje de ocupación del bosque seco).
- MINAM. (2014). MINSITERIO DEL AMBIENTE.
- MINAM. (2017). *MINISTERIO DEL AMBIENTE*. Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, 2017-2021.
- MINAM. (2019). *Reporte Nacional sobre los Humedales de Perú*. Ministerio del Ambiente.
- Mishra, R., Acharya, S., Santos, C. A., Silva, R. M., Dar, A. H., & Rauf, S. (2021). *Geo-ecological impact assessment of severe cyclonic storm Amphan on Sundarban mangrove forest using geospatial technology*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107486>
- NASA/USGS. (2023). *Landsat 8-9 (LDCM) Data Users Handbook*. U.S. Geological Survey.
- ONER. (1992). Monitoreo de los cambios en la cobertura y uso de la tierra en el ecosistema manglar de Tumbes (1982 - 1992). *Convenio ONERN-ODC-FPCN. Programa de monitoreo de los manglares de Tumbes, I y II*.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020*. Informe principal. FAO.
- Philander, S. G. (1990). *El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation*. Academic Press.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., & McManus, L. (2010). The loss of species: Mangrove extinction risk and conservation. *24(5)*, 1184-1199.

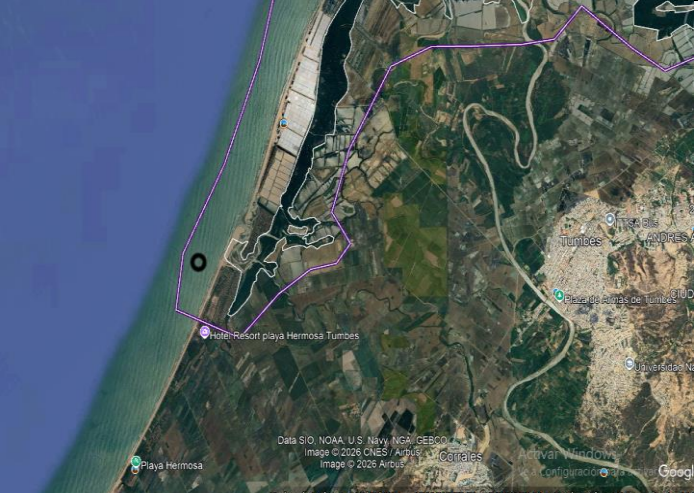
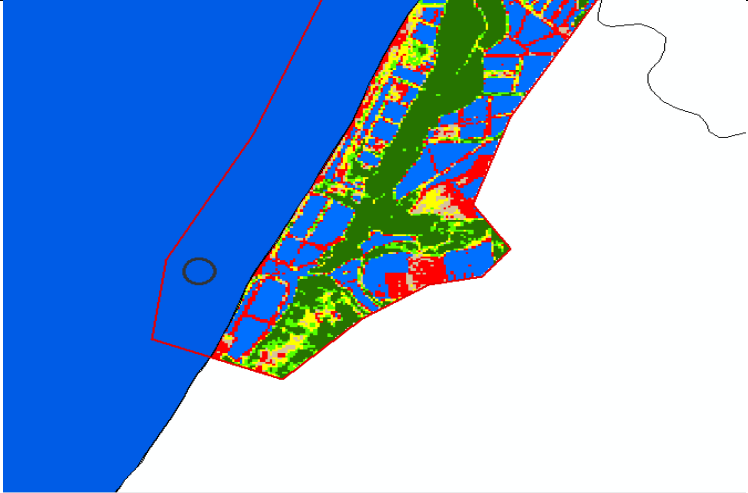
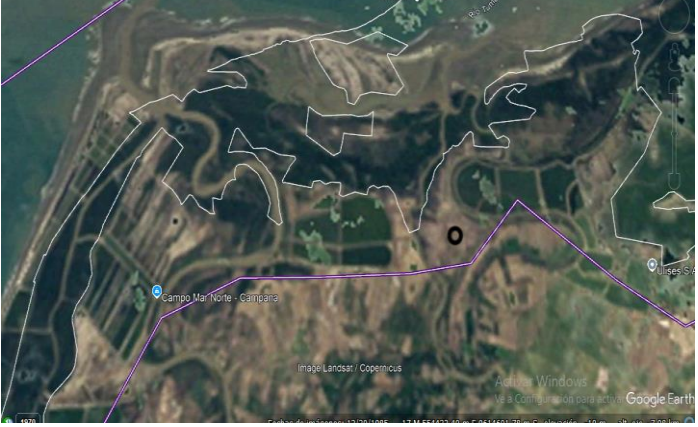
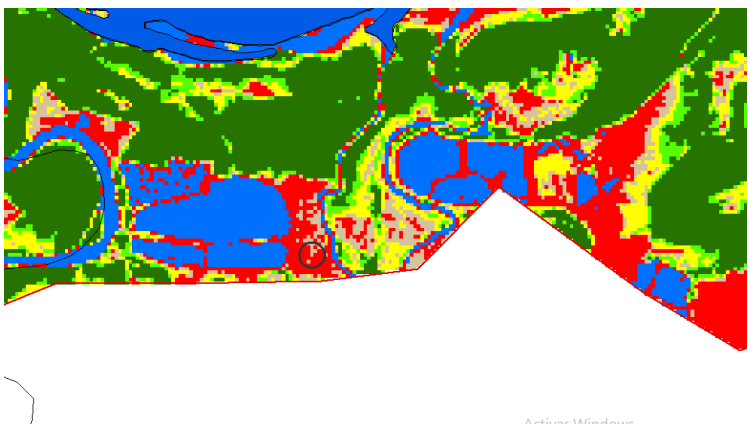
- PRA Tumbes. (2021). *Plan Regional de Acuicultura de Tumbes 2021 - 2030*. Gobierno Regional de Tumbes / Ministerio de la Producción.
- Primavera, J. H. (2006). Overcoming the aquaculture-environment conflict: The case of mangrove-friendly shrimp. *ournal of Applied Ichthyology*, 22(s1), 108-115.
- Príncipe, O., & Céspedes, L. (2019). *Impactos de El Niño extraordinario en la actividad acuícola en Tumbes, Perú*. Instituto Geofísico del Perú. Boletín Técnico: Generación de información y monitoreo del Fenómeno El Niño.
- Richards, D. R., & Friess, D. A. (2016). *Rates and drivers of mangrove loss in Southeast Asia, 2000–2012* . Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS). Obtenido de <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>
- Richards, J. F., & Hawley, A. E. (2007). *The Changing Landscapes of Global Forests*. Springer.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Shell, J. A., & Deering, D. W. (1974). *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium*. Nasa SP.
- Ruang, S., Lu, D., Li, G., Wu, M., & Shao, X. (2022). *Monitoring inter-annual change of mangroves based on the Google Earth Engine*. Journal of Geomatics Science, Technology and Geospatial Analysis. Obtenido de <https://doi.org/10.21523/gcj5.22020103>
- Sánchez Muñoz, J. M. (2016). *Análisis de la Calidad Cartográfica mediante el estudio de la Matriz de Confusión*. Pensamiento Matemático MAIC.
- Sánchez Paez, H., Álvarez León, R., & Pinto-Nolla, O. (2000). *Ecosistemas de manglar: Un manual de manejo y conservación*. FAO.
- SERFOR. (2016). *Reglamento para la Gestión Forestal*. Decreto Supremo N° 014-2016-MINAGRI.
- SERFOR. (2020). *Inventario Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, Informe de resultados Panel 1*.
- SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por. (1988). *Decreto Supremo N°018-88-AG: Establecen el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes*.

