

40 AÑOS DE MANGLARES EN EVOLUCIÓN:

MAPEO HISTÓRICO EN LAS BAHÍAS DE PANAMÁ Y PARITA

PREPARADO POR M.SC JOSÉ MIGUEL GUEVARA

Resumen Ejecutivo

El proyecto "Patrimonio Natural Azul", iniciado en 2020 por National Audubon Society (NAS) en colaboración con la Sociedad Audubon de Panamá (SAP), tiene como objetivo conservar y proteger el capital natural costero de Panamá, con un enfoque principal en los manglares y humedales asociados en dos Áreas Importantes para Aves (AIAs), bahía de Parita y Bahía de Panamá. Financiado por el Fondo de Carbono Azul del Reino Unido y ejecutado por Audubon Americas, esta iniciativa se alinea con la estrategia más amplia de Audubon para apoyar la resiliencia costera en las Américas.

En Panamá, se han identificado un total de 53 AIAs consideradas puntos estratégicos para la preservación de la diversidad aviar. Entre estas, las bahías de Panamá y la bahía de Parita destacan debido a sus características singulares, creando un entorno propicio para albergar una variada y significativa cantidad de especies de aves migratorias (Angehr y Miró, 2009).

Las densidades más altas de aves playeras, costeras y zancudas, generalmente se producen en sectores que contienen tanto fangales como manglares (Butler et al., 1998). Por lo cual, la conectividad entre estos ecosistemas marino-costeros no deben ser ignoradas, ya que no solo son esenciales para la avifauna, sino que también ofrecen una amplia gama de recursos y beneficios para las comunidades locales al poseer extensiones importantes de bosques de manglar, marismas, fangales, estuarios y otros ecosistemas asociados.

El humedal bahía de Panamá es un Refugio de Vida Silvestre ("RVSHBP" en adelante) ubicado en la costa pacífica oriental de Panamá. Es una extensa área con un ecosistema de humedales que abarca marismas intermareales, estuarios, bosques de mangles y charcas de agua dulce. La relación entre los distintos ecosistemas marino-costeros, su ubicación privilegiada en el istmo de Panamá, y los efectos de la floración la hacen un sitio clave para las aves playeras migratorias, sin mencionar la gran cantidad de especies de flora y fauna residentes que hacen de los manglares y sus ecosistemas asociados su hogar (Kaufmann, 2012).

La bahía de Parita es la segunda AIA más importante después de la bahía de Panamá. Incluye aproximadamente 15,000 ha de fangales intermareales, rodeados por franjas de manglares y además grandes extensiones de bosques de manglar en los esteros y desembocaduras de grandes ríos. Dentro del AIA existen tres áreas protegidas nacionales, que son el Refugio de Vida Silvestre Cenegón del Mangle, el Parque Nacional Sarigua y el Refugio de Vida Silvestre Peñón de la Honda (Sociedad Audubon de Panamá, 2023).

A nivel global, para el período de 1996-2022 se estima una pérdida neta de manglares de 5,245km² y una tasa decreciente de pérdida de 0.04% de todos los manglares por año (Leal & Spalding, 2022). En Panamá específicamente se ha estimado una pérdida de alrededor del 68% de la cobertura desde el año 1980 (López-Angarita et al., 2016).

Sin embargo, existen pocos estudios sobre el cambio de cobertura de manglar en sitios específicos de Panamá, utilizando los recursos, herramientas y metodologías avanzadas que están ahora disponibles y ante a un futuro incierto marcado por el cambio climático, comprender las tendencias y modificaciones en la cobertura de manglares se convierte en un factor clave para promover la resiliencia costera de Panamá.

Para llenar esta laguna, se llevó a cabo un análisis multitemporal de la cobertura de manglares en el sitio por década, desde 1982 hasta 2022 mediante imágenes satelitales, a través de una supervisión clasificada. Este enfoque permitió comprender las tendencias, identificar áreas de cambio y evaluar la resiliencia de los manglares frente a distintos factores incluyendo el cambio climático y las actividades humanas, proporcionando información esencial para la planificación y gestión efectiva de estos ecosistemas costeros críticos.

La clasificación supervisada por segmentación con imágenes Landsat implicó cinco (5) pasos clave. Primero, se seleccionaron imágenes Landsat del período a estudiar (1982 – 2022), para registrar los cambios a lo largo del tiempo. Segundo, se realiza una segmentación de las imágenes, dividiéndolas en objetos homogéneos basados en características espectrales y espaciales. Estos segmentos se utilizan como unidades básicas para la clasificación. Tercero, en la fase de entrenamiento, se identificaron y etiquetaron manualmente muestras representativas de cada clase de interés (por ejemplo, tipos de vegetación, cuerpos de agua, áreas urbanas). Cuarto, utilizando estas muestras, se entrenó un algoritmo de clasificación supervisada, como el de máxima verosimilitud o *Random Forest*, para asignar cada segmento a una clase específica. Quinto, se aplicó el modelo entrenado a todas las imágenes para generar mapas temáticos que reflejen los cambios en la cobertura del suelo a lo largo del periodo estudiado.

El análisis de Bahía de Panamá reveló una disminución en la cobertura de manglares durante los periodos estudiados, con una ligera recuperación en el periodo 2000-2009. En general, el RVSHBP experimentó una pérdida del 0,28% en la cobertura de manglares en el lapso de 40 años, con una tasa de pérdida de 0.01% por año. Las amenazas continuas incluyen la expansión agrícola, la contaminación y el desarrollo urbano, con el cambio climático representando un riesgo cada vez más evidente. La pérdida de cobertura no fue uniforme en toda la extensión de la Bahía, observándose ganancias en el área de Juan Díaz y el sector de La Maestra, posiblemente debido a aumento de sedimentación de los ríos que desembocan en los humedales, mientras que, en otras zonas, como Isla Cocotillo, en el extremo oriente de la bahía, se evidencia una pérdida de cobertura por procesos de erosión eólica como una posible causa.

El análisis del AIA Bahía de Parita reveló un aumento constante en la cobertura del manglar, con un incremento total de 1,013.96 ha durante todo el periodo de estudio, a una tasa de 0.21% por año. En general, se observó un mantenimiento y aumento de cobertura a lo largo de toda la bahía, con dos zonas resaltando positivamente: el estero de Palo Blanco en el área noreste de la bahía de Parita y los estanques de camarones al sur de la ciudad de Aguadulce.

El análisis multitemporal de los sitios piloto muestra una estabilidad en cobertura a lo largo del periodo de estudio, con muy leves tendencias de pérdida (Bahía de Panamá) y aumento (Bahía

de Parita). Más allá de estas pérdidas y ganancias netas, es de vital importancia la identificación realizada de zonas específicas de ganancia y pérdida *dentro* de cada sitio. Esto habilita por un lado el análisis y aprendizaje sobre las condiciones particulares que llevan a cada situación, y por otro informa las posibles acciones de gestión local focalizada para las zonas críticas identificadas.

Adicionalmente, este análisis se convierte en un insumo base para el desarrollo futuro de estudios de profundización de análisis integrales sobre la dinámica costera más amplia que incorporen elementos como la distribución de especies de mangle, el efecto de nutrientes y factores relacionados al cambio climático como el aumento del nivel del mar y cambios de salinidad.

Finalmente, para algunas de las áreas donde se observaron las ganancias y pérdidas más notables, este informe desarrolla algunas hipótesis sobre las posibles causas, en base a conocimiento de procesos de gestión o desarrollo histórico de actividades y con observaciones más recientes en campo. Sin embargo, éstas no deben considerarse como conclusiones definitivas, sino más bien como planteamientos para estudios posteriores de mayor profundización.

Contenido

Resumen Ejecutivo.....	1
Lista de Tablas.....	5
Lista de Figuras.....	6
Introducción.....	7
Descripción de las áreas de estudio.....	9
Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá (RVSHBP).....	9
AIA Bahía de Parita.....	11
Metodología.....	13
Diferencias en la obtención de imágenes de Bahía de Panamá y Bahía de Parita	14
Limitaciones y Descargos sobre Datos Utilizados	15
Procesamiento Imágenes para el análisis del RVSHBP	16
Descripción del árbol de proceso	16
Procesamiento Imágenes para el análisis del AIA Bahía de Parita	21
Resultados.....	25
Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá	25
AIA Bahía de Parita.....	30
Conclusiones	33
Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá	33
AIA Bahía de Parita.....	33
Comentarios finales	34
Referencias.....	35

Lista de Tablas

Tabla 1. Imágenes de satélite Landsat procesadas para el RVSHBP.....	14
Tabla 2. Listado de mosaicos Landsat, descargados de Google Earth Engine por periodo analizado y combinación de bandas utilizadas por imagen satelital para el AIA Bahía de Parita.	15
Tabla 3. Parámetros de segmentación	20
Tabla 4. Parámetros de segmentación para AIA Bahía de Parita	23
Tabla 5. Cambio de cobertura de manglar y tasa de cambio en el RVSHBP desde 1982 hasta 2022	25
Tabla 6. Cambio de cobertura de manglar y tasa de cambio en Bahía de Parita desde 1982 hasta 2022	31

Lista de Figuras

Figura 1. Ubicación del área de estudio Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá. Fuente: Proyecto Valoración, Protección y Mejora del Capital Natural Costero en Panamá. 2023	10
Figura 2. Ubicación del área de estudio del AIA Bahía de Parita. Fuente: Proyecto Valoración, Protección y Mejora del Capital Natural Costero en Panamá. 2023	12
Figura 3. Árbol de procesos para la generación del mapa de cobertura de manglar para el análisis multitemporal del RVSHBP.	16
Figura 4. Proceso de eliminación de nubes y sombras a través de la herramienta Pixel Editor de ArcGis Pro.....	17
Figura 5. Ejemplo de Análisis de Componentes principales. (a) Combinación de bandas 5,4,3, de la imagen Landsat TM5 de 1990. (b) Presenta el realce de la vegetación combinación de 3,2,1, del análisis de Componente Principales. (c) bosques de manglares identificados mediante una clasificación no supervisada realizada sobre la imagen obtenida del análisis de componentes principales.....	19
Figura 6. Segmentación de imágenes del RVSHBP. (a) Imagen segmentada (b) Imagen segmentada con área de entrenamiento de bosque de manglar.	20
Figura 7. Áreas de entrenamiento (20 punto de control), utilizados en clasificación supervisada del RVSHBP.....	21
Figura 8. Árbol de procesos para la generación del mapa de cobertura de manglar para el AIA Bahía de Parita.	22
Figura 9. Ejemplo de Combinación de Bandas en el AIA Bahía de Parita (a) Combinación de las bandas 5,3,2 de imagen Landsat 5TM. (b) Combinación de las bandas 5, 4, 3 de imagen Landsat 8ETM.	23
Figura 10. Segmentación de imágenes del AIA Bahía de Parita. (a) Imagen segmentada (b) Imagen segmentada con área de entrenamiento de bosque de manglar.	24
Figura 11. Áreas de entrenamiento (20 puntos de control), utilizados en clasificación supervisada del AIA Bahía de Parita.....	24
Figura 12. Pérdida de bosque de manglar en el Refugio de Vida Silvestre Bahía de Panamá durante el periodo de estudio (1982 – 2022).....	26
Figura 13. Pérdida de bosque de mangla en el sector oeste del RVSHBP durante el periodo de estudio (1982-2024).....	27
Figura 14. Pérdida de cobertura de manglar en isla Cocotillo durante el periodo de 40 años (1982 -2022).	28
Figura 15. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa, en el sector oeste del Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá (RVSHBP).....	29
Figura 16. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa, en el sector de La Maestra, corregimiento de Pásiga, distrito de Chimán (región central del área protegida).	30
Figura 17. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa en Bahía de Parita durante el periodo de estudio (1982-2022).	32

Introducción

Los manglares dominan más del 70% de las líneas costeras tropicales y subtropicales del mundo. Forman bosques complejos y han desarrollado adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les han permitido lograr crecimientos rápidos en áreas sujetas a cambios geomorfológicos. Estos bosques presentan altas tasas de producción primaria y son un paso clave en la transferencia de nutrientes, especialmente de carbono, desde los continentes hacia el mar. De la misma manera, desempeñan un papel importante como fuentes o sumideros de carbono (Drude de Lacerda & Schaeffer-Novelli, 1999).

Además, brindan innumerables beneficios a las comunidades locales, de manera más directa a pescadores, agricultores y otras poblaciones rurales que dependen de ellos para la provisión de productos esenciales para las poblaciones humanas costeras, como madera, leña y carbón vegetal y otros productos no madereros (alimentos, paja, especialmente de la palma de nipa, forraje, alcohol, azúcar, medicinas y miel). También, los ecosistemas de manglares proveen otros servicios como protección costera, control de la erosión, purificación del agua, mantenimiento de la pesca, secuestro de carbono, y turismo, recreación, educación e investigación. De la misma manera, los ecosistemas de manglares proveen otros servicios como protección costera, control de la erosión, purificación del agua, mantenimiento de la pesca, secuestro de carbono, y turismo, recreación, educación e investigación (Drude de Lacerda y Schaeffer-Novelli, 1999; Barbier et al., 2011; FAO, 2007a).

Para las aves playeras, marinas costeras, zancudas y aves rapaces neárticas, los hábitats más importantes son las líneas de fangales y manglares que se encuentran en áreas de surgencia oceánica en el Golfo de Panamá. Estos hábitats se desarrollan donde condiciones geomorfológicas, oceanográficas y otras condiciones ambientales se combinan para producir extensas áreas intermareales fangosas que son especialmente productivas debido al aporte de nutrientes y, por lo tanto, proporcionan abundantes recursos alimenticios utilizados por las aves. Tales condiciones se dan solo en un número limitado de áreas, destacando la importancia de la conservación para proteger hábitats clave (Morrison et al., 1998).

