

# EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE MANGLARES EN PANAMÁ

## REPORTE TÉCNICO DE LOS CASOS DE ESTUDIO DE BAHÍA DE PARITA Y BAHÍA DE PANAMÁ.

PREPARADO PARA EL PROYECTO PATRIMONIO NATURAL AZUL  
**ENERO 2024**

# CRÉDITOS

## **Ministro de Ambiente (MiAmbiente)**

Juan Carlos Navarro

## **Directora de Costas y Mares del Ministerio de Ambiente**

Digna Barsallo

## **Representante Banco Interamericano de Desarrollo (BID) en Panamá**

Gloria Lugo

## **Especialista Senior de Cambio Climático y Sostenibilidad del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) en Panamá**

Esperanza González Mahecha

## **Director de Resiliencia Costera para Audubon Américas (AA)**

Julio Montes de Oca

## **Proyecto Patrimonio Natural Azul BID – UK DEFRA**

Inés Fernández

Adriana Moreno

## **Contenido y dirección**

ESSA Technologies Ltd:

Cedar Morton

Jimena Eyzaguirre

## **Diseño y Diagramación**

Marsha Díaz – Audubon Américas (AA)

## **Traducción del inglés al español**

Luis Lopez-Lemus

## **Fotos en la portada**

Mike Fernández / National Audubon Society

## **Citación**

Morton, C., J. Eyzaguirre, F. Poulsen, M. Bayly, S. Nemani J. Arguello, & A. Camarena. (2024). Evaluación de los Servicios Ambientales de los Ecosistemas de Manglar en Panamá. Informe Técnico preparado por ESSA Technologies Ltd. para el proyecto Patrimonio Natural Azul.

## **Disclaimer**

*Las opiniones expresadas en este documento son de exclusiva responsabilidad de sus autores / consultores y no reflejan necesariamente la visión ni la posición del Ministerio de Ambiente de Panamá, el Banco Interamericano de Desarrollo y Audubon Américas*

**ISBN 978-9962-8556-7-5.**

# PRÓLOGO



En el año 2020 se origina el proyecto “Patrimonio Natural Azul” como propuesta para apoyar a Panamá a enfrentar un desafío crucial: la conservación de los ecosistemas marinos y costeros, específicamente los manglares. La ejecución del proyecto se materializa gracias al financiamiento del Fondo de Carbono Azul del Reino Unido (UK DEFRA Blue Carbon Fund), administrado a través del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y ejecutado por Audubon Américas, en el marco de su estrategia de resiliencia costera, y por su socio local, Sociedad Audubon de Panamá.

Panamá aún mantiene extensiones de manglares en buen estado, que sostienen una enorme biodiversidad, con normas y regulaciones formales de protección. Sin embargo, estos ecosistemas han registrado una alarmante tasa de deforestación y degradación desde 1980. Las principales presiones provienen de actividades humanas como la agricultura, la acuicultura, el desarrollo comercial y la contaminación. A pesar de ello, los manglares continúan brindando diversos servicios ecosistémicos esenciales, tales como la captura de carbono, la protección costera y el soporte a la producción pesquera, servicios que resultan costosos o imposibles de reemplazar.

Por lo anterior, el objetivo principal del proyecto es valorar, proteger y mejorar el invaluable capital natural marino-costero de Panamá, mediante la cuantificación precisa del carbono capturado por los manglares y la protección de su biodiversidad. Este esfuerzo se enfoca en las Áreas Importantes para Aves (AIA) de la bahía de Panamá y la bahía de Parita, las cuales son reconocidas a nivel mundial por su relevancia en la conservación de aves terrestres, marinas y migratorias, y forman parte de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras.

Este estudio que forma parte integral del proyecto Patrimonio Natural Azul, se ha enfocado en la valoración de los manglares como activos naturales mediante un inventario exhaustivo, evaluación de condición y riesgo, y modelación biofísica. A través de esta investigación, se han identificado áreas con gran potencial para restauración y protección, además, se han cuantificado los beneficios proporcionados por dichos ecosistemas costeros. Los resultados obtenidos ofrecen una perspectiva clara sobre el valor de los manglares y los desafíos que enfrentan, proporcionando una base sólida para orientar la gobernanza y las políticas para su conservación.

La conservación de nuestros manglares es fundamental para lograr la sostenibilidad de los ecosistemas costeros de Panamá y, por tanto, para la biodiversidad del continente americano. Con ese propósito, el presente documento no solo presenta los hallazgos del importante estudio realizado, sino que, también nos invita a reflexionar sobre la importancia de valorar, proteger y mejorar el patrimonio natural panameño. La colaboración continua y nuestro compromiso con la conservación serán esenciales para que estos ecosistemas sigan brindando sus invaluable servicios a las generaciones venideras.

**JUAN CARLOS NAVARRO**  
**MINISTRO DE AMBIENTE**



# Contenidos

<b>AGRADECIMIENTO .....</b>	<b>v</b>
<b>RESUMEN EJECUTIVO .....</b>	<b>vii</b>
<b>1 Introducción .....</b>	<b>10</b>
1.1 Secuestro de Carbono .....	12
1.2 Protección costera.....	13
1.3 Producción pesquera .....	15
<b>2 Áreas de Estudio .....</b>	<b>17</b>
2.1 Bahía de Panamá.....	17
2.1.1 Amenazas a los manglares en la Bahía de Panamá .....	19
2.2 Bahía de Parita.....	20
2.2.1 Amenazas a los manglares en la Bahía de Parita .....	21
<b>3 Ecosistemas de Manglar .....</b>	<b>23</b>
<b>4 Gobernanza de los Manglares en Panamá.....</b>	<b>29</b>
4.1 Protección de Especies y Hábitats en las Áreas de Estudio.....	34
4.2 Evaluación Ambiental.....	35
4.3 Actividades de Desarrollo.....	35
4.4 Participación de las partes interesadas.....	37
<b>5 Métodos .....</b>	<b>38</b>
5.1 Evaluación de Condición y Riesgos .....	38
5.1.1 Condición actual .....	39
5.1.2 Riesgo Futuro .....	45
5.1.3 Estado general .....	47
5.1.4 El Tablero de Datos .....	48
5.2 Modelación Biofísica .....	51
5.2.1 Secuestro de Carbono.....	53
5.2.2 Protección Costera .....	60
5.2.3 Enfoques alternativos para simular la producción pesquera a futuro .....	88
5.3 Valoración Económica.....	90
5.3.1 Secuestro de Carbono.....	91
5.3.2 Mitigación de Inundaciones .....	94
5.3.3 Producción Pesquera .....	97
5.4 Selección de escenarios de gestión de manglares.....	99
5.5 Modelado de escenarios .....	107
5.5.1 Bahía de Panamá: Preparación de datos de escenarios .....	108
5.5.2 Bahía de Parita: Preparación de datos de escenarios .....	116

<b>6</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>126</b>
6.1	Condición y Evaluación de Riesgo.....	126
6.2	Beneficios del Secuestro de Carbono .....	134
6.2.1	Bahía de Panamá.....	134
6.2.2	Bahía de Parita.....	144
6.3	Beneficios de la Mitigación de Inundaciones .....	160
6.3.1	Bahía de Panamá.....	160
6.3.2	Bahía de Parita.....	168
6.3.3	Comentario Especial sobre la Erosión .....	172
6.4	Producción Pesquera .....	174
<b>7</b>	<b>Conclusiones y Próximos Pasos .....</b>	<b>176</b>
<b>8.</b>	<b>Bibliografía.....</b>	<b>182</b>
	<b>Apéndice A - Descripciones de las Unidades de Planificación de Manglares.....</b>	<b>191</b>
	<b>Apéndice B: Breve Introducción a la Valoración de los Servicios Ecosistémicos ....</b>	<b>193</b>
	<b>Apéndice C: Perfiles Transversales de la Costa de la Caja de Herramientas de</b>	
	<b>Protección Costera.....</b>	<b>197</b>
	Bahía de Panamá.....	198
	Bahía de Parita.....	204
	<b>Apéndice D: Resultados de los Análisis de Sensibilidad para la Modelización del</b>	
	<b>Carbono Azul Costero .....</b>	<b>208</b>

# AGRADECIMIENTO

Agradecemos la participación de varios individuos que se unieron a nuestras reuniones virtuales y presenciales a lo largo del proyecto, aportando así a varios aspectos del trabajo, incluyendo el intercambio de conocimientos locales sobre las condiciones y los riesgos de los manglares. En especial agradecemos los aportes de los siguientes individuos:

- Alejandro Quintero, Ronaldo Abrego (MiAmbiente - Regional Herrera)
- Andreína Pernía (Ramsar Centro Regional para el Hemisferio Occidental - CREHO)
- Aracelli DeGracia (Autoridad De Turismo de Panamá en Panamá)
- Arnulfo Arias Beltrán (Municipio de Aguadulce)
- Astrid Rivera; Yoisy Belén Castillo (MiAmbiente – Central, Dirección de Cambio Climático)
- Aurelio Ramos (National Audubon Society)
- Carolina Navas (Autoridad De Turismo de Panamá en Coclé)
- Daniel Delgado (MIDA - Nacional)
- Dias Ovidio A. Solis (Municipio de Chitre)
- Eduardo Perez (Asociación Nuevo Manglar - ANUMA)
- Elia Castro, Valentín Castro (Amigos del Peñón de la Honda)
- Elizabeth Soriano (ARAP - Regional Los Santos)
- Esperanza Gonzalez (Banco Interamericano de Desarrollo)
- Ghetsy Diaz (ARAP - Panamá)
- Isaías Ramos, Joana Abrego (Centro de Incidencia Ambiental de Panamá)
- Joana Abrego, Isaías Ramos (Centro de Incidencia Ambiental de Panamá – CIAM)
- Jose Quirós, Evelyn Jaén (MiAmbiente - Regional Coclé)
- Luis Herrera (ARAP - Regional Coclé)
- Maria Pinzón (Grupo de Estudiantes y Voluntarios Ambientales, Amantes de la Naturaleza - GEMAS)
- Marta Moreno, Karen Victoria (MiAmbiente - Regional Panamá Metropolitano, Dirección Áreas Protegidas y Biodiversidad)
- Melanie Fong, Itzel Romero, Bolivar Castillo (Municipio de Panamá)
- Melitza Villareal (ARAP - Regional Los Santos)
- Michelle de De León (Junta Comunal de Don Bosco)
- Milagros Abrego, Analilia Castellero (MiAmbiente – Central, Dirección de Impacto Ambiental)
- Raquel Pascano, Pacífico Chacón (Asociación Mujer Rural Amigas del Manglar - AMURAM)
- Roberto Harper (MIDA - Region 5 Panamá Oeste)
- Rogelio Rodriguez (MIDA – UACC – Panamá)
- Rosa Bellido, Yulissa De Gracia (ARAP - Regional Herrera)
- Sósimo Villalobos (MiAmbiente - Regional Herrera, Agencia Cenegón del Mangle)
- Stephanie Sandoval, Abel Nieto, Jovel Núñez (MiAmbiente)
- Steve Paton (Smithsonian Tropical Research Institute)
- Tania Maure, Octavio Smith, Freddy Picado (Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe)
- Zonia Ortega (MIDA - Unidad Agroambiental y Cambio Climático)

ESSA también agradece al equipo de Audubon Américas y la Sociedad Audubon de Panamá. Los resultados de este estudio se beneficiaron significativamente de sus conocimiento y redes con partes interesadas en las Bahías de Panamá y Parita.

## RESUMEN EJECUTIVO

A pesar de que grandes áreas de los bosques de manglar en Panamá cuentan con una designación formal de área natural protegida, sus hábitats han sufrido una de las tasas de deforestación más altas en América Latina desde 1980. Con la creciente actividad humana a lo largo de la costa, los manglares enfrentan una cantidad desproporcionada de estrés resultante de la deforestación, la agricultura, la acuicultura, el desarrollo comercial y la contaminación por desechos de fuentes urbanas, industriales y agrícolas. Al mismo tiempo, los manglares brindan importantes servicios ecosistémicos gratuitamente a las comunidades costeras y más allá de estas, que son costosos o imposibles de reemplazar.

Con el propósito de contribuir a la mejora en la toma de decisiones ambientales sobre la gestión de estos importantes ecosistemas, se propuso a través de este estudio la valoración de los manglares como activos naturales en dos áreas de la costa del Pacífico de Panamá, realizando primero un inventario y una evaluación de la condición y el riesgo del activo, seguido de un modelado biofísico y una estimación económica de los servicios ecosistémicos que estos proporcionan. Las evaluaciones de condición y riesgo se mostraron en un tablero interactivo sobre una página de internet, junto con el resultado del "estado general" para cada una de las 17 unidades de planificación de manglares en dos áreas de estudio: la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita. A continuación, se realizó el modelado biofísico de referencia simulando ocho escenarios potenciales de gestión utilizando el software *InVEST* adicionalmente a otras herramientas propias de modelación modificadas de acuerdo al contexto. Si bien los manglares brindan numerosos servicios ecosistémicos, el alcance de este ejercicio se limitó a aquellos asociados al **secuestro o captura de carbono, a la protección costera (principalmente la mitigación de inundaciones) y a la producción pesquera**. De acuerdo con la limitada disponibilidad de información, se exploraron los dos primeros temas a profundidad. Por contrario, la valoración económica en lo que se refiere a la producción pesquera es muy aproximada, tomándola como punto de partida.

De acuerdo con los datos más actuales disponibles, hay 23,685 hectáreas (ha) de manglares en la Bahía de Panamá y 12,284 en la Bahía de Parita. Se identificaron extensiones de manglar con un gran potencial para su restauración (i.e., peor condición, bajo a alto riesgo) y para su protección (i.e., mejor condición, bajo a alto riesgo). Las mejores circunstancias para la restauración se ubican en la parte occidental de la Bahía de Panamá, cerca de la ciudad de Panamá, y en la parte central de la Bahía de Parita alrededor de Aguadulce con un área de mayor prioridad en la bahía, entre el Río Estero Salado y el Río Santa María (~1,218 ha de manglares). Las mejores localidades para la protección incluyen manglares emplazados en la parte oriental de la Bahía de Panamá y la parte norte de la Bahía de Parita, con un área de mayor prioridad identificada en el segmento más meridional de esta última a lo largo de la costa cerca de la Quebrada Lagartillo (120 ha de manglares).

La modelación biofísica de este ecosistema demostró que los manglares en las dos áreas de estudio brindan importantes beneficios de secuestro de carbono al reducir el costo social del carbono. Estos beneficios ascienden a los 116 y 39 millones de dólares anuales (US\$ M/año)

en la Bahía de Panamá y Bahía de Parita, respectivamente. En esta última, el desarrollo del megapuerto propuesto podría resultar en una pérdida de estos beneficios de entre US\$1.38 M y US\$8.09 M/año, dependiendo del avance del desarrollo. Por su parte, la recuperación de áreas que alguna vez fueron granjas camaroneras es una oportunidad promisorio para la restauración de manglares en esta bahía, con beneficios potenciales de secuestro de carbono de al menos US\$3.43 M/año.

Al respecto de las inundaciones, se confirmó que estas continuarán siendo una de las amenazas naturales más importantes en todo Panamá, como otros estudios lo han demostrado, y que los daños consecuentes aumentarán con el aumento del nivel del mar y el desarrollo urbano durante el próximo siglo. La modelación espacial preliminar permitió identificar áreas de la costa que tienen más probabilidades de recibir protección costera de los manglares existentes (los mapas se incluyen en el informe). Las simulaciones posteriores sugieren que la atenuación de las olas por propiedades defensoras de los manglares actuales no significará una disminución importante del riesgo de inundaciones ni de los daños causados por las tormentas costeras en ninguna porción de las dos áreas de estudio porque los manglares no desempeñan un papel importante en la reducción de la llegada de las olas a lo largo de sus costas.

Este hallazgo no sugiere que la relación entre los manglares y las inundaciones sea insignificante, sino que esta relación tiene varios matices, y que los ecosistemas de manglar desempeñan un papel más trascendente durante las inundaciones tierra adentro. Por ejemplo, las fuertes lluvias y los eventos extremos de descarga de los ríos representan la mayor parte de las inundaciones en Panamá, y mientras los eventos de descarga máxima suceden, el agua de inundación de los grandes sistemas fluviales retrocede desde los estuarios ribereños de bajo gradiente para luego inundar las áreas del interior. Al respecto, los ecosistemas costeros de manglar intacto pueden reducir las inundaciones de los ríos al proporcionar transporte hidrológico a través de una red de lagunas, canales laterales y una trama dispersa de canales fluviales entrelazados. En otras palabras, el mecanismo dominante por el cual los manglares actúan como activos naturales costeros para mitigar las inundaciones puede ser su papel como “esponjas costeras”. En este sentido, estos ecosistemas desempeñan un papel fundamental en la estabilización de las costas, lo que puede a largo plazo proteger indirectamente a las comunidades costeras de los impactos de las olas y las marejadas ciclónicas, minimizando la erosión. Al examinar los impactos de la erosión modelados se confirmó que, aunque los manglares en las dos áreas de estudio tendrían beneficios mínimos de mitigación de inundaciones en las condiciones actuales, tienen el potencial de reducir la energía de las olas de la mayoría de las tormentas costeras recurrentes. Esto significa que, si se perdieran los manglares, las tasas de erosión costera y su retroceso se acelerarían creando condiciones de olas más intensas, lo que podría conducir a futuras inundaciones costeras cosa que las herramientas de modelación de alto nivel aquí empleadas no pudieron representar. En todo caso, de romperse este equilibrio del ecosistema, la recuperación del balance de sedimentos costeros sería más difícil y el riesgo de inundaciones seguiría aumentando.

En lo general, fue posible demostrar que los manglares brindan importantes servicios ecosistémicos y que estos están en mayor riesgo en algunas partes de las Bahías de Panamá y Parita que en otras. Los beneficios del secuestro de carbono son claramente un servicio

valioso, mientras que el papel de los manglares en la protección costera tiene más matices de los que pueden detectarse con la modelación biofísica utilizada ya que esta sólo examina el papel de los manglares en la mitigación de inundaciones a través de la atenuación de las olas durante las tormentas costeras. Al caso, se recomendaría realizar más investigaciones sobre el papel de los manglares durante las inundaciones pluviales y fluviales cerca de la costa. Sin embargo, lo que si se pudo comprobar es que los manglares brindan beneficios indirectos para la mitigación de inundaciones a largo plazo al reducir la erosión en las dos áreas de estudio. Finalmente, los manglares también sostienen la producción pesquera y, si bien no fue posible modelar este servicio ecosistémico, se pudo estimar de otra forma que los beneficios netos anuales de su prestación ascienden a los US\$220,402/año en la Bahía de Panamá, y a los US\$115,347/año en la Bahía de Parita que, se espera, impulsarán la realización de más investigaciones y con ellas obtener los datos necesarios para refinar estos resultados.

# 1 Introducción

Los ecosistemas de manglar conforman notables paisajes naturales, entre los más valiosos por su diversidad biológica, además de proporcionar numerosos servicios ecosistémicos (Cuadro 1-1 y Cuadro 1-2) que sostienen el bienestar humano (Lacerda y Schaeffer-Novelli, 1999; Barbier *et al.*, 2011). Concentrados en las zonas tropicales y subtropicales del planeta, estas formaciones boscosas se encuentran entre los ecosistemas más productivos (Lieth y Whittaker, 1975; Whittaker, 1975; Duarte y Cebrian, 1996; Ribeiro *et al.*, 2019), pero enfrentan rápidas disminuciones en su extensión a una escala mundial (López-Angarita *et al.*, 2016; Castillo *et al.*, 2021).

## Cuadro 1-1: ¿Qué son los servicios ecosistémicos?

Los **servicios ecosistémicos** son beneficios mensurables para los seres humanos, que derivan de la existencia de paisajes naturales como los humedales, los bosques y las zonas costeras. Por ejemplo, la purificación del aire y la captura de carbono suceden porque una variedad de entornos naturales los realiza y, por ello, se les consideran agentes importantes para mitigar las posibles causas del cambio climático. De estos entornos también se extrae una amplia gama de recursos naturales que sustentan a las comunidades humanas y sus medios de vida (e.g., mariscos, materias primas, productos farmacéuticos, entre otros).

De acuerdo con las categorías generales de la *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio* de 2005, estos servicios se clasifican de la siguiente manera:

- ✓ *Servicios de abastecimiento:* Incluyen la producción de recursos que pueden extraerse de los ecosistemas naturales y que sustentan numerosas economías y diversos medios de vida humana. Los ejemplos incluyen alimentos, agua potable, madera, combustible y medicinas. La producción comercial respaldada por estos servicios suele ser más fácil de cuantificar porque tiene un valor de mercado definido.
- ✓ *Servicios de regulación:* Incluyen procesos ecosistémicos relacionados con la calidad del aire, el ciclo de nutrientes, la polinización, la mitigación de inundaciones y el control de enfermedades, por ejemplo. Estos servicios son importantes para gestionar los impactos conexos al clima, tales como los fenómenos meteorológicos extremos y los brotes de enfermedades.
- ✓ *Servicios culturales:* Son beneficios no materiales como la inspiración artística, inspiración de diseño, las oportunidades de recreación/turismo, la salud mental y la salud física. Las áreas naturales también se valoran como espacios sagrados en algunos contextos, en apoyo a la práctica religiosa local y la espiritualidad de diferentes grupos.
- ✓ *Servicios de apoyo:* Aquellos que establecen la base biofísica de los seres vivos, contribuyendo a mantener y aumentar la diversidad biológica, el funcionamiento ecológico y, en última instancia, la calidad y disponibilidad de los servicios ecosistémicos en una región mismos que incluyen la variedad de hábitats que sustentan la diversidad y abundancia de especies. Los servicios de apoyo respaldan a todos los demás servicios, lo que obliga al cuidado de la doble contabilidad al cuantificar y sumar los beneficios de unos servicios por otros. En los ejercicios de valoración económica, los servicios de apoyo, como la provisión de hábitat, a menudo se informan por separado de otros para evitar sobreestimar sus beneficios.

Fuente: Adaptado de Quijas y Balvanera, 2013

Cuadro 1-2: Servicios ecosistémicos proporcionados por los manglares

Servicios de abastecimiento	Servicios de regulación
Producción de cultivos Producción acuícola Producción de alimentos silvestres Producción de madera y fibras Producción de recursos ornamentales Producción de leña Producción de energía (biomasa) Producción de medicinas y farmacéuticos Producción de taninos Suministro de agua Recursos genéticos	Regulación de la calidad del aire Regulación de la calidad del agua Protección costera (erosión) Recarga de aguas subterráneas Regulación de la calidad del suelo. Regulación de plagas Polinización Ciclo de nutrientes Regulación climática local Tratamiento de desechos Regulación de enfermedades
Servicios de apoyo	Servicios culturales
Producción primaria Flujo de nutrientes Reciclaje de agua Heterogeneidad del hábitat Dotación de viveros	Patrimonio e identidad cultural Identidad espiritual y religiosa Oportunidades de recreación Oportunidades turísticas Atractivo estético Oportunidades de educación e investigación

Fuente: Adaptado de Alfonso *et al.*, 2021 y CATIE, 2013.

En Panamá, los manglares están amenazados por una variedad de factores de estrés relacionados con los usos humanos del ambiente marino y costero en el que se ubican, que sólo en la década de 1980 se tradujeron en pérdidas significativas (ANAM ARAP 2013; López-Angarita *et al.*, 2016). Para apoyar la gestión futura de los manglares y garantizar la provisión sostenible de sus servicios, es importante comprender el valor de los beneficios que estos ecosistemas ofrecen. Comprender estos aportes hará que las compensaciones por los usos alternativos del terreno sean más transparentes y, como tales, constituirse como el paso fundamental para justificar el financiamiento para su conservación.

El propósito de este estudio fue evaluar el beneficio económico de tres servicios ecosistémicos proporcionados por los manglares en dos áreas de Panamá: la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita, ordenadas en múltiples unidades de planificación. Si bien los manglares brindan muchos servicios ecosistémicos (Cuadro 1-2), el alcance de este ejercicio se limitó a los temas de **(1) secuestro de carbono, (2) protección costera (principalmente mitigación de inundaciones) y (3) producción pesquera**. Debido a deficiencias de datos, sólo fue posible explorar los dos primeros temas a profundidad, la valoración económica realizada para el tercero siendo aproximada (Sección 6).

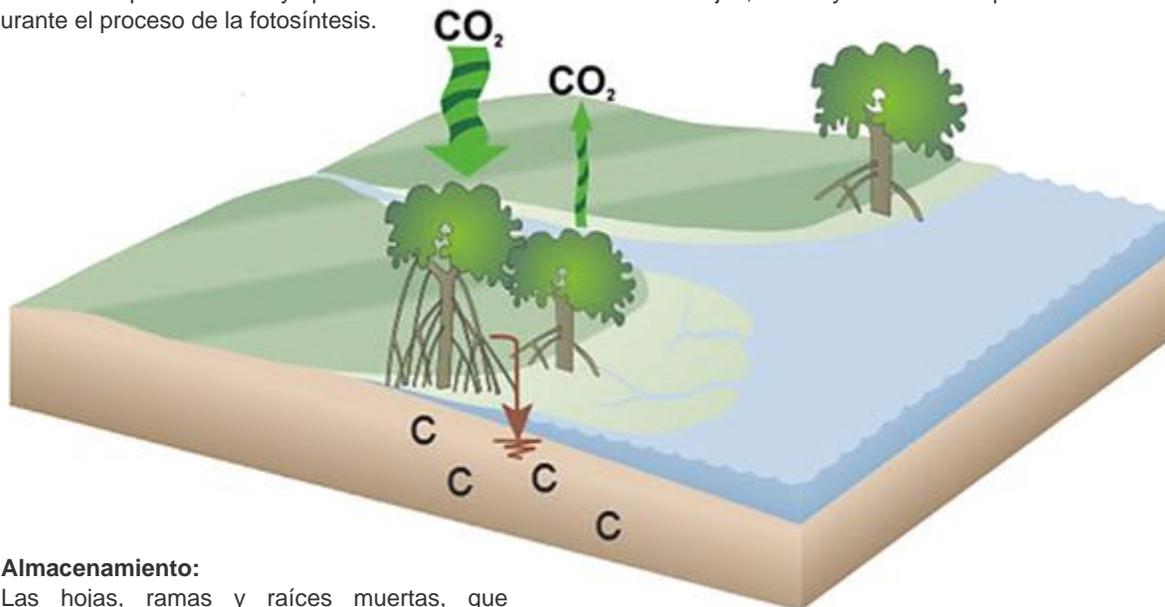
## 1.1 Secuestro de Carbono

El ciclo del carbono (Figura 1-1) es un proceso biogeoquímico a través del cual el carbono en la Tierra transita en una secuencia de interacciones bióticas y abióticas que incluyen la fotosíntesis, la respiración, la descomposición, la combustión, el intercambio océano-atmósfera y otros procesos geológicos a largo plazo (Alongi, 2020). Como componentes de este ciclo, los manglares desempeñan un papel importante en el secuestro de carbono y la gestión de las emisiones de gases de efecto invernadero, contribuyendo así al bienestar humano a nivel mundial (Chatting *et al.*, 2022). Los manglares costeros de Panamá secuestran y almacenan carbono directamente y contribuyen a transferirlo de la tierra al océano (Estrada y Soares, 2017; Lacerda y Schaeffer-Novelli, 1999; Chatting *et al.*, 2022; McLeod *et al.*, 2011).

### Secuestro:

El dióxido de carbono en la atmósfera es tomado por árboles y plantas durante el proceso de la fotosíntesis.

Algo de ese carbono se pierde y vuelve a la atmósfera a través de la respiración y el resto es almacenado en las hojas, ramas y raíces de las plantas.