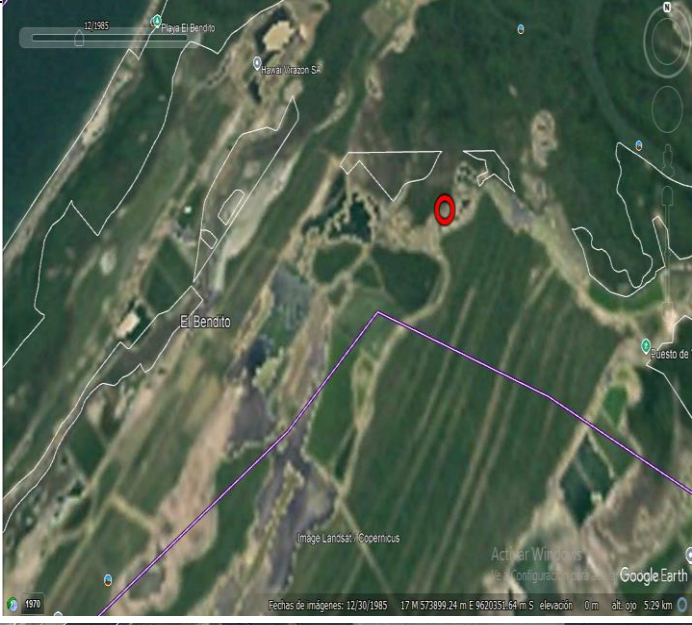
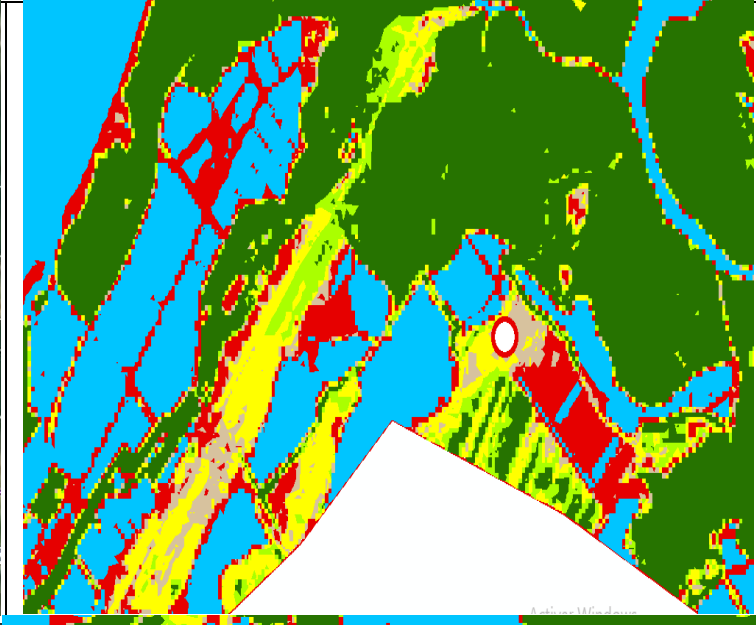

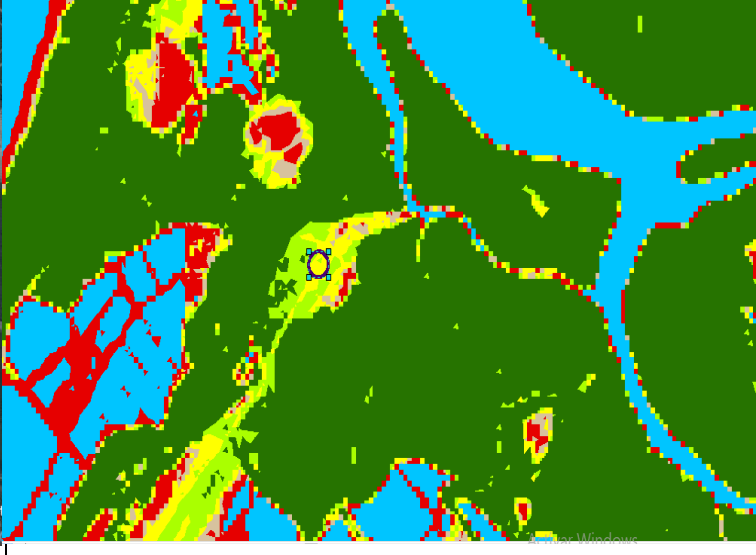
- Siikamäki, J., Sanchirico, J. N., & Jardine, S. L. (2012). *Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Takahashi, k., & Martínez, A. G. (2017). *The 2017 Coastal El Niño off Peru and Ecuador. Climate Dynamics*. Obtenido de <https://www.google.com/search?q=https://doi.org/10.1007/s00382-017-3708-9>
- Takahashi, K., & Martínez, M. (2015). *El Niño, cambio climático, y el ecosistema de manglares de Tumbes*. Instituto Geofísico del Perú (IGP).
- Tomlinson, P. B. (1986). *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press.
- Torres, P., & Rivas, M. (2019). *Análisis temporal de la pérdida de cobertura vegetal mediante teledetección en el distrito de Satipo-Satipo-Junín, durante los años 2015 – 2018*. Lima.
- Turker, C. J. (1979). *Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation*. Remote Sensing of Environment.
- Twilley, R. R., Chen, Q., Ewel, K. C., & Riscinti-Cain, V. (2018). Coastal ecosystem service vulnerability to climate change: Mangrove forests in the Gulf of Mexico. *149(3)*, 299-313.
- UCA. (2022). *Eventos Naturales y Actuaciones Antrópicas: Impactos sobre los Bosques de Manglar de América del Sur. Costas* . Revistas Científicas de la Universidad de Cádiz.
- Universidad de Costa Rica. (2024). *Análisis multitemporal de la dinámica de coberturas en el manglar del estero de Puntarenas mediante la teledetección para el período 1974-2024*. Repositorio Institucional Kérwá.
- USGS. (2023). *Landsat 9. U.S. Geological Survey*. Obtenido de <https://tesisymasters.com.ar/conectores-para-un-informe/>
- Ward, R. D., Friess, D. A., Day, R. H., & MacKenzie, R. A. (2016). *Ecosystem services of mangrove forests: Recent advances at regional and global scales*. Wetlands Ecology and Management. Obtenido de <https://www.google.com/search?q=https://doi.org/10.1007/s11273-015-9462-7>

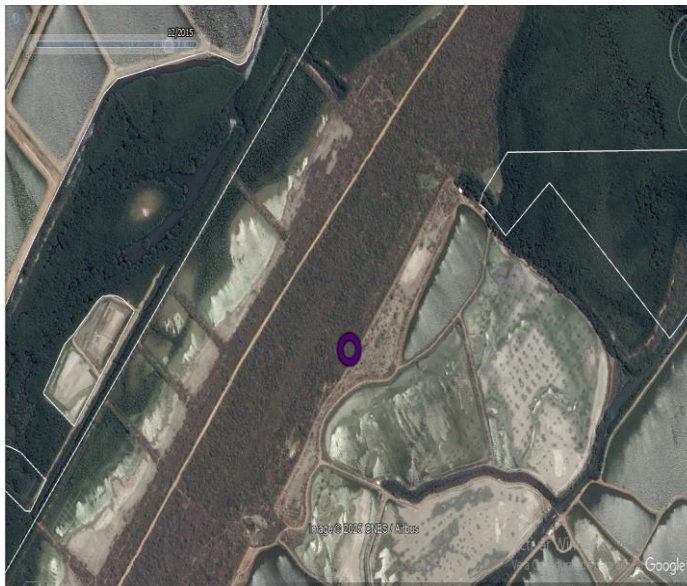
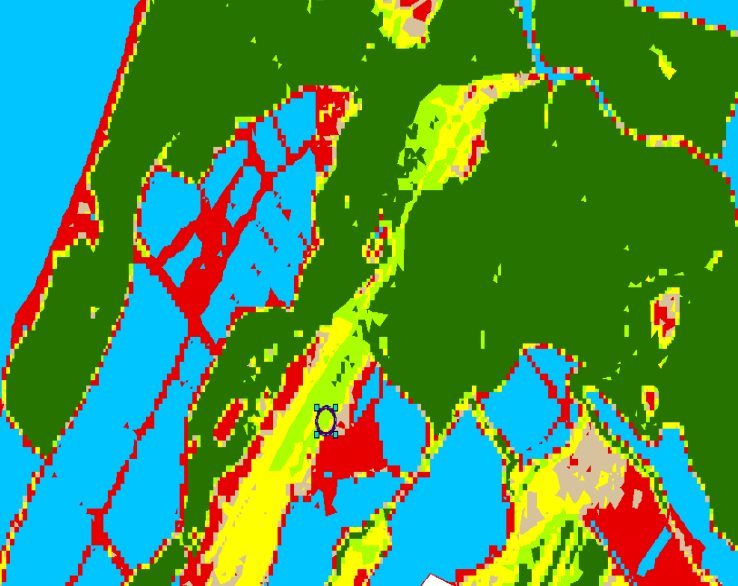