Existen numerosos estudios que documentan la condición de los manglares a lo largo del tiempo a diferentes escalas. Aun considerando algunas variaciones entre sí, todos muestran una clara tendencia histórica de pérdida. FAO (2007a) recopiló diferentes bases de dato de la cobertura de manglares a nivel global y actualmente, es la línea base de cobertura más exactas con las que se cuentan, reconociendo que se basan en referencias mixtas y no se consideran totalmente confiables, debido a tres grandes dificultades: falta de datos completos a lo largo del tiempo, diferencias en las definiciones utilizadas y diferencias en las metodologías a lo largo del tiempo.

Las estimaciones globales de pérdida de manglares de FAO (2007a) indicaban una pérdida del 20% de la cobertura de manglar (36,000 km²), decreciendo de 188,000 km² a 152,000 km² entre 1980 y 2005. Los cálculos más recientes, según Leal y Spalding (2022), indican una cobertura

global de manglares para 1996 de 152,604 km², decreciendo a 147.359 km² para el 2020, con una pérdida neta de 5,245 km² (3.4%).

Sin embargo, la tendencia mundial de pérdidas es una de desaceleración, a medida que nuestro conocimiento sobre su valor e importancia ha pasado de una comprensión general a un inventario real y cuantificado. Hoy, más del 40% de los manglares del mundo están formalmente protegidos con fines de conservación, y los esfuerzos para restaurar manglares aumentaron considerablemente, junto con las herramientas y el conocimiento para respaldar dichos esfuerzos de restauración (Leal y Spalding, 2022).

Igualmente, en Panamá, hay diversas estimaciones de la cobertura de manglar que se pueden utilizar como línea base, y, por ende, las estimaciones de ganancia/pérdida pueden variar considerablemente. Las primeras estimaciones de cobertura de manglar en Panamá son de 1969, que la ubican en 3,615.42 km² (MACI-FAO, 1969 en FAO, 2007b), en 1980 se estima en 4,860 km² (FAO Y PNUMA, 1981 en FAO, 2007b) y en 1982 en 5,056.50 km² (FAO, 1982 en FAO, 2007b). Diversos autores han utilizado como base de sus cálculos distintas coberturas.

ANAM (1999), por ejemplo, estimó que la cobertura de manglar de Panamá antes de 1960 era de 3,000 km² y que para el año de 1997 había sufrido una pérdida de 1,700 km², un 43% de pérdida de cobertura. Además, indican que, siguiendo la tendencia a nivel mundial, las mayores tasas de pérdida ocurrieron antes de la década de los 90, Anguizola et al. (1989 en ANAM, 1999) observaron que desde 1960 hasta 1989 se registró la pérdida de más de 56,47 km², lo cual indica que el grueso de la pérdida de cobertura de manglar ocurrió antes de 1960.

Por otro lado, López-Angarita et al. (2016) utilizan como base de su estimación, la cobertura de 4,860 km² (FAO Y PNUMA, 1981 en FAO, 2007b), y una cobertura para el 2011 de 1,542,27 km², resultando en un porcentaje de 68% y una tasa de pérdida anual de 107.02 km²/año. Los autores reconocen la existencia de alta variabilidad de la estimación de cobertura de manglar, con altas oscilaciones en tiempo y una alta desviación estándar para los cálculos de área estimados por diferentes fuentes para el mismo año (López-Angarita et al., 2016).

A pesar de las discrepancias observadas, es clara la tendencia de pérdida. Las principales causas de la pérdida de manglares han sido la deforestación para transformación de las tierras para otros usos, principalmente ganadería, agricultura, cultivo de camarones en estanques, aprovechamiento forestal inadecuado y el desarrollo urbano, turístico e industrial (INRENARE y OIMT, 1997; Osorio, 1994).

Aunque algunas amenazas han disminuido en el país, gracias a la expansión de un marco legal más robusto en pro de la conservación, a iniciativas educativas y a estudios científicos, aún persisten desafíos significativos. La continua expansión del área agrícola sigue representando una amenaza, con efectos concomitantes como la contaminación por agroquímicos y pesticidas. De manera similar, la expansión urbana continúa generando pérdidas notables, especialmente en la bahía de Panamá.

Hoy en día, emergen nuevos riesgos, planteando un peligro latente para el futuro de los manglares en Panamá. Desde hace más de una década se venía señalando la amenaza inminente del cambio climático para los manglares (Kaufmann, 2012), la cual se evidencia más claramente hoy en día. Las variaciones en la precipitación, la temperatura y el aumento del nivel del mar seguirán teniendo efectos dramáticos en todos los ecosistemas marino-costeros. Por ende, un manejo eficiente de las costas es fundamental para anticipar los riesgos y amenazas, así como para planificar en diferentes escenarios del cambio climático.

La complejidad de la información requerida para el manejo de estas áreas involucra un considerable esfuerzo al planificar y recopilar la información, por lo que una de las herramientas más útiles para el análisis de manglares son los sensores remotos. Las imágenes de satélite permiten inventariar y clasificar tipos de bosque, patrones de drenaje, el uso de la tierra, redes de infraestructura y otros elementos. Igualmente, permiten vislumbrar cambios en estos diferentes patrones en el tiempo (Jimenez, 1999).

Por lo cual, los datos recopilados de estos análisis se pueden emplear para monitorear y gestionar de manera efectiva los recursos naturales y tomar decisiones sobre planificación urbana y gestión ambiental (Ochoa, 2023).

Frente a un futuro incierto marcado por el cambio climático, comprender las tendencias y modificaciones en la cobertura de manglares se convierte en un factor clave para promover la resiliencia costera de Panamá.

Este estudio se centra en un análisis multitemporal de la cobertura de manglares en las AIAs Bahía de Panamá y Bahía de Parita desde 1982 hasta 2022, utilizando imágenes satelitales. Buscamos comprender las tendencias a lo largo del tiempo, identificar áreas de ganancia y pérdida, y evaluar la resiliencia de estos manglares frente a los cambios ambientales y las actividades humanas. Este enfoque nos permite no solo cuantificar las transformaciones en la cobertura de manglar, sino también brindar información valiosa para la planificación y gestión de estos ecosistemas costeros clave y dar pie a estudios de profundización que deriven en medidas cada vez más efectivas.

Descripción de las áreas de estudio

Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá (RVSHBP)

La Bahía de Panamá es un gran cuerpo de agua en la costa pacífica oriental de Panamá, entre la Ciudad de Panamá, distrito de Panamá, hasta el estero de la comunidad de Chimán, en el distrito de Chimán en la Provincia de Panamá. La bahía cuenta con un extenso ecosistema de humedales, que incluye amplias marismas intermareales divididas por estuarios, bosques de mangles, bosques pantanosos y charcas de agua dulce (ANAM, 2009).

En 1998, gracias a los esfuerzos de la Sociedad Audubon de Panamá y BirdLife International, se identificó a la bahía como un Área Importante para Aves (IBA) (Angehr y Miró, 2009). Esto jugó un papel decisivo para designar a parte de la bahía como Humedal de Importancia Internacional el 20 de octubre de 2003 (Ramsar, 2020), y su declaración en el año 2009 como área protegida nacional, bajo la designación de Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá (RVSHBP, Resolución AG-0072-2009, ANAM).

El RVSHBP cubre 85,652 ha de las cuales 39,691 ha corresponden a la superficie terrestre y 45,960 ha corresponden a la superficie marina (Kaufmann, 2012).

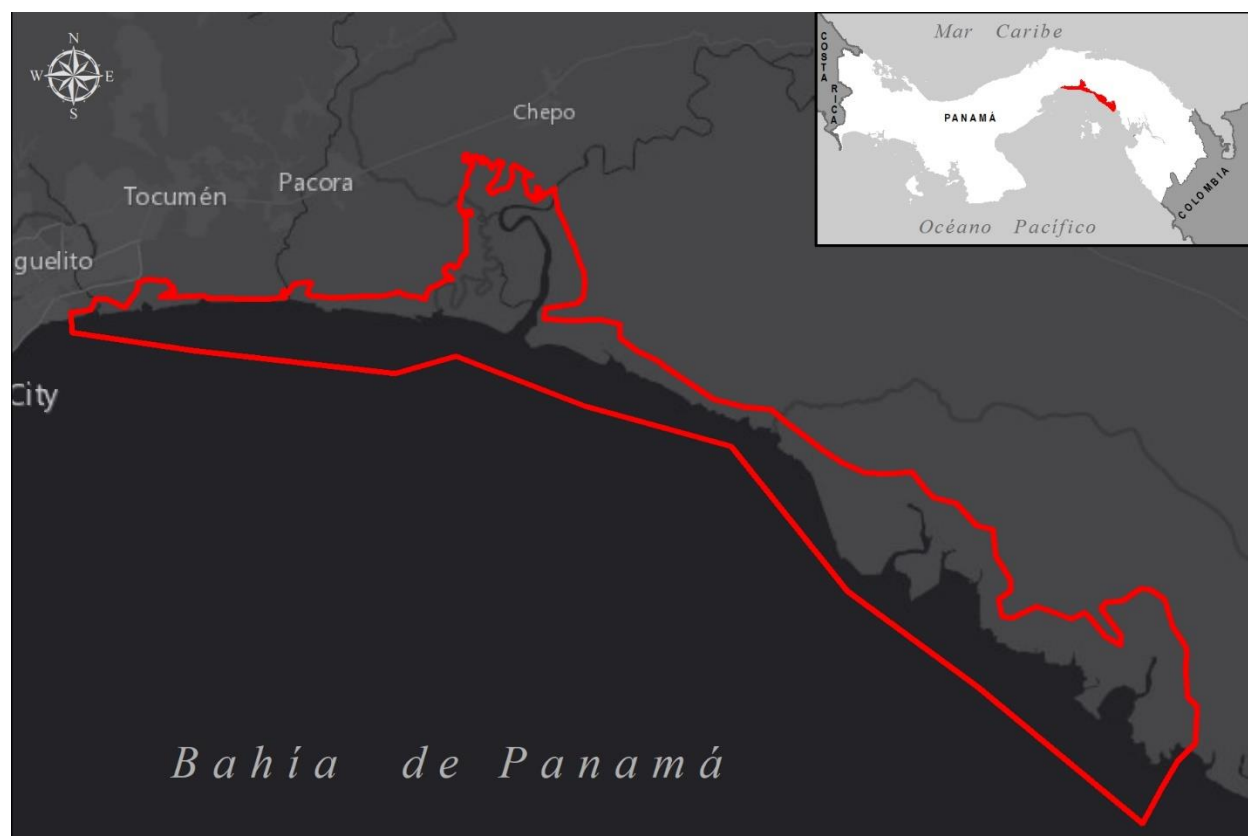


Figura 1. Ubicación del área de estudio Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá.
Fuente: Proyecto Valoración, Protección y Mejora del Capital Natural Costero en Panamá. 2023

El RVSHBP, como parte de la ecorregión del Panama Bight (EPB) en el océano Pacífico oriental contiene probablemente los bosques de manglar más desarrollados de América. Los peces que habitan el estuario-manglar juegan papeles ecológicos fundamentales y sostienen las pesquerías artesanales que operan allí, además son considerados por WWF como los manglares intactos más importantes del mundo. Poseen una flora y fauna únicas y contribuyen a la biodiversidad de Panamá (Kaufmann, 2012).

Durante la temporada seca, inducido por el viento, ocurre un proceso de afloramiento que se convierte en el proceso hidrológico central del golfo de Panamá, llevando nutrientes a la capa

superior y promoviendo el crecimiento del fitoplancton cerca de la superficie (D'Croz y O'Dea, 2007). Este aumento de productividad primaria, en combinación con las amplias extensiones de fangales y los manglares de la bahía, la convierten en uno de los sitios más importantes de migración de aves en el hemisferio occidental, donde se estima la presencia de entre uno y dos millones de aves playeras (Kaufmann, 2012).

El sitio sirve de hábitat para el 14% de la población mundial del playero occidental (*Calidris mauri*) con más de un millón de individuos, además de más de 30,000 individuos del chorlo semipalmado (*Charadrius semipalmatus*), lo que representa 20% de su población mundial. De la misma manera, los manglares sustentan gran número de aves canoras migratorias, entre los que se pueden mencionar la reinita protonotaria (*Protonotaria citrea*), la reinita acuática nortea (*Seiurus noveboracensis*) y la candelita nortea (*Setophaga ruticilla*) (Kaufmann, 2012; Ramsar, 2020).

Los distintos ecosistemas de la bahía también proveen refugio y hábitat para especies de plantas y animales amenazados o endémicos, como el pavón grande (*Crax rubra*), el mono araña de Geoffroy (*Ateles geoffroyi*) el tapir de Baird (*Tapirella bairdii*), el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*), un árbol endémico de Panamá clasificado como vulnerable, *Annona spraguei* y los mangles salado (*Avicennia bicolor*), negro (*A. germinans*), botón (*Conocarpus erectus*), blanco (*Laguncularia racemosa*), piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*), rojo (*Rhizophora mangle*) y caballero (*R. racemosa*) (Ramsar, 2020).

AIA Bahía de Parita

La bahía de Parita está ubicada en la región central de la República de Panamá. Comprende una superficie de 47,297.32 ha y abarca desde el sur de Antón, provincia de Coclé, hasta el Río La Villa, en la provincia de Los Santos, incluyendo toda la zona costera de la provincia de Herrera (Sociedad Audubon de Panamá, 2023).