### Almacenamiento:

Las hojas, ramas y raíces muertas, que contienen carbono, son enterradas en el suelo que frecuentemente, sino siempre, es inundado por las mareas.

Este ambiente, pobre en oxígeno causa una lenta descomposición del material vegetal que se traduce en un almacenamiento importante de carbono.

Figura 1-1: Secuestro y almacenamiento de carbono en un humedal de manglar (Fuente: Sutton-Grier *et al.*, 2014).

Los manglares absorben dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a través de la fotosíntesis, mientras que sus extensos sistemas radiculares acumulan sedimentos y materia orgánica (Alongi, 2012; Donato *et al.*, 2011; Friess, 2016; McLeod *et al.*, 2016). El carbono circula a través de la biomasa aérea, los suelos, la biomasa subterránea y el rastrojo. Lo hace a través de diversas funciones bióticas, entre ellas la liberación respiratoria de CO<sub>2</sub>, la remineralización del suelo,

el transporte de carbono y la exportación de carbono a los ecosistemas adyacentes (Alongi, 2020; Donato *et al.*, 2011). Los manglares en los trópicos almacenan aproximadamente 1,023 Megagramos (Mg) de carbono por hectárea, aunque la cantidad total puede variar según las características del sitio, tales como la profundidad del suelo y la configuración geográfica (*e.g.*, manglares estuarinos/deltaicos y oceánicos/marginales) (Chmura *et al.*, 2003; Donato *et al.*, 2011).

La deforestación y los cambios de uso de suelos vinculados al desarrollo (*e.g.*, camaronicultura, tala ilegal, infraestructura, etc.) representan una amenaza significativa para estos hábitats en Panamá a pesar del régimen de protección nacional al que están sujetos (*i.e.*, los sitios Ramsar). Estos impactos liberan a la atmósfera el carbono almacenado (ANAM-ARAP, 2013; Chatting *et al.*, 2022). Por ejemplo, Donato *et al.* (2011) estiman que se liberan entre 112 y 392 Mg de carbono por cada hectárea de tierra despejada. La pérdida directa del hábitat de los manglares por deforestación, incluida la tala, el drenaje y el uso industrial para la acuicultura, disminuye significativamente la captura de carbono en sus suelos, especialmente en los bosques de humedales donde el impacto sobre la capa superior del suelo penetra a capas más profundas a través del drenaje y la oxidación, lo que resulta en cambios en la composición de los suelos y en las tasas de absorción (Donato *et al.*, 2011; Eong, 1993; Granek y Ruttenberg, 2008). Las barreras físicas, como carreteras, desarrollos de infraestructura y otros, también contribuyen a cambios en la calidad de los sedimentos y el agua, reduciendo la productividad subterránea de los manglares (Van Lavieren *et al.*, 2012). Los impactos del cambio climático, como el aumento del nivel del mar, provocan que los manglares migren tierra adentro, pero esta respuesta puede verse limitada por la falta de un hábitat adecuado debido a barreras topográficas naturales, el desarrollo costero y la falta de condiciones ambientales adecuadas (Van Lavieren *et al.*, 2012). El aumento del nivel del mar también puede cambiar la composición del suelo y el suministro de sedimentos a causa de las inundaciones y la erosión consecuentes, los cuales influyen en las tasas de enterramiento de carbono y puede agravar la descomposición de la materia orgánica y la liberación de gases de efecto invernadero (Chatting *et al.*, 2022; Donato *et al.*, 2011). La suma de la creciente presión por los desarrollos y los impactos del cambio climático significa que el destino del secuestro y almacenamiento de carbono en estos ecosistemas podría cambiar considerablemente con respecto a las estimaciones actuales.

En este estudio, se utilizó el modelo *InVEST Carbono Azul Costero* para simular los impactos en el secuestro de carbono durante 100 años en respuesta a cambios en la extensión de los manglares existentes, y se reportan los resultados en unidades de secuestro neto de carbono, cambio en emisiones de carbono y el valor actual neto del secuestro de carbono para las áreas de estudio de las bahías de Panamá y Parita.

## 1.2 Protección costera

Las inundaciones son una de las amenazas naturales predominantes en Panamá (Caballero *et al.*, s.f.; Banco Mundial, 2019), y comúnmente ocurren como inundaciones pluviales a consecuencia de lluvias intensas, inundaciones fluviales a partir del desbordamiento de los ríos durante eventos de descarga máxima, e inundaciones costeras por la entrada del agua

de mar durante las tormentas costeras. Estas diferentes formas de inundaciones no son mutuamente excluyentes y a menudo interactúan entre sí. Por ejemplo, las lluvias intensas suelen coincidir con los picos de caudal de los ríos, y las inundaciones costeras a menudo pueden provocar que los tramos de salida de los principales ríos con gradiente bajo retrocedan e inunden las zonas del interior. En todos los casos, el riesgo de inundación en un lugar determinado se explica a partir de la geomorfología del lugar y del potencial de drenaje o descarga de las aguas en cuestión: Las depresiones bajas corren mayor riesgo de inundaciones, principalmente si están situadas cerca de ríos o costas importantes.

Los daños por inundaciones, o el riesgo de inundaciones, es el producto de la probabilidad de que aquellas ocurran y el número de personas y estructuras vulnerables que resulten expuestas a tales eventos. En Panamá, la causal dominante de las inundaciones y sus daños consecuentes se explican por la capacidad limitada de cuencas hidrográficas, ríos y llanuras aluviales modificadas para manejar eventos de descarga máxima (de Groot *et al.*, 2015; Informe de la Misión C, 2016; Banco Mundial, 2019). Durante la temporada de lluvias (mayo – diciembre), los caudales elevados desbordan las riberas y los ríos inundan las zonas bajas vecinas. Se estima que la magnitud de las inundaciones se acentúa por las diversas modalidades de la acción humana, como son la tala de áreas boscosas aguas arriba, lo cual aumenta el flujo en las escorrentías y disminuye la evapotranspiración. Por otra parte, la canalización de los principales ríos concentra el hidrograma y, finalmente, la pérdida de zonas de amortiguamiento en las llanuras costeras, sus afluentes, canales laterales y lagunas todos ellos ricos hábitat para los manglares. En este contexto, las zonas costeras planas y bajas no logran drenar el agua, ya que los caudales elevados de los ríos principales se detienen tierra adentro por agua de mar (de Groot *et al.*, 2015; Informe de la Misión C, 2016; Banco Mundial, 2019).

Si bien las inundaciones fluviales han recibido mucha atención, algunos componentes de las inundaciones costeras causadas por tormentas marinas pueden pasarse por alto (Banco Mundial, 2019). Las inundaciones costeras significan riesgos considerables para las comunidades costeras, incluso en ausencia de sinergias con las inundaciones fluviales. Las inundaciones costeras se caracterizan por el movimiento del agua de mar tierra adentro por el empuje de tormentas costeras, mareas, olas, aumento del nivel del mar y marejadas ciclónicas. En este sentido, los desarrollos costeros corren el riesgo de sufrir inundaciones costeras si el agua de mar puede alcanzar e inundar las estructuras durante tormentas extremas. Los activos naturales costeros, como los manglares, tienen el potencial de mitigar las inundaciones causadas por tormentas costeras al atenuar la acción de las olas con éxito y proteger así de las inundaciones a las estructuras humanas en la costa.

En este estudio se examinó la vulnerabilidad de las comunidades costeras ante las inundaciones causadas por tormentas costeras en las bahías de Panamá y Parita. Para ello, se utilizó el modelo de vulnerabilidad costera *InVEST* y su conjunto de herramientas y funcionalidades disponibles en su módulo de protección costera (ver *InVEST*, 2016 y Guannel *et al.*, 2015; referido aquí como la "Caja de herramientas costeras") para explorar la capacidad de amortiguamiento de los manglares a favor de las comunidades contra los efectos de estas tormentas, para establecer sus vínculos con las inundaciones costeras en todo Panamá en general. A partir ello se identificaron recomendaciones clave para cuantificar

los beneficios de los manglares, y otras soluciones basadas en la naturaleza, con modelado de inundaciones integral.

### 1.3 Producción pesquera

En Panamá aún no se han desarrollado relaciones cuantitativas entre el hábitat de los manglares y la producción pesquera (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013). Sin embargo, se sabe que los manglares sustentan la producción pesquera al proporcionar hábitat, refugio, zonas de vivero y alimentación esenciales para una amplia variedad de especies de peces comercialmente viables (Stuthmann *et al.*, 2022). La intrincada cubierta de raíces de los manglares es particularmente favorable para los peces juveniles que encuentran refugio para crecer en un entorno relativamente seguro (Nagelkerken *et al.*, 2015). Para estos fines, los peces emplean un mosaico diverso de hábitats que incluyen manglares, arrecifes de coral y pastos marinos a medida que maduran, estableciendo importantes vínculos tróficos en las redes alimentarias marinas de las que forman parte (Nagelkerken *et al.*, 2015). En particular, Castellanos-Galindo *et al.* (2013) encontraron que al examinar ~230 especies de peces que habitan este mosaico de hábitats, que incluyen a los manglares, casi un tercio realizó migraciones intermareales entre estos últimos. Los peces presentes en los manglares sustentan la biodiversidad local e importantes funciones ecológicas, incluidas la transferencia de energía hacia ecosistemas adyacentes (Nagelkerken *et al.*, 2015). A medida que estos peces maduran, migran a ellos y contribuyen a las poblaciones de peces que eventualmente sostienen las modalidades de pesca comercial, recreativa o de subsistencia (Castellanos-Galindo *et al.*, 2021).

Tanto la pesca artesanal en pequeña escala como la pesca comercial a gran escala dependen en gran medida de los manglares como zonas de vivero y reproducción de poblaciones de peces de importancia económica y ecológica (Carrasquilla-Henao y Juanes, 2016; Jickling, 2017; Stuthmann *et al.*, 2022). En términos generales, más de la mitad del total de especies capturadas en los hábitats de manglares son comercialmente importantes, especialmente especies comunes como róbalo (*Centropomidae*), bagres (*Ariidae*) y pargos (*Lutjanidae*) (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013).

Si bien las pesquerías se benefician de los manglares, la relación no siempre es recíproca ya que la actividad introduce factores estresantes en estos hábitats, y aun cuando el cultivo de camarón es importante para brindar seguridad alimentaria, crecimiento económico y empleo, el establecimiento de granjas acuícolas puede destruir el hábitat de crianza de esta y otras especies de importancia comercial. La recolección de larvas para abastecer las camaroneras afecta severamente a las poblaciones de peces silvestres (Jennings, 2016; Jickling, 2017). Algunos métodos de captura, como las redes de arrastre y el dragado de fondo, dañan físicamente el sustrato y alteran los sistemas de raíces de los manglares al modificar las capas de sedimentos y afectan hábitats importantes para diversas especies de peces (Carrasquilla-Henao *et al.*, 2019). Las normativas para mitigar estas actividades y su cumplimiento es todo un desafío, particularmente para la pesca en pequeña escala, ya que quienes la realizan dependen de una amplia variedad de técnicas y artes de pesca (José Amorim Reis-Filho, Harvey y Giarrizzo, 2018).

Para evaluar el volumen de captura y el valor económico de la producción pesquera dentro de los hábitats de manglares de Panamá, además de los otros servicios ecosistémicos referidos, los datos fueron insuficientes para implementar el módulo de producción pesquera en *InVEST*, entre otras alternativas informáticas que tampoco fueron factibles por la misma razón. Sin embargo, realizamos una transferencia de beneficios utilizando datos de un estudio cercano lo cual permitió estimar los beneficios económicos de la producción pesquera derivada de los manglares, en términos de dólares por hectárea, al multiplicar este factor por el área de manglares en cada una de las áreas de estudio.

En el resto de este documento, se presentan las áreas de estudio (Sección 2) seguidas de un resumen de alto nivel de la ecología de los manglares, los servicios ecosistémicos, las amenazas a los mismos y su gobernanza y gestión en Panamá (Secciones 3-4). La sección de métodos (Sección 5) describe el enfoque utilizado para analizar los principales componentes del proyecto, que incluyen un inventario en línea sobre la condición actual y los riesgos futuros para los estos ecosistemas (Sección 5.1), modelos biofísicos para derivar estimaciones de referencia del secuestro de carbono y de la protección costera. (Sección 5.2), la valoración económica de estos servicios (Sección 5.3), el desarrollo de escenarios de gestión posibles para simular cómo los cambios en la extensión de los manglares afectarían el suministro de los servicios ecosistémicos (Sección 5.4), y el modelado de estos escenarios (Sección 5.5). Los resultados de la evaluación de condición y riesgo, el modelado biofísico, la valoración económica y la simulación de escenarios se presentan en la Sección 6, con recomendaciones para los próximos pasos en la Sección 7.

## 2 Áreas de Estudio

El alcance espacial de este estudio comprende dos áreas costeras en el litoral occidental de Panamá: la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita. En colaboración con Audubon Américas, ambas áreas de estudio se clasificaron en múltiples unidades de planificación para su análisis (ver Figura 1-2 y Figura 1-3). Esta delimitación se realizó a partir de similitudes en las características regionales y, por lo general, los ríos principales se designaron como objetos de esta definición. Para cada unidad, se asignó un identificador único (por ejemplo, PAN-1B) junto con una descripción de estas unidades (Apéndice A). Si bien el enfoque del estudio se concentró en los manglares dentro de cada unidad espacial, para algunos componentes del proyecto los límites de estas se ampliaron tierra adentro. Por ejemplo, la evaluación de la condición y el riesgo de los manglares (ver Sección 5.1) consideró el hecho de que algunas unidades de planificación se ven afectadas por factores de estrés ubicados en tierras altas/río arriba o “adyacentes a los manglares”.

### 2.1 Bahía de Panamá

La Bahía de Panamá es un gran cuerpo de agua frente a la costa del sur de Panamá en la región del Pacífico y forma parte del gran Golfo de Panamá (Biblioteca Nacional, 2019). Ubicada entre la parte oriental de la Ciudad de Panamá y el Golfo de San Miguel, a la Bahía de Panamá se le ha clasificado como Sitio *Ramsar* con una superficie aproximada de 85,664 ha. Incluye estuarios, manglares, bosques, pantanos, extensos fangales y lagunas de agua dulce (Figura 1-2, a continuación).

La temperatura del aire, de unos 27° C en promedio a lo largo del año, varía poco. La temporada de lluvias, de abril hasta mediados de diciembre, produce precipitaciones anuales que vierten a la Bahía entre 3,000 y 4,000 mm/año (D'Croze, 1993; Kaufman, 2012). Estas precipitaciones están influenciadas por las condiciones ambientales a lo largo de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), cuyos cambios en la nubosidad contribuyen a lluvias tropicales más severas (Kaufman 2012) mismas que favorecen caídas en la salinidad de la superficie y un aumento en la temperatura superficial. Sin embargo, a medida que la ZCIT avanza hacia el sur a lo largo de la costa, soplan vientos más del norte a través del istmo al inicio de la temporada de “secas” de la bahía entre enero y abril (Kaufman, 2012). Durante este lapso, las cálidas aguas superficiales de la temporada de lluvias son arrastradas mar adentro y las aguas frías, ricas en nutrientes, ascienden a la superficie, contribuyendo a enriquecer la biomasa fitoplanctónica que sostiene la cadena alimentaria de la que dependen las actividades pesqueras artesanales e industriales, y el resto de las interacciones ecológicas que así suceden en la Bahía, particularmente para las aves marinas tales como pelícanos, cormoranes, gaviotas y charranes (Kaufman, 2012).

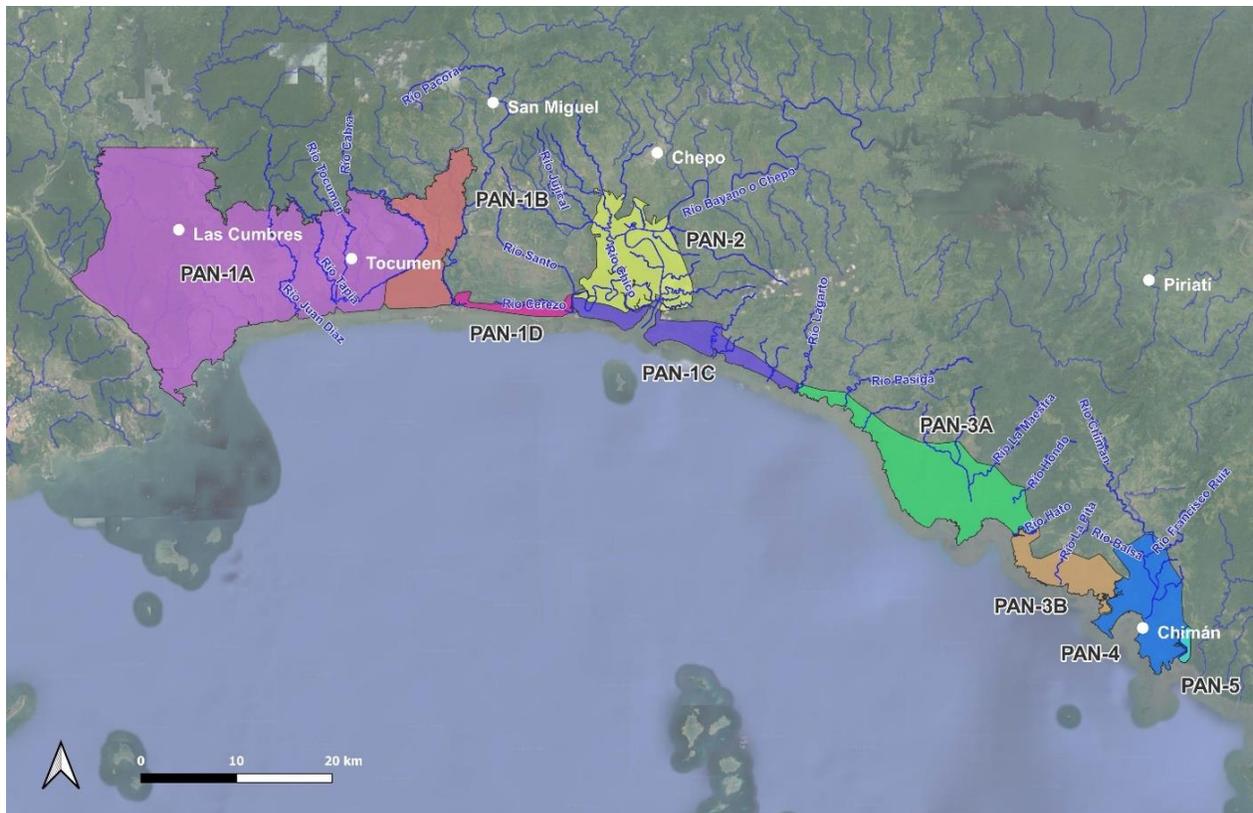


Figura 1-2: La Bahía de Panamá, zona de estudio, con las unidades de planeación utilizadas para su análisis (polígonos coloreados).

La Bahía de Panamá es uno de los sitios de migración de aves más importantes en el hemisferio occidental con una presencia anual estimada de entre uno y dos millones de aves playeras. El sitio proporciona hábitat para el 14 por ciento de la población mundial del correlimos occidental (*Calidris mauri*), con más de un millón de individuos, y más de 30,000 chorlitos semipalmados (*Charadrius semipalmatus*), que representan el 20 por ciento de su población mundial. Los diferentes ecosistemas brindan refugio y hábitat a especies de plantas y animales globalmente amenazadas, aunque protegidas a nivel nacional, incluido el paují (*Crax rubra*), el mono araña de Geoffroy (*Ateles geoffroyi*), la danta centroamericana (*Tapirella bairdii*), el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) y un árbol endémico de Panamá clasificado como vulnerable, *Annona spraguei*. La Bahía ha sido declarada también como Refugio de Vida Silvestre, que, aunque protegido por ley nacional, está sujeto a las presiones del desarrollo urbano y la deforestación dada su proximidad a la ciudad capital del país, sus consecuentes descargas de aguas residuales y, en el mar, una desmedida actividad pesquera (Ramsar, 2020).

La pesca es una actividad económica importante que se realiza en la Bahía de Panamá que se suma con el resto del litoral del Pacífico, al 95 por ciento de la producción pesquera del país. Las especies de pelágicos menores (e.g., la anchoveta y el arenque) y el camarón (*Penaeus spp*) sostienen las pesquerías comerciales más destacadas. Esta industria depende de manglares sanos para la etapa juvenil de desarrollo de peces y camarones cuyas capturas anuales en Panamá, que además incluyen crustáceos y moluscos, han

disminuido en los últimos años, por la sobrepesca, la contaminación y la pérdida de hábitat, aunque estos dos últimos factores no han sido estudiados (Caballero *et al.*, sf).

### 2.1.1 Amenazas a los manglares en la Bahía de Panamá

El aumento de las áreas urbanas durante la última década ha llevado a la destrucción de humedales debido al cambio de uso del suelo para el desarrollo inmobiliario y la construcción de nuevas carreteras, viviendas y centros comerciales. El Corredor Sur, la carretera que atraviesa la última extensión amplia de humedales dentro de los límites de la ciudad, ha hecho que los humedales sean más accesibles y susceptibles a la amenaza de su deterioro. Si esta tendencia continúa, los parches remanentes corren el riesgo de perderse (Kaufman, 2012). En zonas donde la expansión urbana no ejerce presión, la agricultura y la ganadería están ganando terreno. Esta invasión se extiende hasta el borde de, y a veces incluso hasta, los humedales costeros de la Bahía de Panamá (Caballero *et al.*, sf).

Con el creciente desarrollo urbano y la intensificación de la agricultura y la ganadería, aumenta la contaminación por productos químicos y sus derivados. Esta contaminación tiene el potencial de reducir las poblaciones de peces y camarones que dependen de los estuarios como viveros y zonas de alimentación, así como las aves que se alimentan en los fangales. La reducción de la productividad pesquera podría a su vez afectar los medios de vida de comunidades locales o hasta la economía del país (Kaufman, 2012). Los contaminantes también podrían afectar la salud humana por el consumo directo de pescado y camarones contaminados.

El crecimiento demográfico y el desarrollo económico, a la par, son las causales directas de la expansión urbana y el relleno de las zonas de humedales mismos que regulan los flujos de agua almacenando las descargas y liberándolas lentamente para que sean absorbidas por el sustrato. Con la pérdida de estos activos naturales, el riesgo de inundaciones en áreas de menor elevación puede aumentar (Caballero *et al.*, sf). Otra presión en la bahía es la contaminación que proviene de diversas fuentes: aguas residuales residenciales, escorrentías de cultivos, áreas urbanas y demás desechos urbanos (Caballero *et al.*, sf). De continuar esta expansión urbana y, con ella, la degradación de los ecosistemas de manglar, el riesgo de inundaciones aumentaría sustancialmente en la cuenca de Tocumen en la que se ubica el aeropuerto internacional del mismo nombre y la comunidad vecina de Don Bosco, particularmente. Los daños promedio anuales a las edificaciones ocasionados por las inundaciones en esta área se han estimado en \$3.1 millones y 3,500 personas podrían verse directamente afectadas anualmente por las inundaciones en sus hogares, cifra que podría aumentar hasta a 9,100 durante un evento extremo, de esos que ocurren cada 100 años (Banco Mundial, 2020).

El cambio climático también es una amenaza. Los cambios en las precipitaciones, la temperatura y los niveles del mar tendrán efectos dramáticos en los ecosistemas de la bahía y en la ciudad misma (Caballero *et al.*, sf). Es esencial comprender los posibles efectos e iniciar un programa para adaptarse a estos cambios, sean estos en los patrones de precipitación acentuados en los extremos que, en consecuencia, provocan inundaciones

desmedidas y más secas, aunque la precipitación total anual no cambie significativamente (Kaufman, 2012).

## 2.2 Bahía de Parita

La Bahía de Parita se extiende a través de las provincias de Coclé, Herrera y Los Santos dentro del “Arco Seco” de Panamá, la región más seca del país, y donde se encuentra una mezcla de bosques secos tropicales y *premontañosos* (Castillo *et al.*, 2021; Sánchez, 2021). Los ríos Antón, Grande, Santa María, Parita y La Villa fluyen desde las provincias para conformar en sus desembocaduras una compleja red de humedales que comprende manglares, fangales intermareales y marismas. Las especies de mangle que se encuentran comúnmente en esta área incluyen al mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), rojo (*Rhizophora mangle*), negro (*Avicennia germinans*), botoncillo (*Conocarpus erectus*) y piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*) (ANAM-ARAP, 2013, Castillo *et al.*, 2021). El paisaje de la Bahía de Parita incluye la extracción de recursos para madera, taninos y carbón vegetal, y la explotación de los recursos de la Bahía para dar cabida al cultivo de camarones, minas de sal y turismo de playa, lo que afecta la calidad del hábitat para los manglares y la prestación de sus servicios (Figura 1-3).

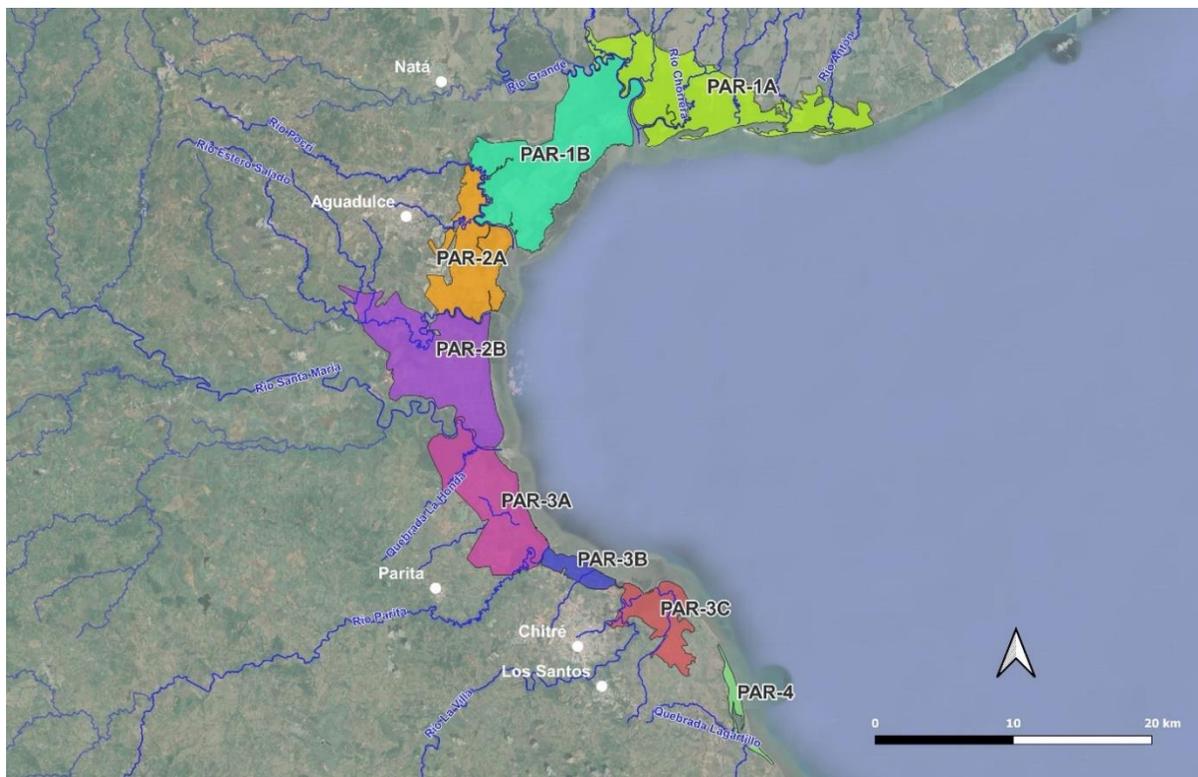


Figura 1-3: La Bahía de Parita, zona de estudio, con las unidades de planeación utilizadas para su análisis (polígonos coloreados).