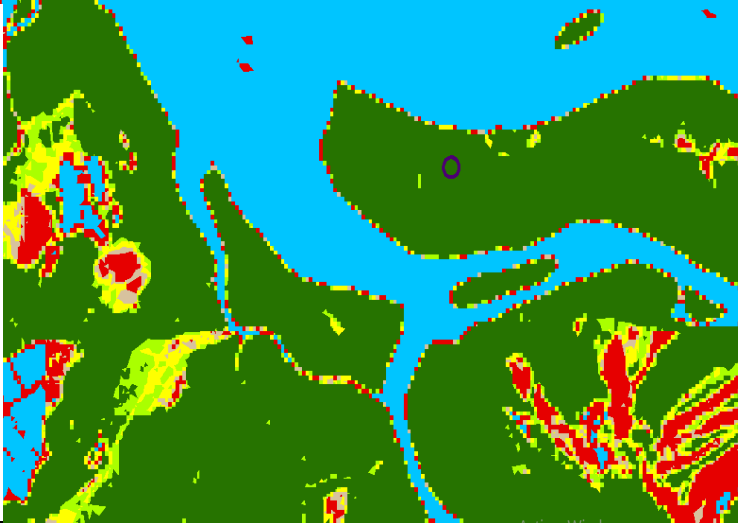
- Wulder, M. A., Masek, J. G., Cohen, W. B., Loveland, T. R., & Woodcock, C. E. (2019). *Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring of land cover and land use*.
- Young, N. E., Anderson, R. A., Chignell, S. M., Vosther, A. G., Lawrence, R., & Evangelista, P. H. (2017). *A survival guide to Landsat preprocessing*.
- Zhang, Z. (2024). *El Niño y La Niña amenazan los manglares globales*. Universidad de Tulane.

7. ANEXOS

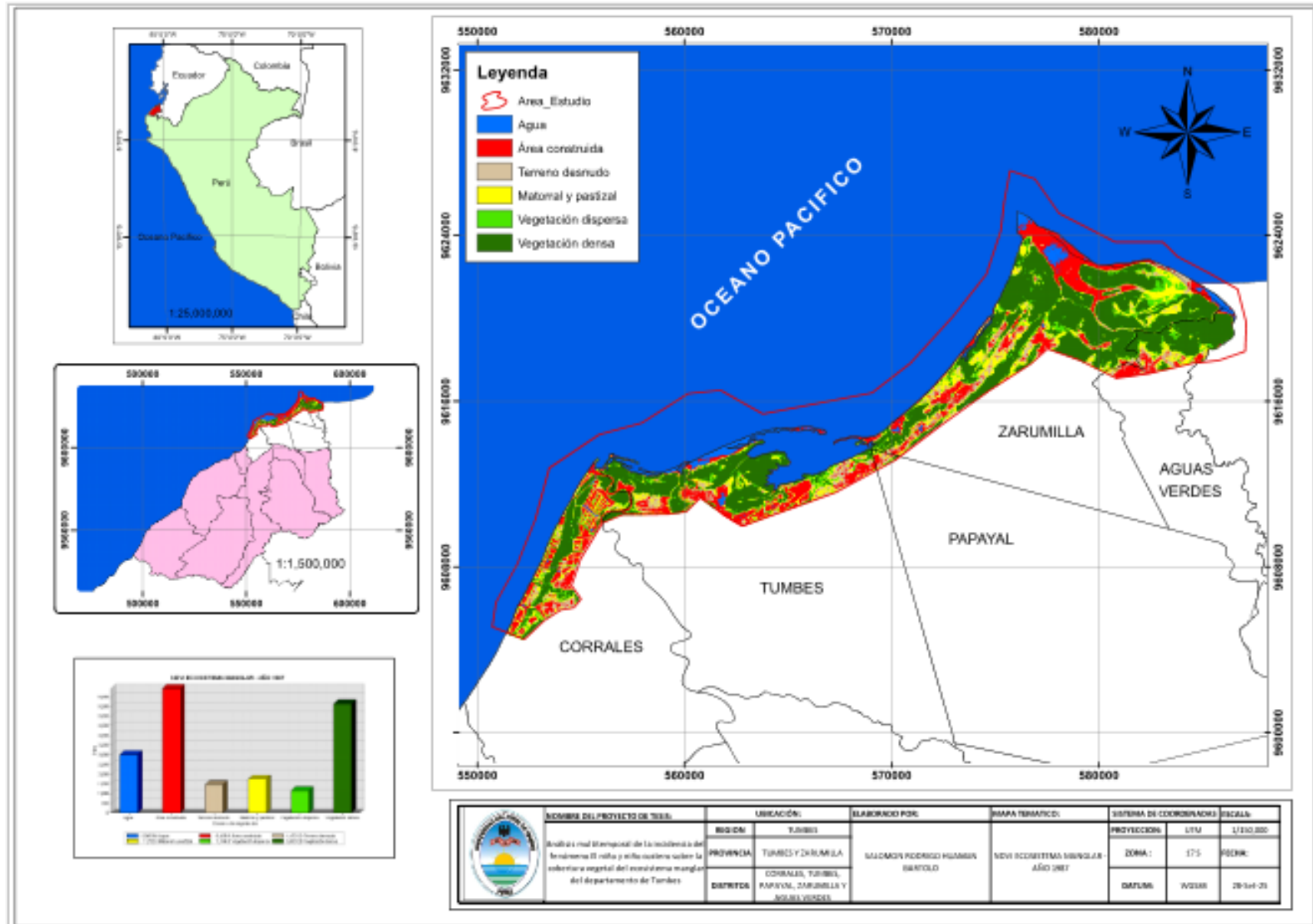
Anexo 1: Verificación de puntos de campo con imágenes de Google Earth y cartografía

Clase	Coordenadas	Visualización Google EARTH	Visualización cartográfica
<p>Agua representada por el color azul</p>	<p>X: 551275.29 Y: 9606076.80</p>	 <p>A satellite image from Google Earth showing a coastal area. A purple boundary outlines a specific region. A black circle marks a point on the water. Labels include 'Playa Hermosa', 'Resort playa Hermosa Tumbes', 'Tumbes', 'Universidad', and 'Corrales'. Metadata at the bottom includes 'Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO', 'Image © 2025 CNES / Airbus', 'Image © 2020 Airbus', and 'Google Earth'.</p>	 <p>A cartographic map of the same area, color-coded with blue, green, and red. A black circle marks the same point as in the satellite image. The map shows a complex pattern of colors, likely representing different land use or terrain types.</p>
<p>Área construida representada por el color rojo</p>	<p>X: 559898.00 Y: 9610916.00</p>	 <p>A satellite image from Google Earth showing a large area of construction. A purple boundary outlines a specific region. A black circle marks a point. Labels include 'Campo Mar Nona - Campaña' and 'Villas'. Metadata at the bottom includes 'Image Landsat / Copernicus', 'Activar Windows', 'Usa la Configuración para activar', and 'Google Earth'.</p>	 <p>A cartographic map of the same area, color-coded with blue, green, and red. A black circle marks the same point as in the satellite image. The map shows a complex pattern of colors, likely representing different land use or terrain types.</p>