En 1998, bahía de Parita fue reconocida como un Área Importante para Aves (AIA), y es el segundo sitio más importante para aves playeras en Panamá, después de la Bahía de Panamá. La AIA posee una extensión de 45,740 ha. Dentro de la AIA existen tres áreas protegidas: Refugio de Vida Silvestre Cenegón del Mangle, Parque Nacional Sarigua y el Refugio de Vida Silvestre del Peñón de La Honda (Morrison et al., 1998; Angehr y Miró, 2009). También sus Playas El Agallito y El Retén fueron reconocida como sitio de importancia hemisférica por la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras ("sitio RHRAP") en marzo del 2024.

En la bahía se encuentran una variedad de hábitats, desde amplias marismas y bancos de arena con extensión de hasta varios kilómetros de ancho, los cuales están bordeados por una franja de manglares que se extienden al largo de la línea superior de la costa. En el interior, se encuentra fangales extensos, así como estanques de camaronerías y salinas. Esta combinación de hábitats atrae a una gran cantidad de aves playeras a la zona (Morrison y Ross, 1998; Sociedad Audubon de Panamá, 2023).

El paisaje terrestre es principalmente agrícola, por lo cual la gestión de cuencas y del recurso hídrico juegan un rol determinante en el estado y salud de los ecosistemas marino-costeros.



Figura 2. Ubicación del área de estudio del AIA Bahía de Parita. Fuente: Proyecto Valoración, Protección y Mejora del Capital Natural Costero en Panamá. 2023

La bahía de Parita, con sus hábitats asociados de salinas y estanques de camaronicultura, es de especial importancia para especies de aves costeras pequeñas, como el chorlo de Wilson (*Charadrius wilsonia*), y el chorlo semipalmeado (*Charadrius semipalmatus*); pequeños playeros como el playero occidental (*Calidris mauri*); aves marinas de tamaño medio como el chorlo ártico (*Pluvialis squatarola*) los patamarillas (*Tringa* spp. y *Tringa flavipes*), las becasinas (*Limnodromus* spp.), y aves marinas grandes como el ostrero americano (*Haematopus palliatus*), el tero real (*Himantopus mexicanus*) el playero pihuihúi (*Catoptrophorus semipalmatus*) y el zarapito trinador (*Numenius paheopus*) (Morrison et al., 1998).

En algunas masas forestales de bosques seco en el área del Parque Nacional Sarigua se encuentran árboles de macano (*Dyphisa amlivana*), alcornoque (*Mora oleifera*) y piñuela (*Bromelia pinguin*) (González, 2003). Adicionalmente, se han reportado los mangles caballeros (*Rhizophora racemosa*), rojo (*Rhizophora mangle*), negro (*Avicennia germinans*), salado (*Avicennia bicolor*), blanco (*Laguncularia racemosa*), botón (*Conocarpus erectus*) y piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*) (Sociedad Audubon de Panamá, 2023).

En el sitio, utilizando la metodología de *Open Standards for Conservation*, el Plan de Conservación de Bahía de Parita identificó las principales amenazas directas para los manglares de Bahía de Parita como: cambio climático, contaminación, disturbios e intrusión humana, modificación del régimen hidrológico, la pérdida del hábitat y la sobreexplotación del recurso pesquero (Sociedad Audubon de Panamá, 2023).

Metodología

Los análisis multitemporales de imágenes obtenidas por sensores remotos son altamente eficientes para estudiar los cambios en la superficie de la tierra a lo largo del tiempo (Ochoa, 2023). La clasificación supervisada por segmentación es un método de clasificación digital que consiste en valores espectrales de una imagen agrupándolos en base a su geometría de una clase o categoría que posteriormente es definida por el intérprete, basándose en la similitud entre la firma espectral del píxel y las muestras de entrenamiento (Poveda-Sotelo, Bermúdez-Cella, & Gil-Leguizamón, 2022).

La clasificación supervisada es un método utilizado en teledetección para procesar eficientemente grandes cantidades de datos de imágenes satelitales y puede usarse para monitorear los cambios en el uso de la tierra a lo largo del tiempo.

La clasificación supervisada por segmentación brinda numerosas ventajas para el análisis multitemporal con imágenes Landsat. Este método fusiona la precisión de la clasificación supervisada con la capacidad de segmentación para agrupar píxeles en regiones heterogéneas, lo cual incrementa la exactitud y coherencia de los resultados. Al utilizar esta técnica, se pueden detectar y supervisar cambios en la cobertura terrestre de manera más eficaz, ya que la segmentación disminuye el ruido y las variaciones dentro de las clases.

El análisis multitemporal es una herramienta poderosa que nos permitió, monitorear y estudiar cambios en la evolución de la cobertura de manglares durante el período 1982 - 2022.

Para el análisis multitemporal de la cobertura de manglar en las áreas de estudio de Bahía de Panamá y Bahía de Parita, se utilizó la metodología de clasificación supervisada por análisis de segmentación.

La clasificación supervisada por segmentación permite una mayor precisión en comparación con el análisis tradicional de clasificación supervisada en base a píxeles, ya que este último clasifica cada píxel individualmente sin considerar su contexto espacial. Por el contrario, el método de segmentación se permite identificar características específicas del terreno, al agrupar píxeles en regiones homogéneas antes de la clasificación, mejorando la coherencia espacial y reduciendo el ruido. Estos segmentos se agrupan en clases que representan entidades del mundo real, como tipos de cobertura del suelo o uso del suelo etc.

Por otra parte, el enfoque de clasificación supervisada por segmentación ofrece una ventaja significativa sobre la clasificación basada en píxeles, al considerar no solo los valores espectrales y características de las imágenes satelitales, sino también la geometría de los objetos presentes en ellas. Por consiguiente, nuestro primer paso fue segmentar elementos geográficos identificables en la imagen a analizar.

Para el análisis multitemporal se utilizaron imágenes históricas obtenidas del servicio de satélites Landsat¹, que luego se utilizaron para identificar los cambios en la superficie de la cobertura de manglar en ambas áreas de estudio a través del tiempo. Para todos los análisis se utilizó el software eCognition Developer 9.0 y para la vectorización del análisis se utilizó ArcGIS Pro 3.02.

Diferencias en la obtención de imágenes de Bahía de Panamá y Bahía de Parita

La obtención de las imágenes de satélite fue diferente en ambas áreas de estudio, por lo tanto, el proceso de descarga de las imágenes fue diferente para cada sitio de estudio debido a la calidad de las imágenes satelitales primarias disponibles.

En Bahía de Panamá, se descargaron mosaicos descargados a través de la plataforma Google Earth Engine, no obstante, estos presentaban muchas áreas con sombras que podrían distorsionar los análisis. Este efecto es causado por el alto porcentaje de nubes que normalmente cubren este sector del país. Por consiguiente, se optó por descargar imágenes individuales del servidor web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) y eliminar las nubes y sombras con procesos automatizados. Aunque el preproceso de las imágenes fue más extenso se lograron buenos resultados que facilitaron continuar con el análisis multitemporal a través de la clasificación supervisada por segmentación a través de cada periodo estudiado. La Tabla 1, muestra las imágenes individuales descargadas para cada periodo según el Path (código), la fecha y el sensor. En el proceso de descarga de imágenes individuales se descargaron todas las bandas espectrales ya que no podían ser filtradas como se hace en la plataforma Google Earth Engine

Las imágenes satelitales Landsat se obtuvieron a través del servicio Earth Explorer del USGS.

Tabla 1. Imágenes de satélite Landsat procesadas para el RVSHBP.

Path	Fecha	Satélite	Período
LT05_L2SP_012054_19860201_20200918_02_T1_SR	01/02/1986	Landsat 5	1982-1989
LT05_L2SP_012054_19861202_20200917_02_T1_SR	02/12/1986	Landsat 5	
LT04_L2SP_011054_19890109_20200916_02_T1_SR	09/01/1989	Landsat 4	
LT05_L1TP_011054_19891219_20170201_01_T1_SR	19/12/1989	Landsat 5	

¹ El programa Landsat es una serie de misiones de satélites de observación en alta resolución de la superficie de la Tierra, gestionado conjuntamente por la NASA (Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio) y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). El primer satélite Landsat (en principio denominado ERTS-1) fue lanzado el 23 de julio de 1972. El último de la serie es el Landsat 9, puesto en órbita el 27 de septiembre de 2021 (USGS, s.f.).

LT05_L2SP_011054_19980227_20200909_02_T1_SR	27/02/1998	Landsat 5	1990-1999
LT05_L2SP_011054_19990708_20200907_02_T1_SR	08/07/1999	Landsat 5	
LT05_012054_20000327_2020916_02_T1_SR	27/03/2000	Landsat 5	2000-2009
LT05_L2SP_5012054_05420091217_02_T1_SR	17/12/2009	Landsat 5	
LC08_L2SP_011054_20180407_20200901_02_T1_SR	07/04/2018	Landsat 8	2010-2019
LC08_L2SP_012054_20181007_20200830_02_T1_SR	07/10/2018	Landsat 8	
LC08_L2SP_012054_20190127_20200830_02_T1_SR	27/01/2019	Landsat 8	
LC08_L2SP_011054_20211211_20211216_02_T1_SR	11/12/2021	Landsat 8	2020-2022
LC08_L2SP_012054_20220308_20220315_02_T1_SR	08/03/2022	Landsat 8	

Fuente: Elaboración propia.

En Bahía de Parita, fue posible disponer de mosaicos de imágenes para toda el área de estudio a través de la plataforma de Google Earth Engine, la cual ofrecía la ventaja de descargar en un solo mosaico las mejores imágenes de cada período estudiado, con un porcentaje menor al 20% de cobertura nubosa, además de incluir la calibración atmosférica y radiométrica. La Tabla 2 presenta los mosaicos de imágenes Landsat descargados según el periodo, el sensor y bandas utilizadas.

Tabla 2. Listado de mosaicos Landsat, descargados de Google Earth Engine por periodo analizado y combinación de bandas utilizadas por imagen satelital para el AIA Bahía de Parita.

PERÍODO	SENSOR	BANDAS
1982 - 1989	Landsat 4-5 TM	5-3-2
1990 - 1999	Landsat 5 TM	5-3-2
2000 - 2009	Landsat 5 TM	5-3-2
2010 - 2019	Landsat 8 ETM	5-4-3
2020 - 2022	Landsat 8 ETM	5-4-3

Fuente: Elaboración propia.

Limitaciones y Descargos sobre Datos Utilizados

Los datos utilizados en este análisis multitemporal con imágenes de satélite provenientes de La plataforma Landsat descargados de la plataforma Google Earth Engine en el caso de Bahía de Parita y del Servicio Geológico de los Estados Unidos pueden estar sujetos a limitaciones por precisión geoespacial, la cobertura temporal (áreas afectadas por mar de fondo) o errores en las imágenes. Además, las diferencias en la tecnología de los satélites han ido evolucionando, con lo cual se ha ido mejorando la resolución con el transcurrir de los años.

Para reducir estos posibles errores fueron necesario el trabajo de control de campo para verificar el área cubiertas por manglar, revisar mapas histórico y encuestas a personas de mayor edad en las comunidades donde hay cobertura de manglar.

Procesamiento Imágenes para el análisis del RVSHBP

En Bahía de Panamá la Figura 3 presenta el árbol de procesos con una serie de pasos sistemáticos y secuenciales necesarios para la generación del mapa de cobertura manglares.

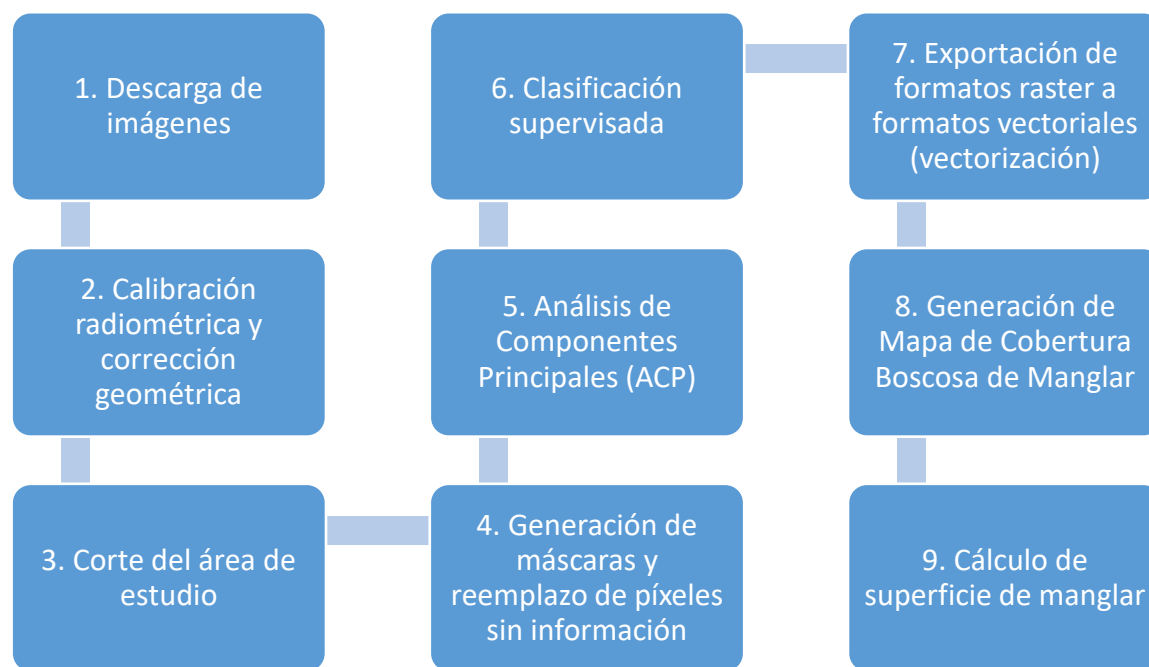


Figura 3. Árbol de procesos para la generación del mapa de cobertura de manglar para el análisis multitemporal del RVSHBP.