Además de los impactos consecuentes de estas actividades, los humedales de la Bahía de Parita se sitúan dentro de una ruta de migración crítica para cientos de especies de aves

playeras como los chorlitos (*Limnodromus griseus*, y *Tringa semipalmata*), la cigüeñuela de cuello negro (*Himantopus mexicanus*) y el zarapito (*Numenius phaeopus*), entre muchos otros (Sánchez, 2021). Estas especies realizan algunas de las migraciones más largas del planeta, y se ha estimado que el 60 por ciento de sus poblaciones dependen de la condición ambiental en la Bahía de Parita ya que solo en un año se han registrado más de 14,000 individuos (Sánchez, 2021). Aún así, a diferencia de la Bahía de Panamá, Parita no está protegida como humedal de importancia nacional, aunque sigue siendo igualmente importante desde el punto de vista ecológico, especialmente para las aves playeras migratorias.

### 2.2.1 Amenazas a los manglares en la Bahía de Parita

Aunque la Bahía de Parita sufre menos presiones derivadas de la expansión urbana, las actividades agropecuarias que allí se realizan, significan una presión importante para los manglares. Por ejemplo, el parque nacional Sarigua está rodeado de actividad ganadera con potreros ubicados cerca de los humedales (Gracia *et al.*, 2010). De hecho, la economía local se basa en la ganadería y la agricultura, destacando los cultivos de yuca, maíz, arroz y caña de azúcar (Gracia *et al.*, 2010). El uso de insecticidas y productos químicos asociados a estas actividades que se infiltran al ambiente natural significa un riesgo considerable de bioacumulación tanto para la diversidad de especies de aves en el área como para el ecosistema costero-marino donde los manglares existen (Lewis *et al.*, 2011). Por su parte, el pastoreo y las perturbaciones físicas consecuentes por el paso del ganado alteran la estructura de la vegetación circundante, la composición del suelo y el desarrollo de los manglares por cuanto a su forma, estructura y abundancia, en las proximidades de las áreas donde tales actividades tienen lugar (Blanco *et al.*, 2012; Minchinton *et al.*, 2019).

La contaminación y el manejo de desechos sólidos y líquidos es un tema importante ya que muchas ciudades carecen de infraestructura para su recolección (Gracia *et al.*, 2010) y, en consecuencia, generalmente sólo se queman en tanto las aguas residuales se descargan directamente hacia los humedales donde ocurren los manglares (Gracia *et al.*, 2010). El tema es relevante incluso en los municipios que cuentan con cierta infraestructura administrativa y operacional para la gestión de estos residuos, tales como Parita y Puerto Limón, especialmente porque el vertedero de residuos colinda con el lugar donde se encuentran los manglares en el parque nacional (Gracia *et al.*, 2010).

También existen pozos de agua salobre asociados a ciertas actividades industriales como la extracción de sal cerca de los manglares vecinos al parque nacional Sarigua y a los humedales de Aguadulce donde la sal surge del subsuelo (Gracia *et al.*, 2010). Existe, además, infraestructura relacionada con actividades turísticas como los trazos para realizar caminatas y avistamiento de aves, aunque no son tan comunes como en la Bahía de Panamá (Sánchez, 2021).

La acuicultura, y específicamente el cultivo de camarón, ejerce una presión importante sobre los manglares de la Bahía, esencialmente porque en la actualidad en más del 50 por ciento de la extensión del Parque Nacional Sarigua existen granjas de camarón (Gracia *et al.*, 2010). Por otra parte, la pesca artesanal con piola también es conspicua y, típicamente,

también la recolecta de mariscos se realiza la o largo de las regiones intermareales a la orilla de los manglares (Gracia *et al.*, 2010). En lo particular, los manglares cerca del aeropuerto de Chitré, en la provincia de Herrera, están amenazados por las actividades de extracción de madera, taninos y carbón vegetal, al mismo tiempo que enfrentan presiones de conversión de superficie en estanques para la crianza de camarones (Gracia *et al.*, 2010).

Los pueblos que rodean el Parque Nacional Sarigua, que incluyen a Parita y Puerto Limón en la provincia de Herrera, reúnen una población de casi tres mil habitantes que comúnmente se dedican a la agricultura de maíz y cucurbitáceas, y a la ganadería, aunque la acuicultura de camarón ha sido ampliamente promovida, según se refleja en el aumento de las concesiones para continuarla dentro del parque nacional (García *et al.*, 2010; Castillo *et al.*, 2021). En la región de Cenegón del Mangle, los pueblos de París y Correa rodean los manglares, con una población de poco más de 1,100 habitantes concentrados principalmente en París. Las mayores poblaciones, con casi 22,220 habitantes, se encuentran en el distrito de Aguadulce en la provincia de Coclé, donde sus humedales sostienen la pesca artesanal que allí se realiza junto con el cultivo de camarón en estanques, si bien menos intensivo, además de la extracción de manglares (García *et al.*, 2010). A pesar del régimen de protección existente para gran parte del área de manglares en la Bahía, la zonificación se modifica continuamente para otorgar nuevas concesiones y con ellas extender aún más el ámbito de las licencias para las empresas camaroneras dentro del parque nacional (García *et al.*, 2010). En general, los agricultores, ganaderos, pescadores artesanales y empresas acuícolas son los actores que inciden más directamente sobre los manglares de la Bahía de Parita.

Ciertamente, esta bahía se ubica en una de las regiones más secas del país con las precipitaciones anuales más bajas (García *et al.*, 2010). Sus suelos también son más ácidos dada su exposición continua a las fluctuaciones de marea y a las inundaciones durante la temporada de lluvias (García *et al.*, 2010; Servino *et al.*, 2016). En lo particular, la región ha sido severamente afectada por la sequía, que podría intensificarse dadas las anomalías climáticas extremas locales y el cambio climático a largo plazo, especialmente con modificaciones hidrológicas en los ríos y afluentes que desembocan en humedales y áreas de manglares (García *et al.*, 2010; Servino *et al.*, 2016). Se ha previsto, además, que otros eventos, como fuertes vientos, lluvias y fluctuaciones en el flujo de las mareas, también provocarán una erosión considerable de la costa (Servino *et al.*, 2016).

### 3 Ecosistemas de Manglar

Los manglares son comunidades de plantas costeras y son el tipo de vegetación dominante en más del 70% de las costas tropicales y subtropicales del mundo (Lugo y Snedaker, 1974). A esta escala, los manglares cubrían 14.8 millones de hectáreas (ha) en 2020 en 113 países y territorios (FAO, 2020), pero esta cobertura decreció significativamente en las últimas décadas si bien el ritmo de disminución se está desacelerando: entre 1990 y 2000 la superficie de manglares disminuyó, en promedio, en 46,700 ha por año, entre 2000 y 2010 la disminución fue de 36,300 ha por año, y durante la década más reciente, este ritmo decreció hasta las 21,200 ha por año (FAO, 2020).

Los bosques de manglar contienen una gran cantidad de biomasa leñosa y tienen estructuras complejas. Factores como la dinámica de las mareas, la calidad del agua, los flujos de nutrientes y el hidoperíodo (*i.e.*, los días que pasan sumergidos en agua), combinados con factores de estrés como eventos climáticos extremos (huracanes y sequías), la acumulación de sal y la congelación, contribuyen a la forma y estructura de los bosques de manglar. Como la interacción de estos factores varía ampliamente entre regiones geográficas, los manglares exhiben grandes variaciones regionales y locales en las redes de componentes abióticos y bióticos presentes. La diversidad de especies también juega un papel importante: donde la diversidad es alta, la variación estructural también lo es (Odum, 1967; Pool *et al.*, 1977; Duke y Pinzón, 1992).

Las especies que conforman los manglares son altamente adaptables y crecen en áreas sujetas a rápidos cambios geomórficos debido a las mareas, la meteorización, la erosión y la deposición (Tomlinson, 1986; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1992). Por ejemplo, puesto que estas especies existen en ecotonos influenciados por las mareas, han desarrollado adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les permiten colonizar suelos salinos, inundados y con bajo contenido de oxígeno (Tomlinson, 1986).

Los bosques de manglar varían en su forma dependiendo de los diferentes procesos geológicos e hidrológicos que presenta una región. Existen seis tipos de bosques de manglares, y cada tipo difiere según atributos tales como el tipo y la profundidad del suelo, sus intervalos de salinidad y los de descarga, además de las diferencias en las tasas de producción primaria, descomposición de la hojarasca, exportación de carbono, y el reciclaje de nutrientes (Lugo y Snedaker, 1974; Odum *et al.*, 1982).

De las 12 especies de mangle reportadas mundialmente, ocho están presentes en la costa del Pacífico de Panamá, donde se encuentran las áreas de estudio (Figura 3-1). Estas especies son *Avicennia bicolor* (mangle salado), *Avicennia germinans* (mangle negro o mariangolo), *Conocarpus erectus* (mangle botón, mariangolo o mangle torcido), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco, botola, mariangolo, mangle torcido, maricqueta o mariquita), *Pelliciera rhizophora* (mangle piñuelo, mangle piña o pata de santo), *Rhizophora mangle* (mangle rojo, caballito o gateador), *Rhizophora racemosa* (mangle caballero o achaparrado) y *Tabebuia palustris* (mangle marica), y dos de ellas están clasificadas como vulnerables en la Lista Roja de la UICN: *Avicennia bicolor* y *Pelliciera rhizophorae* (Ramsar, 2020).

*Avicenia bicolor* (Mangle salado)



*Avicenia germinans* (Mangle negro o mariangolo)



*Conocarpus erectus* (Mangle botón, mariangolo o mangle torcido)



*Laguncularia racemosa* (Mangle blanco, botola, mariangolo, o mangle torcido)



*Pelliciera rhizophorae* (Mangle piñuelo, mangle piña o pata de santo)



Mangle piñuelo: raíz.  
Foto: Rolando Pérez, STRI, 2013.

Mangle piñuelo: hoja y flor.  
Foto: Rolando Pérez, STRI, 2013.



Mangle piñuelo: hoja y fruto.  
Foto: Rolando Pérez, STRI, 2013.



Mangle piñuelo: árbol y hojas.  
Foto: Karl Kaufmann, Sociedad Audubon de Panamá.

*Rhizophora racemosa* (Mangle caballero o achaparrado)



Mangle caballero: raíces y árbol.  
Foto: Ulf Mehlig, Creative Commons.



Mangle caballero: hoja y propágulo.  
Foto: Ulf Mehlig, Creative Commons.



Mangle caballero: inflorescencia.  
Foto: Angel Tribaldos, Sociedad Audubon de Panamá.

*Rhizophora mangle* (Mangle rojo, caballito o gateador)



*Tabebuia palustris* (Mangle marica)



Mangle marica: hoja y flor.  
Foto: Alicia Ibáñez, STRI.

Figura 3-1: Especies de mangle que ocurren en la costa occidental de Panamá. Fuentes: Bancos de imágenes (CONABIO/México, <http://bdi.conabio.gob.mx/fotoweb/archives/5035-Ilustraciones/> y ANAM-ARAP 2013).

El noventa y siete por ciento de los bosques de manglar de Panamá se encuentran en la costa del Pacífico (CREHO-Ramsar, 2009) que, hasta 1980 ocupaban una extensión cercana a las 250,000 ha, cayendo a 170,000 ha en 2005 (Recio *et al.*, 2016). Estudios recientes reportan un total de 174,790 ha de manglares en 2012, lo que representa aproximadamente el 2.3 por ciento de la superficie total de Panamá (Recio *et al.*, 2016; Castillo *et al.*, 2021).

En la Bahía de Panamá, los manglares ocupan 24,070 ha, lo que representa aproximadamente el 21 por ciento de la cobertura forestal total de manglares en la costa del

Pacífico de Panamá (Suman, 2014) que, en algunos tramos del estuario del río Bayano, pueden alcanzar hasta 40 m de altura debido a las altas cargas de sedimentos y niveles de salinidad. Esta altura corresponde a los bosques de manglares más altos del mundo, en los que predomina el mangle rojo (*Rhizophora mangle*). Esta especie se encuentra generalmente a lo largo de los deltas de los ríos, mientras que las áreas salinas están dominadas por manglares blancos y negros que sólo alcanzan una altura de 15 a 20 m (D'Croz, 1993; Sociedad Audubon de Panamá, 2007). En la Bahía de Parita, los manglares cubren 12,902 ha del área de estudio, misma que disminuyó entre 2009 y 2019 a una tasa anual del 0.11 por ciento en áreas protegidas y aumentó en un 0.50 por ciento en áreas no protegidas.

A pesar de que, en el país, grandes áreas de bosques de manglar cuentan con designaciones de protección (*i.e.*, 51.9 por ciento), estos hábitats han sufrido una de las tasas de deforestación más altas en América Latina desde la década de 1980 (Chamberland-Fontaine, 2021; López-Angarita *et al.*, 2016). Con la creciente actividad humana a lo largo de la costa (Feist y Levin, 2016), los manglares enfrentan una cantidad desproporcionada de estrés resultante de la deforestación, la agricultura, la acuicultura, el desarrollo comercial y la contaminación por desechos de fuentes urbanas, industriales y agrícolas (Benfield *et al.*, 2005; Van Lavieren *et al.*, 2012; ANAM-ARAP, 2013) (Cuadro 3-1, a continuación).

Cuadro 3-1: Descripción de los impactos que ocasionan estrés sobre los manglares en la costa del Pacífico de Panamá

Factor de estrés	Impactos	Descripción
Económico		
Acuicultura (crianza de camarón)	Deforestación, invasiones de especies no nativas, contaminación química, daños al suelo, infraestructura	Las conversiones de uso de la tierra están generalizadas a lo largo de la costa de Panamá para apoyar las operaciones de acuicultura, predominantemente el cultivo de camarón. Debido a su importancia económica, estas actividades se están intensificando (Castillo <i>et al.</i> , 2021). La duración de estas actividades puede degradar significativamente el hábitat local, perjudicando los esfuerzos de restauración y así como su función ecosistémica permanentemente (de Lacerda <i>et al.</i> , 2021).
Gestión de residuos	Contaminación por nutrientes, transmisión de enfermedades, degradación del hábitat, contaminación del agua.	La gestión inadecuada de los productos de desecho debido al tratamiento deficiente del agua y la recolección poco frecuente de basura son evidentes en las regiones más rurales de Panamá, especialmente en aquellas que carecen de la infraestructura y la capacidad adecuadas para su recolección. Al estar los manglares cerca de asentamientos y actividades humanas, pueden acumular basura y aguas residuales como vertederos informales (Chamberland-Fontaine <i>et al.</i> , 2022b).

Factor de estrés	Impactos	Descripción
Eutrofización	Disminución de la resiliencia, mortalidad, proliferación de algas, disminución de la diversidad de hábitat, zonas hipóxicas "muertas", cambios fisiológicos	La proximidad a los usos agrícolas y acuícolas aumenta el enriquecimiento de nutrientes y el proceso de eutrofización que puede influir en el desarrollo y la salud de los manglares, particularmente en condiciones de sequía (Lovelock et al., 2009). Si bien cierto enriquecimiento de este tipo puede aumentar el desarrollo de los manglares intermareales, su aumento puede favorecer el crecimiento de brotes o retoños en lugar de raíces, haciéndolos más vulnerables a los factores de estrés debido a una red de raíces más débil. Esto es especialmente pronunciado en períodos de alta salinidad y baja humedad, períodos de sequía donde las demandas de estos retoños requieren de una mayor inversión de la estructura radicular (Lovelock et al., 2009)

**Social**

Tenencia y posesión de la tierra	Explotación de recursos, pérdida y degradación de hábitat	Esto ocurre a lo largo de la costa, en particular en la Bahía de Panamá, y es un punto crítico al respecto de los desacuerdos existentes sobre este tema, ya que varios medios de vida costeros dependen de los recursos naturales de la zona para su sustento diario. Dentro de este contexto, las empresas privadas y las industrias turísticas invaden cada vez más el hábitat de los manglares, introduciendo factores de estrés adicionales en su hábitat. Es difícil monitorear el cumplimiento, y la capacidad puede ser limitada en ciertas regiones, especialmente debido a la amplia gama de actividades (tanto legales como ilegales) que ocurren en las proximidades de los manglares.
Expansión urbana y demográfica	Contaminación por desechos, aguas residuales, descarga de efluentes, pérdida y degradación del hábitat	La expansión de la mancha urbana asociada con el aumento de las poblaciones humanas y, con ello, las actividades económicas en la costa y en el mar, contribuyen al aumento del impacto humano a lo largo de su vecindad con las áreas de manglar, lo que conduce a un mayor deterioro e impactos consecuentes.

## Ambiental

Eventos climáticos extremos	Defoliación, desarraigo, mortalidad de árboles, estrés de las plantas, flujos de sedimentos (erosión del suelo, deposición, compresión)	Aunque los manglares pueden ser un amortiguador importante para la mitigación y disminución de los impactos relacionados con la ocurrencia de tormentas e inundaciones, se espera que la intensidad y frecuencia de estos (tormentas tropicales, ciclones y huracanes) aumenten y con ello sus impactos a gran escala en los bosques de manglar (extensión y composición). Los esfuerzos de recuperación y restauración se verán por ello más difíciles de atender por restricciones socioeconómicas y su grado de perturbación (Servino et al., 2018).
Sequías	Pérdida de conductividad hidráulica que resulta en fallas hidráulicas para el transporte de agua en las plantas	Los bosques de manglar son tolerantes a períodos cortos de sequía, por lo que las sequías intensas y prolongadas pueden causar estrés fisiológico a la planta y provocar mortalidad (Gauthey et al., 2022).
Aumento en el nivel del mar	Cambios en los intervalos de mareas locales, suministro de sedimentos, erosión costera, alteración en la composición de especies e inundaciones	Esto puede conducir al desplazamiento de los bosques en estos humedales costeros y es potencialmente la mayor amenaza que enfrentan los manglares con pérdidas potenciales en su distribución desde un 30% hasta la extinción (Duke et al., 2007, Van Laveren et al., 2012). La migración hacia el interior de estos bosques depende de la morfología local y los usos del suelo, siendo las zonas costeras bajas las más vulnerables a este factor de estrés.
Temperatura	Aumento de la temperatura atmosférica y de la temperatura de la superficie del mar, alteraciones en la composición de especies, la productividad primaria, y las tasas de descomposición	El aumento de las temperaturas proyectadas, de entre 2 y 4,8 grados Celsius (IPCC, 2007) puede influir en el entorno local y la composición de sus comunidades debido al cambio de los límites latitudinales en la distribución de los manglares y las especies que de estos dependen. Las fluctuaciones en las temperaturas, así como la incertidumbre relacionada con los eventos de congelación a corto plazo, pueden afectar importantes reacciones bioquímicas asociadas con la captura de carbono, la evaporación y la salinidad, así como sus sinergias con la diversidad, el tamaño y la productividad de estos ecosistemas (Ward et al., 2016).

## 4 Gobernanza de los Manglares en Panamá

Los manglares de Panamá se ubican predominantemente dentro de áreas protegidas o áreas costeras/marinas especialmente administradas (ANAM-ARAP, 2013; Recio *et al.*, 2016) y, entre ellos, cinco sitios designados como “Humedales de Importancia Internacional” (*i.e.*, Sitios Ramsar) que suman una superficie de 220,737 ha (ANAM-ARAP, 2013; Ramsar, 2020). Pocos países tienen leyes específicas para manejar apropiadamente estos ecosistemas, pero el Ministerio de Medio Ambiente de Panamá está desarrollando actualmente medidas de protección específicas con el fin de unificar la legislación existente relativa a las zonas marinas y costeras (Ministerio de Ambiente, 2022), y reforzar las obligaciones internacionales de Panamá al respecto de proteger los humedales y sus manglares, como parte del tratado intergubernamental Ramsar (Resolución X.17, 1990).

El Ministerio de Medio Ambiente (MiAmbiente) es responsable directo del manejo de los manglares y múltiples agencias nacionales tienen autoridad sobre las diversas actividades que los afectan (Cuadro 4-1 y Cuadro 4-2, a continuación).

Cuadro 4-1: Reglamentación relevante al uso y la gestión de los ecosistemas de manglar en Panamá

Reglamentación (Año)	Descripción
Nacional	
Código Agrario (1962)	Ordena que los desarrollos mantengan una franja de amortiguamiento que restrinja el uso del suelo a 200 metros tierra adentro desde la línea de marea alta, para apoyar el establecimiento de manglares en el interior debido al aumento del nivel del mar y mitigar pérdidas potenciales en el área como resultado.
Constitución Política de la República de Panamá (1972)	Según la Constitución, el Estado es propietario de los elementos naturales de Panamá, que están destinados al uso común y no pueden privatizarse. En consecuencia, el estado y sus habitantes tienen el deber de prevenir impactos ambientales adversos y mantener la integridad ecológica evaluando cuidadosamente la preservación, restauración y permanencia de características naturales como los manglares y su manejo sostenible.
Ley 1 (1994)	Como parte de las regulaciones forestales nacionales, los manglares están clasificados como bosques protegidos, que brindan importantes servicios ecosistémicos.
Ley 41 (1998)	Designada como una ley ambiental general que establece que se debe priorizar la conservación de ecosistemas marinos altamente diversos y productivos (e.g., fangales, humedales, áreas estuarinas). También se estableció un sistema nacional de áreas protegidas (Sistema Nacional de Áreas Protegidas - SINAP), administrado y gestionado por MiAmbiente, muchas de las cuales incluyen áreas dentro de la extensión de manglares.

Reglamentación (Año)	Descripción
Ley 44(2006)	Establecimiento de la Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP), que supervisa la gestión de los recursos marino-costeros. Lo cual considera en términos generales el desarrollo de políticas y programas nacionales, la calidad del agua, medidas para cumplir con acuerdos internacionales, investigación y análisis científicos, establecimiento de zonas de gestión marino-costeras y coordinación con el Servicio Marítimo Nacional dentro de aguas marítimas e interiores.
Ley 2 (2006)	Permite la explotación de los recursos de los manglares con fines de desarrollo turístico. El marco legal restringe la explotación y uso de los manglares, pero se otorgan concesiones para la posesión temporal de suelos, las cuales son administrados por el Ministerio de Economía y Finanzas (MEF).
Ley 6 (2006)	Regula el ordenamiento territorial para el desarrollo urbano a través del Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial (MIVIOT). El marco legal restringe la explotación y uso de los manglares, pero se otorgan concesiones para la posesión temporal de suelos.
Resolución AG-0491-2006	En áreas protegidas, el uso y la conservación de los manglares obedecen a la reglamentación correspondiente del área protegida como se describe en un Plan de Manejo (si está disponible).
Ley 204 (2021)	La Ley General de Puertos permite a las comunidades con acceso histórico a las costas continuar su mantenimiento (muelle, amarre/fondeado) según la ordenanza de la Autoridad Marítima de Panamá (AMP).
Ley 80 (2009)	Regulación para la titulación de tierras dentro del ambiente costero y marino mediante la cual los manglares y otras áreas protegidas no pueden considerarse parte del proceso de titulación de tierras, si bien aún se autorizan modificaciones de zonificación y concesiones de uso de suelo.
Resolución JD 020 (2012)	En lo que respecta a multas, tarifas y permisos, la ARAP puede otorgar permisos especiales para el uso sostenible (y el turismo) de los ecosistemas de manglares, y regula las multas y compensaciones relacionadas con impactos ambientales nocivos.
Ley 8 (2015)	Creó el Ministerio del Ambiente (MiAmbiente), modificando disposiciones de la ARAP en relación con la conservación y la gestión de los recursos costeros. El artículo 2 de la Ley 8 establece que es responsabilidad del Ministerio otorgar permisos, concesiones y autorizaciones sobre recursos naturales, terrestres e hidrobiológicos de conformidad con las disposiciones legales aplicables. Se autorizan permisos, concesiones acuáticas y otras autorizaciones relacionadas con la pesca, acuicultura y maricultura, aunque los permisos científicos sobre recursos pesqueros y acuícolas se otorgarán en coordinación con la Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP). Además, el artículo 82 establece que las competencias, responsabilidades y funciones relacionadas con el manejo marino-costero y el manejo integrado marino-costero, presentes en la Ley 44 de 2006, así como las funciones y disposiciones presupuestales otorgadas a la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá por la Ley 13 de 2005, pasarán al Ministerio del Ambiente.

Reglamentación (Año)	Descripción
Decreto Ejecutivo No. 127 (2018)	MiAmbiente creó una política nacional de humedales para apoyar la gestión de los humedales a través de la participación pública, la diversidad cultural y la gestión adaptativa que se refleje en los Objetivos de Desarrollo Sostenible en su más amplio sentido.
Ley 314 (2022)	Establece los incentivos (subvenciones y crédito fiscal) disponibles para los inversionistas que financian el desarrollo y la expansión turística registrados en el Registro Nacional de Turismo (ATP).
Internacional	
Ley 5 (1989)	De acuerdo con la Convención Internacional para la Conservación de Especies Migratorias, Panamá se comprometió a tomar medidas para preservar las especies migratorias con protecciones indirectas para los manglares, que proporcionan un hábitat importante para muchas de estas especies.
Ley 6 (1989)	Bajo la Convención de Ramsar sobre Humedales de Importancia Internacional, Panamá está comprometida con su preservación y, a la fecha, un total de 220,737 ha cuentan con esta designación en Panamá, que incluye la Bahía de Panamá.
Ley 24 (1995)	Panamá aceptó el Convenio sobre la Diversidad Biológica de Río de Janeiro de 1992, que recomendó que los estados establezcan un sistema de áreas protegidas, desarrollen directrices de gestión relacionadas y aboguen por una gestión sostenible de los recursos biológicos para mantener su diversidad y conservarlos tanto dentro como fuera de ella. áreas protegidas.

Los gobiernos locales emprenden esfuerzos para proteger a los manglares y, dentro de sus jurisdicciones, un subconjunto de municipios los ha declarado áreas de interés social o incluso áreas protegidas (Recio *et al.*, 2016; Chamberland-Fontaine *et al.*, 2021). La actividad del sector privado a veces queda exenta de protecciones, lo que da lugar a concesiones para el turismo, el sector inmobiliario, la infraestructura y el desarrollo industrial, ya que representan importantes amenazas para la conservación de estos ecosistemas en general (Recio *et al.*, 2016). Las organizaciones no gubernamentales locales, regionales e internacionales también apoyan la gobernanza sobre el manejo de los manglares a través de la investigación, la promoción, la educación pública y la divulgación (Cuadro 4-2, a continuación).