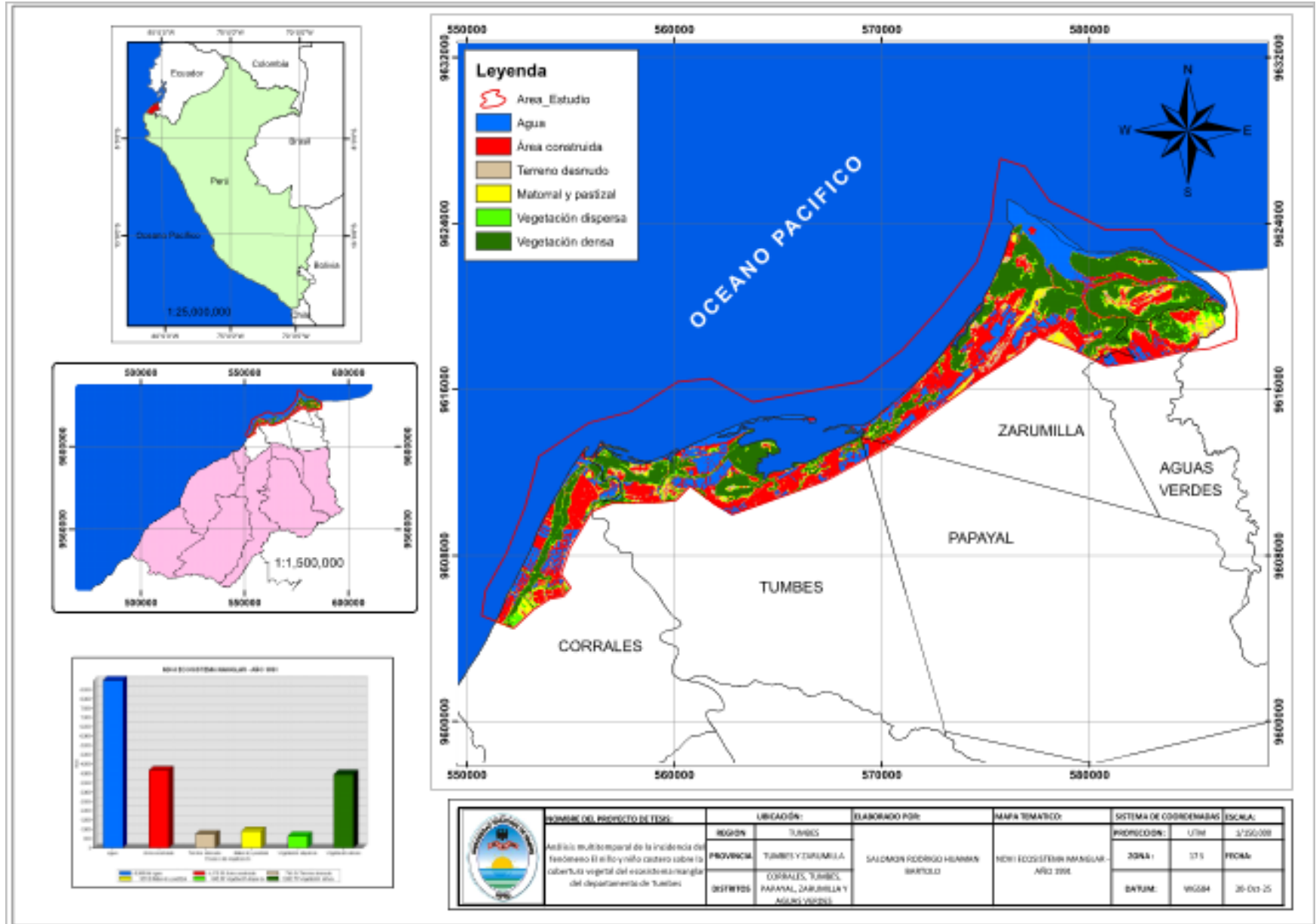
<p>Terreno desnudo representado de color marrón</p>	<p>X: 578215.04 Y: 9619151.15</p>		
<p>Matorral y pastizal representado de color marrón</p>	<p>X: 577576.12 Y: 9620617.82</p>		

<p>Vegetación dispersa representado de un color verde limón</p>	<p>X: 576834.32 Y: 9619268.51</p>		
<p>Vegetación densa representado de un color verde hoja</p>	<p>X: 580324.12 Y: 9622009.72</p>		

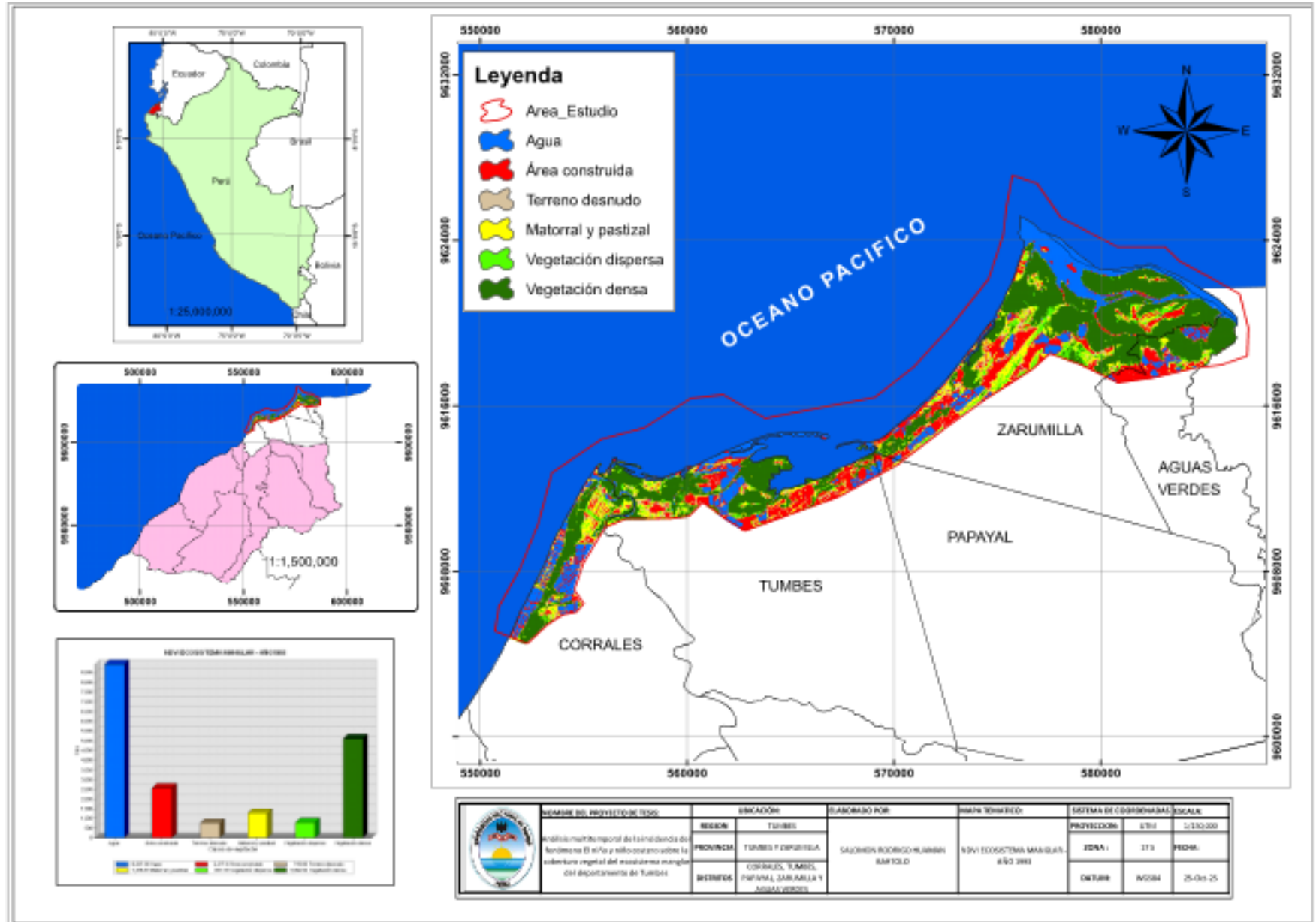
Anexo 3: Mapa 2 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1987.