Fuente: Elaboración propia

Descripción del árbol de proceso

1. Las descargas de imágenes Landsat se realizaron a través del portal de datos USGS Earth Explorer, del Servicio Geológico de los Estados Unidos².
2. A cada imagen se le aplicó una calibración radiométrica con el objetivo de minimizar los errores que afectan los valores de radiancia de cada elemento capturado en la escena. Además, se realizó una corrección atmosférica para verificar previamente las imágenes y detectar la presencia de nubes y/o neblina significativa. Como resultado de este subproceso, se obtuvieron valores de reflectancia mejorados, lo que incrementa la separabilidad espectral de los objetos presentes en la imagen corregida (cobertura terrestre) en comparación con la imagen original, mejorando así el resultado final del proceso de clasificación de dígitos

² USGS Earth Explorer: <http://earthexplorer.usgs.gov/>

3. Antes de realizar cualquier análisis se realizó un recorte de la superficie donde se encontraba el área de estudio.
4. El proceso ha sido minucioso ya que en todas las décadas se encontró un porcentaje considerable de nubes y sombras, las cuales fue necesario identificar, crear máscaras y posteriormente buscar imágenes que, en algún momento de esa década, no presentaran nubes o sombras en los sectores identificados, para poder reemplazarlas.
5. La generación de máscara es útil para preparar las imágenes para el proceso de reemplazo de píxeles (*"pixel replacement"*). Con el avance de los años diferentes softwares han ido perfeccionando las técnicas automatizadas para enmascarar nubes y sombras de imágenes a través del "Editor de Píxel". En nuestro estudio, utilizamos dos imágenes del mismo período con fechas diferentes para reemplazar aquellos píxeles ocupados por nubes y sombras con píxeles de otra imagen con información.

La Figura 4 presenta un ejemplo de cómo fue utilizado en nuestro estudio la herramienta "Pixel Editor" del software ArcGis Pro3.02, para reemplazar píxeles sin información por píxeles con información.

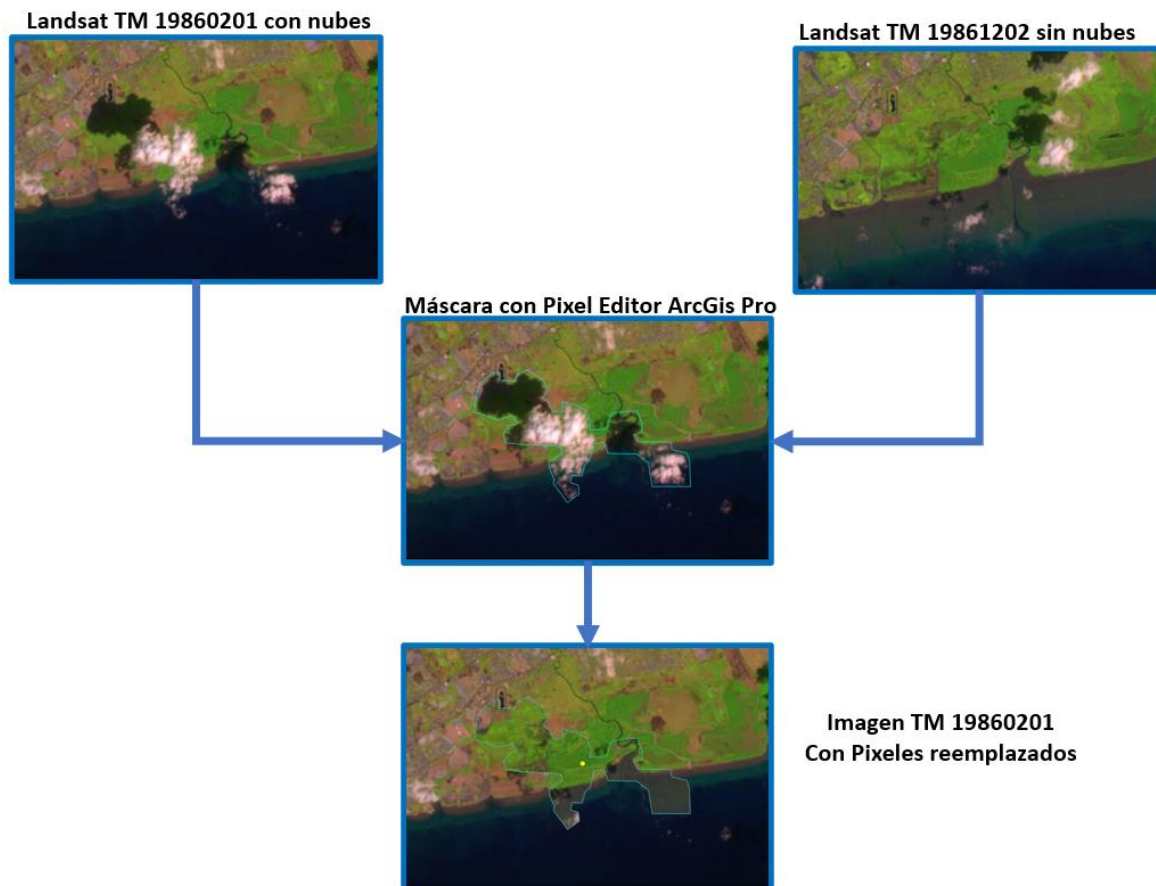


Figura 4. Proceso de eliminación de nubes y sombras a través de la herramienta Pixel Editor de ArcGis Pro

Fuente: Elaboración propia.

6. Se utilizó el método de análisis de componentes principales (A.C.P.) el cual consiste en resumir un grupo extenso de variables en un nuevo conjunto (más reducido) sin perder una parte significativa de la información original (Chuvienco, 1996). La ventaja al utilizar A.C.P. fue la capacidad de identificar los datos duplicados en varios canales, reducir la redundancia y acelerar el tiempo de procesamiento. Por ello, al realizar una composición a color, resultó interesante emplear, en lugar de algunas bandas de la imagen, los componentes principales 1, 2 y 3 en la secuencia RGB (rojo, verde, azul) respectivamente.
7. El A.C.P. se utilizó como realce previo a la interpretación visual de las diferentes coberturas de vegetación y de usos del suelo, y posteriormente se empleó un paso de procesamiento previo a la clasificación no supervisada. En general, esta técnica incrementó la eficiencia computacional de la clasificación al reducir la dimensionalidad de los datos.

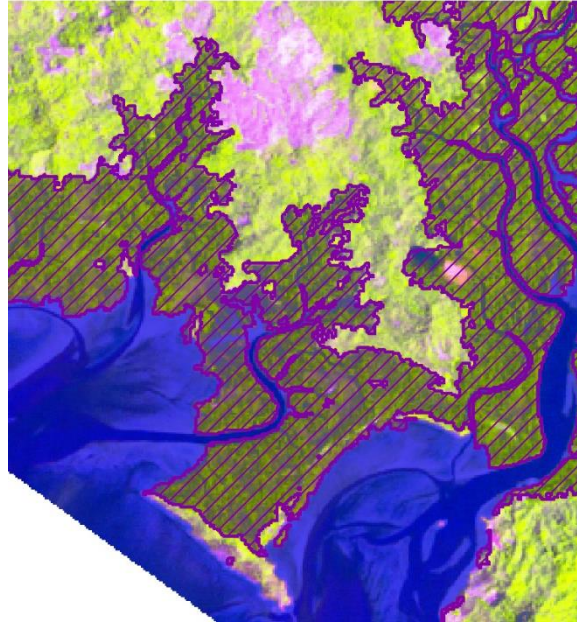
La Figura 5 muestra en un ejemplo de los resultados del proceso utilizado para mapear los manglares en Bahía de Panamá. La imagen **(a)** presenta la combinación de las bandas 5,4,3 empleados para visualizar la vegetación en una imagen Landsat TM5. La imagen **(b)** es la imagen resultante del proceso de análisis de componentes principales, combinando los componentes 3,2,1. Aquí podemos apreciar como los manglares presentan un color más oscuro en comparación con el bosque secundario que presenta un verde más brillante. La imagen **c** presenta los bosques de manglares obtenidos a través de una clasificación no supervisada aplicada a la imagen del análisis de componente principales.



(a)



(b)



(c)

Figura 5. Ejemplo de Análisis de Componentes principales. (a) Combinación de bandas 5,4,3, de la imagen Landsat TM5 de 1990. (b) Presenta el realce de la vegetación combinación de 3,2,1, del análisis de Componente Principales. (c) bosques de manglares identificados mediante una clasificación no supervisada realizada sobre la imagen obtenida del análisis de componentes principales

Fuente: Elaboración propia

8. Los manglares presentes en las imágenes del área de estudio se caracterizaron mediante una clasificación supervisada orientada a objetos utilizando el software eCognition (ver Figura 7). Para sus análisis, este software se basa en la metodología GEOBIA, la cual es una rama especializada de las ciencias de la información geográfica que se enfoca en el desarrollo de técnicas automatizadas para segmentar imágenes de teledetección en objetos relevantes (Arriola Valverde, Rimolo Donadio, López-Sampson, Sepúlveda, & Somarriva, 2021).

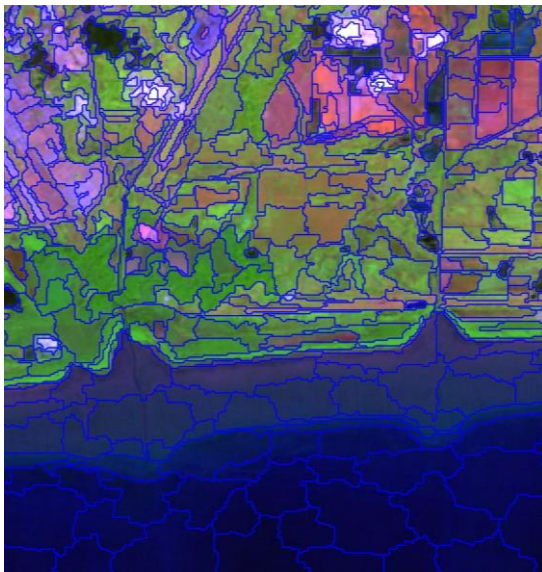
La segmentación de las imágenes para los diferentes períodos fue realizada utilizando el método de “Segmentación Multiresolución”, con el objetivo de realizar la clasificación supervisada orientada a objetos, para lo cual se utilizaron los parámetros detallados en la Tabla 3 (en las bandas resultantes de análisis de componente principal 1,2,3).

Tabla 3. Parámetros de segmentación

Valor de Escala ^a		15
Forma ^b		0.1
Compactación ^c		0.8
Peso de Bandas ^d	Bandas	Peso
	ACP B1	2
	ACP B2	1
	ACP B3	1

Fuente: Elaboración propia.

Notas: a. =Tamaño promedio de los objetos presentes en la imagen. b. = Características espectrales que tienen los objetos, valores cercanos a cero asignarán objetos más homogéneamente espectrales. c. = Formas que se quieran identificar, valores cercanos a uno (1) asigna formas geométricas, mientras que valores cercanos a cero (0) asigna formas asimétricas de los objetos segmentados. d Peso asignado a cada banda espectral, a las imágenes Landsat TM 4 y 5 se les da un peso de cero (0) a la banda 1,6,7 (azul, infrarrojo térmico, infrarrojo medio), un valor de uno (01) a las bandas 2 (verde) y un valor de dos a las bandas 3,4,5 (Rojo, infrarrojo cercano1 e infrarrojo cercano2).



(a)



(b)

Figura 6. Segmentación de imágenes del RVSHBP. (a) Imagen segmentada (b) Imagen segmentada con área de entrenamiento de bosque de manglar.

Fuente: Elaboración propia

Para establecer las áreas de entrenamiento nos apoyamos en el mapa de cobertura forestal y usos del suelo MiAmbiente del año 2012 y la toma de muestras en campo. Además, se utilizaron las categorías establecidas por dicha institución, para levantar la información concerniente a boques de manglar el área de estudio de Bahía de Panamá. La Figura 7 muestra las áreas de entrenamiento utilizadas para la clasificación supervisada.