Cuadro 4-2: Organizaciones clave que apoyan el manejo de manglares en Panamá (Modificado de: Recio *et al.*, 2016)

Organización	Nivel	Implicaciones para la Gestión de Manglares
<b>Agencias Gubernamentales</b>		
Autoridad Ambiental Nacional (MiAmbiente)	Nacional Oficinas regionales	Jurisdicción sobre manglares tanto dentro como fuera de áreas protegidas. Regula y determina el cumplimiento de las ordenanzas, y evalúa el desarrollo de políticas, programas y proyectos para los sectores marino-costeros y acuáticos.
Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP)	Nacional Oficinas regionales	Se coordina con MiAmbiente para emitir concesiones relacionadas con permisos científicos sobre pesca y acuicultura en la zona costera.
Autoridad de Turismo de Panamá (ATP)	Nacional	Supervisa la construcción y el mantenimiento de áreas recreativas y promueve el turismo doméstico. Las concesiones relacionadas con la expansión de áreas turísticas agregan factores estresantes a los manglares.
Ministerio de Agricultura y Desarrollo Ganadero (MIDA)	Nacional	Impulso al sector agrícola para garantizar la seguridad alimentaria del país. Se han convertido acres de bosque de manglares para sustentar operaciones agrícolas que han conllevado riesgos adicionales a partir de la escorrentía de fertilizantes y productos químicos, y de otras alteraciones del flujo natural del agua (i.e., riego y desvíos a vías fluviales). Por lo tanto, la gestión sostenible de las operaciones agrícolas es fundamental para gestionar la salud del ecosistema de manglar.
Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial (MIVIOT)	Nacional	Desarrolla planes relacionados con ordenanzas para la zonificación y uso del suelo para facilitar la expansión urbana y diversos desarrollos rurales.
Ministerio de Salud (MINSA)	Nacional	Supervisa el tratamiento de aguas residuales dentro y adyacentes a los ecosistemas de manglar.
Ministerio de Obras Públicas (MOP)	Nacional	Responsable de la construcción de caminos y demás infraestructura dentro y adyacentes a las áreas de manglar.
Gobiernos Municipales	Local	Aplicación de ordenanzas de zonificación y emisión de permisos para nuevos proyectos de acuerdo con los requerimientos pertinentes.
<b>Organizaciones No-Gubernamentales (ejemplos)</b>		
Audubon Américas y Sociedad Audubon de Panamá	Regional y local	Apoya los esfuerzos de conservación para la protección de hábitats importantes para la conservación de la biodiversidad, como los humedales y manglares. Sus esfuerzos incluyen el trabajo de investigación y la concientización / educación ambiental en las Bahías de Panamá y Parita.
Centro Regional Ramsar para el Hemisferio Occidental (CREHO)	Regional y local	Busca fortalecer la capacidad de actores clave para apoyar el manejo sostenible de los ecosistemas de manglar como parte de la Convención RAMSAR para conservar los humedales.

Organización	Nivel	Implicaciones para la Gestión de Manglares
Instituto Smithsonian para la Investigación Tropical	Regional y local	Realiza investigaciones para fortalecer el conocimiento de las condiciones pasadas, presentes y futuras de los ecosistemas tropicales como los manglares en Panamá.
Wetlands Internacional	Regional y local	Aboga por la gestión sostenible y la conservación de los bosques de manglar y el incremento de las áreas protegidas y estrategias de restauración.
PANAMANGLAR	Local	Iniciativa conjunta apoyada por organizaciones con interés en proteger los humedales de Panamá a través de la sensibilización y divulgación.
Instituciones académicas	Regional, local, e internacional	Recopilación de datos, análisis y apoyo a investigaciones relacionadas con el conocimiento y manejo de los bosques de manglares en Panamá.
Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT)	Internacional	La OIMT apoya la gestión sostenible de los bosques tropicales y ha financiado esfuerzos de conservación y reforestación relacionados con los ecosistemas de manglares en varios sitios de la costa del Pacífico de Panamá, incluidas las bahías de Panamá y Parita.

Los temas de gobernanza siguen siendo difíciles para la gestión sostenible de los manglares a escala internacional (Chamberly-Fontaine *et al.*, 2022; Ellison *et al.*, 2020; Arifanti *et al.*, 2022), y estos normalmente incluyen (1) jurisdicciones superpuestas y mala coordinación entre las agencias gubernamentales responsables; (2) una falta de cumplimiento de las leyes y políticas sobre su protección y, en consecuencia, una baja aplicación y deficiencias en el monitoreo; (3) falta de reconocimiento de las prácticas consuetudinarias de las comunidades locales y los problemas de tenencia incierta de la tierra; (4) planes de manejo sin medidas que sancionen su incumplimiento o la carencia de recursos para su implementación; y (5) redes de actores que privilegian unos intereses sobre otros (Arifanti *et al.*, 2022; Chamberly-Fontaine *et al.*, 2022; Sociedad Audubon de Panamá, 2016).

Aunque existe una creciente voluntad política y aceptación de la necesidad de proteger y restaurar estos ecosistemas, su manejo en Panamá se dificulta por la fragmentación jurisdiccional y asuntos de incumplimiento de las disposiciones legales, como en otros lugares, (Lacerda y Schaeffer-Novelli, 1999; Chamberly-Fontaine *et al.*, 2022a; Kronik y Verner, 2010; López-Angarita *et al.*, 2016). La fragmentación surge porque los manglares ocurren en múltiples ecosistemas, como hábitats costeros, bosques y humedales tropicales, que están bajo el ámbito de diferentes agencias. Los problemas de cumplimiento están relacionados con el uso “informal” de los recursos y las áreas de ocurrencia por parte de las comunidades locales que carecen de derechos formales o de títulos de propiedad (Kronik y Verner, 2010; Recio *et al.*, 2016). Los usos de las áreas de manglar normalmente incluyen la obtención de leña, madera y carbón vegetal, la agricultura de subsistencia, la cría de camarones, la ganadería y otras prácticas agrícolas (Kronik y Verner, 2010). Para medir tanto el nivel de cumplimiento como los impactos de estas actividades es necesario un mejor seguimiento (Kronik y Verner, 2010; López-Angarita *et al.*, 2016). La gobernanza de los manglares a través de políticas, leyes y regulaciones existentes (e.g., ver Figura 4-1) se

dificulta además por vacíos de datos, un monitoreo insuficiente y por la ausencia de un plan de gestión claro (Rotich *et al.*, 2016; Castillo *et al.*, 2021).

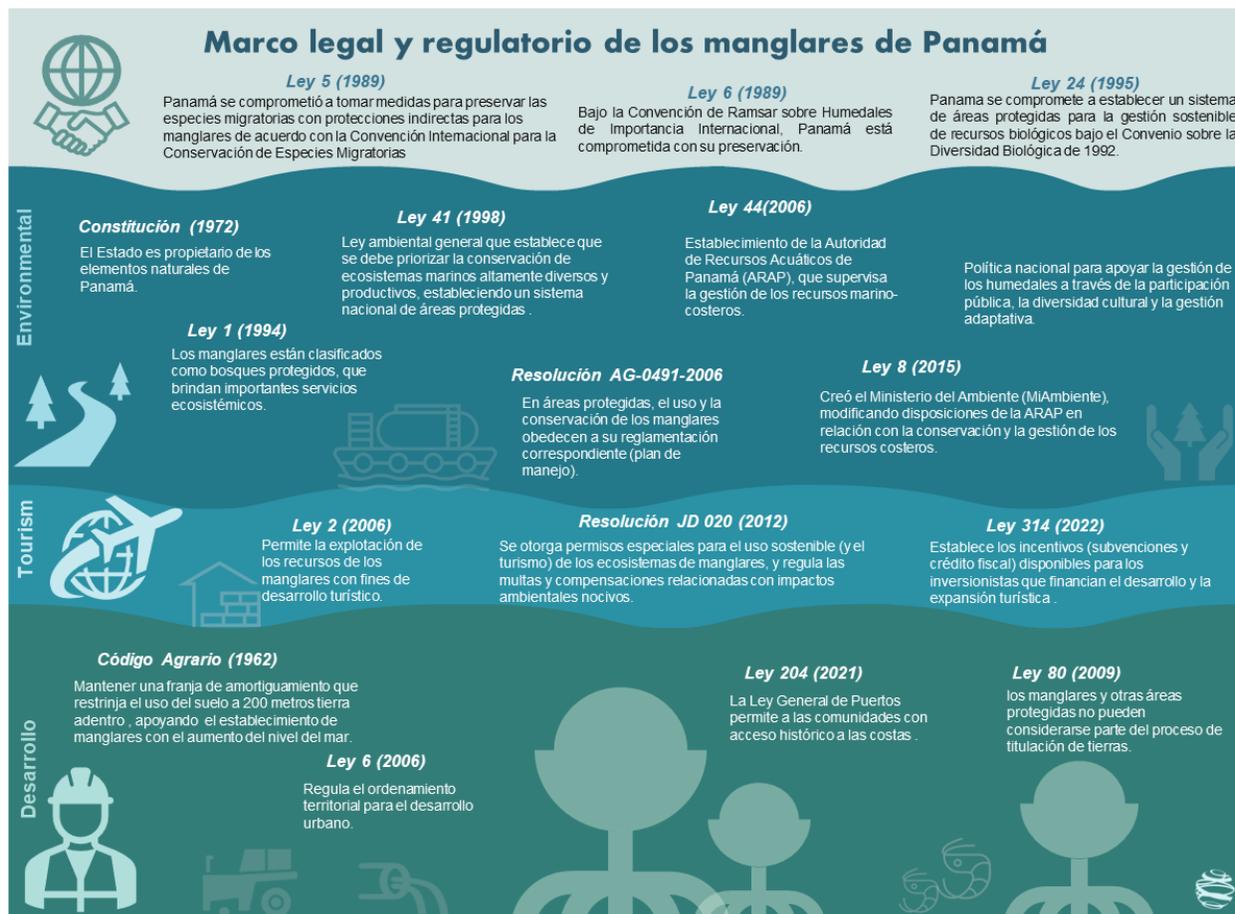


Figura 4-1: Políticas y leyes relevantes para la gestión de los manglares en Panamá. Los textos al detalle, en español, para los temas ambientales, turísticos y de desarrollo, se enlistan en las Tablas 4.1 y 4.2, arriba.

## 4.1 Protección de Especies y Hábitats en las Áreas de Estudio

La Bahía de Panamá ha sido reconocida como Refugio Nacional de Vida Silvestre desde 2009, aunque su estatus de protección se actualizó en 2012 para dar cabida a proyectos de desarrollo para reestablecerse la protección al año siguiente (Suman, 2014). El área también es reconocida internacionalmente como Área de Aves y Biodiversidad y como Reserva de Aves Playeras del Hemisferio Occidental. Estas designaciones no se aplican ni gestionan estrictamente a nivel nacional (Suman, 2014; Castellanos-Galindo *et al.*, 2017). La Bahía de Panamá es actualmente un área protegida con estatus de sitio Ramsar con objetivos formales de conservación para mitigar cualquier pérdida adicional de manglares a partir de 2020 (Suman, 2014). Sin embargo, la gestión de los manglares en la región es precaria dadas las presiones de desarrollo, lo que contribuye a fluctuaciones observables en su estatus legal (Kaufman, 2012; Midler *et al.*, 2014).

En la Bahía de Parita existen tres áreas protegidas. El Parque Nacional Sarigua en la provincia de Herrera fue establecido en 1984 con un área total de 47 km<sup>2</sup> u 80 km<sup>2</sup> si se incluye el área marina. Dentro del área protegida, más del 50 por ciento se utiliza para la cría de camarones. Adyacente a Sarigua, y en la misma provincia, se estableció en 1980 el Refugio de Vida Silvestre Cenegón del Mangle que, con una superficie de 9 km<sup>2</sup>, cuenta con las colonias más grandes de ibis blanco (*Eudocimus albus*), garceta grande (*Ardea alba*) y varias especies de garzas, de Panamá (CREHO-Ramsar, 2009). El Refugio de Vida Silvestre Peñón de La Honda se estableció en la provincia de Los Santos en 1982, con una superficie aproximada de 23.8 km<sup>2</sup>.

## 4.2 Evaluación Ambiental

Con algunas excepciones, cualquier actividad gubernamental o privada en Panamá que pueda afectar el hábitat de los manglares está prohibida según las medidas de protección existentes o las restricciones en las áreas de manejo especiales instauradas en todo el país (ANAM-ARAP, 2013; Suman, 2014). Dentro del marco político y legal de Panamá, los proyectos con impactos potenciales al hábitat de los manglares y al medio ambiente en general, están obligados a realizar un estudio de impacto ambiental (EIA), regulado por la Ley 41 (1998) – “Ley General Ambiental de la República de Panamá”, observada por la autoridad ambiental nacional del país MiAmbiente (ANAM-ARAP, 2013; Chamberland-Fontaine *et al.*, 2022a).

Para obtener la aprobación, los proyectos deben indicar los lugares en riesgo de impacto por efecto del proyecto y describir al detalle el proceso para evitar, prevenir y eliminar impactos nocivos al medio ambiente (ANAM-ARAP, 2013). La evaluación por parte de MiAmbiente de las EIAs de los proyectos cuenta con el apoyo de varias autoridades ambientales conformadas por la Red de Unidades Ambientales Sectoriales (RUAS), y opera como una agencia líder que supervisa la jurisdicción legal marino-costera en el ámbito de este conglomerado institucional (ANAM-ARAP, 2013; Chamberland-Fontaine *et al.*, 2022). A su vez y como parte del proceso de EIA, la sociedad civil participa en una consulta ciudadana promovida por la autoridad que generalmente dura un par de semanas de acuerdo con la escala y magnitud del proyecto, para transmitir cualquier comentario, inquietud, desacuerdo u objeción a MiAmbiente (Recio *et al.*, 2016). La autoridad competente luego evalúa la EIA y emite una decisión formalizada denominada Resolución Ambiental (ANAM-ARAP, 2013).

Aun siendo este proceso es una obligación legal, se percibe como una mera “formalidad” que favorece la aprobación de proyectos de desarrollo territorial y turismo en el hábitat de los manglares (López-Angarita *et al.*, 2016; Recio *et al.*, 2016; Chamberland-Fontaine *et al.*, 2022a).

## 4.3 Actividades de Desarrollo

Las actividades de **desarrollo de infraestructura**, como vertederos, puertos, desarrollos residenciales y carreteras que son parte integral de la prestación de servicios críticos a las comunidades, están reguladas por la ARAP como parte de la EIA. Las autorizaciones de

zonificación y de cualquier otra actividad que interfiera con el acceso público a las playas son supervisadas por el MIVIOT y, bajo consideración especial, el Código Agrario de 1962 que exige que los desarrollos se adapten a la expansión de los manglares tierra adentro con el aumento del nivel del mar (ANAM-ARAP, 2013). En consecuencia, las restricciones al establecimiento de manglares, tales como diques y caminos, deben amortiguarse con un mínimo de 200 metros para dar cabida a estos procesos ecológicos (ANAM-ARAP, 2013; Recio *et al.*, 2016).

El **turismo** es un componente importante de la economía nacional de Panamá y continúa creciendo, lo que exige situarlo con nueva infraestructura e instalaciones. El desarrollo turístico dentro de áreas protegidas está generalmente restringido (Ley 41 de 1998), con multas que se aplican a cualquier impacto adverso. Sin embargo, el uso y explotación de recursos naturales y servicios ecosistémicos dentro de áreas protegidas aún puede ocurrir en el ámbito de las concesiones (Ley 2 de 2006, Ley 314 de 2022).

Los **cambios en el uso del suelo** relacionados con la expansión urbana, la agricultura, la silvicultura y el turismo contribuyen a la deforestación de manglares a lo largo de la costa de Panamá (Suman, 2014; Chamberland-Fontaine, 2022a y b). En 2012 se promulgaron resoluciones que iniciaban suspensiones temporales para el Refugio de Vida Silvestre de la Bahía de Panamá (AG-0072-2009), tras críticas de consulta pública inadecuada (Suman, 2014). Al mismo tiempo, ARAP aprobó una resolución (Resolución J.D. No. 20 de 23-V-2012), que disminuyó la tarifa para talar manglares para desarrollos privados y comerciales de \$150,000 a \$10,000 por hectárea, y las multas por tala ilegal se redujeron de \$300,000 a \$40,000 dólares por hectárea (Suman, 2014).

Entre 1998 y 2010, las actividades de reforestación y restauración lideradas por el gobierno y otras organizaciones han influido en el recrecimiento de los manglares en la costa del Pacífico. Por ejemplo, entre 2004 y 2007, el gobierno nacional de Panamá ejecutó el “Proyecto para la conservación y reubicación de bosques de manglares amenazados del Pacífico de Panamá”, que fue financiado por la Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT). Se reforestaron aproximadamente 500 ha de manglares a lo largo de la costa del Pacífico, 145 de estas en la provincia de Coclé y 26 ha en Herrera, que también forman parte del Refugio de Vida Silvestre Cenegón del Mangle (Castillo *et al.*, 2021).

**Las actividades náuticas y de pesca** están reguladas por la Ley 204 de 2021, que exige a los usuarios contar con permisos y licencias para actividades de pesca y acuicultura (Gaceta Oficial Digital, 2021). Las medidas legalmente definidas para reducir la contaminación marina relacionada con los buques y para garantizar operaciones seguras incluyen modificaciones relacionadas con la construcción y el diseño, y la navegación de los buques de acuerdo con las normas internacionales. Además, todas las instalaciones portuarias y astilleros deben cumplir con la gestión de residuos de buques y residuos de carga (Ley 24 de 1995). Específicamente para la acuicultura, bajo la Resolución J.D. No. 1 de 2008, se definieron tarifas de concesión de agua de \$3/ha y de \$300,000/ha por la cosecha ilegal de manglares (Asamblea Legislativa de la República de Panamá, 2008; Bolaños, 2012). El Decreto Ejecutivo (No. 97-A) de 2009 incluyó a Panamá dentro de la Organización del Sector

Pesquero y Acuícola del Istmo de Centroamérica (OSPESCA) para impulsar la acuicultura de camarón, un producto líder de exportación, dentro de Panamá y en el resto de la región.

#### **4.4 Participación de las partes interesadas**

Además de la necesidad de afianzar las relaciones entre las diversas partes interesadas en las áreas de manglar, fortalecer la participación local para su gestión sostenible requiere una visión compartida sobre los valores y usos de los recursos costeros (Chamberland-Fontaine *et al.*, 2022). Las partes interesadas locales relacionadas con se ven continuamente en disputas por el uso, explotación y el desarrollo de los recursos en las áreas de manglar (Lacerda y Schaeffer-Novelli, 1999; Kronik y Verner, 2010; López-Angarita *et al.*, 2016). La comunicación organizada y la colaboración entre diversos actores es mayor en la Bahía de Panamá que en la Bahía de Parita, dado el estatus de la primera como sitio Ramsar y la existencia de una red de organizaciones ambientales con una larga historia de colaboración. Este grupo tiene conexiones débiles con partes interesadas poderosas, como la comunidad de desarrolladores inmobiliarios activos en el área y las partes interesadas que dependen de los manglares (pero que pueden no ser tan poderosas), como los pescadores artesanales. El Plan de Conservación de la Bahía de Parita contó con la participación activa de las partes interesadas. Y, siempre que se disponga de financiamiento y capacidad de recursos humanos, las instituciones locales tales como los comités de cuenca (*e.g.*, el Comité de Cuenca Juan Díaz) tienen gran potencial de poder facilitar la creación de una visión común para el manejo sostenible de sus manglares y de fomentar la coordinación entre sectores.

## 5 Métodos

El diseño de este estudio deriva coherentemente del marco de contabilidad de ecosistemas perteneciente al Sistema de las Naciones Unidas de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE), mismo que a su vez forma parte del Marco Central –un estándar estadístico internacional que establece un enfoque modular para la incorporación de reservas y flujos ambientales en los sistemas contables nacionales. Este marco, fue adoptado por la Comisión de Estadística de las Naciones Unidas en 2021 y organiza a las etapas contables en 4 grupos o “cuentas” principales: (I) la extensión del ecosistema, (II) la condición del ecosistema, (III) los servicios del ecosistema (i.e., los servicios ecosistémicos) y (IV) el activo ecosistema en términos monetarios. Dado que al inicio del proyecto ya estaba disponible un inventario de manglares (etapa I) en las áreas de estudio, los pasos metodológicos se desarrollaron en tres fases: (1) la evaluación de la condición de los manglares (y de los riesgos futuros), (2) el modelado biofísico para identificar niveles de referencia al respecto de la provisión de servicios ecosistémicos, y (3) la valoración económica. En colaboración con *Audubon Américas* y con otros actores interesados, se desarrollaron también varios escenarios posibles de gestión para compararlos con los valores de referencia. Esta sección describe los métodos utilizados para estas tres partes del análisis.

### 5.1 Evaluación de Condición y Riesgos

Para evaluar la prestación de servicios ecosistémicos siguiendo el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE) de las Naciones Unidas, es necesario conocer cuál es el inventario de los componentes del ecosistema de interés (en este caso, los manglares) y su condición. Este estudio llevó las directrices del SCAE un paso más allá y evaluó los riesgos a los que los manglares están expuestos. Para comenzar, se desarrolló un inventario georreferenciado de los ecosistemas de interés en las regiones de la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita utilizando datos disponibles al inicio del proyecto, y luego se les asignó puntuaciones de condición/riesgo en las unidades de planificación de cada bahía. Para desarrollar estas puntuaciones, se combinó la información resultante de una revisión de literatura, revisión de datos, y aportes de los participantes mediante talleres y ejercicios individuales. Estas fuentes permitieron construir puntuaciones de condición y riesgo para una lista de indicadores de factores de estrés / amenazas, las que luego se agregaron para obtener índices de condición y riesgo relativos para cada unidad de planificación en las áreas de estudio. Utilizando la informática *Microsoft Power BI* se desarrolló un tablero interactivo de visualización de datos en el cual se presentaron el inventario y el registro de condición / riesgo. El tablero considera factores de estrés tanto costeros como continentales que influyen en el estado actual y futuro de los manglares inventariados (e.g., escorrentía agrícola, mala gestión de residuos urbanos, entre otros).

### 5.1.1 Condición actual

Los términos “condición” o “condición actual” se definen como el estado actual de los manglares que resulta de la acumulación de los impactos de múltiples factores de estrés sobre el ecosistema de acuerdo con cuatro fuentes de información de las que derivan 12 indicadores de condición. Los puntajes dados a esos indicadores para cada unidad de planificación se obtuvieron de (1) el análisis geoespacial utilizando bancos de datos locales y globales, (2) la revisión por parte del equipo técnico de *Audubon Américas*, (3) los talleres participativos con representantes locales y expertos regionales, y (4) la validación durante reuniones con expertos clave en Panamá. A continuación, se describen en detalle tanto los indicadores de condición derivados de datos como aquellos derivados de los participantes.

#### *Indicadores de condición derivados de datos*

Los indicadores derivados de datos fueron adquiridos a partir de fuentes primarias existentes y si bien no todos los indicadores fueron relevantes para cada área de estudio, su traducción desde los datos fue variable y se describe a continuación:

- ✓ Pérdida / ganancia de manglares
- ✓ Escorrentía potencial de contaminantes
- ✓ Densidad de carreteras en manglares
- ✓ Condición del árbol (altura promedio)
- ✓ Acuicultura de camarón (sólo Bahía de Parita)

#### ***Perdida/ganancia de manglares***

La pérdida/ganancia de manglares es un indicador biofísico único porque captura el impacto acumulativo de todos los potenciales factores de estrés. Sin embargo, si se utiliza por sí solo, este indicador es insuficiente debido a la falta de datos de series temporales anteriores a la conversión extensiva de los manglares. El cálculo del cambio en el área de manglares entre la década de 1980 y la actualidad (2022) utilizó datos proporcionados por *Audubon Américas*, y su análisis indica que si bien algunas unidades de planificación individuales han experimentado una disminución, la cobertura media de manglares ha aumentado desde la década de 1980 (Figura 5-1), no obstante, se sabe que en años anteriores se promovió un desarrollo extensivo de granjas camaroneras en Bahía de Parita y se produjo una expansión urbana notable en Bahía de Panamá. De hecho, los manglares alguna vez fueron mucho más abundantes en ambas áreas, y de incluirse datos anteriores a 1980, la citada tendencia sería completamente opuesta.

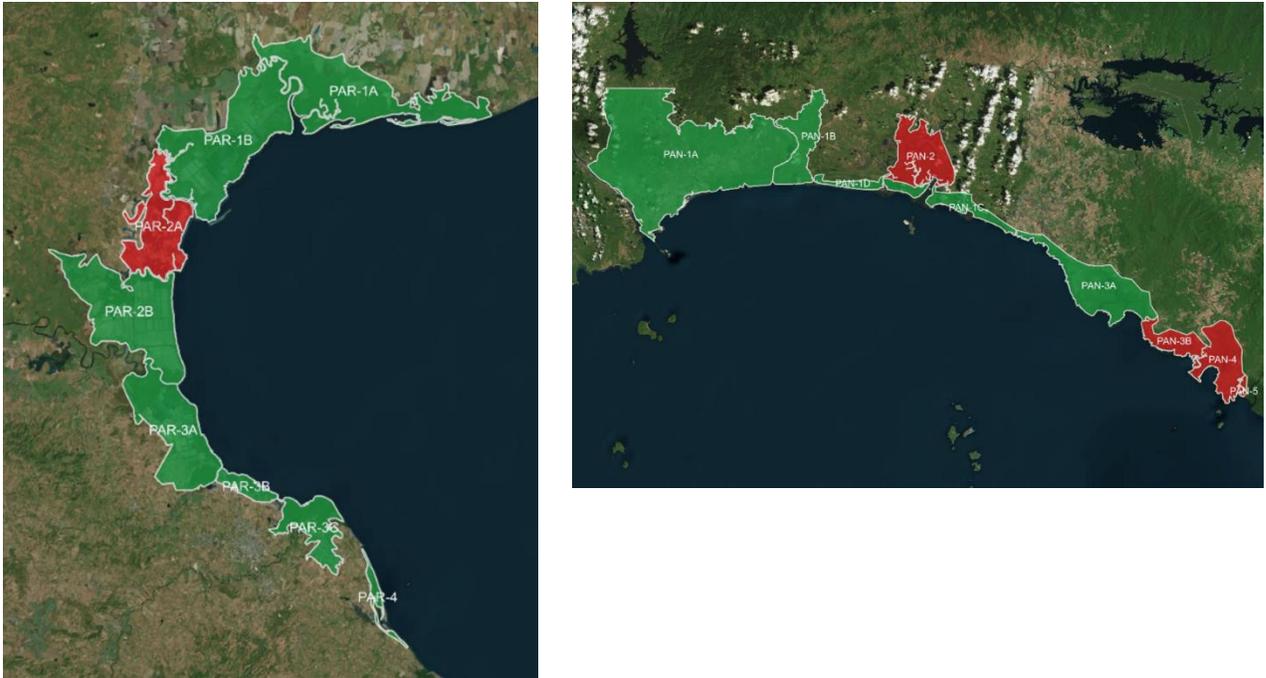


Figura 5-1: Pérdida versus ganancia de manglares desde 1980 para cada unidad de planificación en las bahías de Parita (izquierda) y Panamá (derecha). El verde indica una ganancia, el rojo indica una pérdida.

### ***Escorrentía potencial de contaminantes***

La escorrentía de contaminantes provenientes de cultivos agrícolas, edificaciones y carreteras deteriora el estado de los manglares al movilizar diversos contaminantes como pesticidas y fertilizantes, metales pesados, hidrocarburos y sedimentos. Para evaluar la posible escorrentía de contaminantes de estas tres fuentes, se derivó un indicador denominado Índice de Contaminación Potencial (ICP) que representa la influencia potencial de cada fuente de contaminación en las unidades de planificación. Primero, se delinearon todas las cuencas que se superponen con las unidades de planificación en las áreas de estudio utilizando un modelo de elevación digital (DEM) de la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA) para realizar un análisis hidrológico (Figura 5-2 - Mosaico 1). En comparación con los datos de cuencas más generales existentes, delinear sus límites proporciona la flexibilidad necesaria para determinar cuál es la escala de cuenca que se adapta mejor al análisis (e.g., cuencas principales versus subcuencas), y una vez hecho esto se superponen las unidades de planificación, los datos de las fuentes de contaminación y las cuencas para realizar los cálculos del ICP (Figura 5-2 – Mosaico 2).