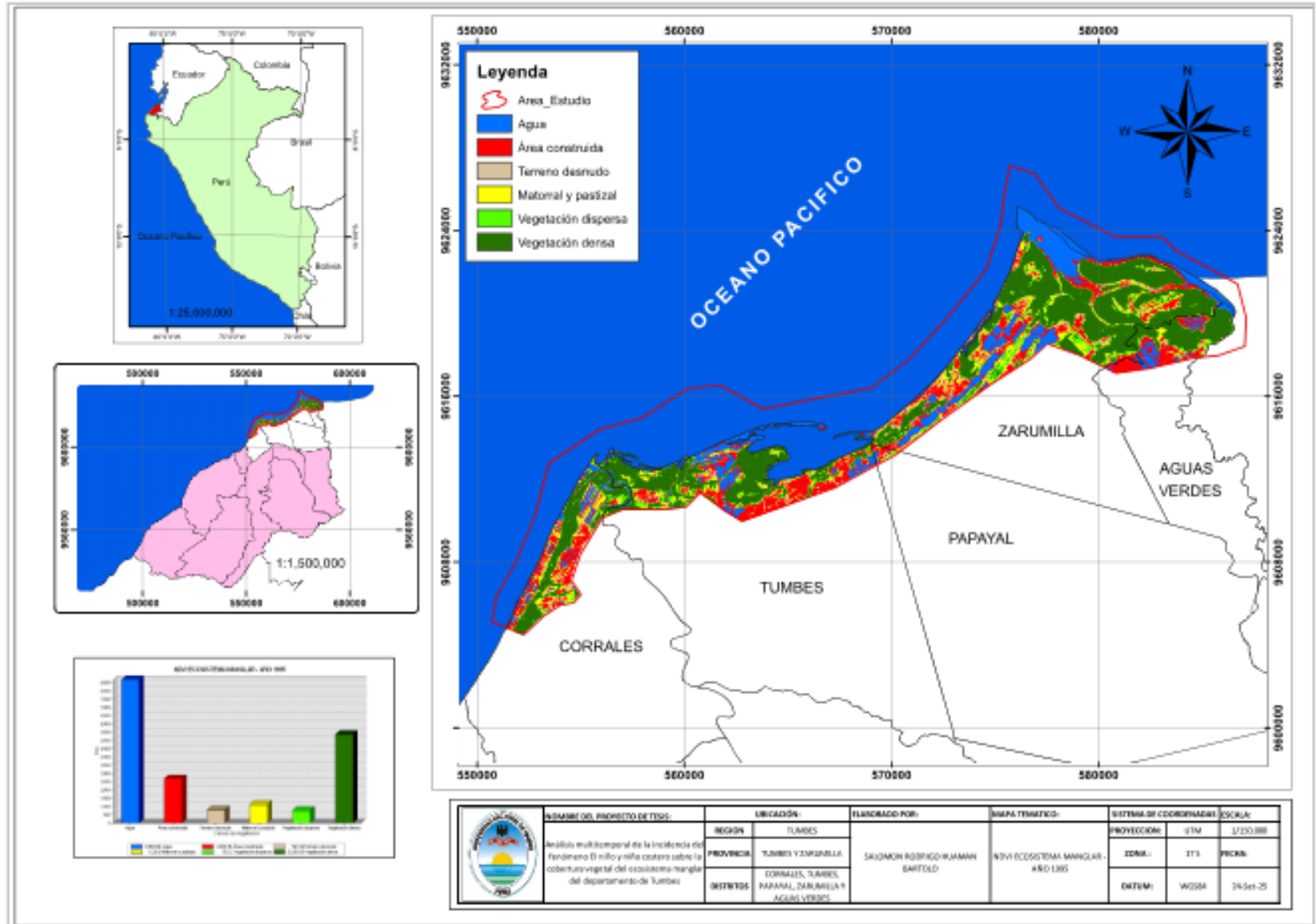
Anexo 4: Mapa 3 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1991.



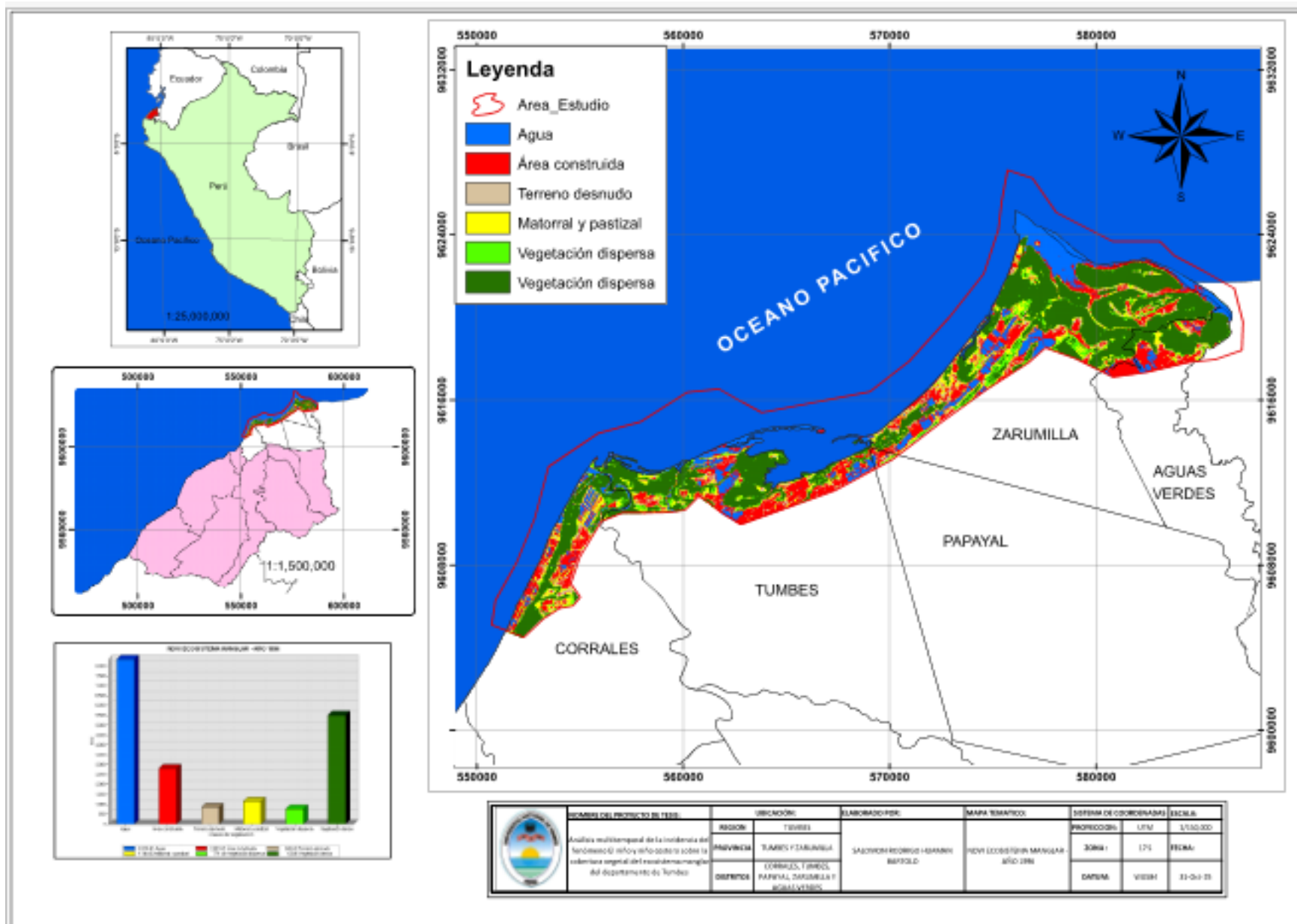
Anexo 5: Mapa 4 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1993.



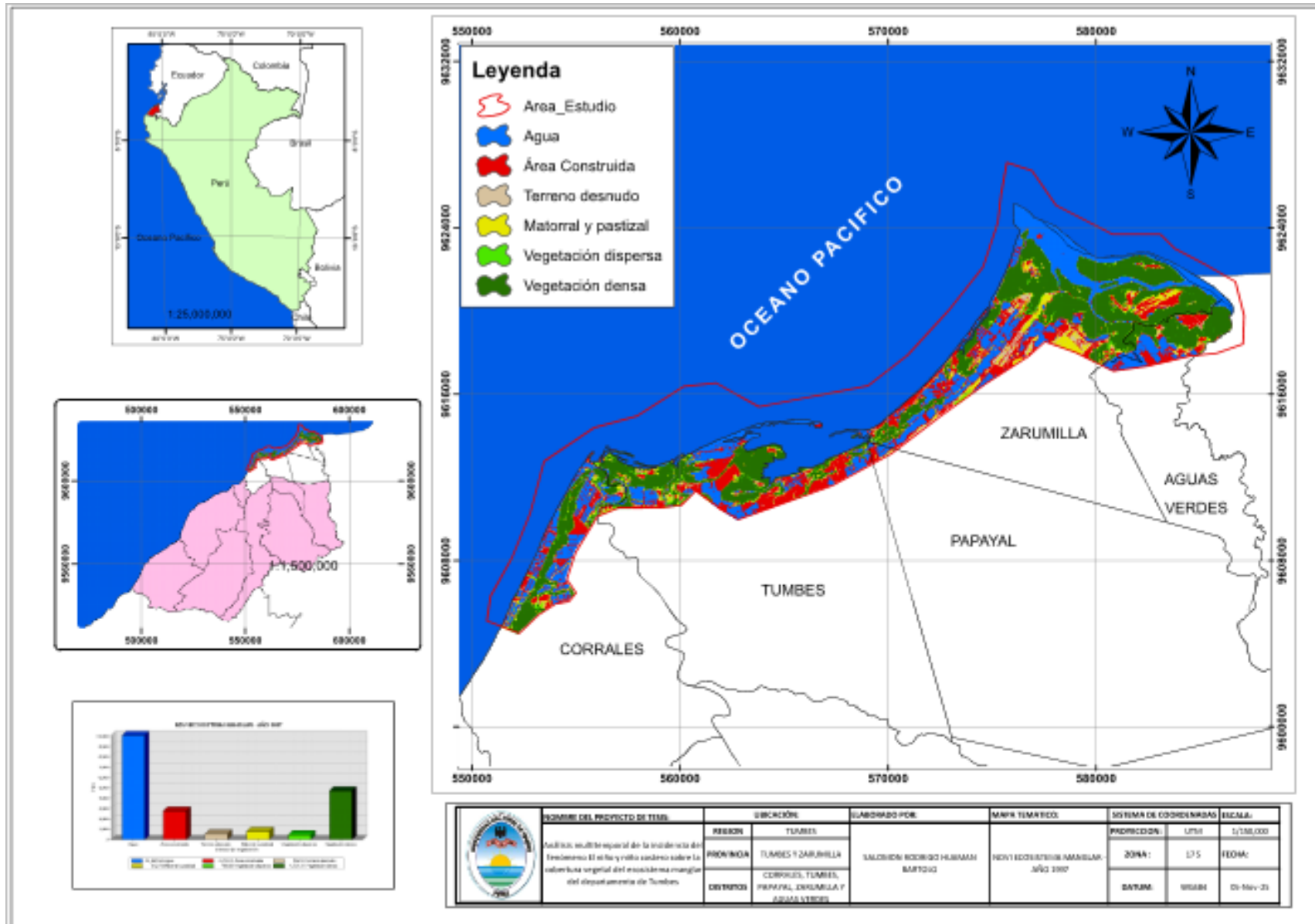
Anexo 6: Mapa 5 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1995.