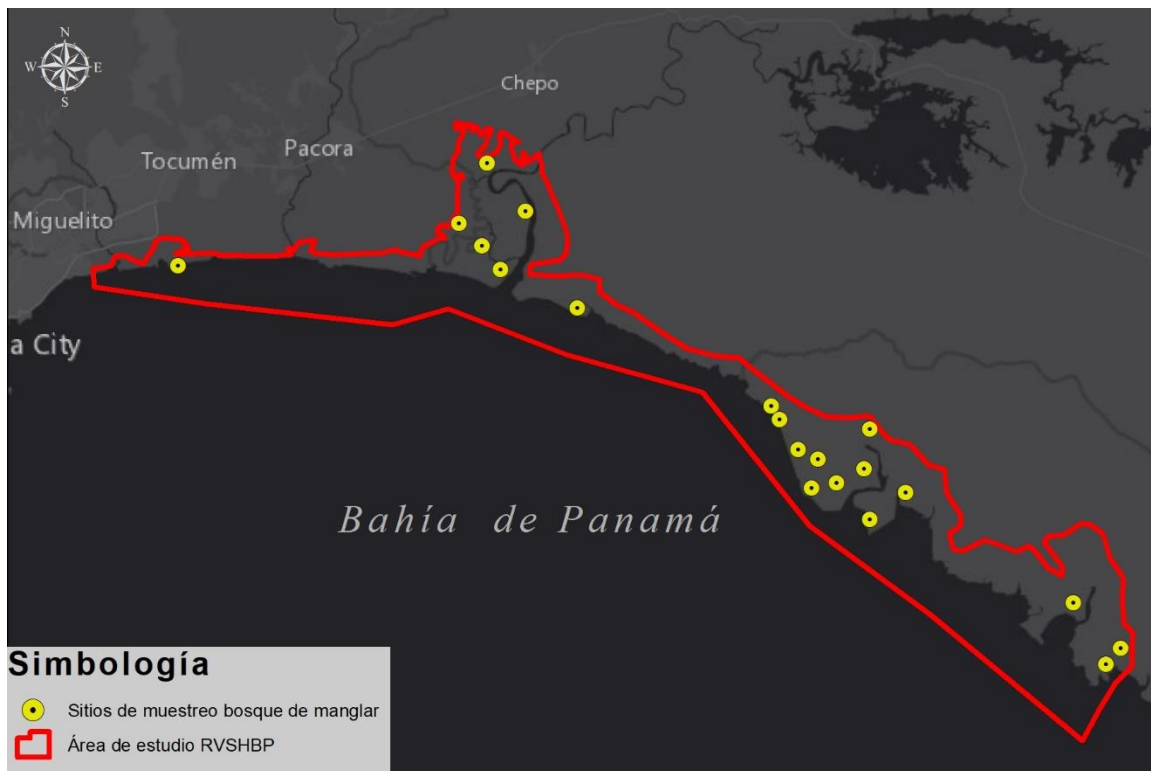


Figura 7. Áreas de entrenamiento (20 punto de control), utilizados en clasificación supervisada del RVSHBP

Fuente: *Elaboración propia*

9. Finalizada la clasificación supervisada para el área de estudio, se exportó el formato raster de la imagen clasificada a formato vectorial.
10. Se prepararon las capas de bosque de manglar por cada periodo analizado.
11. Se realizó el análisis multitemporal.

Procesamiento Imágenes para el análisis del AIA Bahía de Parita

En Bahía de Parita, la Figura 8 presenta el árbol de procesos para la generación del mapa de manglares. Los pasos sistemáticos y secuenciales fueron más cortos que los utilizados en Bahía de Panamá, debido a que las imágenes descargadas de la plataforma de Google Earth Engine contaban con corrección geométrica y radiométrica, además de no presentar nubes en las áreas cubiertas por manglar. En este proceso no se aplicó el Análisis de Componentes Principales por la buena calidad de las imágenes descargadas. Los procesos de clasificación supervisada por segmentación fueron los mismos aplicado que en Bahía de Panamá, finalizado con la obtención del mapa de cobertura de manglar en Bahía de Parita.

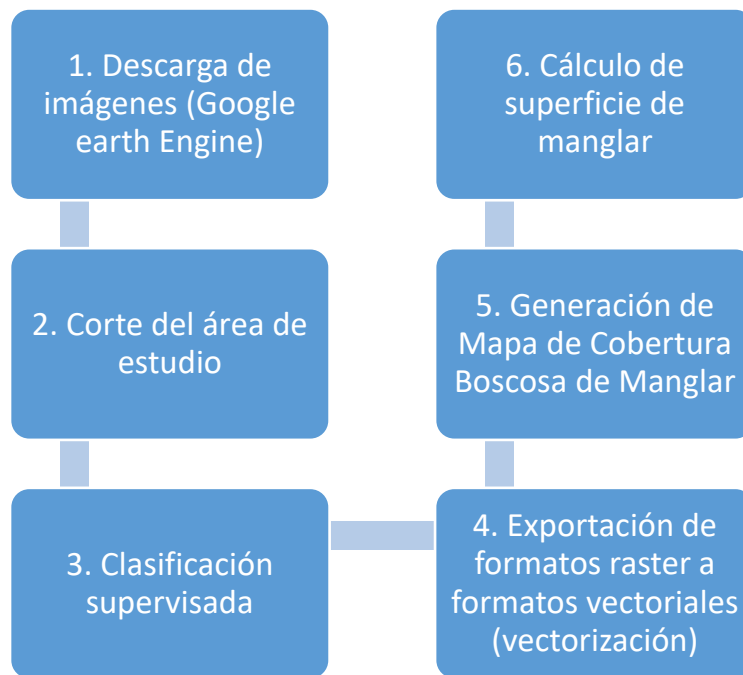


Figura 8. Árbol de procesos para la generación del mapa de cobertura de manglar para el AIA Bahía de Parita.

Fuente: Elaboración propia.

1. Para el análisis de los manglares del AIA de Bahía de Parita, se trabajó con mosaicos de imágenes Landsat obtenidos través del servicio Google Earth Engine (con una resolución de 30 metros el píxel). Esta plataforma se caracteriza por su capacidad para facilitar la descarga de imágenes tanto históricas como recientes, asegurando que el porcentaje de cobertura nubosa fuera inferior al 20%.
El uso de mosaicos de imágenes de Landsat disponibles en el catálogo de Google Earth Engine fue ventajoso, ya que las imágenes ya habían sido sometidas a un proceso de corrección geométrica y radiométrica. Estos mosaicos se fundamentan en las colecciones de imágenes Landsat Surface Reflectance Tier 1 y Tier 2, los cuales son procesadas por el USGS para eliminar las distorsiones atmosféricas, topográficas y de iluminación, observada por el sensor.
2. Se realizó el recorte del área de estudio de Bahía de Parita en cada mosaico descargado antes de iniciar la clasificación supervisada por segmentación.
3. Para preparar las imágenes para el análisis se seleccionaron y combinaron bandas espectrales de tal manera que permitieran visualizar los bosques de manglares con la mayor claridad posible. Para lograr esto, se aplicó la combinación de bandas color infrarrojo, que combina las bandas 5,3,2, para las imágenes Landsat TM 4 y 5, mientras que la combinación de bandas para las imágenes Landsat 8 ETM se aplicó la combinación 5,4,3 (ver Figura 9).

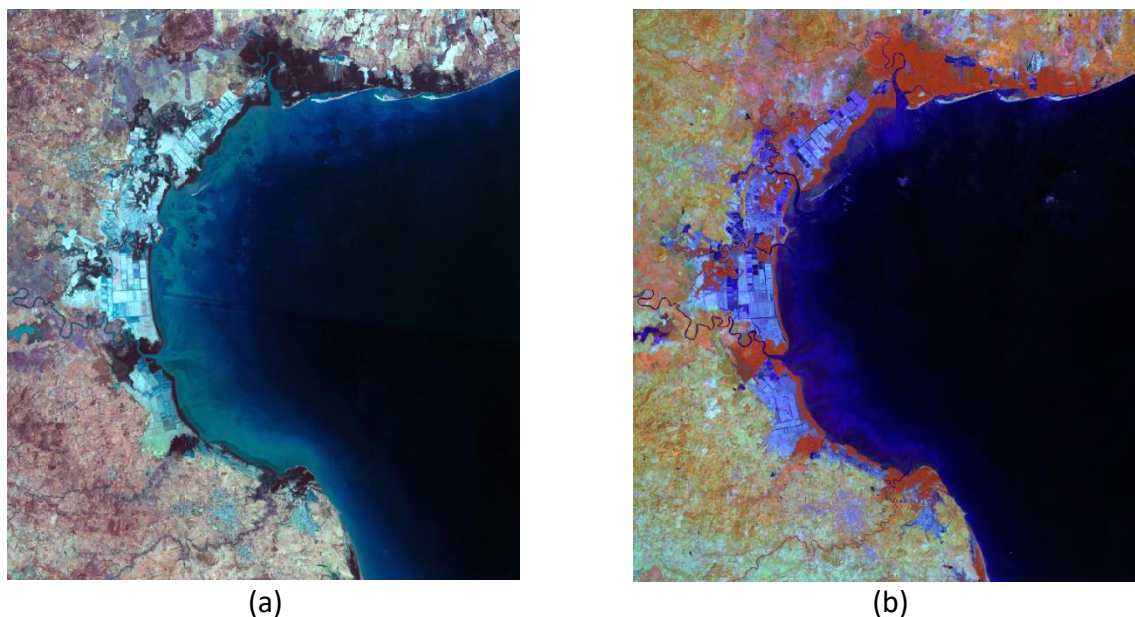


Figura 9. Ejemplo de Combinación de Bandas en el AIA Bahía de Parita (a) Combinación de las bandas 5,3,2 de imagen Landsat 5TM. (b) Combinación de las bandas 5, 4, 3 de imagen Landsat 8ETM.

Los parámetros utilizados en el proceso de segmentación fueron los mismos que los utilizados en Bahía de Panamá, con la diferencia que, en esta ocasión, se trabajó directamente con las bandas espectrales (ver Tabla 4). La Figura 9 presenta un ejemplo del proceso de segmentación y la imagen segmentada con su área de entrenamiento, realizada con el software eCognition.

Tabla 4. Parámetros de segmentación para AIA Bahía de Parita

Valor de Escala ^a		15
Forma ^b		0.1
Compactación ^c		0.8
Peso de Bandas ^d	Bandas	Peso
	B5	2
	B3 /B4	1
	B2/B3	1

Fuente: Elaboración propia

Notas: a. =Tamaño promedio de los objetos presentes en la imagen. b. = Características espectrales que tienen los objetos, valores cercanos a cero asignarán objetos más homogéneamente espectrales. c. = Formas que se quieran identificar, valores cercanos a uno (1) asigna formas geométricas, mientras que valores cercanos a cero (0) asigna formas asimétricas de los objetos segmentados. d Peso asignado a cada banda espectral, a las imágenes Landsat TM 4 y 5 se les da un peso de cero (0) a la banda 1,6,7 (azul, infrarrojo térmico, infrarrojo medio), un valor de uno (01) a las bandas 2 (verde) y un valor de dos a las bandas 3,4,5 (Rojo, infrarrojo cercano1 e infrarrojo cercano2).

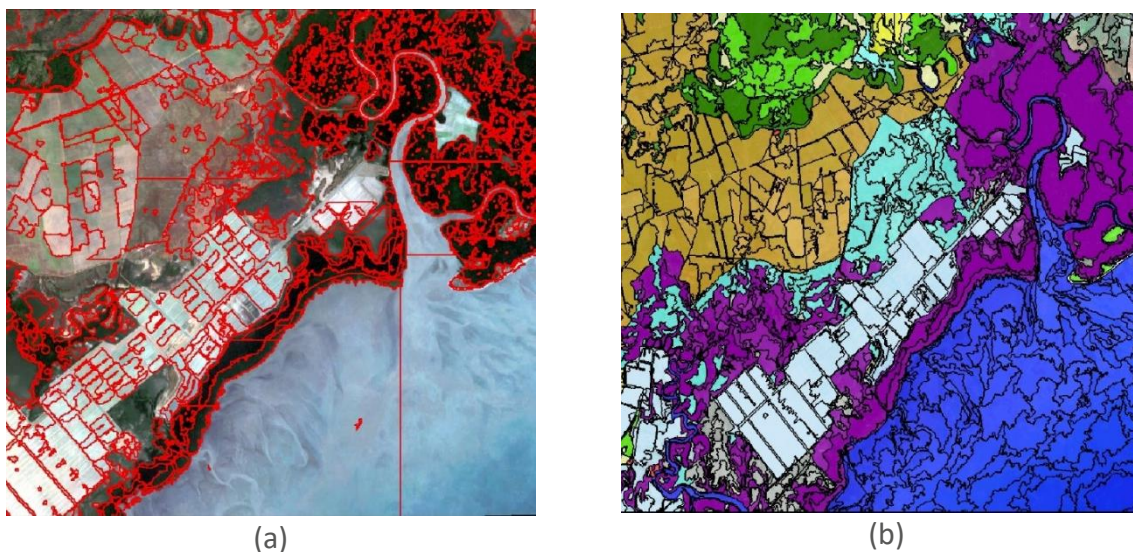


Figura 10. Segmentación de imágenes del AIA Bahía de Parita. (a) Imagen segmentada (b) Imagen segmentada con área de entrenamiento de bosque de manglar.

Para tener certeza de las áreas ocupados con bosque de manglar y establecer las áreas de entrenamiento, se consultó el mapa de cobertura forestal y usos del suelo del Ministerio de Ambiente de Panamá (MiAmbiente, 2012) y se realizaron giras de campo para tomar puntos de control en áreas de manglar con la ayuda de un GPS (ver Figura 11).