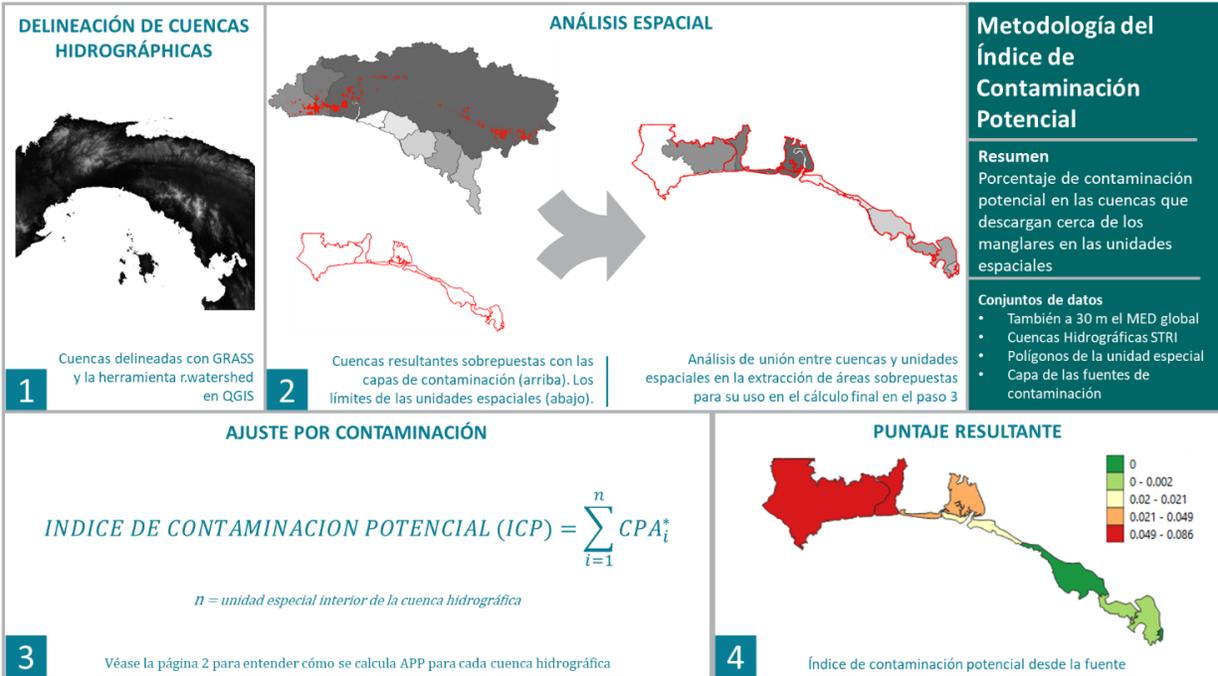


Figura 5-2: Metodología utilizada para derivar las puntuaciones del Índice de Contaminación Potencial (PPI) para cada unidad de planificación de manglares.

Cuencas Hidrográficas #1

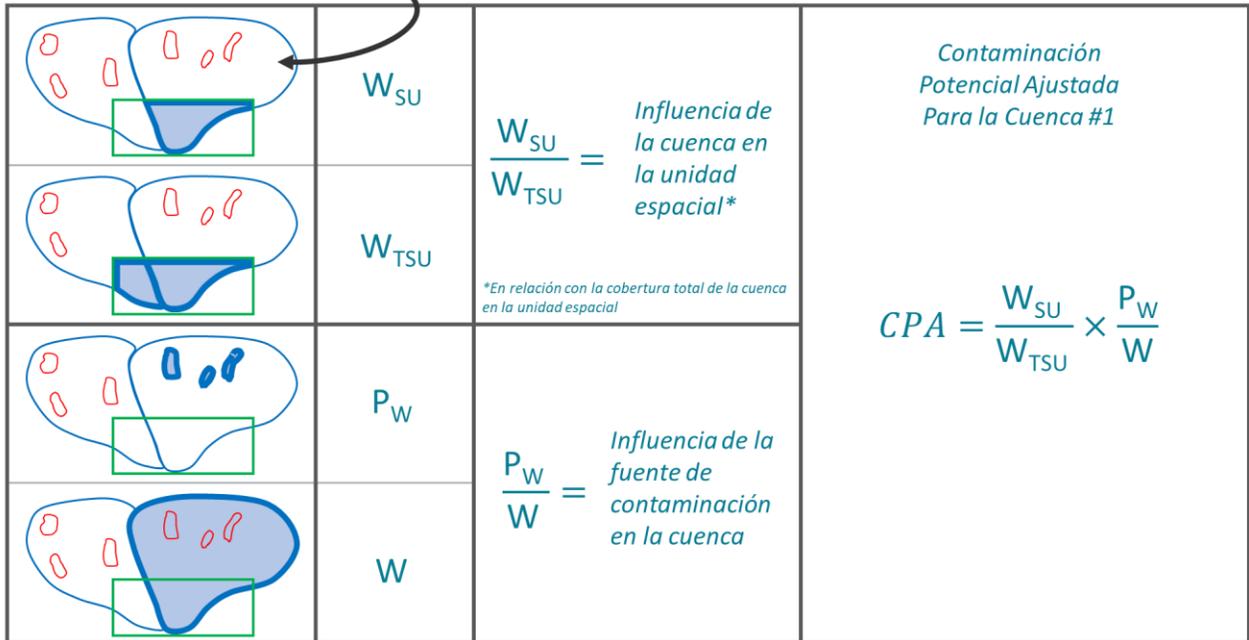


Figura 5-3: Cálculo del Potencial de Contaminación Ajustado (APP) utilizado para derivar el Índice de Potencial de Contaminación (PPI).

Para estimar el ICP, se calcula un subindicador llamado Potencial de Contaminación Ajustado en dos etapas (ver Figura 5-3). Primero, se calcula el área total de cada cuenca en cada unidad de planificación, después se divide esa área por el área total de todas las cuencas en la unidad de planificación como un indicador de la influencia de la cuenca en la unidad de planificación en relación con otras cuencas, para calcular después el área porcentual total de cada fuente de contaminación dentro de cada cuenca como un indicador de la influencia de la fuente de contaminación en tal cuenca. Al multiplicar estos dos valores se obtiene el potencial de contaminación ajustado a la unidad de planificación para esa cuenca, que al sumarse en todas las cuencas de la unidad de planificación resulta en el ICP de la unidad (Figura 5-2 - Mosaico 3). Este enfoque tiene en cuenta el hecho de que una unidad de planificación puede superponerse con más de una cuenca de drenaje. Este mismo procedimiento se aplicó por separado para la agricultura, las edificaciones y las carreteras para obtener una medida aproximada de la posible escorrentía contaminante generada por cada fuente de contaminación.

### ***Densidad de carreteras en manglares***

Además de su papel en las escorrentías de contaminantes, las carreteras pueden afectar la condición de los manglares al alterar la hidrología local y las cargas de sedimentos. Para cada unidad espacial, se calculó la densidad de caminos dividiendo la longitud total de los caminos dentro de las áreas de manglares por el total de estas para obtener caminos por cada 100 kilómetros cuadrados. La Figura 5-4 muestra la densidad de caminos dentro de los manglares en cada unidad de planificación. Esto requirió un conjunto de datos de carreteras y una estimación de la superficie de manglares ambas derivadas del portal de datos del Smithsonian Tropical Research Institute en Panamá (STRI-OSM: *Open Street Map- Road Network de Panamá* - <https://stridata-si.opendata.arcgis.com> ).

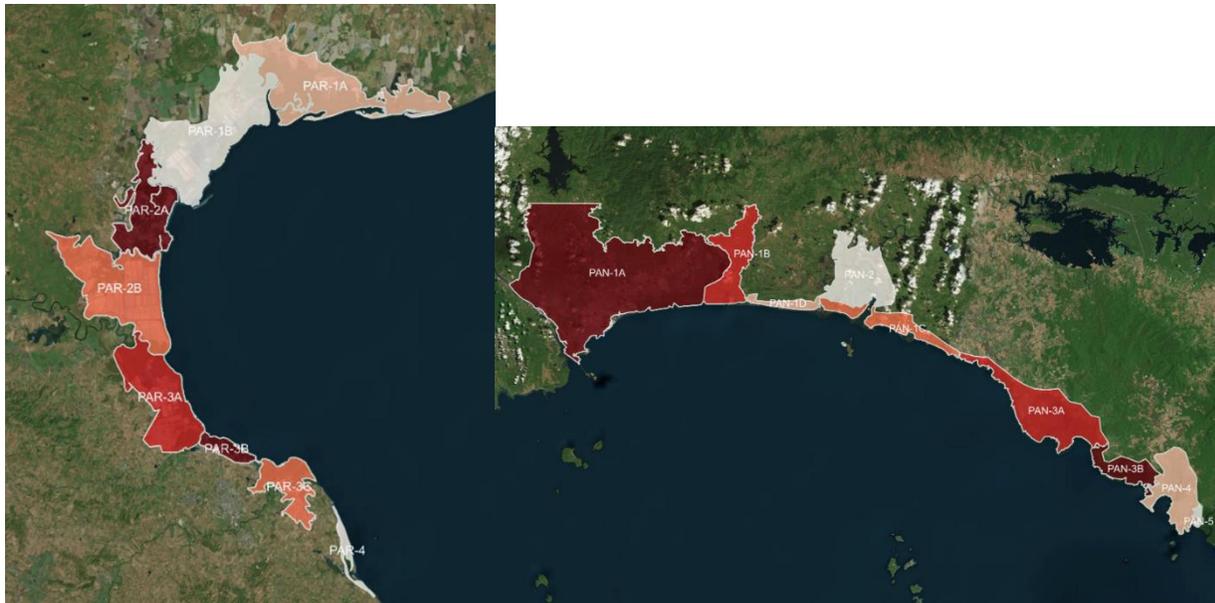


Figura 5-4: Densidad de caminos dentro de las superficies de manglar dentro de cada unidad de planificación para las bahías de Parita (izquierda) y de Panamá (derecha). Las unidades de planificación más oscuras son aquellas con mayor densidad de carreteras superpuestas con manglares.

### **Condición del árbol**

Algunos estudios sugieren una relación entre la altura de los manglares y su condición (e.g., Zhang *et al.*, 2014), por lo que los manglares más altos tuvieron mejor puntuación de condición. Las alturas promedio de los árboles en cada unidad espacial se derivó de los datos del satélite *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI), y de estos mismos se obtuvo el índice de área de plantas de manglar además de la cobertura del dosel como métricas de interés complementarias.

### **Acuicultura de camarón**

El desarrollo de granjas camaroneras es el responsable directo de la pérdida de grandes áreas de manglar en la Bahía de Parita. Estas granjas se establecen talando manglares para aprovechar el agua salina poco profunda y los nutrientes restantes. Para evaluar su impacto se calculó el área de las granjas activas e inactivas dentro de cada unidad de planificación, asignándoseles puntuaciones de condición pobre a unidades de planificación con una mayor proporción de granjas acuícolas, mismas que sólo se presentan en Bahía de Parita (Figura 5-5, a continuación).

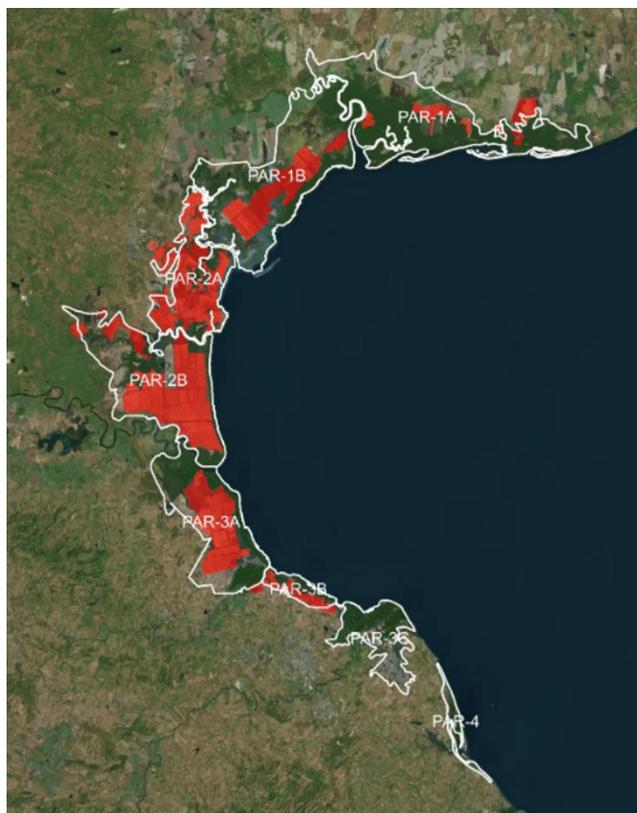


Figura 5-5: Ubicación de la acuicultura de camarón en la Bahía de Parita.

### *Indicadores de condición derivados del participante*

Los indicadores de condición derivados de los participantes se obtuvieron a partir de una encuesta de expertos locales utilizando *Mentimeter* (Figura 5-6), validada mediante aportes cualitativos durante talleres virtuales y reuniones presenciales con expertos/as. Para siete factores de estrés clave que contribuyen a la condición actual de los manglares, la encuesta solicitó a los participantes que clasificaran las unidades de planificación en cada área de estudio de mejor a peor, y aunque no todos estos indicadores fueron relevantes, la lista completa incluyó:

- ✓ Inundaciones repetidas
- ✓ Sequía
- ✓ Contaminación agrícola
- ✓ Limpieza de terrenos urbanos/industriales (sólo Bahía de Panamá)
- ✓ Mala gestión de residuos urbanos/industriales (sólo Bahía de Panamá)
- ✓ Desmote de tierras para la acuicultura (sólo Bahía de Parita)
- ✓ Residuos residenciales rurales (sólo Bahía de Parita)



Figura 5-6: Ejemplo de pregunta de encuesta de *Mentimeter* para indicadores de condición derivados de los participantes.

### 5.1.2 Riesgo Futuro

El “riesgo” o “riesgo futuro” se define como la magnitud del impacto o consecuencia que un factor de estrés tendría en los manglares y la probabilidad de que ese impacto ocurra en los próximos 2 a 5 años (Ecuación 5-1, abajo). Esta probabilidad es una función del tipo de factor de estrés, de la exposición de los manglares a tal factor y de su vulnerabilidad al mismo –la vulnerabilidad incluye su sensibilidad y su capacidad de adaptación. Las puntuaciones para este indicador de riesgo se lograron utilizando una herramienta simple de evaluación sobre una hoja de cálculo tipo *Excel* remitida a expertos locales. La herramienta contiene una serie de 29 declaraciones de riesgo bajo 13 categorías de indicadores obtenidos mediante una revisión de la literatura. *Audubon Américas* revisó la precisión de las 29 declaraciones de riesgo y las tradujo al español para uso de los participantes.

$$\text{Riesgo} = \text{Probabilidad} \times \text{Consecuencia}$$

#### Ecuación 5-1

Para cada declaración de riesgo, los/las participantes asignaron una puntuación de consecuencia del 1 al 5, una puntuación de probabilidad del 1 al 5 y una puntuación de certeza (o confianza del/ de la participante en la respuesta) de Alta, Media o Baja. Los/las

participantes repitieron esta puntuación en todas las unidades de planificación hasta completar las 29 declaraciones de riesgo para todas (Figura 5-7 y Figura 5-8).

1	A	B	1A-Ciudad de Panama			1B			1D			1C		
			Consecuencia	Probabilidad	Certeza	Consecuencia	Probabilidad	Certeza	Consecuencia	Probabilidad	Certeza	Consecuencia	Probabilidad	Certeza
2	<b>RIESGOS PARA LOS BIENES NATURALES DE LOS MANGLARES</b>													
3	<b>Desarrollo urbano e industrial</b>													
4	PAN-1.1	Riesgo de aumento de la fragmentación del bosque de manglares debido a la construcción de carreteras y caminos	5_ Este factor de estrés provocará daños irreversibles a escala de paisaje (por ejemplo, a los bosques de manglares) en esta unidad espacial	5_ La consecuencia a que usted ha indicado es casi segura o completamente segura (99% - 100%)	A_ Estoy muy seguro de mi respuesta									
5	PAN-1.2	Riesgo de que disminuya la capacidad de los manglares para migrar hacia el interior debido a las barreras físicas (por ejemplo, carreteras, viviendas, terrenos drenados, topografía)												
6	PAN-1.3	Riesgo de disminución del hábitat disponible para los manglares debido al drenaje de los humedales para el desarrollo urbano e industrial												
7	PAN-1.4	Riesgo de aumento de la deforestación de los manglares debido a la construcción de edificios, viviendas e infraestructuras												
8	PAN-1.5	Riesgo de aumento de la mortalidad de los manglares debido al enterramiento de las raíces causado por la sedimentación derivada de la conversión del hábitat de los manglares aguas arriba (urbano e industrial)												
9	<b>Manejo de los residuos</b>													
10	PAN-2.1	Riesgo de aumento del estrés fisiológico de los manglares (es decir, disminución de la densidad de las raíces aéreas) debido a la gestión inadecuada de los residuos de las aguas residuales residenciales urbanas												
11	PAN-2.2	Riesgo de aumento del estrés fisiológico de los manglares (es decir, disminución de la densidad de las raíces aéreas) debido a la gestión inadecuada de los residuos de las aguas residuales residenciales rurales												
12	PAN-2.3	Riesgo de aumento del estrés fisiológico de los manglares (es decir, disminución de la densidad de las raíces aéreas) debido a la gestión inadecuada de los residuos industriales												
13	<b>Desarrollo agrícola</b>													
14	PAN-3.1	Riesgo de aumento de la deforestación de los manglares para el desarrollo de la agricultura (ganadería, rotación de cultivos, drenaje)												
15	PAN-3.2	Riesgo de aumento de la mortalidad de los manglares debido al enterramiento de las raíces causado por la sedimentación derivada de la conversión del hábitat para la agricultura aguas arriba												
16	PAN-3.3	Riesgo de disminución del hábitat disponible para los manglares debido al drenaje de los humedales para uso agrícola												
17	<b>Contaminación agrícola</b>													
18	PAN-4.1	Riesgo de aumento del estrés fisiológico de los manglares (es decir, disminución del crecimiento de las raíces) debido a la escorrentía de nutrientes procedentes de fuentes agrícolas (por ejemplo, alimento para los animales, fertilizantes)												
19														

Figura 5-7: Plantilla para calificar el riesgo.

Escala de calificación	
Consecuencia	
1	El grado de impacto de este factor de estrés en los manglares es <b>insignificante</b> en esta unidad espacial
2	Este factor de estrés resultará en un <b>daño reversible a pequeña escala</b> (por ejemplo, rodales individuales de manglares) en esta unidad espacial
3	Este factor de estrés provocará <b>daños reversibles a escala de paisaje</b> (por ejemplo, bosques de manglares) en esta unidad espacial
4	Este factor de estrés provocará <b>daños irreversibles a pequeña escala</b> (por ejemplo, rodales individuales de manglares) en esta unidad espacial
5	Este factor de estrés provocará <b>daños irreversibles a escala de paisaje</b> (por ejemplo, a los bosques de manglares) en esta unidad espacial
Probabilidad	
1	La <b>consecuencia</b> que usted ha indicado tiene poca o ninguna posibilidad de producirse ( <b>0 - 1% de probabilidad</b> )
2	La <b>consecuencia</b> que usted ha indicado es poco probable pero podría ocurrir ( <b>1 - 33% de probabilidad</b> )
3	La <b>consecuencia</b> que usted ha indicado es algo probable que ocurra ( <b>33 - 66% de probabilidad</b> )
4	La <b>consecuencia</b> que usted ha indicado es muy probable que ocurra ( <b>66 - 99% de probabilidad</b> )
5	La <b>consecuencia</b> que usted ha indicado es casi segura o completamente segura ( <b>99% - 100%</b> )
Certeza	
A	Estoy muy seguro de mi respuesta
M	Estoy más o menos seguro de mi respuesta
B	No estoy muy seguro de mi respuesta

Figura 5-8 Escala de calificación para el ejercicio de riesgo.

Las puntuaciones de consecuencias se multiplicaron por las puntuaciones de probabilidad para obtener puntuaciones de riesgo y con ellas calcular las puntuaciones promedio entre los encuestados. Hubo dos encuestados para la Bahía de Parita y tres encuestados para la Bahía de Panamá. Para cada una de las 13 categorías de indicadores, se obtuvo la puntuación promedio en todas las declaraciones dentro de esa categoría –siendo 1, el número mínimo por categoría de indicador, y 5 el máximo. Las 13 categorías de indicadores fueron las siguientes:

- ✓ Desarrollo agrícola

- ✓ Contaminación agrícola
- ✓ Desarrollo de la acuicultura
- ✓ Contaminación de la acuicultura
- ✓ Eventos extremos
- ✓ Silvicultura
- ✓ Ocupación ilegal
- ✓ Sobrepesca
- ✓ Mala gestión de residuos
- ✓ Producción de sal
- ✓ Aumento del nivel del mar
- ✓ Turismo y recreación
- ✓ Desarrollo urbano e industrial

### 5.1.3 Estado general

Para llevar todo a una escala común, los resultados se normalizan por separado para cada condición e indicador de riesgo en una escala de 1 a 5 usando la siguiente fórmula de normalización (Ecuación 5-2) y redondeando al número entero más cercano.

$$X_{\text{normalizado}} = \frac{(b - a)x - \min(x)}{\max(x) - \min(x)} a$$

Ecuación 5-2

Para ciertos indicadores el procedimiento de normalización fue un poco diferente, por ejemplo: Cuando hubo un valor atípico en una sola unidad de planificación (e.g., la densidad de carreteras en la Ciudad de Panamá), asignamos a esa unidad un valor de "1" y las puntuaciones de las unidades restantes se ajustan en una escala de 2 a 5. En el caso de pérdida/ganancia de manglares, la asignación fue a 0 (sin pérdida, sin ganancia) un valor de 3 (regular) y los valores superiores a 0 se ajustaron en una escala de 4 a 5 (mejor, mejor) y los inferiores a 0 en una escala de 1 a 2 (peor, peor). Una vez hecho esto, el promedio de todas las categorías de indicadores en una unidad de planificación sirvió para obtener la puntuación final de esa unidad de planificación tanto para la condición como para el riesgo. Para la condición, la puntuación fue de 1 como "peor", 2 como "mala", 3 como "regular", 4 como "mejor" y 5 como "la mejor". Para el riesgo, la puntuación fue de 1 como "muy bajo", 2 como riesgo "bajo", 3 como riesgo "medio", 4 como riesgo "alto" y 5 como riesgo "muy alto" en relación con otras unidades de planificación en el área de estudio. Estas puntuaciones relativas representan la condición promedio y el riesgo promedio en todos los indicadores de condición y riesgo, respectivamente. Con el promedio de todas estas puntuaciones se construyó una matriz de condición/riesgo para asignar puntuaciones de estado general (e.g., la "peor" condición combinada con el riesgo "muy alto" recibiría una puntuación general de "peor").

### 5.1.4 El Tablero de Datos

Los resultados de la evaluación de condiciones y riesgos se dispusieron en un panel computacional utilizando *Microsoft Power BI* con la intención de empaquetarlo para uso de terceros y alojándolo en la página de Internet del servidor de *Audubon Américas*. De esta forma, se proporciona un inventario del activo natural de los manglares en las dos áreas de estudio y se comunica a una audiencia amplia su estado ecológico. El tablero es útil como herramienta de comunicación/divulgación y también de planificación para identificar las áreas que más necesitan esfuerzos de conservación. Como se muestra en las imágenes a continuación, la página fue diseñada para que los usuarios exploren fácilmente los datos y examinen no sólo las diferencias geográficas sobre el estado de los manglares, sino también los factores que a este contribuyen.



Figura 5-9: Página de inicio en el tablero de condición/riesgo.

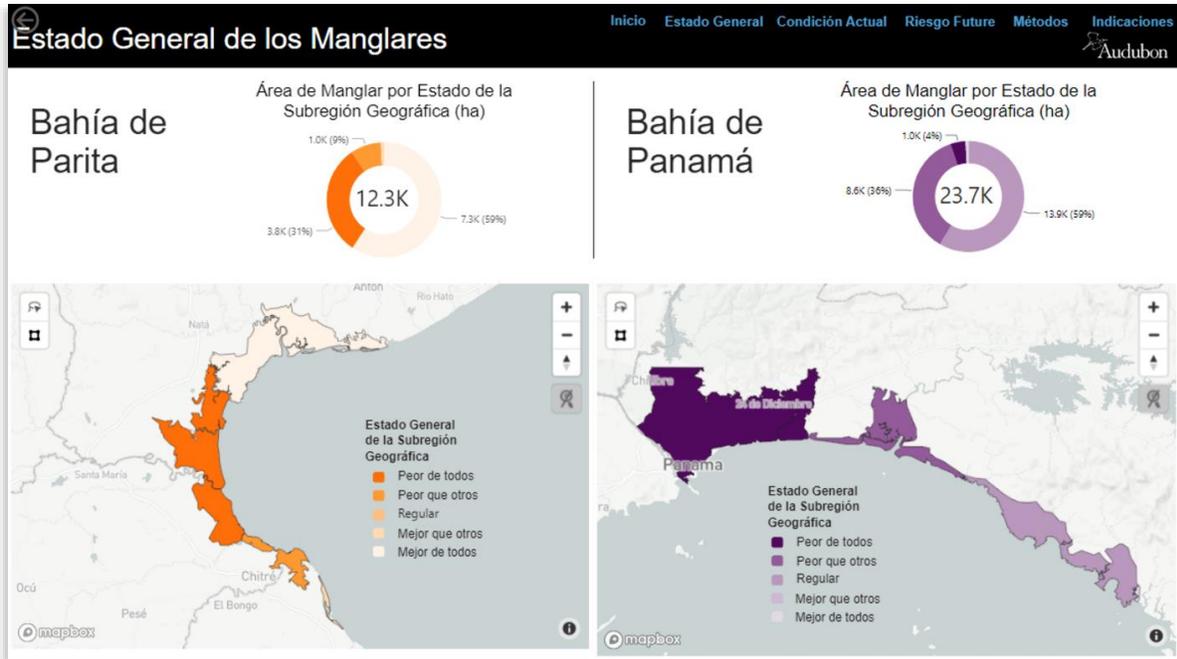


Figura 5-10: Página del estado general en el panel de condición/riesgo.

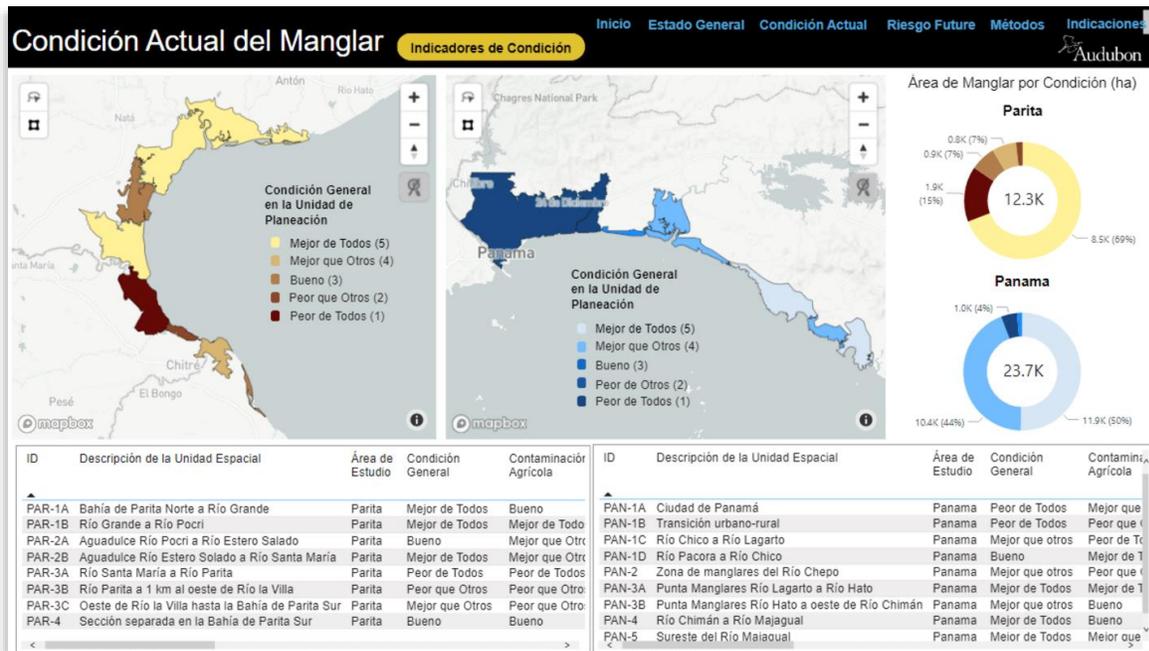


Figura 5-11: Página de la condición actual en el panel de condición/riesgo.