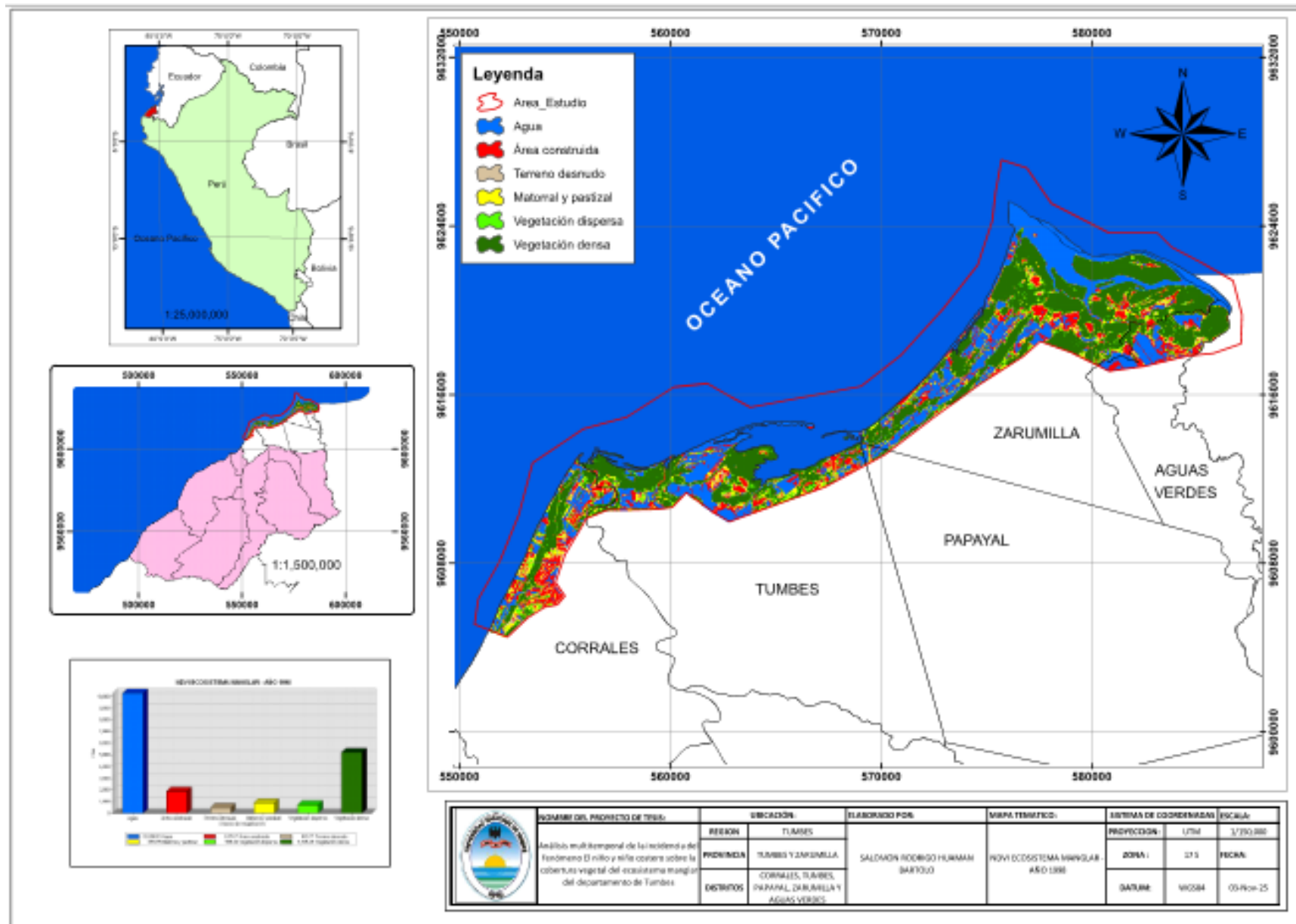
Anexo 7: Mapa 6 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1996.



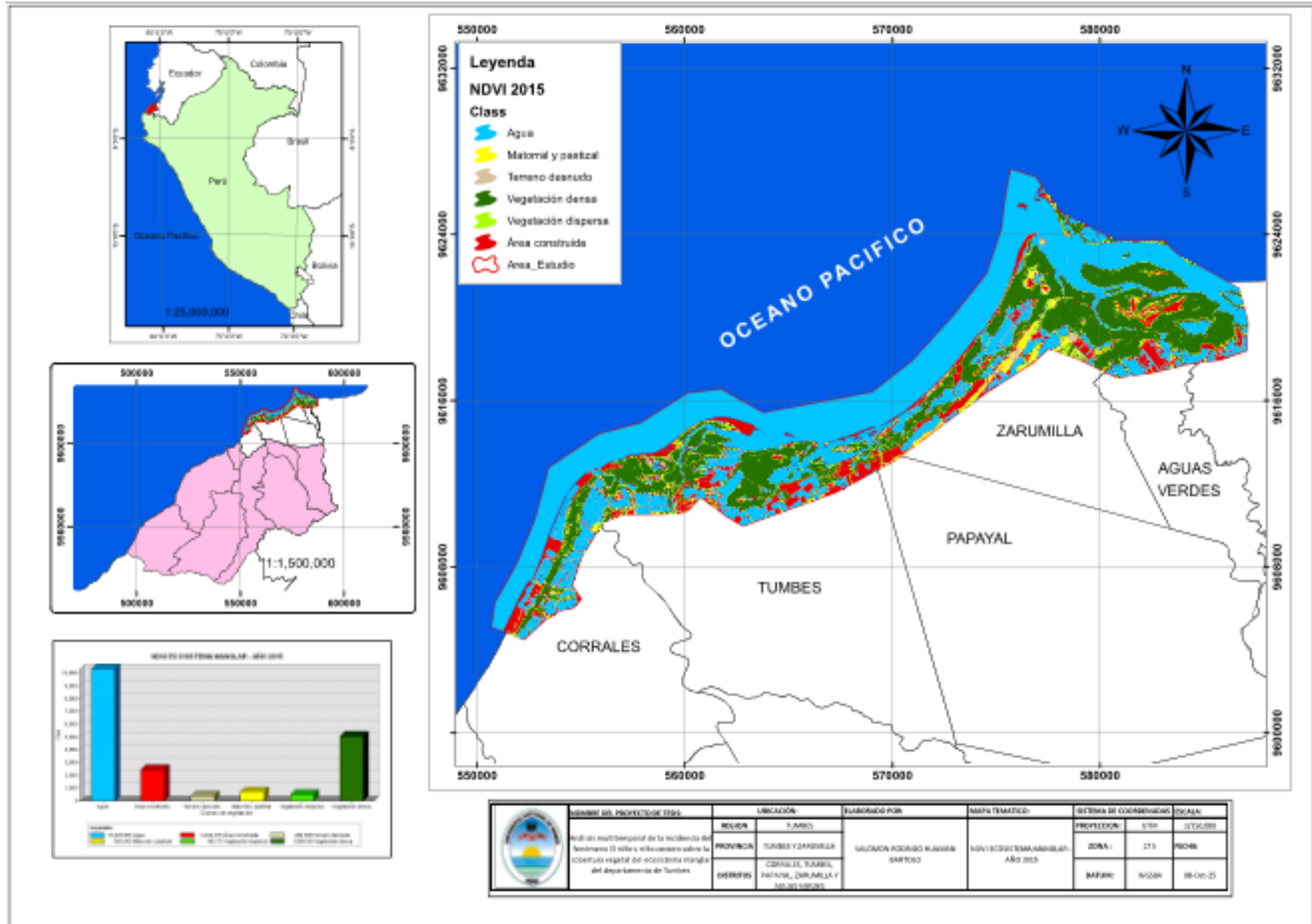
Anexo 8: Mapa 7 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1997.