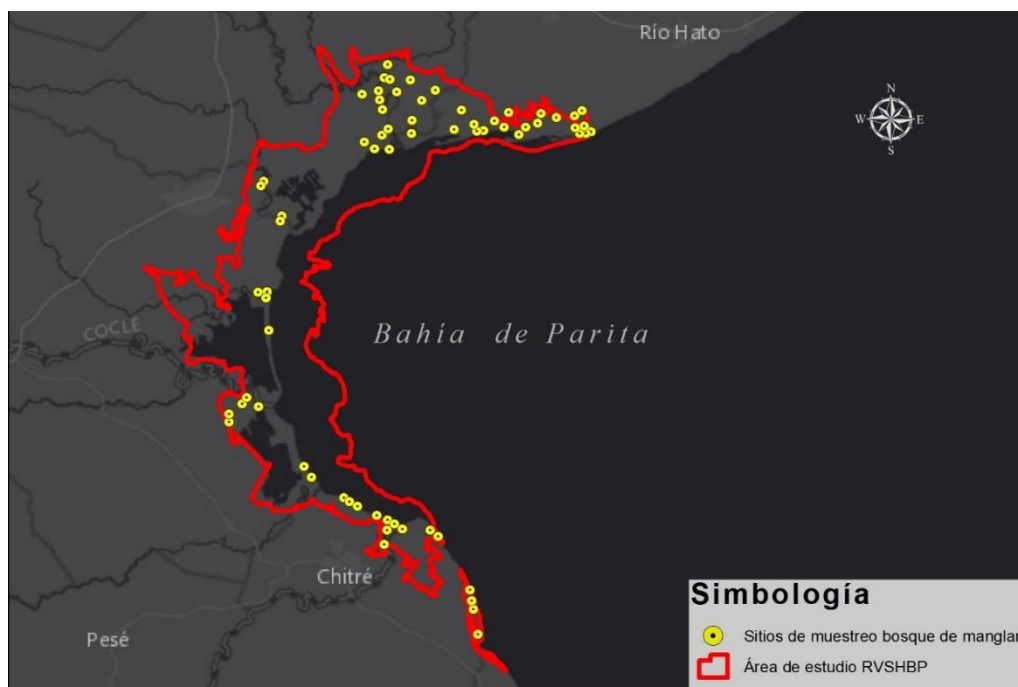


Figura 11. Áreas de entrenamiento (20 puntos de control), utilizados en clasificación supervisada del AIA Bahía de Parita

Fuente: Elaboración propia.

4. Finalizada la clasificación supervisada para el área de estudio de Bahía de Parita, el siguiente paso fue exportar el formato raster de la imagen clasificada a formato vectorial, donde se prepararon las capas de bosque de manglar por cada periodo analizado y luego se hizo el análisis multitemporal.

Resultados

Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá

La superficie de manglar en el RVSHBP experimentó una disminución en su extensión durante los periodos II, IV y V (Ver Tabla 5). Solo se registró una recuperación durante el tercer período, que abarcó los años 2000 - 2009.

Tabla 5. Cambio de cobertura de manglar y tasa de cambio en el RVSHBP desde 1982 hasta 2022

Período	Años	Área (ha)	Cambio (ha)	Cambio (%)	Tasa de cambio (% por año)
I	1982-1989	23,370.48			
II	1990-1999	23,317.92	-52.56	-0.22	-0.02
III	2000-2009	23,332.05	14.13	0.06	0.01
IV	2010-2019	23,327.46	-4.59	-0.02	0.00
V	2020-2022	23,305.77	-21.69	-0.09	-0.03
Completo	1982-2022		-64.71	-0.28	-0.01

Fuente: Elaboración propia

En términos generales podemos deducir que el área de estudio del RVSHBP ha experimentado una pérdida de 0.28% de la cobertura de manglar en el periodo de 40 años analizados, equivalente a 64.71ha. La Figura12, muestra en color amarillo las áreas de manglar que han desaparecido a la fecha actual, en el área de estudio.

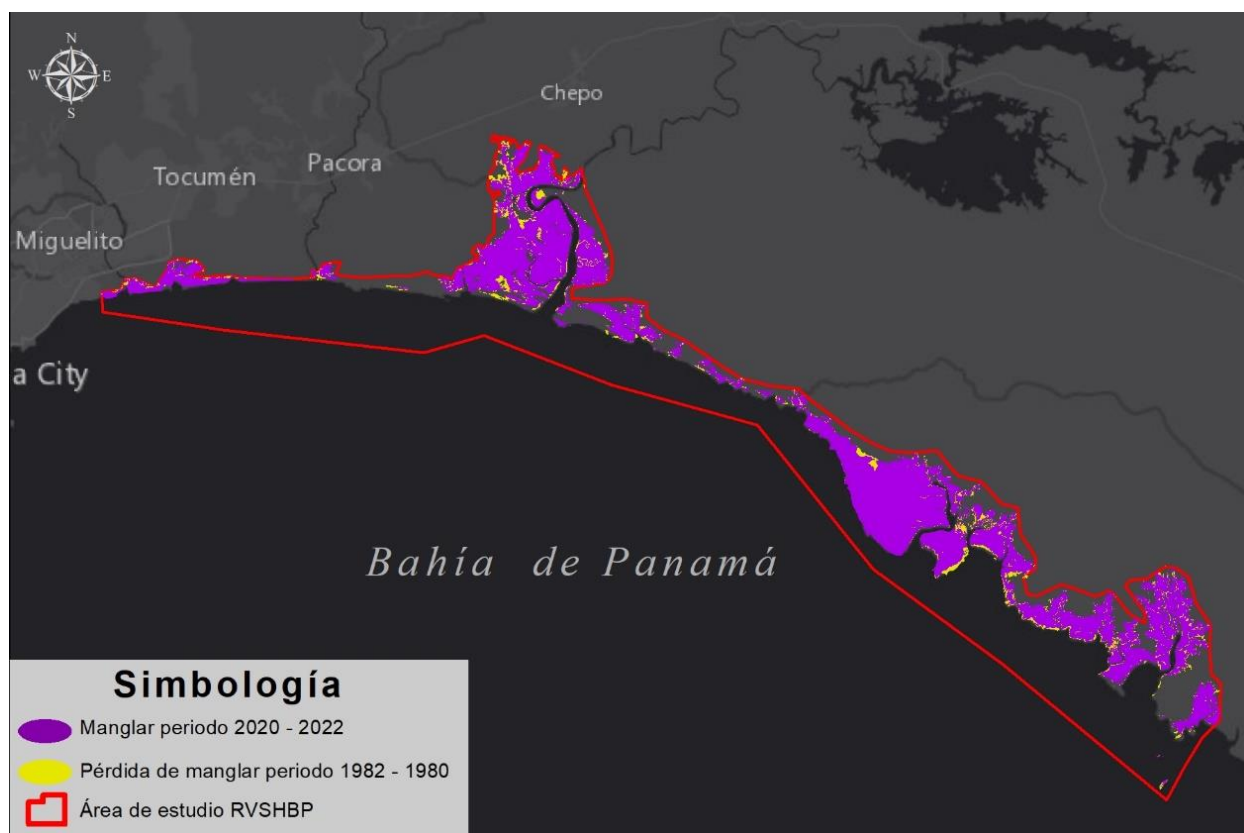


Figura 12. Pérdida de bosque de manglar en el Refugio de Vida Silvestre Bahía de Panamá durante el periodo de estudio (1982 – 2022).

Fuente: Elaboración propia.

La pérdida de cobertura de manglar más significativa se observó en el oeste del RVSHBP, donde la presión urbana, cambios de uso de suelo hacia urbanización y expansión de la frontera agrícola (principalmente el cultivo de arroz) han sido los principales impulsores de la pérdida por deforestación.

La Figura 13 nos presenta una ampliación del sector oeste del RVSHBP, donde se han presentado estos cambios en el uso de suelo y por consiguiente la pérdida de cobertura del bosque de manglar.

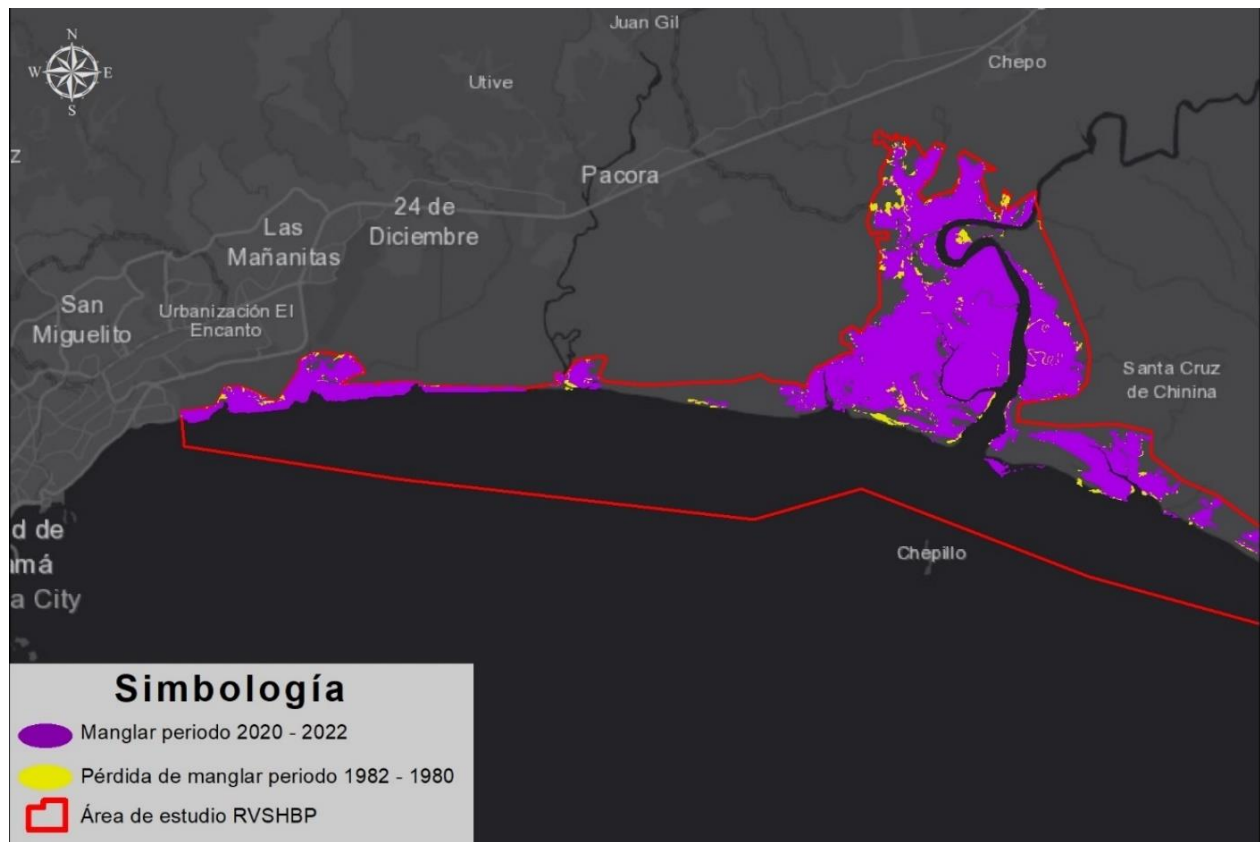


Figura 13. Pérdida de bosque de mangla en el sector oeste del RVSHBP durante el periodo de estudio (1982-2024).

Fuente: Elaboración propia

En isla Cocotillo, situada al este de Punta Manglares (distrito de Chimán), se registraron pérdidas significativas de cobertura de manglar (ver Figura 14). Esta isla experimentó una disminución de aproximadamente 89.55 ha. Creemos que la pérdida de esta superficie podría estar causada por la erosión marina causada por las olas en la isla, la cual está conformada por estructura de tipo sedimentario (Ministerio de Comercio e Industrias, Dirección General de Recursos Minerales, 1990). Los islotes cercanos y la costa en tierra firme no muestran señales de pérdida de superficie, al menos con la resolución disponible para análisis.

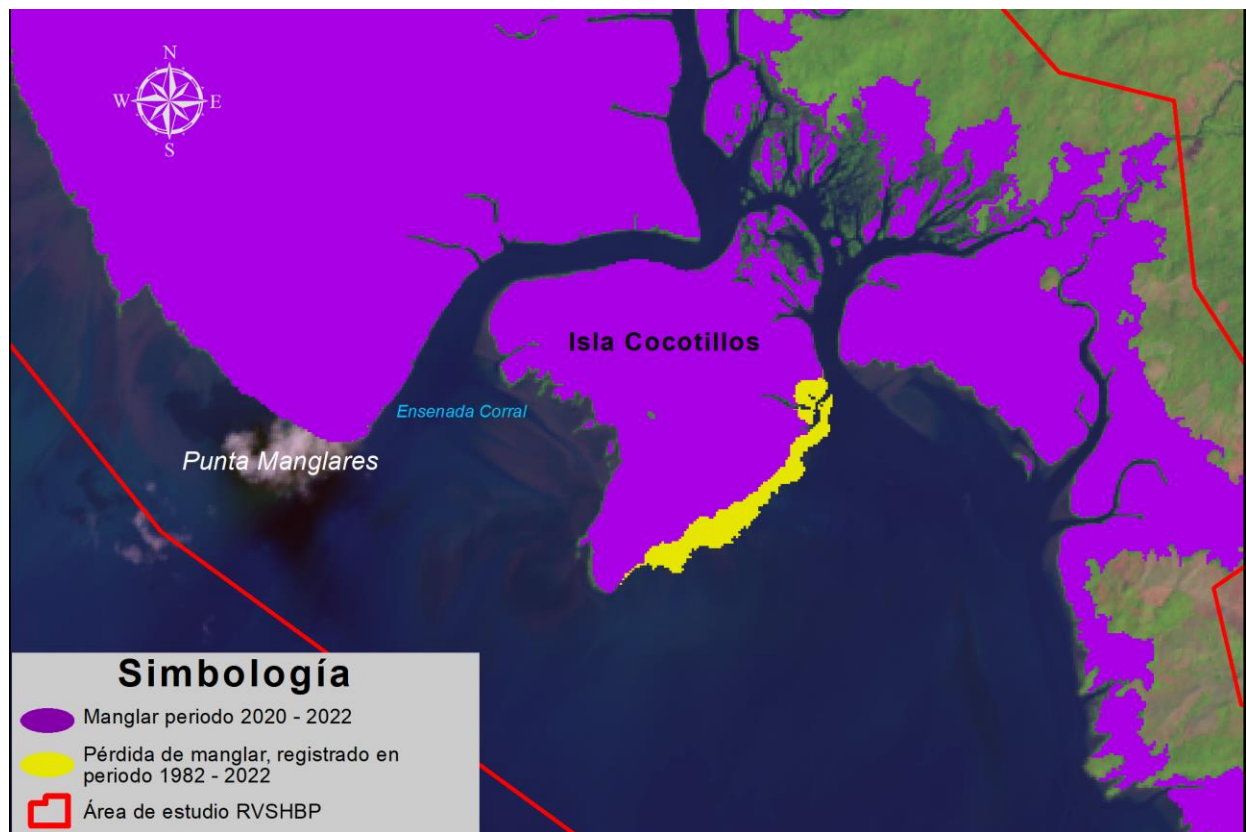


Figura 14. Pérdida de cobertura de manglar en isla Cocotillo durante el periodo de 40 años (1982 -2022).