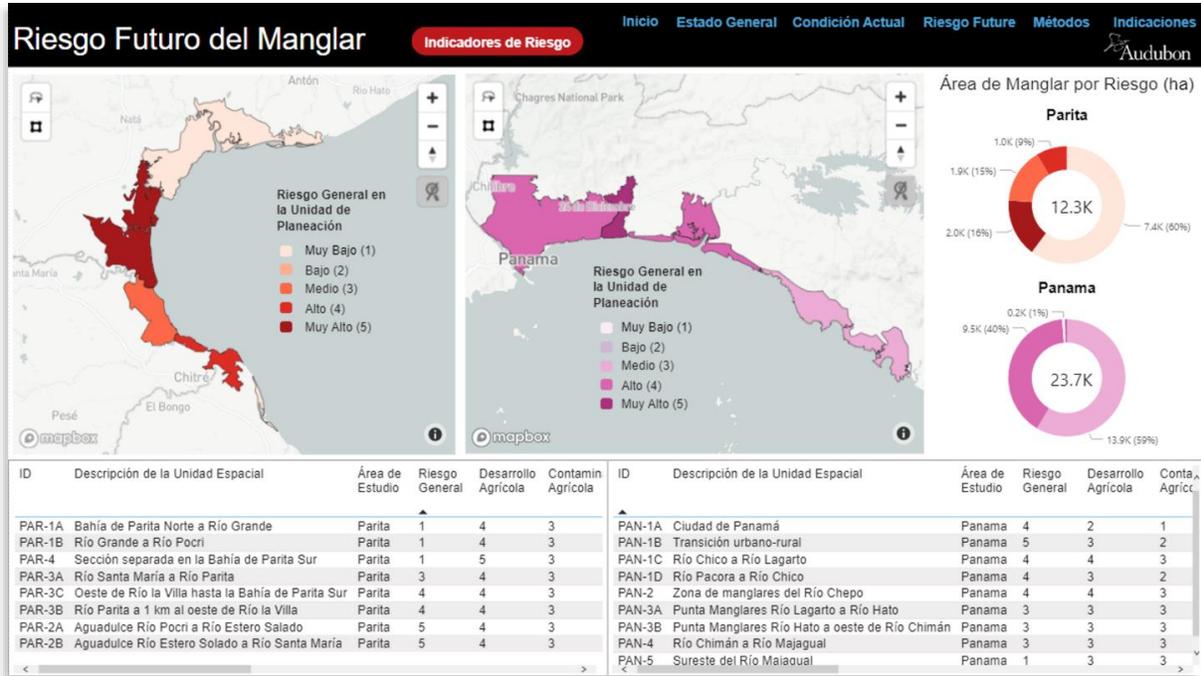


Figura 5-12: Página de riesgo futuro del manglar en el panel de condición/riesgo.

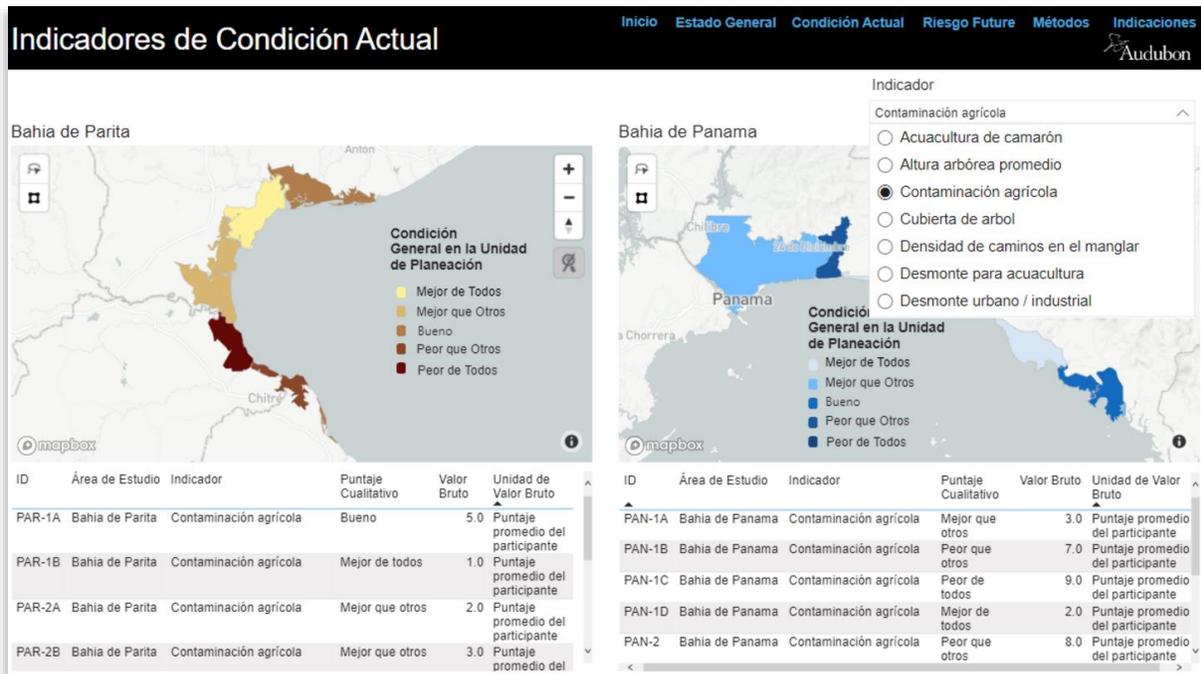


Figura 5-13: Página de indicadores de condición actual en el panel de condición/riesgo que permite a los usuarios ver los resultados para un área de planificación para cada indicador.

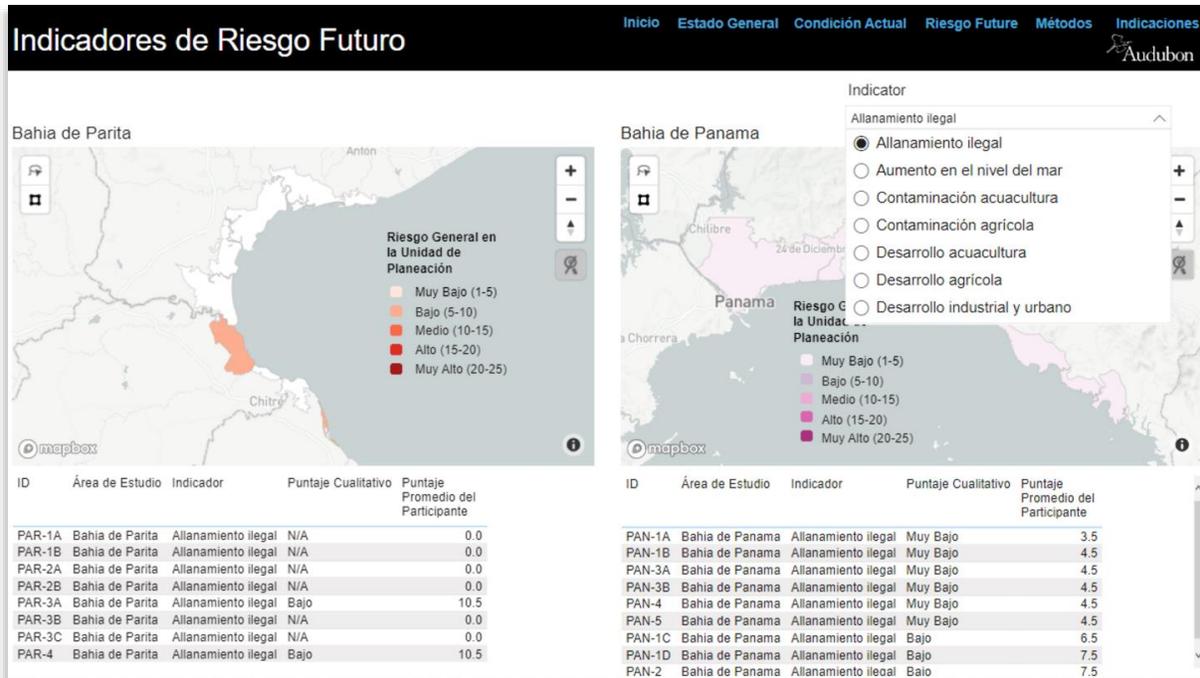


Figura 5-14: Página de indicadores de riesgo a futuro en el panel de condición/riesgo que permite a los usuarios ver los resultados para un área de planificación para cada indicador.

## 5.2 Modelación Biofísica

El principal objetivo de esta parte del estudio fue cuantificar los beneficios ecosistémicos proporcionados por los manglares en los ámbitos del secuestro de carbono, la protección costera (inundaciones) y la producción pesquera en las dos áreas de estudio y, cuando fue viable, estimar el importe monetario de tales beneficios. Además de generar valores referenciales, fue posible simular el efecto de diferentes alternativas de gestión de estas áreas, mediante la elaboración de escenarios en colaboración con *Audubon Américas* y los participantes del proyecto.

### Selección y viabilidad de los modelos

El primer paso fue seleccionar los modelos de simulación biofísica apropiados. *Audubon Américas* sugirió el uso preferencial de las herramientas de modelado *InVEST*: para el secuestro de carbono, el modelo *InVEST Coastal Blue Carbon*, para la protección costera (inundaciones), el modelo de Vulnerabilidad Costera *InVEST*, y para la producción pesquera el modelo *InVEST Fisheries*. El modelo de vulnerabilidad costera de *InVEST* solo clasifica puntos a lo largo de una línea costera como vulnerabilidad alta (H), media (M) o baja (L), mas no proporciona valores económicos sin realizar investigaciones primarias adicionales. Por ello se utilizó el *Coastal Toolbox*, que es una versión no pública del módulo *InVEST Coastal Protection* adaptada por ESSA. El módulo estaba en una etapa beta de desarrollo y desde entonces fue abandonado, pero ESSA ha trabajado directamente con el desarrollador del modelo, el Dr. Greg Guannel, ajustando la herramienta para su uso en algunos sistemas

costeros canadienses. El modelo de pesca también quedó obsoleto en *InVEST* en 2022, por lo que la documentación ya no está disponible a través de su portal, pero ESSA tiene toda la documentación requerida.

Cuadro 5-1: Resumen de las características generales del modelo *InVEST*.

	<i>¿Puede capturar servicios ecosistémicos focales?</i>	<i>¿Puede capturar valor económico?</i>	<i>¿En uso actual por InVEST?</i>
<i>InVEST Carbono Azul Costero</i>	<i>Sí</i>	<i>Sí</i>	<i>Sí</i>
<i>InVEST Vulnerabilidad Costera</i>	<i>Sí</i>	<i>No</i>	<i>Sí</i>
<i>Caja de Herramientas Costeras (adaptadas desde InVEST)</i>	<i>Sí</i>	<i>Sí</i>	<i>No</i>
<i>InVEST Pesquerías (modificada)</i>	<i>Sí</i>	<i>Sí</i>	<i>No</i>

Una vez entendidos los datos disponibles, fue posible evaluar la viabilidad de estos modelos considerando los siguientes criterios (Cuadro 5-1): (1) si los tipos de ecosistemas y las condiciones biofísicas en el área de estudio son compatibles con el modelo, (2) si el modelo puede operarse en el área de estudio con un nivel de esfuerzo consistente con el alcance/presupuesto del proyecto, (3) si los datos mínimos requeridos están disponibles para el uso básico del modelo, (4) si los beneficios atribuibles a los manglares son materiales (*i.e.*, la prestación de servicios focales resulta en un beneficio sustancial), (5) si el modelo puede generar las métricas de salida necesarias para la valoración económica dentro del alcance/presupuesto, y (6) si hay datos opcionales disponibles que podrían mejorar el realismo de las simulaciones del modelo. El Cuadro 5-2, en la siguiente página, muestra los resultados de la aplicación de estos criterios.

De acuerdo con estos resultados, se descartó el modelo *InVEST* Pesquerías dada la insuficiencia de datos accesibles/disponibles, por lo que sólo los modelos *InVEST* Carbono Azul y el de Vulnerabilidad Costera fueron aplicables. La Caja de Herramientas Costeras requirió más investigación porque había problemas con los datos de elevación digitales disponibles que finalmente se resolvió, aunque no fue posible ubicar en las dos áreas de estudio dónde los manglares proporcionarían un claro beneficio material de la mitigación de inundaciones.

La Sección 5.2.2 describe cómo fue finalmente posible utilizar este modelo para obtener información sobre el papel de los manglares en la protección costera, y la Sección 5.2.3 describe los enfoques alternativos investigados para el componente de pesca, que finalmente no fue posible implementar por la insuficiencia de datos. El resto de esta sección proporciona una descripción general sobre la configuración de los modelos seleccionados para cada servicio ecosistémico focal.

Cuadro 5-2: Resultados de la evaluación de viabilidad de los modelos aplicados en el estudio.

	<i>InVEST Carbono Azul Costero</i>	<i>InVEST Vulnerabilidad Costera</i>	<i>Caja de Herramientas Costeras</i>	<i>InVEST Pesquerías</i>
<i>Requerimientos mínimos (si alguno no se cumple, el modelo es inoperable)</i>				
<i>Ecosistemas y condiciones biofísicas compatibles</i>	✓	✓	✓*	✓
<i>El esfuerzo es consistente con el alcance/presupuesto del proyecto</i>	✓	✓	✓	✓
<i>Disponibilidad de datos mínimos requeridos</i>	✓	✓	(?)	X
<i>Los beneficios de los servicios ecosistémicos focales son materiales</i>	✓	(?)	(?)	✓
<i>Requerimientos flexibles (si alguno no se cumple, el modelo aún puede operarse)</i>				
<i>Las métricas resultantes apoyan una valuación económica</i>	✓	X	✓	✓
<i>Disponibilidad de datos de entrada opcionales</i>	✓	X	X	X
<b>EVALUACIÓN GENERAL</b>	<b>Factible</b>	<b>Factible</b>	<b>Potencialmente Factible Mas estudio necesario</b>	<b>No Factible Alternativa necesaria</b>

\* La Caja de Herramientas Costeras está configurada para playas arenosas. La programación de base tiene la capacidad de estimar la erosión en fangales como en las del área de estudio, pero se desconocen la precisión y la aplicabilidad de estas predicciones a la región.

### 5.2.1 Secuestro de Carbono

Para evaluar los beneficios del secuestro de carbono, se utilizó el modelo *InVEST* Carbono Azul Costero que se describe en el recuadro de la siguiente página junto con las características de los datos de entrada y la configuración de sus parámetros. El modelo cuantifica el valor del almacenamiento y secuestro de carbono en escenarios de gestión alternativos mediante el análisis de cambios en dicho almacenamiento en respuesta a cambios en la vegetación costera y marina. Produce resultados espacialmente explícitos para el secuestro neto de carbono (tC), el valor actual neto (\$) de las emisiones evitadas, las reservas totales de carbono (tC) y la ganancia/pérdida de carbono (tC) durante un período de tiempo (e.g., 25 años).

## Resumen del Modelo de Carbono Azul Costero *InVEST*

### Descripción general

<i>Propósito</i>	Simular cambios en el almacenamiento y secuestro de carbono en respuesta a cambios en la extensión de los manglares a lo largo del tiempo.
<i>Resolución temporal</i>	Anual (simulación predeterminada = 25 años)
<i>Resolución espacial</i>	Cuadrícula de 30 x 30 m
<i>Datos de entrada y parámetros</i>	Polígono espacial o capas ráster de extensión de vegetación/organismo (manglares); vida media del carbono; reservas iniciales de carbono en cada depósito de carbono (Mt CO <sub>2</sub> e/ha); proporciones de perturbación de la biomasa para usos humanos de bajo, medio y alto impacto; tasa anual de acumulación de carbono para cada depósito de carbono (Mt CO <sub>2</sub> e/ha)
<i>Salidas</i>	Secuestro neto de carbono (tC), acumulación y emisiones (tC) espacialmente explícitos durante el período, reservas totales de carbono al final del período (tC)
<i>Submódulos</i>	Preprocesador de Carbono Azul ( <i>InVEST</i> ); Calculadora de carbono azul ( <i>InVEST</i> )
<i>Implementación</i>	Biblioteca <i>InVEST</i> de Carbono Azul en <i>Python</i>
<i>Dependencias</i>	Biblioteca <i>InVEST</i> Carbono Azul en <i>Python</i>
<i>Gestión de datos</i>	Se importan los archivos de datos de entrada en formato ráster GIS, y las salidas en formatos ráster GIS y Excel.

La representación esquemática del modelo *inVest* Carbono Azul Costero, se muestra en la Figura 5-15 en la página siguiente.

### Documentación clave:

- ✓ *InVEST* User Guide: <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>
- ✓ Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarto, D., Kurnianto, S., Stidham, M. and Kanninen, M., 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), pp.293-297.
- ✓ Murray, B.C., Pendleton, L., Jenkins, W.A. and Sifleet, S., 2011. Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats. *Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats*.
- ✓ Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D. and Vandever, J., 2011. Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: challenges and opportunities.

El modelo consta de dos herramientas independientes: el pre-procesador de carbono azul y la calculadora de carbono azul. La primera amalgama todas las capas espaciales de entrada para crear una matriz de transición basada en ráster que representa cambios en la vegetación según los cambios en los usos terrestres/marinos, y la segunda utiliza este resultado para cuantificar el almacenamiento de carbono en todo el paisaje terrestre/marino utilizando un enfoque de ciclo de carbono simplificado que suma el carbono almacenado en tres “reservorios” principales: biomasa, hojarasca y suelo, donde también se puede utilizar el reservorio de suelo para representar sedimentos marinos. El modelo supone que la tasa anual de acumulación de carbono es constante a menos que la vegetación cambie a otro tipo. Si los valores de los parámetros específicos de cada especie no están disponibles para las tasas de acumulación de carbono y las cantidades de almacenamiento, los usuarios pueden recopilar datos de campo, adquirir de forma independiente estos valores para las especies disponibles más cercanas de la literatura científica, o usar la base de datos global

de valores de la herramienta, que también proceden de la misma literatura. Dado que actualmente se recopilan datos de campo, la recomendación es implementar este enfoque durante una fase de modelado posterior.

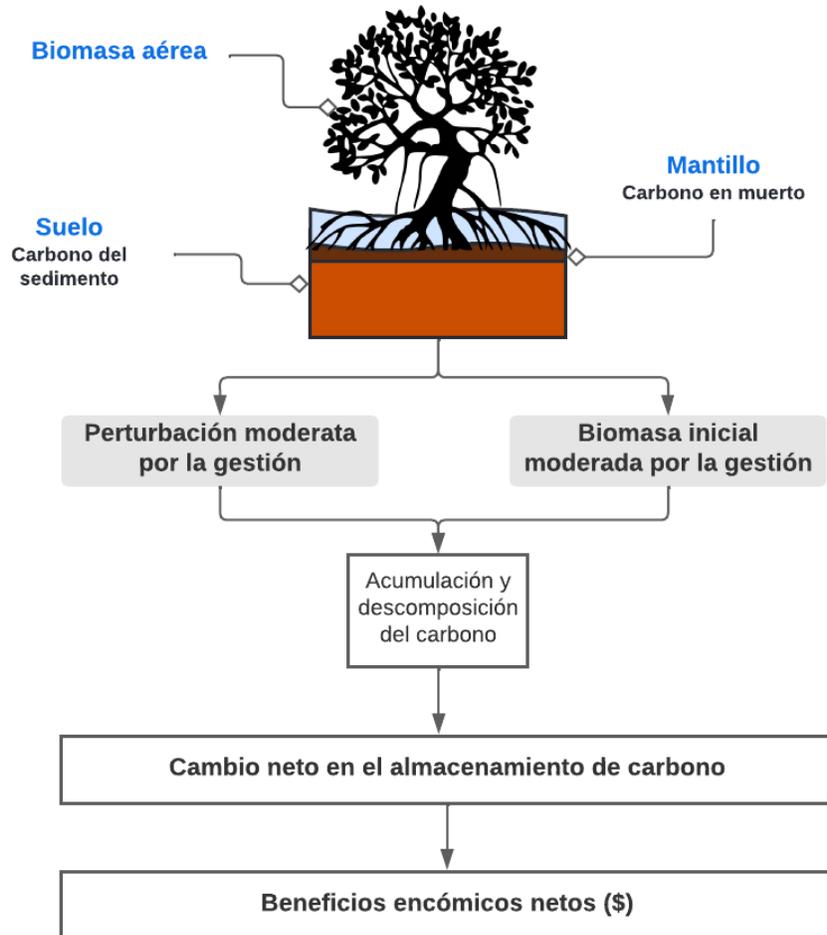


Figura 5-15: Representación esquemática del modelo *InVEST* Carbono Azul Costero.

Este modelo estima el efecto de la perturbación de los depósitos de carbono a partir de suposiciones definidas por el usuario sobre el alcance de la perturbación, las tasas de acumulación de carbono específicas del hábitat y los valores de vida media del carbono en ese hábitat. Estos datos se utilizan como entradas para una función de descomposición del carbono. Las “perturbaciones” se clasifican en el modelo como impacto alto, medio y bajo dependiendo de la cantidad esperada de pérdida de biomasa y la profundidad a la que se alterará el perfil de suelo/sedimento. Por ejemplo, la eliminación permanente de grandes extensiones de bosque de manglar o la conversión de estas para la acuicultura de camarón se consideraría una perturbación de alto impacto, mientras que la perturbación debida al acceso recreativo se consideraría de bajo impacto.

El modelo tiene las siguientes limitaciones:

- No acepta entradas *ráster* espacialmente variables para las reservas de carbono, sino que utiliza una capa poligonal de uso/cobertura del suelo (LULC, por sus siglas en inglés) con reservas de carbono especificadas para cada LULC en una hoja de cálculo. Si los usuarios desean tener reservas de carbono que varían espacialmente, deben especificar cada ubicación como LULC, y en este estudio, la limitación se evitó trabajando directamente con el código fuente y adaptándolo a las necesidades del usuario.
- Supone que el almacenamiento y la acumulación de carbono son lineales a través del tiempo.
- Supone que las emisiones de carbono anormal o isotópicas se producen a un ritmo de desintegración exponencial a lo largo del tiempo.
- El modelo es grueso y no simula los ciclos detallados del carbono, el agua y la energía de la vegetación ni sus complejas interacciones, mismas que controlan el secuestro y las emisiones de carbono.

### *Datos de entrada y configuración de parámetros*

La herramienta requiere datos de entrada para la extensión de la vegetación (en este caso, manglares) y tres reservorios de carbono: (1) suelos, (2) biomasa aérea y (3) mantillo (Figura 5-15). Dado que el mantillo suele ser insignificante en los manglares (Howard *et al.*, 2014), no fue necesaria una capa de datos de mantillo y esta se estableció en 0. El modelo *InVEST* no realiza una simulación del crecimiento de los manglares y, al carecer de esos datos para dicha simulación, se asumió que los manglares en ambas áreas de estudio estaban maduros, sin acumulación adicional de biomasa, lo cual implica que los manglares secuestran y emiten carbono a un ritmo igual. Sin embargo, la remoción de biomasa, en algunos de los escenarios alternativos, da como resultado la liberación de carbono, por lo que aún fue necesaria una capa de datos de biomasa para ajustar las simulaciones a estos escenarios. Estas suposiciones sobre el mantillo y la biomasa significan que el único mecanismo de secuestro en la simulación es a través de la acumulación de carbono en el suelo a lo largo del tiempo, y para representar este mecanismo, el modelo requiere precisar una tasa de deposición anual en el suelo, ubicado en 4,6 mm/año según el promedio de las tasas de acumulación reportadas en ocho estudios (Cuadro 5-3, en la página siguiente).

La capa de la cobertura de manglares proporcionada por *Audubon Américas*, complementada con una de la extensión global de manglares de 2022 desarrollada por STRI (<https://stridata-si.opendata.arcgis.com>), fue particularmente útil en áreas donde la inspección visual de los datos satelitales indicó que los manglares estaban presentes si bien no estaban registrados en el primer conjunto de datos. Para los suelos y los depósitos de carbono de la biomasa, los mismos datos subyacentes de *Global Mangrove Watch* (<https://www.globalmangrovetwatch.org>), también fueron de utilidad.

Cuadro 5-3: Tasas de acumulación reportadas a partir de la revisión de la literatura.

Lugar	Tasa de acumulación (mm/year)	Fuente
Belice	1.6	McKee et al., 2007
Nueva Zelanda	1.7	Cahoon and Lynch, 1997
Honduras	2.0	Kraus et al., 2010
Australia	4.1	Lovelock et al., 2014
Palau	4.7	MacKenzie et al., 2016
Vietnam	7.1	MacKenzie et al., 2016
Florida	7.2	Cahoon and Lynch, 1997
Micronesia	8.6	Kraus et al., 2010
Promedio	4.6	

El conjunto de datos de suelos fue creado por Sanderman *et al.*, (2018) quien estimó las reservas de carbono del suelo en tC/ha entre 1 y 2 m de profundidad con una resolución de 30 m, la misma serie se complementa con datos de biomasa aérea y con las mismas especificaciones según (Simard *et al.*, 2019). Las limitaciones de estos conjuntos de datos son que se compilan utilizando varias fuentes de datos anteriores a 2015 (suelos) y 2000-2009 (biomasa), y que su cobertura es incompleta (ver Figura 5-16). Para abordar esta última limitación, las áreas con cobertura incompleta incluyeron interpolaciones a valores promedio. De hecho, la capa de biomasa es sólo para biomasa aérea, y para estimar la biomasa subterránea, en las raíces, se asumió el 49% de la biomasa aérea, que es el factor de conversión proporcionado por Simard *et al.*, *op cit.*, a partir del cual igualmente se asumió un contenido de carbono del 41.5% de la biomasa total estimada.

Con los conjuntos de datos de suelos sin procesar y de biomasa aérea en mano fue posible configurar el modelo *InVEST* de Carbono Azul con perturbación al final del primer año. Se incorporaron conjuntos de datos ráster de entrada en R y, utilizando los datos sin procesar, se produjeron los siguientes datos de entrada intermedios para cada depósito de carbono: (1) Reservas de carbono al final del primer año, (2) Área de perturbación (para escenarios alternativos), (3) Tasa anual de acumulación de carbono, (4) Secuestro de carbono durante el primer año, y (5) Vida media del carbono (ver Figura 5-17).