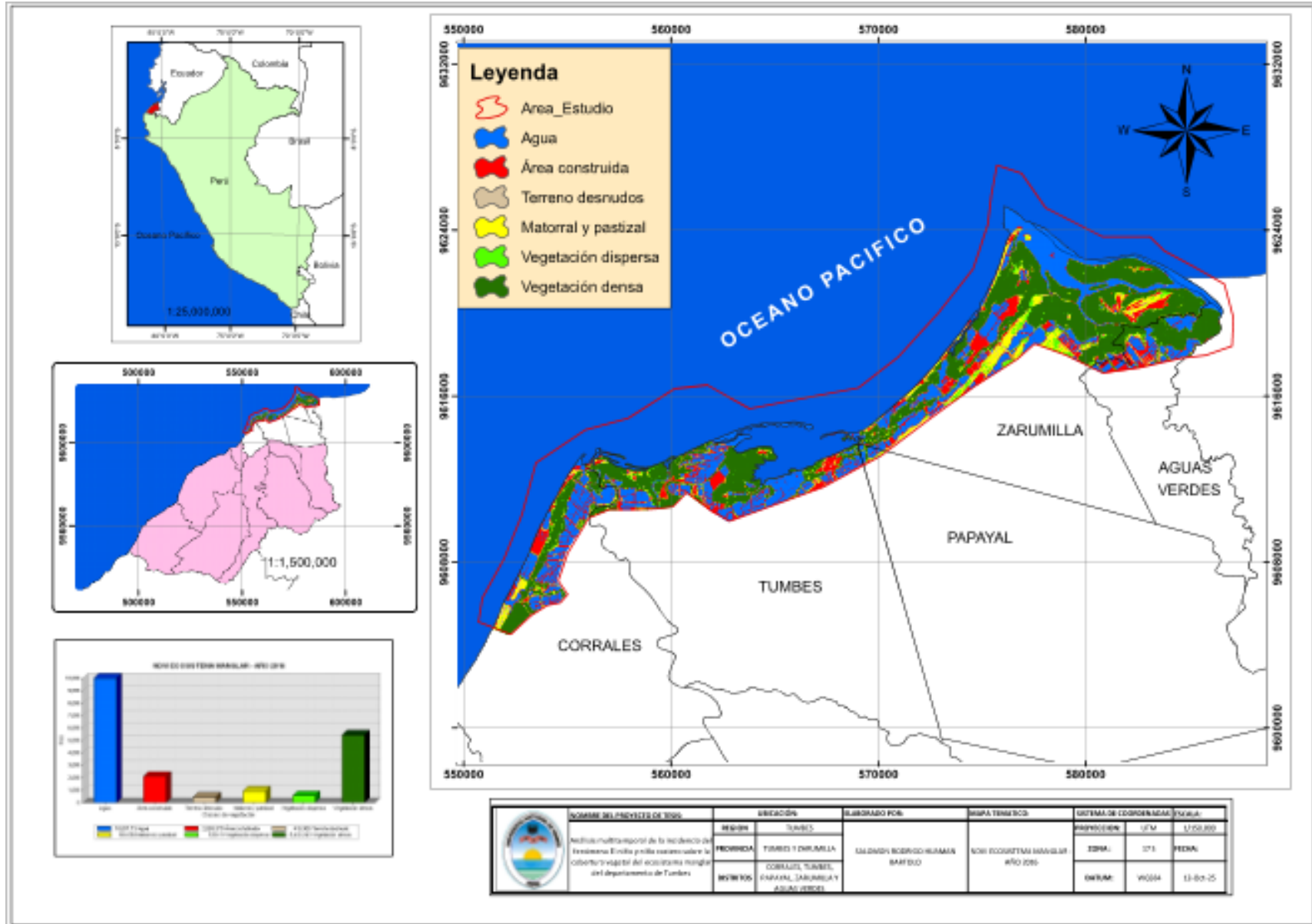
Anexo 9: Mapa 8 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 1998.



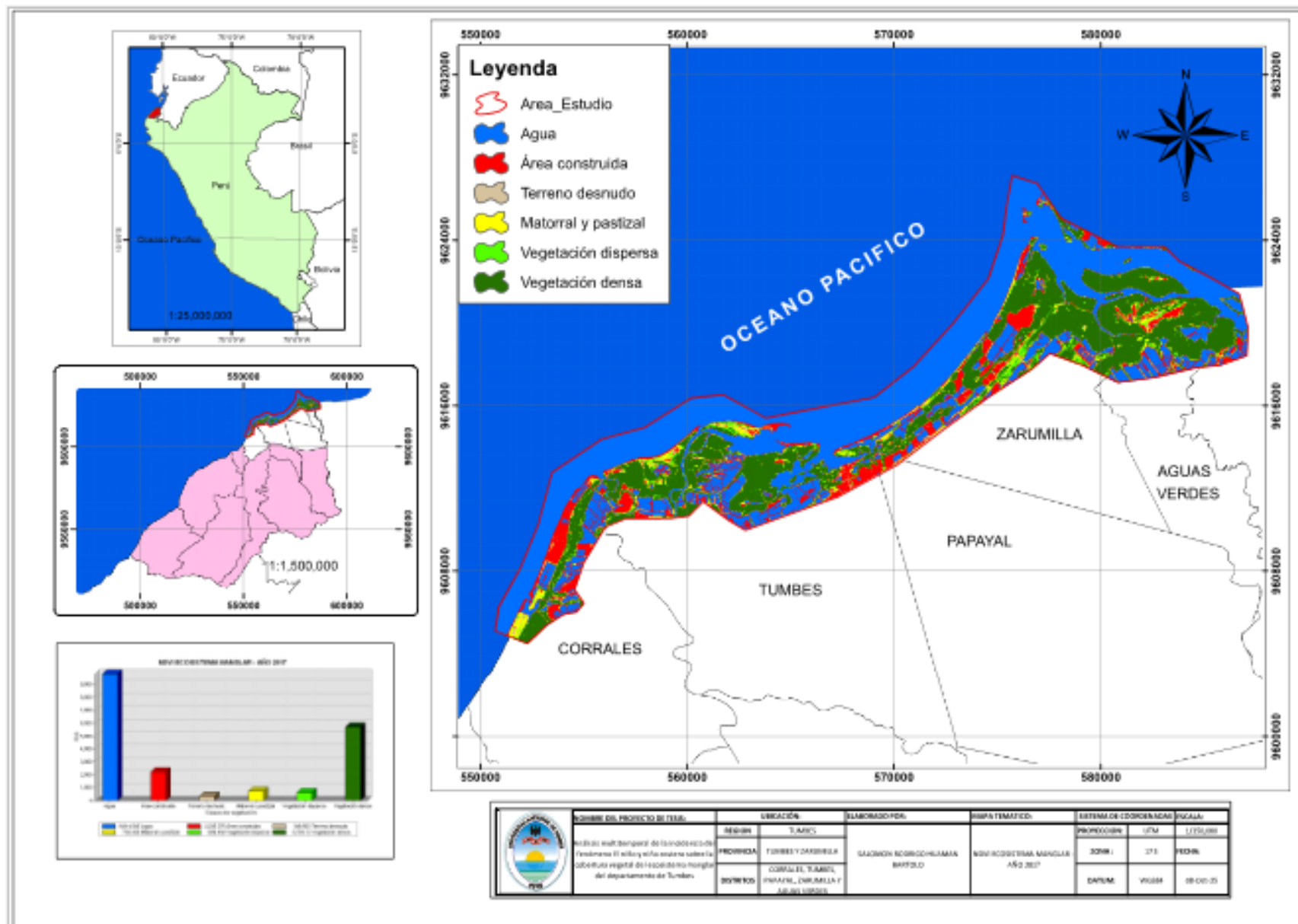
Anexo 10: Mapa 9 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2015.