Fuente: Elaboración propia.

Es importante subrayar que la pérdida de manglar no es uniforme en toda el área de estudio, ya que en algunos sectores han registrado un aumento de la cobertura de manglar. Por ejemplo, en el distrito de Panamá, corregimiento de Juan Díaz (sector oeste del área protegida), la acumulación de sedimento sobre la línea de costa ha creado el hábitat adecuado para la regeneración natural de manglar (ver Figura 15).

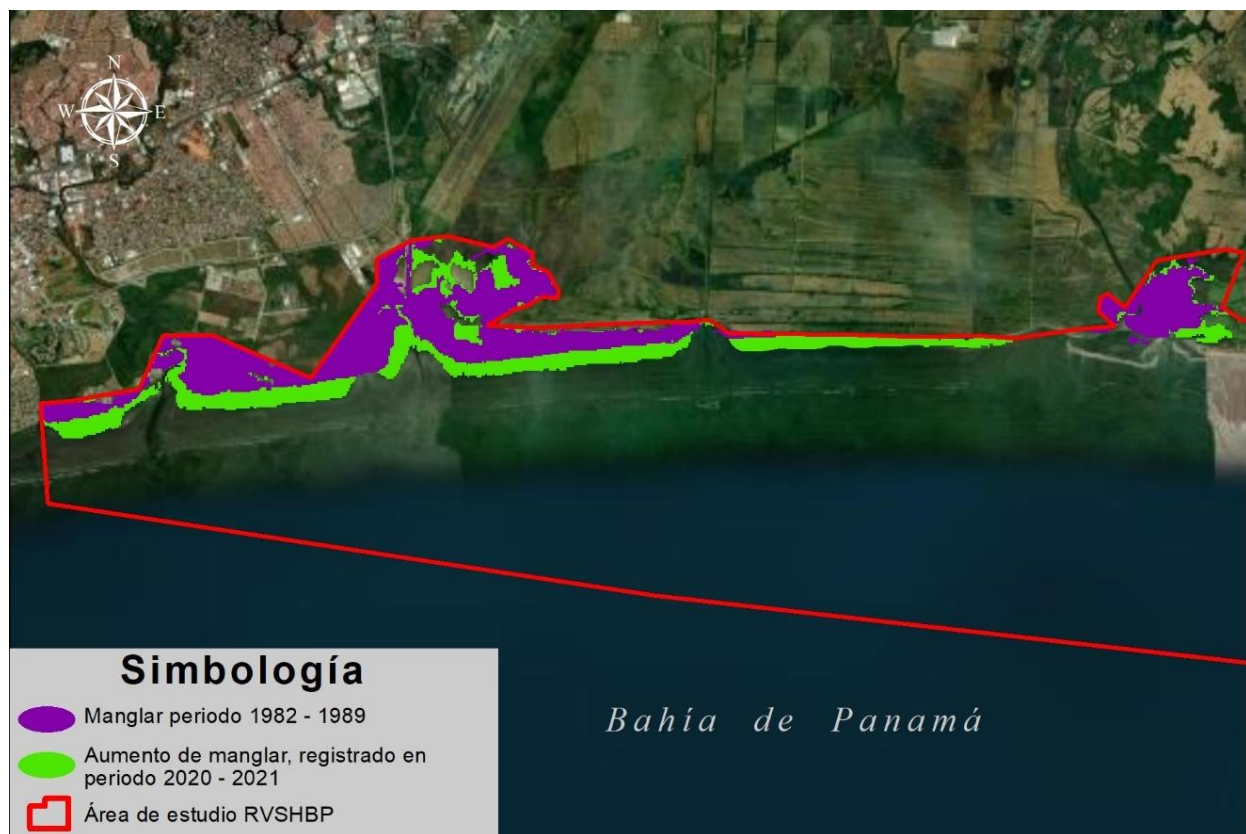


Figura 15. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa, en el sector oeste del Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá (RVSHBP).

Fuente: Elaboración propia.

De manera similar, en el sector de La Maestra, corregimiento de Pásiga, distrito de Chimán (región central del área protegida RVSHBP), se observó regeneración natural, posiblemente por procesos de sedimentación. La Figura 16 muestran el incremento en la superficie de manglar sobre la línea de costa del RVSHBP durante el periodo comprendido entre los años 1982 – 2022.

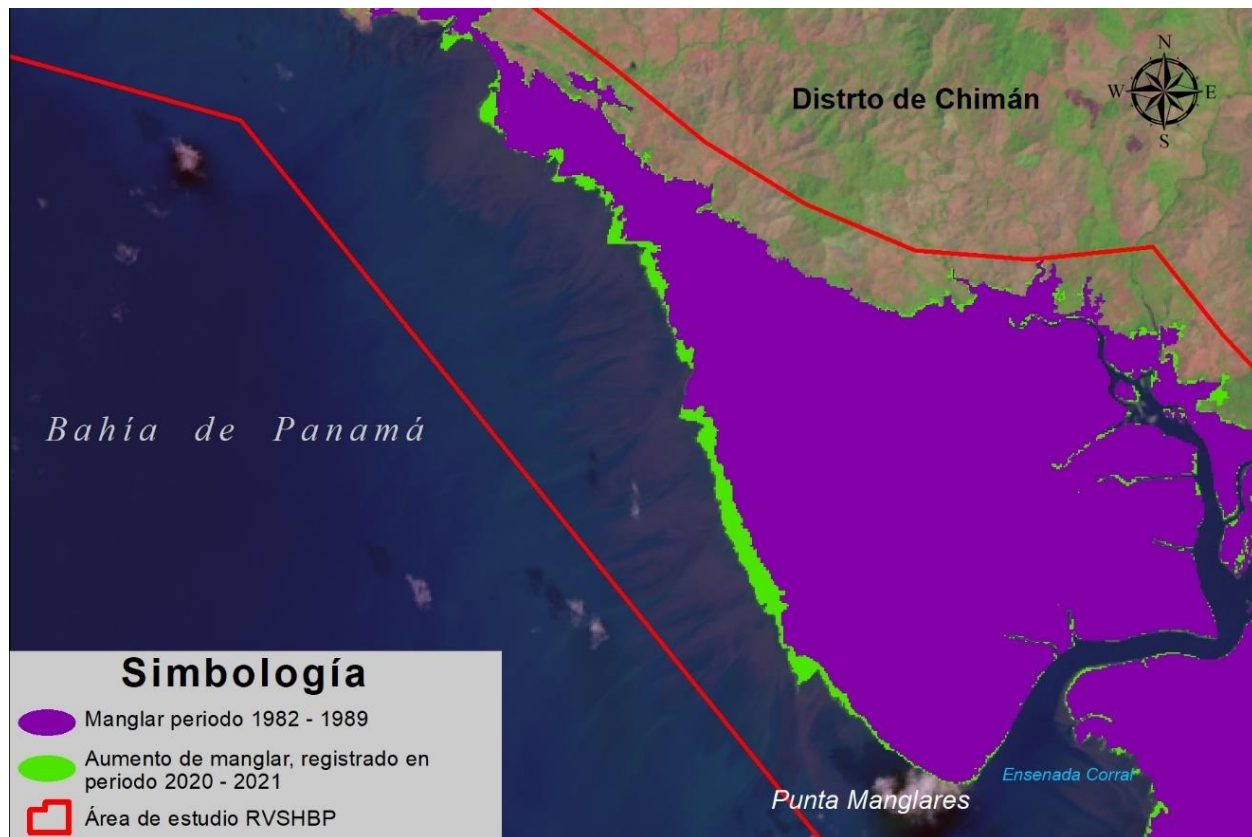


Figura 16. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa, en el sector de La Maestra, corregimiento de Pásiga, distrito de Chimán (región central del área protegida).

Fuente: Elaboración propia.

AIA Bahía de Parita

Los análisis demuestran que, durante el período de estudio, se observó un aumento neto de 1,013.96 ha de manglar en el área de Bahía de Parita (ver Tabla 6). El mayor aumento se registró en el periodo establecido entre los años 1990 a 1999. Se observó que la mayor tasa de cambio por año resultó entre los periodos I (1982 a 1989) y II (1990-1999). En general, para el periodo de estudio, se observó una tasa de incremento de cobertura de manglar de 0.21 % por año.

Tabla 6. Cambio de cobertura de manglar y tasa de cambio en Bahía de Parita desde 1982 hasta 2022

Período	Años	Área (ha)	Cambio (ha)	Cambio (%)	Tasa de cambio (% por año)
I	1982-1989	11879.99	-	-	-
II	1990-1999	12694.64	814.65	6.86	0.69
III	2000-2009	12788.70	94.06	0.74	0.07
IV	2010-2019	12861.43	72.73	0.57	0.06
V	2020-2022	12893.95	32.52	0.25	0.08
Completo	1982-2022	-	1013.96	8.54	0.21

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 17, se puede observar en color verde las áreas en dónde aumentó el bosque de manglar. Resalta la zona noreste de la bahía, específicamente las salinas de Aguadulce y la desembocadura del Estero de Palo Blanco, donde se observa una regeneración importante del bosque de manglar.

Para la creación de estanques y fincas acuícolas en la década de los 70, se utilizaban diversas prácticas, como la construcción de obras de infraestructura (muros) para impedir el flujo y reflujo de las aguas de las mareas, lo que trajo como consecuencia una muerte lenta, pero progresiva de los árboles (Osorio, 1994). Esta modificación hidráulica a veces altera el ecosistema a tal grado que es imposible la restauración natural sin restauración hidráulica previa. Durante el estudio, fue posible observar regeneración natural dentro y colindante a estanques acuícolas, que se presumen abandonados, por lo que es lógico pensar que algunas condiciones hidrológicas se mantienen adecuadas para la regeneración natural del manglar.

Al igual que en Bahía de Panamá, hay que resaltar que la pérdida de manglar (y este caso de Bahía de Parita, la ganancia) no es uniforme en toda el área de estudio. Lo cual nos debe llevar en la gestión y desarrollo de medidas de conservación a considerar no solo el análisis macro de un sitio sino también las situaciones particulares que se presentan en distintas partes de él.

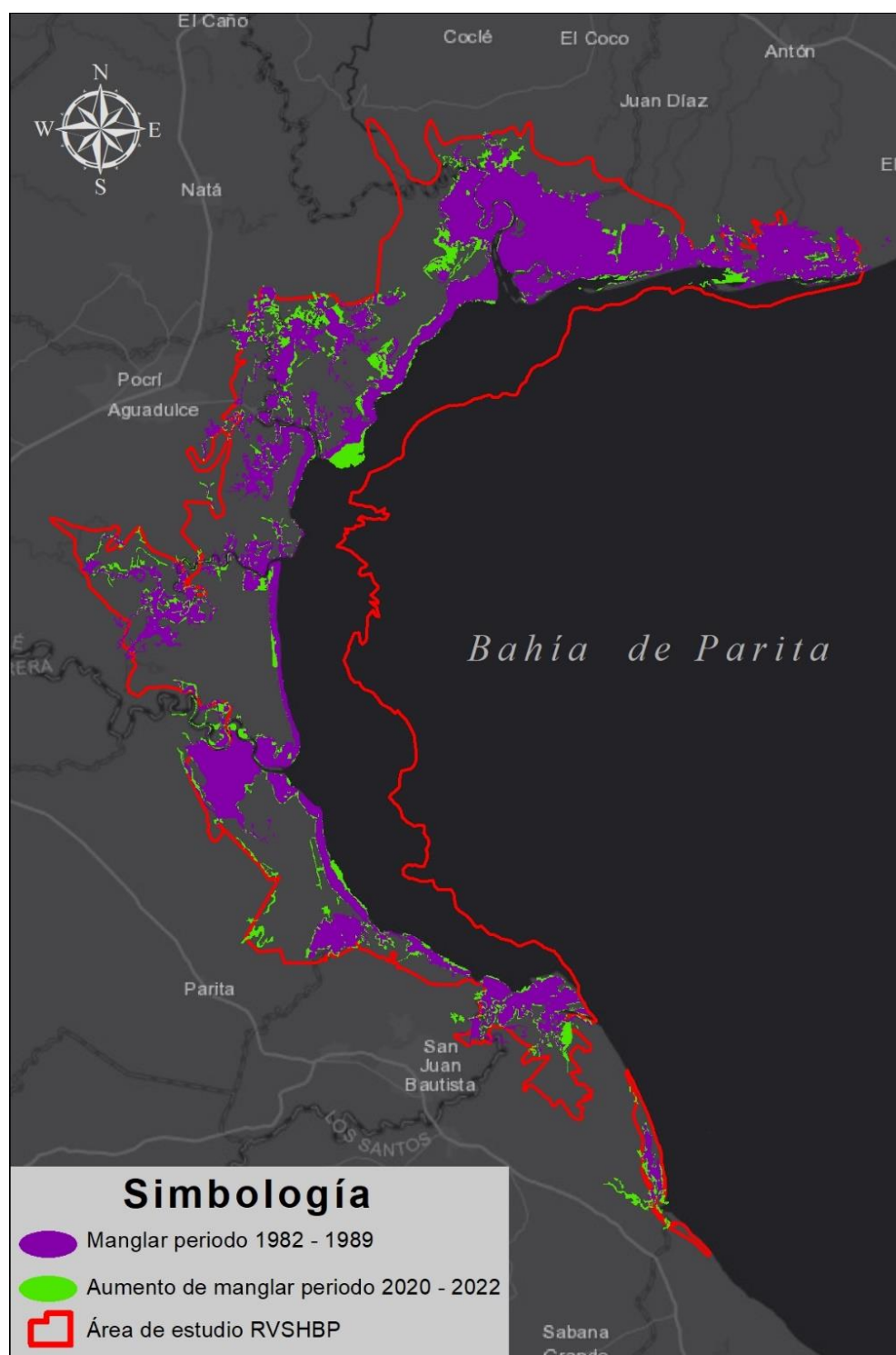


Figura 17. Regeneración natural del bosque de manglar sobre la línea de costa en Bahía de Parita durante el periodo de estudio (1982-2022).