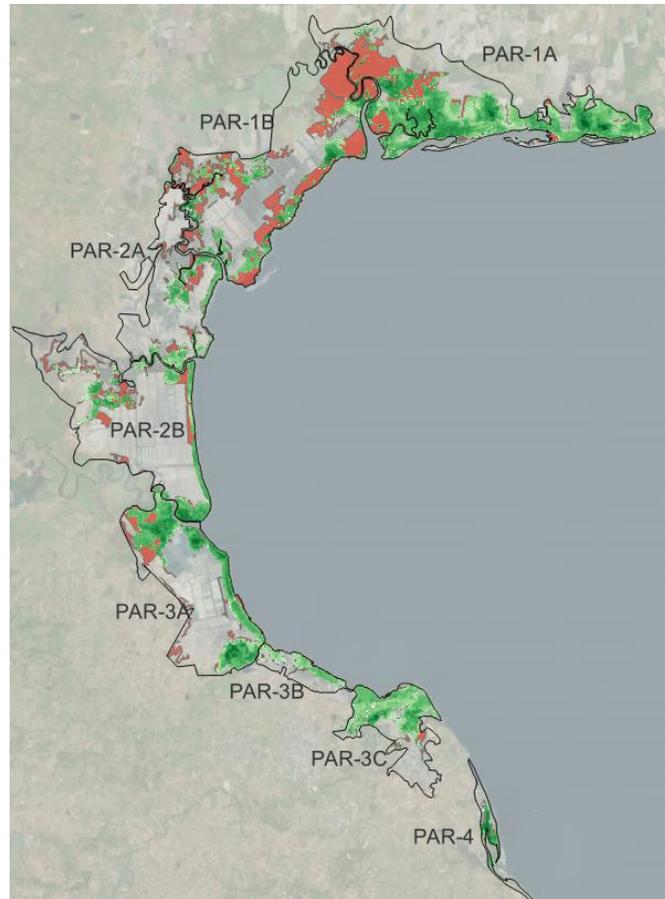


Figura 5-16: Áreas de manglares faltantes (rojo) en la Bahía de Parita de los conjuntos de datos globales de biomasa y suelo de Sanderman *et al.* (2018) y Simard *et al.* (2019).

Los seis conjuntos de datos de salida del modelo *InVEST* se reclasificaron para cada unidad de planificación utilizando R con el fin de que los resultados pudieran resumirse apropiadamente. Estos seis conjuntos de datos de salida están en formato ráster e incluyen:

1. Emisiones de carbono entre el año de inicio y el año de finalización,
2. Reservas de carbono al año de inicio,
3. Reservas de carbono al final del año,
4. Valor actual neto del secuestro en todo el horizonte temporal (100 años),
5. Secuestro neto total de carbono entre el año de inicio y el año de finalización, y
6. Secuestro neto total de carbono.

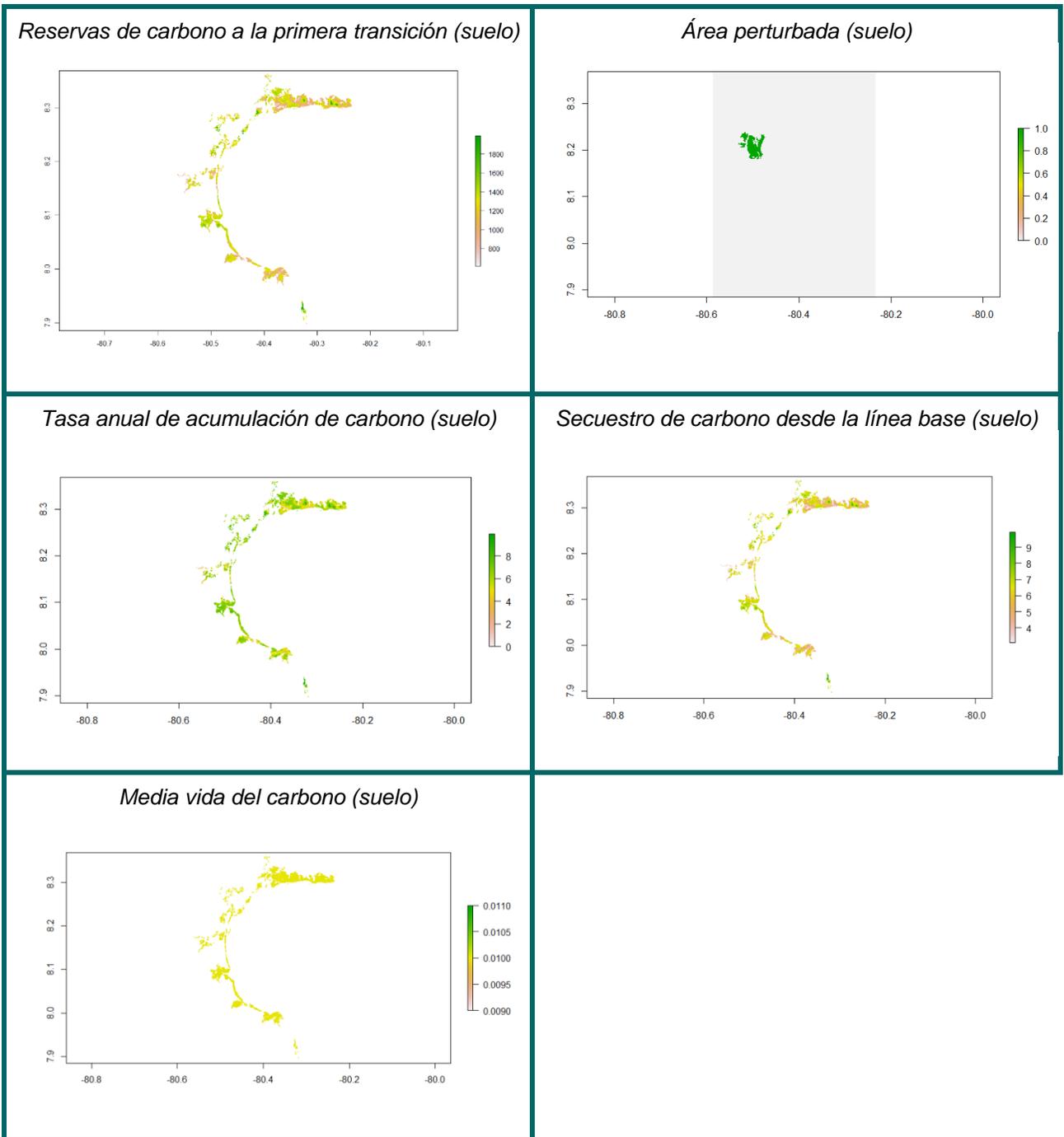


Figura 5-17: Ejemplos de conjuntos de datos ráster intermedios utilizados como entradas para el modelo *InVEST* Carbono Azul Costero, en este caso para suelos.

Se eligió un horizonte temporal de 100 años, que es estándar para la estimación del valor actual neto de componentes ecológicos como bosques donde se simula el crecimiento y la acumulación de suelos, y que se utiliza en comparaciones relativas entre escenarios para la

toma de decisiones –esto quiere decir que la preocupación por la exactitud del valor económico en 100 años fue menor que por la diferencia relativa entre escenarios alternativos.

Como paso de validación, al respecto de la consistencia del modelo con los resultados de otro estudio y utilizando el año 2023 como la estimación actual de almacenamiento de carbono en los manglares, se comparó la estimación propia con la de otras localidades según un informe de carbono azul de la UICN (2015) completado para Panamá y Colombia. El rango superior de los resultados en la Bahía de Parita fue de 2645 tCO<sub>2</sub>e/ha, mientras que el promedio global de carbono almacenado en los ecosistemas de manglares oceánicos citado por el informe de la UICN es de aproximadamente 2250 tCO<sub>2</sub>e/ha (Figura 5.18 a continuación), por lo que se determinó que los resultados propios eran aceptables dentro de los 2.645 tCO<sub>2</sub>e/ha.

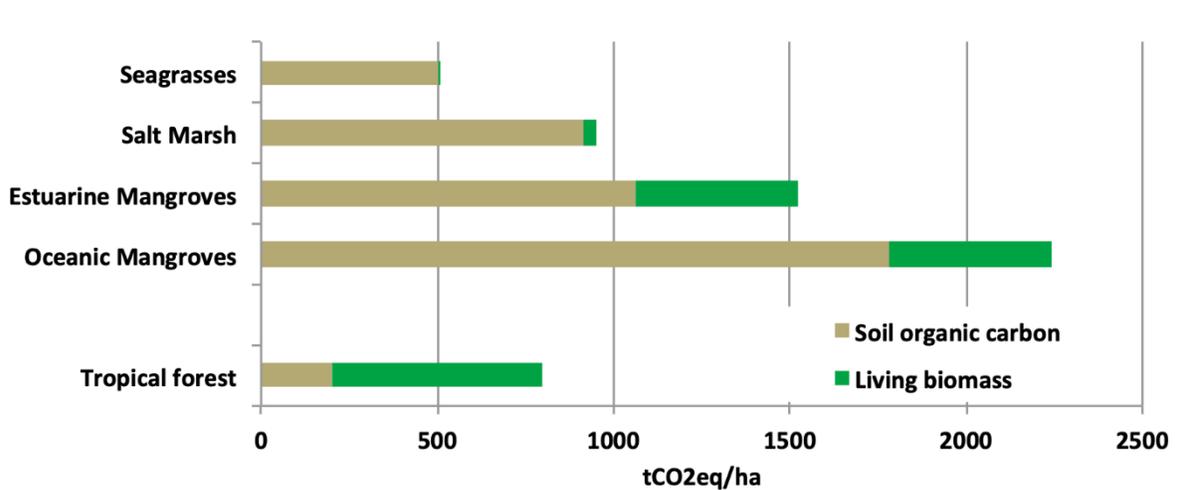


Figura 5-18: Gráfico de la UICN (2015) que muestra las estimaciones promedio mundiales de carbono almacenado en los suelos (color marrón) y en la biomasa viva (color verde) en varios ecosistemas de carbono azul. (Seagrasses = Pastos Marinos; Salt Marsh = Pantanos salados; Estuarine Mangroves = Manglares Estuarinos; Oceanic Mangroves = Manglares Oceánicos; Tropical Forest = Bosque Tropicale).

Los resultados brutos del modelo *InVEST* se expresan en tCO<sub>2</sub>e por hectárea por celda ráster, y dado que cada celda ráster no equivale a 1 ha, para obtener tCO<sub>2</sub>e totales por unidad espacial, primero fue necesario ajustar los resultados a valores por hectárea. Esto se hizo multiplicando el valor de salida del modelo en tCO<sub>2</sub>e/ha/celda por el tamaño de la celda (en hectáreas), y para calcular el tamaño de la celda, fue necesario convertir un píxel rasterizado en un archivo de forma (*shapefile*) y luego calcular el área en hectáreas del polígono resultante.

### 5.2.2 Protección Costera

Para evaluar los beneficios de protección costera que brindan los manglares, se aplicó el modelo de Vulnerabilidad Costera en *InVEST* y la Caja de Herramientas Costeras, que a continuación se presentan, junto con descripciones de los datos de entrada y la configuración de parámetros.

## Resumen: Modelo de vulnerabilidad costera InVEST

### Descripción general

<i>Propósito</i>	Simular el cambio en la protección contra inundaciones y erosión costera en respuesta a la variación en la extensión de los manglares (e.g., debido a la reforestación o el establecimiento de nuevas áreas protegidas).
<i>Resolución temporal</i>	Instantánea única en el tiempo.
<i>Resolución espacial</i>	Puntos espaciados uniformemente a lo largo de una línea costera de cualquier tamaño a una distancia definida por el usuario (e.g., 500 m).
<i>Datos y parámetros de entrada</i>	Batimetría, modelos de elevación digitales (DEM, por sus siglas en inglés), exposición al viento y a las olas (conjunto de datos global <i>WaveWatch III</i> ), hábitats naturales (distribución de manglares), área de estudio, resolución espacial (determinada por la distancia del punto), masa terrestre/línea costera general, configuración de alcance máximo, configuración del radio de elevación promedio.
<i>Resultados</i>	Índice de exposición de costas espaciadas a 1 km dentro de las subregiones de planificación (clasificadas como {A}lta, {M}edia, {B}aja para fines de presentación).
<i>Submódulos</i>	Ninguno.
<i>Implementación</i>	Biblioteca de modelos de vulnerabilidad costera <i>InVEST</i> en <i>Python</i> .
<i>Dependencias</i>	Biblioteca del modelo de vulnerabilidad costera <i>InVEST</i> en <i>Python</i> .
<i>Gestión de datos</i>	Archivos de datos de entrada en formato .tif y .shp, los de salida en formato .gpkg con datos de puntos extraíbles, formato .shp con datos de puntos extraídos y archivos <i>Excel</i>

### Documentos clave:

Guía del usuario de *InVEST*:

<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>

Como primera aproximación de una evaluación de alto nivel de la vulnerabilidad costera a las inundaciones, el modelo de Vulnerabilidad Costera *InVEST* produce un índice de exposición costera que delinea tramos de costa con vulnerabilidad a inundaciones/erosión relativamente alta (A), media (M) y baja (B) de acuerdo con las características geofísicas y naturales del hábitat (Figura 5-19). Las entradas a este modelo incluyen polígonos espaciales de hábitats naturales, batimetría, un modelo de elevación digital e información de exposición al viento y al oleaje. El índice de amenaza para cada punto de la costa se calcula como la media geométrica de las puntuaciones asignadas a siete variables de entrada biofísicas en ese lugar: geomorfología, relieve, hábitats naturales, exposición a las olas, exposición al viento, potencial de oleaje, y cambio del nivel del mar (Ecuación 5-3).

$$IA = (R_{\text{Geomorfología}} R_{\text{Relieve}} R_{\text{Habitats}} R_{\text{Aumento Nivel Mar}} R_{\text{Exposición Viento}} R_{\text{Exposición Olas}} R_{\text{Oleaje}})^{1/7}$$

### Ecuación 5-3

Para todas estas variables, excepto los hábitats naturales, la distribución de valores en el conjunto de datos de entrada se utilizó para definir umbrales en las asignaciones de

puntuación. Por ejemplo, si los datos de las olas indican una baja exposición al oleaje en el rango del percentil 0-20, a tal ubicación se le asigna una puntuación de 1 para esa variable la cual representa una contribución "muy baja" a la exposición a las olas, en este caso. Los hábitats naturales reciben un tratamiento diferente y se asignan puntuaciones por tipo de hábitat. En comparación con una zona de pastos marinos o un bosque de algas marinas, un bosque de manglares costeros proporciona un alto nivel de protección y, por lo tanto, se le asigna una puntuación de 1 que representa una baja contribución al riesgo de exposición (ver ejemplos en el Cuadro 5-4, a continuación).

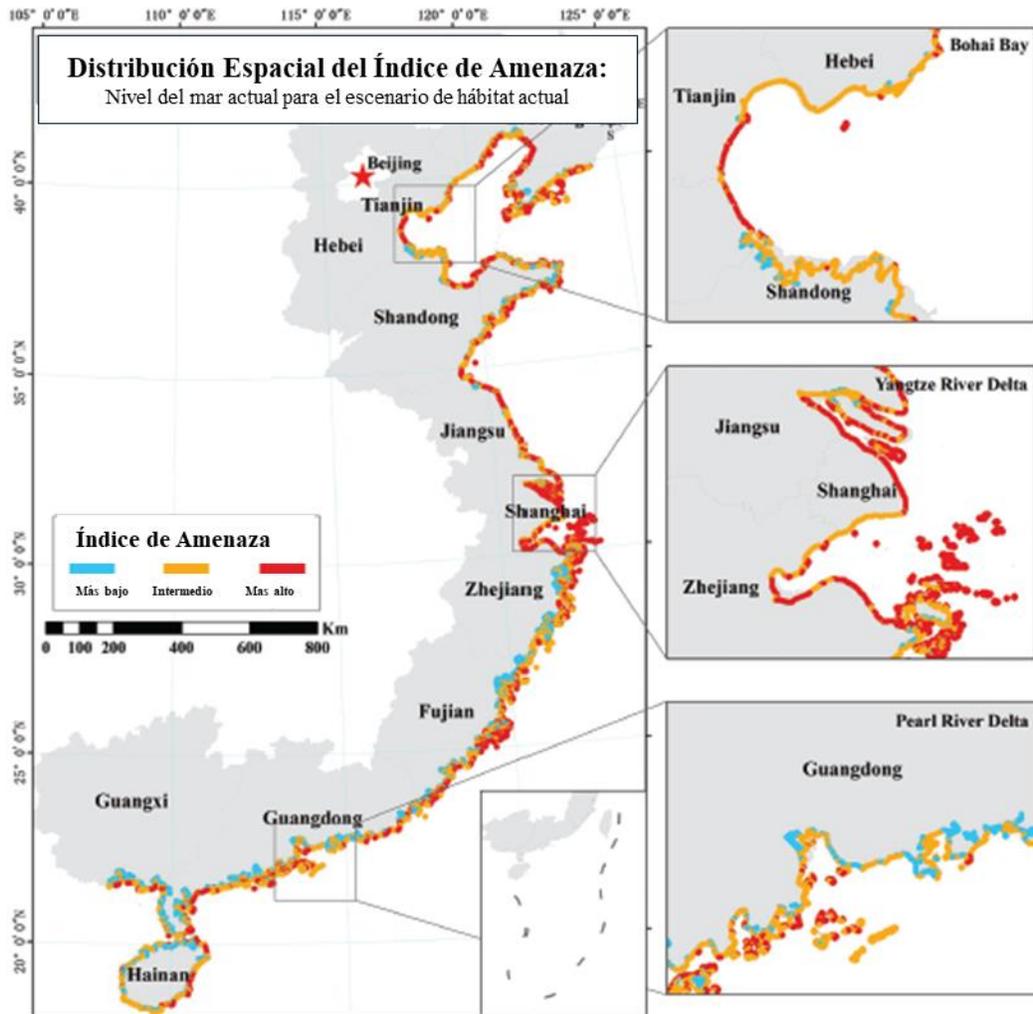


Figura 5-19: Ejemplo de resultado del modelo de vulnerabilidad costera InVEST de Sajjad et al. (2018).

Cuadro 5-4: Ejemplos de reglas de asignación de puntajes para cuatro variables biofísicas en el Modelo de Vulnerabilidad Costera InVEST. Los encabezados de las columnas indican la contribución al riesgo de exposición.

	1 (muy bajo)	2 (bajo)	3 (moderado)	4 (alto)	5 (muy alto)
<i>Relieve (elevación promedio dentro de un radio definido)</i>	81-100 percentiles	61-80 percentiles	41-60 percentiles	21-40 percentiles	0-20 percentiles
<i>Hábitats Naturales</i>	Arrecife coralino; manglar; bosque costero	Dunas altas; pantano	Dunas bajas	Pastos marinos; macroalgas	No hábitat
<i>Exposición al oleaje</i>	0-20 percentiles	21-40 percentiles	41-60 percentiles	61-80 percentiles	81-100 percentiles
<i>Potencial de marejada</i>	0-20 percentiles	21-40 percentiles	41-60 percentiles	61-80 percentiles	81-100 percentiles

El modelo de vulnerabilidad costera tiene las siguientes limitaciones importantes:

- Los resultados del modelo no pueden traducirse en valor económico sin una investigación primaria en las áreas de estudio (e.g., encuestas de preferencias declaradas).
- El submodelo de exposición al viento/olas se basa en la información del viento/olas de *Wave Watch III* que tiene una resolución relativamente gruesa (cuadrícula de 33 km x 33 km).
- Los impactos de todas las variables de entrada (e.g., exposición al viento/olas, relieve, hábitat) se ponderan por igual (e.g., si todas tienen una puntuación de 1, todas reciben el mismo trato). La ponderación diferenciada es una característica que podría agregarse en el futuro.
- No se captura la calidad del hábitat (sólo presencia/ausencia).
- No se tiene en cuenta la protección de la costa que brindan otros hábitats naturales.

### *Datos de entrada y configuración de parámetros*

Los principales datos de entrada para este modelo son los límites del área de estudio, la configuración de resolución espacial, la masa terrestre/línea costera completa, la batimetría, los atributos de viento y olas, la configuración del alcance máximo, una capa de hábitat (manglares), un modelo digital de elevación del terreno. y una configuración para el radio promedio de elevación útil para estimar la variable de relieve.

### **Área de estudio**

Como ocurre con todos los modelos, los límites del área de estudio para evaluar la vulnerabilidad costera varían según el escenario focal. En este caso, iniciando con los dos escenarios que cubren toda la Bahía de Parita y la Bahía de Panamá, las digitalizaciones de las áreas de interés se realizaron dibujando manualmente un polígono que abarcaba cada área de estudio completa y se extendía hacia el océano (ver Figura 5-20 a continuación).

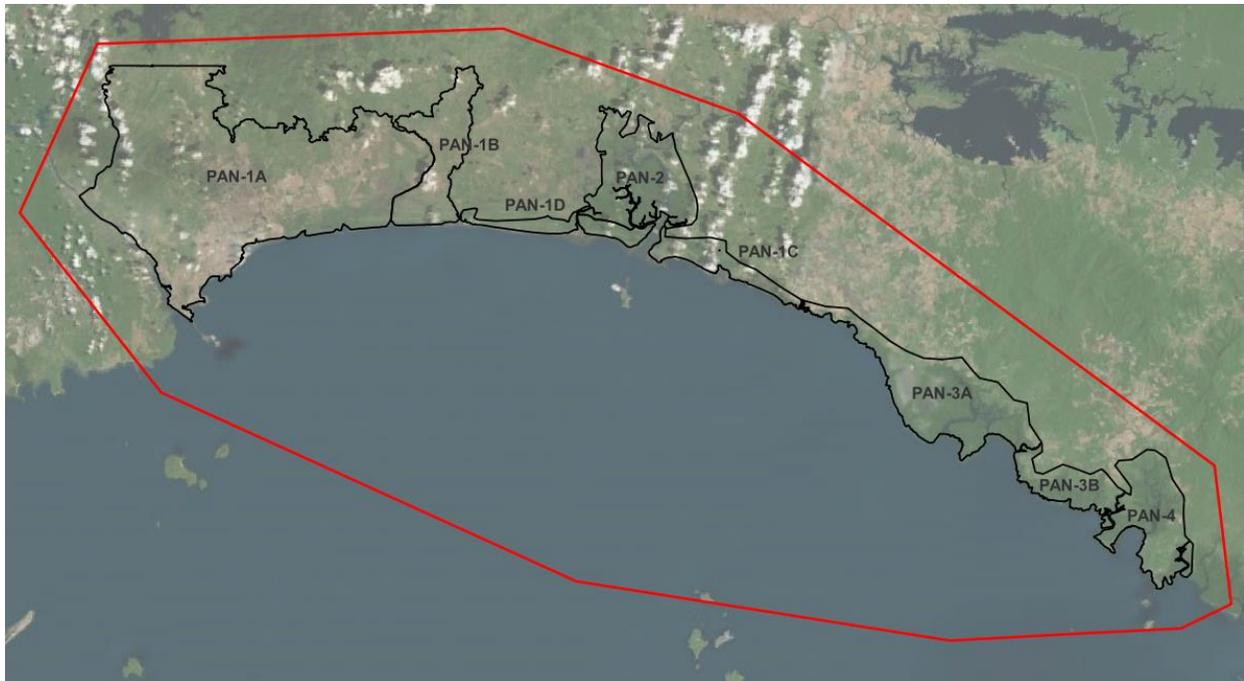


Figura 5-20: Ejemplo de límite del área de estudio (mostrado en rojo) para el modelo de vulnerabilidad costera en la Bahía de Panamá.

### Puntos a lo largo de la costa

El modelo de vulnerabilidad costera genera un conjunto de datos puntuales en formato de paquete geográfico, con puntos espaciados uniformemente a lo largo de la línea costera en el intervalo definido por la configuración de resolución espacial del modelo, cuya determinación adecuada requirió de algún análisis de sensibilidad para identificar dónde se produciría un cambio en el umbral en los resultados, si lo hubiera. Este paso es importante porque cuando se aplican resoluciones más altas a grandes áreas de estudio como la Bahía de Parita o la Bahía de Panamá, la modelación se torna computacionalmente costosa, por lo que buscamos la resolución más gruesa posible que minimizara el tiempo de procesamiento y sacrificara la menor cantidad de realismo. Para lograrlo, la modelación se realizó en cuatro resoluciones diferentes (1000 m, 500 m, 300 m y 100 m) manteniendo constantes todos los demás parámetros. La comparación visual de los resultados de exposición media en *Excel* (ver Figura 5-21 en la siguiente página) permitió determinar que la resolución más aproximada de 1000 m sería suficiente porque las diferencias en la exposición media en todas las unidades espaciales fueron marginales.<sup>1</sup> Para áreas de estudio más pequeñas, como las de escala de sitio utilizadas para los escenarios de gestión

---

<sup>1</sup> La exposición media por unidad de planificación de manglares se determinó utilizando la herramienta "Estadísticas por Categorías" en *QGIS*, que calculó la media del atributo de exposición asociado con todos los datos de los puntos de salida para cada unidad de planificación.

alternativos, el tiempo de procesamiento no fue un problema, por lo que estos se ejecutaron con resoluciones más altas –de 100 a 500 m.

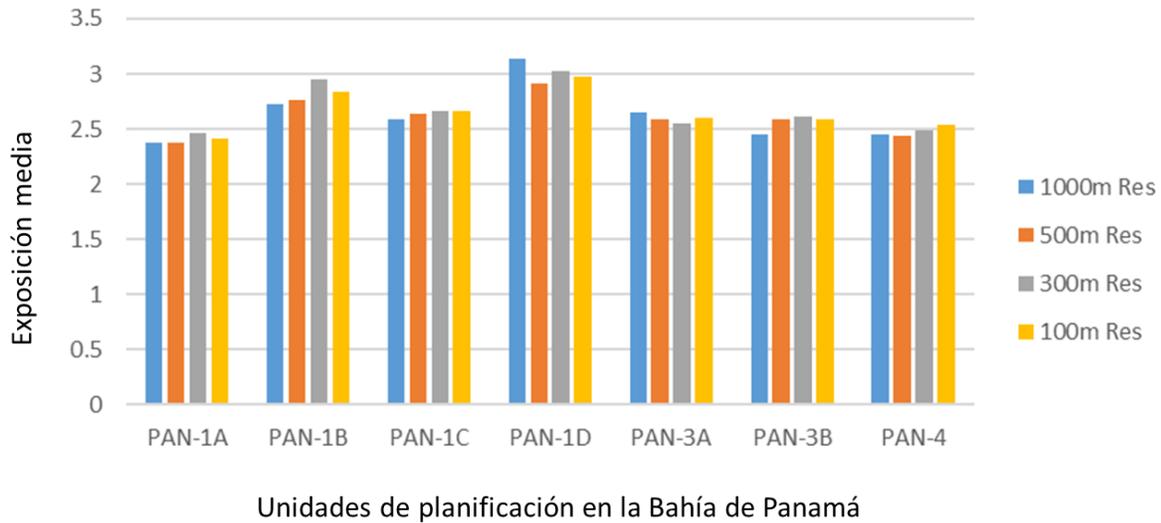


Figura 5-21: Exposición media por unidad espacial en la Bahía de Panamá para cada una de las cuatro resoluciones diferentes del modelo (1000m, 500m, 300m y 100m).

Para clasificar los datos de los puntos de salida por unidad de planificación, se sobrepusieron el archivo de forma de puntos y el de los polígonos de cada unidad (Figura 5-22) teniendo en cuenta que faltaron algunos puntos donde aquellos provenientes del modelo no se cruzan con el archivo de las unidades de planificación dadas algunas discrepancias existentes entre ellos que, por ser menores, no afectaron la confiabilidad del análisis y tuvo sólo un pequeño impacto en los resultados.