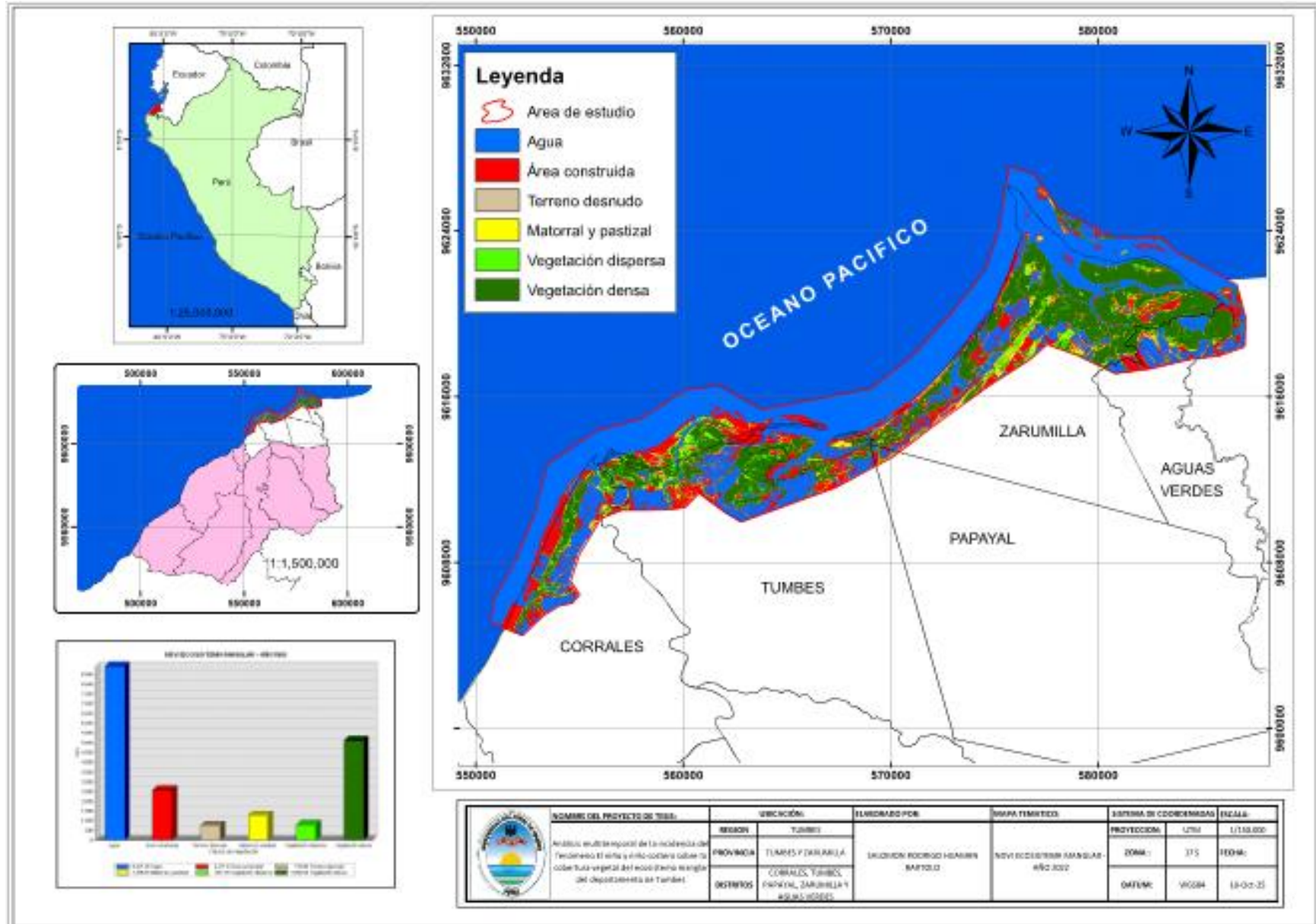
Anexo 11: Mapa 10 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2016.



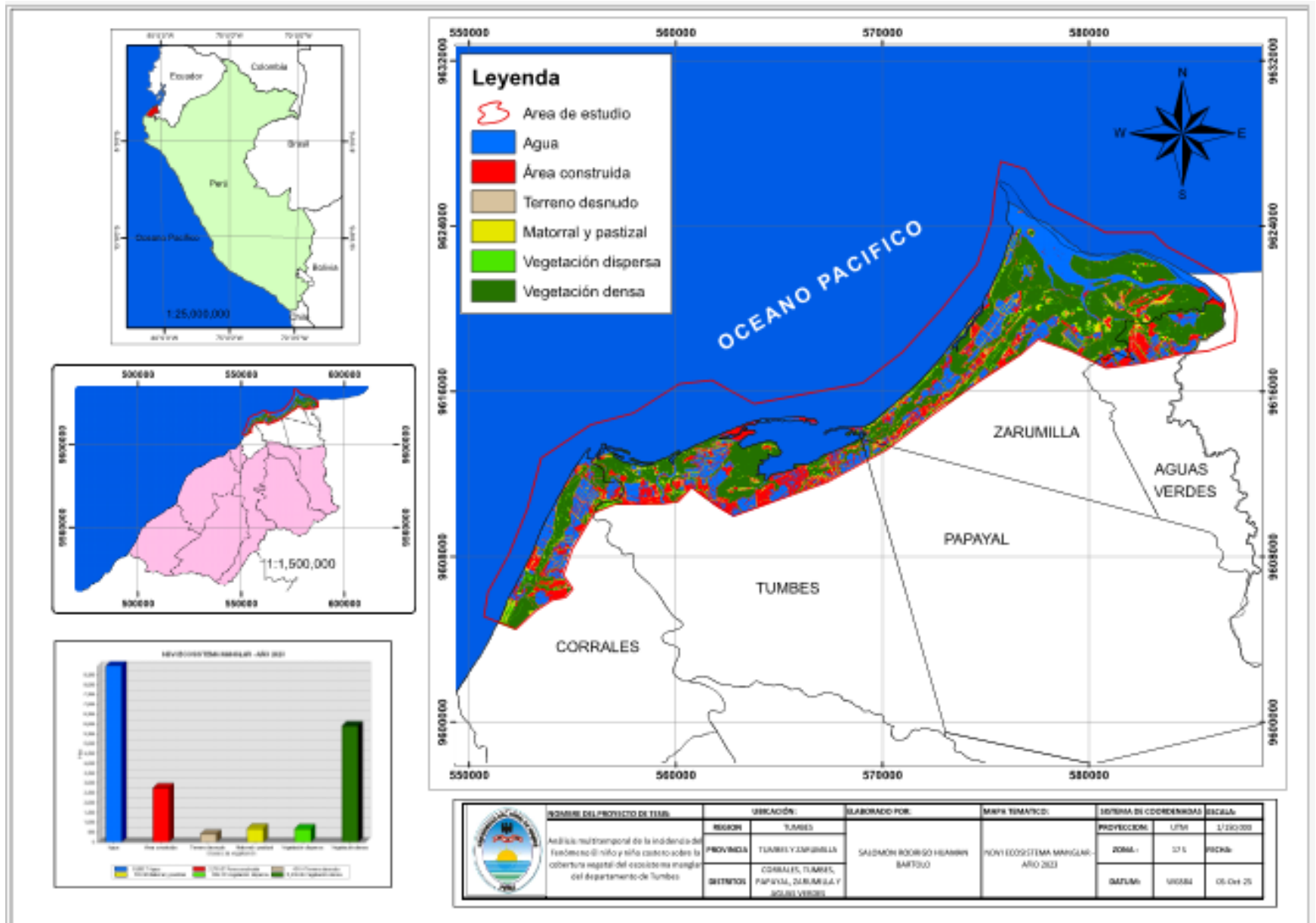
Anexo 12: Mapa 11 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2017.



Anexo 13: Mapa 12 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2022.



Anexo 14: Mapa 13 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2023.



Anexo 15: Mapa 14 Determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada del ecosistema manglar del departamento de Tumbes. – 2024.