Fuente: Elaboración propia.

Conclusiones

Refugio de Vida Silvestre Humedal Bahía de Panamá

El análisis multitemporal de la cobertura de manglares en el RVSHBP, realizado mediante el análisis de imágenes satelitales durante un período de 40 años (1982– 2022), ha proporcionado una visión detallada de la evolución de este ecosistema a lo largo de las últimas cuatro décadas.

Los resultados revelan patrones significativos de ganancia y pérdida de hectáreas de manglar. Se observa una disminución general de la cobertura durante los períodos 1990-2000, 2010-2019 y 2020-2022, con una única recuperación registrada durante el período del 2000-2009. Se destaca que, en el análisis global de los 40 años, el RVSHBP ha experimentado una pérdida del 0.28% de su cobertura de manglar, equivalente a 64.71 hectáreas perdidas.

Un hallazgo sorprendente es la detección de aumentos de cobertura de manglar en áreas cercanas a la ciudad, atribuidos a procesos de sedimentación sobre la línea de costa en la desembocadura del río Juan Díaz y en el sector de La Maestra, probablemente influenciados por cambios ambientales en las cuencas arriba. Además, se observaron pérdidas de cobertura en áreas de desarrollo urbanos al oeste del área de estudio y la expansión de los campos para el cultivo de arroz en el sector central del área de estudio, otra de las causas de pérdida de cobertura de manglar se evidencia en Isla Cocotillo por procesos naturales como la erosión costera.

AIA Bahía de Parita

El análisis multitemporal de la cobertura de manglares en el AIA Bahía de Parita, realizado mediante el análisis de imágenes satelitales durante un período de 40 años (1982 – 2022) ha mostrado un incremento en la cobertura de manglar durante todos los periodos, una ganancia total de 1,013.96 ha, con una tasa de incremento de cobertura de manglar de 0.21 % por año.

Los mayores incrementos se observaron en la región noreste de la bahía, específicamente en la desembocadura del Estero de Palo Blanco, y en los estanques de camaronicultura en el área de Aguadulce. Sin embargo, es posible observar incremento de cobertura de manglar en prácticamente toda la bahía.

Comentarios finales

Es imperativo adoptar una perspectiva amplia sobre el bienestar presente y futuro de los manglares y los servicios ecosistémicos que prestan. Para esto, es necesario considerar factores como la edad de los manglares y la cantidad de amenazas a las que se enfrentan. La reducción de la cobertura de manglares en 64,71 hectáreas en la Bahía de Panamá es especialmente desconcertante (también como área protegida), sobre todo cuando se contemplan los retos actuales y futuros, que van desde el aumento del nivel del mar hasta el desarrollo urbano e industrial, a los que se enfrentan estos manglares.

Además, a pesar del aumento positivo de 1.014 hectáreas en la cobertura de manglares en la Bahía de Parita -un resultado posiblemente vinculado a la disminución de la presión sobre los recursos madereros de los manglares y al establecimiento de áreas protegidas-esta zona sigue siendo vulnerable a las amenazas actuales y futuras asociadas al cambio climático, incluida la subida del nivel del mar, así como a los riesgos derivados de la agricultura, acuicultura y el desarrollo urbano, turístico e industrial. Y en el caso de ambos sitios, se debe recalcar la importancia de no enfocar solamente en ganancia o pérdida neta, sino también en las situaciones específicas que se presentan en las distintas secciones de los mismos.

La importancia de preservar los manglares maduros se hace evidente al reconocer la pérdida sustancial de servicios ecosistémicos que producen. Aunque los nuevos manglares muestren crecimiento, no pueden replicar inmediatamente el mismo nivel de servicios ecosistémicos que proporcionan los manglares maduros. Es imperativo evaluar el valor real de estos servicios para identificar las áreas que requieren una protección priorizada, una gestión mejorada y/o esfuerzos de restauración, todo ello teniendo en cuenta las necesidades y el desarrollo de capacidades de las comunidades locales.

En el marco del proyecto Patrimonio Natural Azul, llevamos a cabo una evaluación de tres servicios ecosistémicos cruciales prestados por los manglares de la bahía de Panamá y Parita: secuestro de carbono, protección costera y producción pesquera. Por ejemplo, en la bahía de Panamá, los manglares contribuyen significativamente al secuestro de carbono, produciendo un beneficio económico anual de 116 millones de dólares, secuestrando 20,1 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente. Del mismo modo, en la bahía de Parita, los manglares desempeñan un papel vital en el secuestro de carbono, con un valor estimado de 39 millones de dólares anuales, secuestrando 6,5 millones de toneladas equivalentes de dióxido de carbono. Es evidente que los manglares tienen un gran valor, no sólo económico, sino también cultural y medioambiental, ya que son un ecosistema crucial para la mitigación del cambio climático y la adaptación al mismo. La ciencia y las evaluaciones sociales respaldan estos hechos y, por lo tanto, tenemos los conocimientos sobre la mejor manera de preservar los ecosistemas de manglares e incluir a las comunidades en este esfuerzo.

Referencias

- ANAM. (1999). *Informe Ambiental 1999*. Panamá.
- ANAM. (11 de febrero de 2009). Por medio de la cual se declara como área protegida el Humedal Bahía de Panamá. *Gaceta Oficial*(26221), Resolución AG-0072-2009. Ciudad de Panamá.
- ANAM y FAO. (2014). *Sistema de Clasificación de la Cobertura y Uso de la Tierra para el Sistema Nacional de Monitoreo de los Bosques*. Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM), Programa conjunto de las Naciones Unidas para la reducción de emisiones provenientes de deforestación y de degradación de los bosques en Panamá, Ciudad de Panamá. Obtenido de <https://www.un-redd.org/sites/default/files/2021-10/Sistema%20Clasificaci%C3%B3n%20de%20Cobertura%20y%20uso.pdf>
- Angehr, G., y Miró R., R. (2009). Panama. En C. Devenish, D. Díaz Fernandez, R. Clay, I. Davidson, & L. Yepez Zabala (Edits.), *Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation* (págs. 289-298). Quito, Ecuador: Bird Life International (Bird Life Conservation Series No. 16).
- Arriola Valverde, S., Rimolo Donadio, R., López-Sampson, A., Sepúlveda, N., y Somarriva, E. (2021). Clasificación y Detección Automática con eCognition para el análisis de coberturas en ortomapas y modelos de elevación digital. *Tutorial*. (424), 53. Turrialba, Costa Rica.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., y Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. (E. S. America, Ed.) *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193.
- Butler, R., Morrison, R., Delgado, F., Ross, R., y Smith, G. (1998). Distribution of shorebirds, coastal seabirds, and wading birds in relation to oceanic upwelling along the Pacific coast of Panama. En R. Morrison, R. Butler, F. Delgado, & R. Ross, *Atlas of Neartic shorebirds and other watebirds on the coast of Panama* (págs. 90-103). Ottawa, Ontario, Canada: Authority of the Minister of Environment Canadian Wildlife Service.
- Chuvieco, E. (1991). *Fundamentos de la teledetección espacial* (Tercera ed.). Madrid: Ediciones RIALP.
- D'Croz, L., y O'Dea, A. (2007). Variability in upwelling along the Pacific shelf of Panama and implications for the distribution of nutrients and chlorophyll. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 325-340.
- Drude de Lacerda, L., y Schaeffer-Novelli, Y. (1999). Mangroves of Latin America: The need for conservation and sustainable utilization. En A. Yáñez-Arancibia, & A. L. Lara-Domínguez

- (Edits.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. (págs. 5-8). Xalapa, México: Instituto de Ecología, A.C.
- FAO. (2007a). *The world's mangroves 1980-2005. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO. (2007b). *Mangroves of North and Central America 1980-2005: Country Reports*. Working Paper 138, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Forestry Department. Forest Resources Assessment Programme, Roma.
- Gis & Beers. (2018). *Corrección radiométrica de imágenes satélite*. Obtenido de Gis and Beers: <http://www.gisandbeers.com/correccion-radiometrica-imagenes-satelite>
- González, O. (2003). *Zonificación del Parque Nacional Sarigua. Base para un Plan de Manejo Integral*. Trabajo de graduación, Universidad de Panamá, Vicerrectoría de Investigación y Postgrado. División de Postgrado. , Ciudad de Panamá.
- INRENARE y OIMT. (1997). *Proyecto Manejo, Conservación y Desarrollo de los Manglares de Panamá*. Informe Final, Dirección Nacional de Administración Forestal, Ciudad de Panamá.
- Jimenez, J. (1999). El Manejo de los Manglares en el Pacífico de Centroamérica: Usos tradicionales y Potenciales. En A. Yáñez-Arancibia, & A. Lara-Domínguez (Edits.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pág. 380). Silver Spring, MD, USA: Instituto de Ecología A.C México UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NFMS.
- Kaufmann, K. W. (2012). *Nuestros Humedales, Nuestro Futuro. Plan de Conservación para los Humedales de la bahía de Panamá*. Sociedad Audubon de Panamá, Panamá.
- Leal, M., y Spalding, M. D. (2022). *The State of the World's mangroves 2022*. Global Mangrove Alliance.
- López-Angarita, J., Roberts, C., Tilley, A., y Hawkins, J. C. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American Countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151-162.
- MiAmbiente. (2012). Cobertura Boscosa, año 2012. Ciudad de Panamá, Panamá. Obtenido de https://www.sinia.gob.pa/datos/Cobertura_boscosa/Cobertura_Boscosa_2012_50k.shp.zip
- Ministerio de Comercio e Industrias, Dirección General de Recursos Minerales. (1990). Geología de la República de Panamá [Shapefile]. Digitalizado por Smithsonian Tropical Research Institute. <https://stridata-si.opendata.arcgis.com/datasets/SI::geology-of-the-republic-of-panama-1/about>

- Morrison, R., y Ross, R. (1998). Coastal habitats and their distribution in Panama. En R. Morrison, R. Butler, F. Delgado, & R. Ross, *Atlas of Neartic shorebirds and other waterbirds on the coast of Panama* (págs. 27-40). Ottawa, Ontario, Canada: Authority of the Minister of Environment Canadian Wildlife Service.
- Morrison, R., Butler, R., Delgado, F., y Ross, R. (1998). *Atlas of neartic shorebirds and other water birds on the coast of Panama*. Ottawa, Ontario, Canada: Authority of the Minister of Environment Canadian Wildlife Service.
- Morrison, R., Delgado, F., Ross, R., y Butler, R. (1998). The distribution and abundance of Nerartic shorebirds on the coast of Panama. En R. Morrison, R. Butler, F. Delgado, & R. Ross, *Atlas of Neartic shorebirds and other waterbirds on the coast of Panama* (págs. 41-68). Ottawa, Ontario, Canada: Authority of the Minister of Environment Canadian Wildlife Service.
- Ochoa, F. (16 de enero de 2023). *¿Qué es un análisis multitemporal?* Obtenido de ArcGeek: <https://acolita.com/que-es-un-analisis-multitemporal/>
- Osorio, O. (1994). Proyecto INRENARE/OIMT al rescate de los manglares de Panamá. *Revista Forestal Centroamericana*, 3(9), 33-37.
- Poveda-Sotelo, Y., Bermúdez-Cella, M. A., y Gil-Leguizamón, P. (2022). Evaluación de métodos de clasificación supervisada para la estimación de cambios espacio-temporales de cobertura en los páramos de Merchán y Telecom, Cordillera Oriental de Colombia. *Boletín de Geología*, 44(2), 51-72.
- Ramsar. (2020). *Panamá. Bahía de Panamá. FIR para el Sitio núm. 1319*. Ficha Informativa Ramsar.
- Sociedad Audubon de Panamá. (2023). *Plan de Conservación para los Humedales de la Bahía de Parita*. Ciudad de Panamá, Panamá.
- USGS. (s.f.). *What is the Landsat satellite program and why is it important?* Obtenido de United States Geological Service: <https://www.usgs.gov/faqs/what-landsat-satellite-program-and-why-it-important>