### Geomorfología y relieve

El modelo de vulnerabilidad costera requiere una línea costera como dato de entrada, como la obtenida a partir del “Diagnóstico sobre la Cobertura de Bosques y otras Tierras Arboladas de Panamá, año 2019” (SINIA, 2020 del que se deriva un polígono de masa terrestre con línea de costa que, en este caso, abarca toda la superficie terrestre del país y, por lo tanto, ofrece una línea costera uniforme y adecuada para todo Panamá.) Los datos de las profundidades de costa se obtuvieron de la “Batimetría de la República de Panamá” del STRI (2019), y el modelo de elevación digital terrestre (DEM) a partir del “Modelo Digital Global de Superficie” de ALOS (ALOS World 3D – 30 m” (AW3D30; JAXA, 2022).

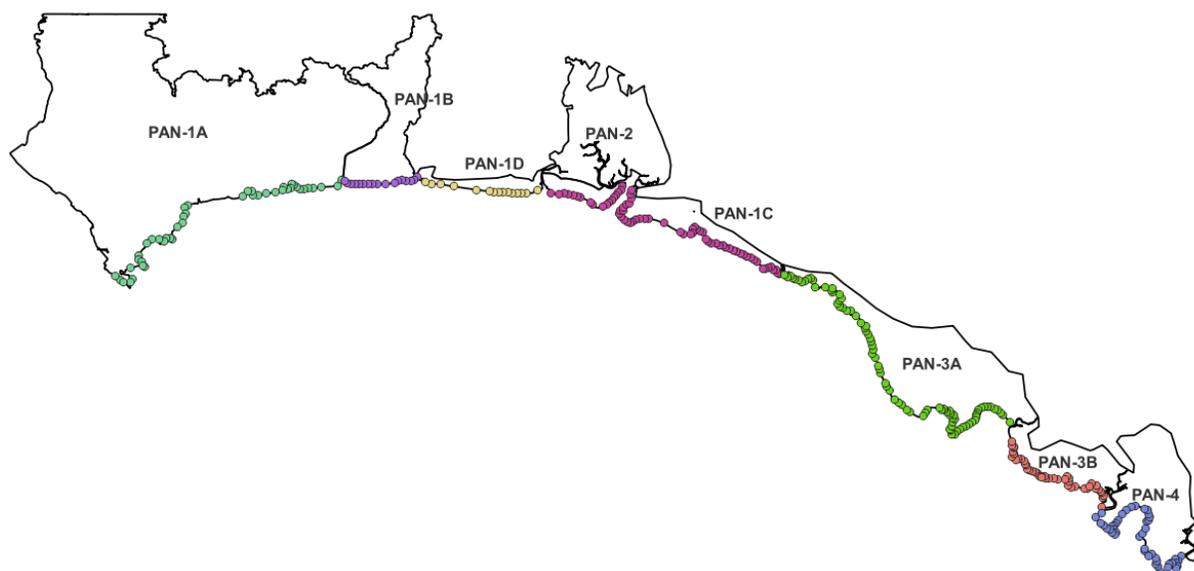


Figura 5-22: Resultado del modelo de vulnerabilidad costera con una resolución de 1000 m, ligado a una ID de unidad de planificación.

Para estimar la variable de relieve (ver Cuadro 5-4), *InVEST* parte de una elevación promedio en cada punto de la costa en un radio definido por el usuario (*i.e.*, “radio de elevación promedio”). De acuerdo con la guía del usuario, se recomienda usar un radio promedio de elevación de la mitad de la resolución del modelo. Se utilizó el conjunto de datos de la plataforma continental incluido en el modelo *InVEST*.

### Exposición al viento y al oleaje

Los datos de velocidad y dirección del viento utilizados para calcular la exposición se derivan de los datos *WaveWatch III* incluidos en *InVEST*, y para estimar con precisión la distancia máxima de alcance como indicador de exposición al oleaje, se determinó aquella a la que las olas pueden viajar antes de llegar a tierra. En este sentido, era importante que esta fuera mayor que la existente al cinturón insular ubicado al sur de la Bahía de Panamá para fines de estimar la distancia recorrida por el viento o las olas a través de aguas abiertas. Tener en cuenta las islas es importante porque reducen la distancia a la que las olas generan energía disminuyendo así la exposición costera. La distancia de alcance elegida fue de 100 km para todos los escenarios, la cual abarca todas las islas relevantes para las áreas de estudio.

### Manglares

El modelo de vulnerabilidad costera de *InVEST* utiliza tablas de entrada llamadas “tablas de hábitat” para representar los activos naturales como los manglares y su nivel de prestación de servicios. Estas tablas indican el tipo de ecosistema (manglares, arrecifes de coral, dunas, pastos marinos, algas marinas), su nivel de protección (1 - protección muy alta, 2 - protección alta, 3 - protección moderada, 4 - protección baja, 5 - protección muy baja), la distancia de protección y un enlace al archivo para incluir el conjunto de datos espaciales que representa

el ecosistema. El modelo también requiere una configuración para la “distancia de protección” o la distancia de amortiguamiento alrededor de cada punto a lo largo de la costa que se utiliza para determinar si los manglares están cerca y, por lo tanto, son capaces de reducir la exposición costera. La distancia de protección elegida fue de 350 m después de medir la distancia de varios puntos a los manglares más cercanos y mediante una inspección visual determinado después su potencial de protección costera. La distancia de 350 m incluye la mayoría de los puntos que probablemente estén afectados por manglares. Para los escenarios alternativos de menor escala, se requirieron diferentes capas de entrada de manglares, por lo que se agregó una tabla de hábitat separada para cada escenario y sus análisis de sensibilidad asociados.

### Adelgazamiento de puntos

Hubo algunas ubicaciones que requirieron de una modificación manual de las salidas del modelo. Esto ocurrió a lo largo de la costa donde había manglares protegidos por una masa de tierra hacia el mar, pero considerando que técnicamente todavía son parte de la costa, estos puntos recibieron una puntuación de vulnerabilidad del modelo (Figura 5-23). Cuando esto ocurrió, tales ubicaciones se omitieron de la serie a lo largo de la costa interior para evitar sobreestimar las propiedades de reducción de exposición de los manglares (no se consideró la eventual pérdida en estos segmentos de la costa exterior debido al aumento del nivel del mar).



Figura 5-23: Ejemplo que muestra ubicaciones de puntos que se eliminaron (encerradas en un círculo rojo) porque están protegidas por una franja exterior de tierra.

El Cuadro 5-5 a continuación resume las entradas del modelo de vulnerabilidad costera y la configuración de sus parámetros.

Cuadro 5-5: Resumen de las entradas del modelo de vulnerabilidad costera y la configuración de sus parámetros.

<i>Entradas y configuración de parámetros</i>	<i>Notas</i>
<i>Area de Interés</i>	<i>Se creó una nueva área de interés que comprende el área de estudio completa tanto para la Bahía de Panamá como para Bahía de Parita.</i>
<i>Resolución del Modelo (m)</i>	1000
<i>Tabla de Hábitats y Distancia de Protección</i>	<i>La tabla de hábitats se vincula con una capa de manglares que incluye a todos los manglares dentro de las unidades de planificación tanto dentro como fuera de las áreas protegidas. La distancia de protección aplicada fue de 350 m.</i>
<i>Modelo de Elevación Digital (DEM)</i>	<i>ALOS DEM global a 30 m.</i>
<i>Radio Promedio de Elevación (m)</i>	<i>500 m que es la mitad de la resolución del modelo (según la recomendación de la Guía del usuario de InVEST).</i>

### *Visualización de resultados*

Las salidas de este modelo son principalmente visuales, pues no existe la posibilidad de asignar directamente un valor monetario y presentar los datos en forma tabular, sin embargo, dos tipos de resultados son notables: (1) la exposición relativa de la costa sin manglares, y (2) el papel, también relativo, que desempeñan los manglares en la reducción de tal exposición. Las áreas donde una alta exposición relativa se combina con un papel relativamente fuerte de los manglares en la reducción de la exposición se consideraron áreas potenciales para una mayor exploración. Los resultados se presentan como bandas codificadas por colores a lo largo de la costa para mostrar cómo varía la exposición y la reducción de esa exposición por presencia de los manglares (Figura 5-24 en la siguiente página). A continuación, se describe cómo se tradujeron estos resultados de datos puntuales en archivos para representar tales bandas de color a lo largo de la costa.

Ambos lados de la costa se ‘amortiguaron’ utilizando el sistema de información geográfica *QGIS* para visualizarse como bandas. La distancia de amortiguamiento fue variable según el escenario, pero la línea base en las áreas de estudio completas fue la más grande (100 m) lo que favoreció su visualización en el mapa de salida. Este amortiguamiento se dividió en bandas internas y externas usando la función "Diferencia" en *QGIS*, que extrae las porciones que no se superponen de dos polígonos lo cual resultó en una capa separada para las bandas interiores y exteriores, ambas con el mismo ancho que después se recortaron para el área de interés (Figura 5-25).

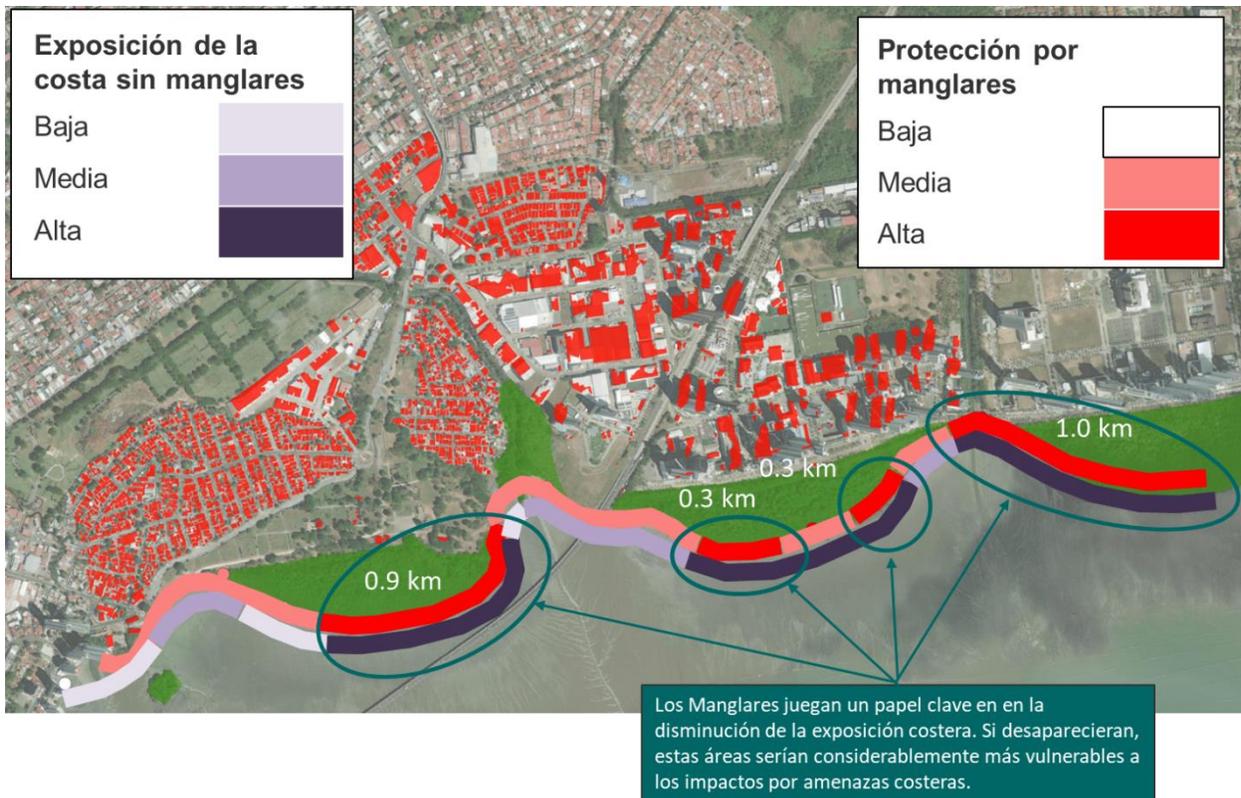


Figura 5-24 Ejemplo de visualización de resultados del modelo de vulnerabilidad costera



Figura 5-25: Bandas interiores y exteriores utilizadas para representar visualmente los resultados del modelo de vulnerabilidad costera.

Con la función "Polígonos de Voronoi" en QGIS se asignaron a las bandas valores de la capa de salida de datos de puntos (Figura 5-26). Esta función genera límites proximales alrededor

de los puntos que se convierten en los polígonos que a su vez contienen los valores de atributos para cada punto<sup>2</sup> (Figura 5-27) que al sobreponerlos con las bandas interior y exterior se logra una asignación de valor final a los segmentos de banda (Figura 5-28).

fid	shore_id	R_hab	R_wind	R_wave	R_surge	R_relief	exposure	habitat_role	exposure_no_habitats
72	72	1.7999999999999...	2	2	5	3	2.550849001251...	0.578285643280...	3.129134644531898
73	73	1.7999999999999...	5	2	5	4	3.245342223199...	0.735729482335...	3.9810717055349727
74	74	1.7999999999999...	5	2	5	5	3.393458190271...	0.769307846737...	4.162766037009366
75	75	1.7999999999999...	3	2	5	4	2.930156051583...	0.664275767154...	3.5944318187380233
76	76	1.7999999999999...	5	2	5	4	3.245342223199...	0.735729482335...	3.9810717055349727
77	77	1.7999999999999...	4	2	5	3	2.930156051583...	0.664275767154...	3.5944318187380233
78	78	1.7999999999999...	3	2	5	3	2.766323734445...	0.627134455826...	3.3934581902715886
79	79	1.7999999999999...	3	2	5	2	2.550849001251...	0.578285643280...	3.129134644531898
80	80	1.7999999999999...	3	2	5	2	2.550849001251...	0.578285643280...	3.129134644531898
81	81	1.7999999999999...	2	2	5	2	2.352158045049...	0.533241766765...	2.8853998118144273

Figura 5-26: Campos de atributos de muestra y valores para la salida de datos de puntos del modelo InVEST de vulnerabilidad costera.



Figura 5-27: Polígonos de Voronoi y sus puntos asociados para las inundaciones agrícolas de baja elevación en el análisis PAN-1A y PAN-1B.

<sup>2</sup> Para generar los " polígonos de Voronoi" con éxito hubo que resolver primero las "geometrías nulas" para algunos atributos en los datos de puntos de salida, lo cual resultó en la aparición de filas adicionales en la tabla de atributos de los datos de puntos que no debían mostrarse en el mapa. Estas geometrías fueron un artefacto del procedimiento de adelgazamiento manual antes descrito y simplemente se eliminaron. Por otra parte, para que los polígonos resultantes contuvieran por completo las bandas interior y exterior, se les reasignó un búfer de 25% en el menú de configuración de la función que los produce.



Figura 5-28: Resultados del modelo de vulnerabilidad costera que muestra bandas codificadas por colores que representan el nivel de protección que ofrecen los manglares en cada área.

Tanto los resultados de la exposición de la costa, sin manglares, como los del papel de estos en la reducción se clasificaron en tres categorías: Baja (0 - 1,7), Media (1,7 - 3,3) y Alta (3,3 - 5,0), para los primeros y Bajo (0 - 0,33), Medio (0,33 - 0,66) y Alto (0,66 - 1,0), para los segundos. En la Figura 5-28, arriba, la banda violeta representa la exposición costera sin manglares, el violeta oscuro es Alto, el violeta claro es Medio y el blanco es Bajo. La banda roja representa el papel que desempeñan los manglares en la reducción de la vulnerabilidad costera: el rojo oscuro es Alto, el rojo claro es Medio y el blanco es Bajo.

Puesto que el modelo de vulnerabilidad costera *InVEST* que se ha descrito identifica áreas prioritarias, pero no proporciona estimaciones de los daños causados por las tormentas ni el valor económico de las pérdidas, se utilizó su *Coastal Toolbox* o 'caja de herramientas costeras' para cuantificar los beneficios de los manglares con respecto a las inundaciones y a la erosión costeras. *Coastal Toolbox* es una versión del módulo *InVEST Coastal Protection* adaptada por ESSA, creada originalmente para respaldar la investigación de alto nivel sobre la vulnerabilidad a las inundaciones y el daño estructural acumulativo en una determinada costa de interés. La misma tiene funciones agregadas como el procesamiento por lotes de perfiles transfronterizos y además de la capacidad de probar rápidamente configuraciones de parámetros alternativos en una interfaz fácil de usar y con resultados gráficos útiles. A diferencia del modelo de vulnerabilidad costera de *InVEST*, *Coastal Toolbox* es más adecuado para cuantificar daños en sitios puntuales con atributos de manglares, atributos de tormentas y parámetros costeros detallados en lugar de una evaluación de riesgos de alto nivel en una región grande. *Coastal Toolbox* proporciona una evaluación de principio a fin de los cambios en los procesos biofísicos, como las tormentas costeras y los componentes del ecosistema, como los manglares, a través de estimaciones de costos de daños evitados por inundaciones.

El siguiente resumen refiere las especificidades de esta Caja de Herramientas:

## Resumen: Caja de Herramientas Costeras

### Descripción general

<i>Propósito</i>	Simular el cambio en los daños por inundaciones y erosión costeras en respuesta al cambio en la extensión de los manglares (por ejemplo, debido a la reforestación, la pérdida de manglares o el establecimiento de nuevas áreas protegidas)  Adaptado de un módulo de protección costera de InVEST (publicado en la versión InVEST 3.1.1 descontinuada)
<i>Resolución temporal</i>	Horizonte temporal definido por el usuario dentro de las simulaciones (por ejemplo, 100 años)
<i>Resolución espacial</i>	Ubicaciones de puntos representativos a lo largo de una línea costera objetivo (escala local)
<i>Datos de entrada y parámetros</i>	Área de interés de la costa (polilínea), modelo de elevación digital topográfico-batimétrico sin fisuras, polígonos de playa con atributos (e.g., pendiente de la playa [subida/corrida], densidad de lodo seco [cm, kg/m <sup>3</sup> ], constante de erosión [me, kg/Ns]), huellas de edificaciones con atributos (e.g., valor en dólares, tipo, área), polígonos de manglares con atributos (e.g., altura, densidad, parámetros de diámetro para secciones de tallo, tronco y raíz), parámetros de tormenta (e.g., altura significativa de la ola, período pico de la ola, elevación de la marejada ciclónica, proyecciones seleccionadas de aumento del nivel del mar, elevación de la marea en el momento de la tormenta).
<i>Resultados</i>	<i>Resumen de las condiciones de tormenta simuladas:</i> nivel estático total del agua (m) [elevación de la marea (m) + marejada ciclónica (m) + aumento del nivel del mar (m)] con elevación adicional del agua de inundación desde el avance de las olas (m); <i>Resultados de erosión:</i> área de costa perdida (m <sup>2</sup> ), volumen perdido (m <sup>3</sup> ), avance vertical del oleaje (m), distancia de retirada de la playa (m), porcentaje de retirada de la playa (%); <i>Resultados de la inundación:</i> estructuras inundadas (recuento), profundidad media de la inundación (m), profundidad máxima de la inundación (m), costo de los daños causados por una sola tormenta y durante el horizonte temporal especificado (\$)
<i>Submódulos</i>	MNAI.CPBT: Muestra de puntos de la línea costera, extracción de elevación del perfil, transectos limpios, unión de vegetación, modelo de olas, erosión de playas, rásteres de inundaciones, daños por profundidad de inundaciones, herramienta de vulnerabilidad a inundaciones.
<i>Implementación</i>	Extensión a través del paquete <i>R</i> <i>MNAI.CPBT</i> ( <a href="https://github.com/essatech/MNAI.CPBT">https://github.com/essatech/MNAI.CPBT</a> ).
<i>Dependencias</i>	Una instalación local de <i>R</i> versión 4.0.0 y <i>Python</i> 3.
<i>Gestión de datos</i>	Entradas en formato SIG ráster y shapefile, salidas en formato .html con datos ráster y de archivos de forma extraíbles

### Documentos de referencia:

- ✓ David Suzuki Foundation and Municipal Natural Assets Initiative (2021). Managing natural assets to increase coastal resilience: Guidance document for municipalities. 94pp. Available at: <https://david Suzuki.wpenginepowered.com/wp-content/uploads/2021/12/Coastal-Assets-Guidance-Document-2021.pdf>
- ✓ InVEST User Guide Release Version 3.1.1. Chapter 5.9 Wave Attenuation and Erosion Reduction: Coastal Protection.

La Figura 5-29, a continuación, presenta un diagrama conceptual simplificado de los componentes principales de esta Caja de Herramientas Costeras y su flujo de trabajo en general.

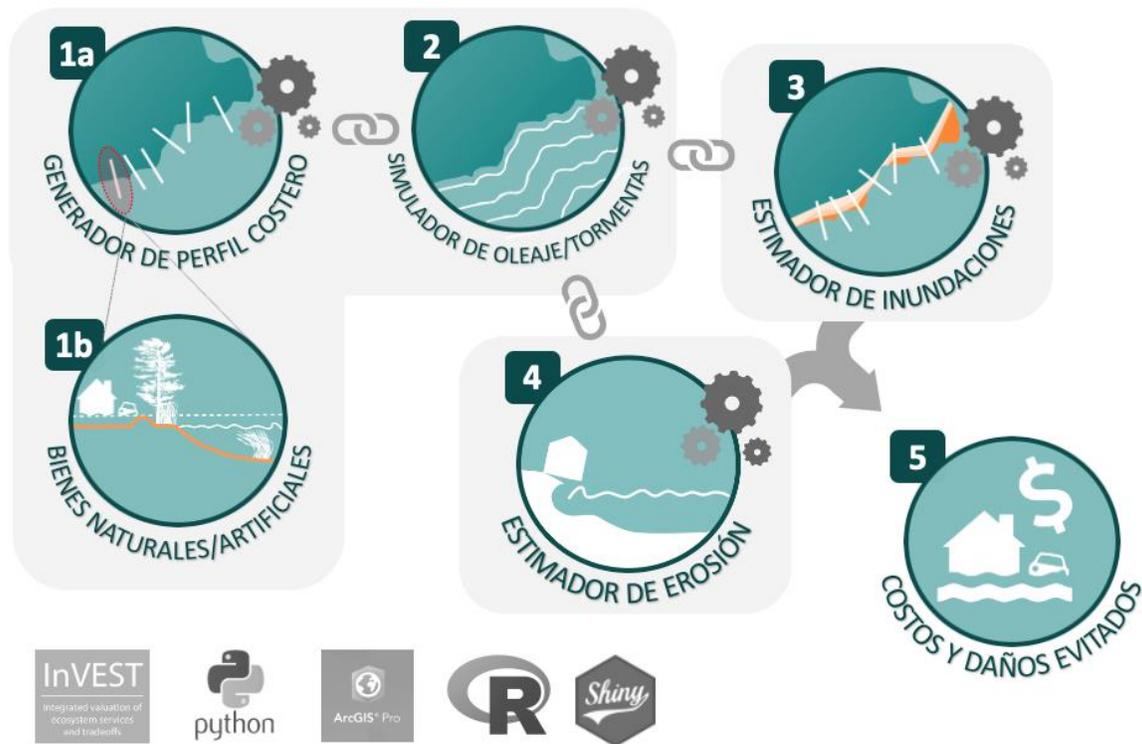


Figura 5-29: Diagrama conceptual de la Caja de Herramientas Costeras.

Los usuarios proporcionan los conjuntos de datos espaciales de entrada necesarios, luego se generan perfiles unidimensionales a lo largo de la costa (1a) y para cada perfil el usuario construye un escenario de activos naturales o construidos (1b). Con base en los ajustes de tamaño de olas y tormentas proporcionados que el usuario define a partir del período de recurrencia de la tormenta o de un evento extremo conocido específico, el modelo simula una tormenta a lo largo de cada perfil (2), estima los daños resultantes de las inundaciones en las estructuras interpolando la extensión de las inundaciones y por erosión entre perfiles (3 y 4) antes de proporcionar resultados en costos totales de daños por inundaciones y erosión a largo plazo. Estos resultados luego se comparan entre escenarios con manglares y sin manglares para determinar los costos evitados y, si los hubiera, los del activo natural (5). La caja de herramientas es capaz de simular la adición/mejora o pérdida de activos naturales costeros dependiendo de cómo el usuario construya los escenarios. Su fortaleza clave es la capacidad para capturar la influencia de los atributos de los manglares como el ancho, la densidad y la altura del tallo en la atenuación de las olas en cualquier horizonte temporal determinado (e.g., 100 años) o en cualquier período de retorno estadístico de tormenta (e.g., 1 año, 10 años, 100 años, etc.).

Cada uno de los submódulos simplifica los supuestos para facilitar la implementación del modelo y haciendo que la facilidad de uso llegue a una audiencia más amplia. Estos supuestos confinan la representación de varios procesos costeros complejos, adecuándola para evaluaciones preliminares relativamente generales, más que para estudios de ingeniería detallados. Por ejemplo, la propagación del oleaje y la evolución morfológica se modelan a lo largo de perfiles individuales unidimensionales a través de la costa, por lo que los procesos como la interacción ola-corriente, las condiciones de las olas multidireccionales, la difracción de las olas, la deriva costera y el transporte lateral de sedimentos, no aparecen contabilizados en las salidas. Esto también significa que el modelo no simula la agitación de las olas en puertos o áreas con geometrías complejas. Cada perfil transversal a la costa supone que las playas objetivo son “uniformes a lo largo de la costa”, lo cual presupone que las interacciones con características complejas a ambos lados del perfil, como ensenadas estrechas, estuarios, canales y puntos, no pueden representarse adecuadamente. La aplicación tampoco simula la acumulación de sedimentos, los cambios estacionales en una playa ni ningún otro tipo de transporte de sedimentos de corte/relleno y solo proporciona una estimación de la pérdida horizontal de la playa después de una tormenta basada en ecuaciones teóricas simples de estabilidad del perfil.

El modelo de inundación es del tipo “bañera”<sup>3</sup>, supone muy poca variación espacial en los niveles de agua y no considera la dinámica del flujo terrestre, lo cual significa que el nivel del agua simplemente se eleva uniformemente a un "nivel [fijo] de aguas tranquilas" en función de las entradas definidas por el usuario por cuanto a la marea, las marejadas ciclónicas y el aumento del nivel del mar cuyo tratamiento se describe en detalle en el apartado de Datos de Entrada y Configuración de Parámetros' a continuación. El modelo estima después la altura de la ola local<sup>4</sup> en cada perfil transversal a la costa y suma estos valores al nivel total de inundación dando como resultado final un conjunto de datos ráster de la elevación de la superficie del agua de inundación sobre una superficie de elevación existente del suelo según el modelo digital del terreno utilizado. Por lo anterior, la aplicación no simula los flujos superficiales ni procesos hidrodinámicos ni, por ende, el efecto de diques o muros de contención. Las depresiones terrestres que de otro modo podrían estar protegidas de las inundaciones se inundan en este tipo de inundación simulada y los mapas resultantes tienden a sobreestimar el área inundada.

Debido a estas limitaciones, los resultados de la caja de herramientas deben considerarse sólo como estimaciones gruesas que son útiles para hacer comparaciones relativas entre escenarios posibles para la gestión de manglares. No obstante, los resultados son útiles como apoyo a la toma de decisiones de bajo costo para determinar si se justifican estudios más detallados, como un apoyo a la extensión comunitaria, y para contribuir al diseño,

---

<sup>3</sup> En este modelo un área con una elevación menor que el nivel de inundación proyectado, se inundará como una “bañera”. Las áreas inundadas se determinan mediante un procedimiento de cálculo simple en un sistema de información geográfica donde la elevación en cada celda de un modelo digital de elevación se compara con el nivel del mar previsto y todas las celdas con valores inferiores a ese nivel se consideran inundadas (Yunus *et al.*, 2016).

<sup>4</sup> Es el alcance vertical máximo del chapoteo de las olas en una playa o estructura por encima del nivel del agua estancada, y generalmente representa la máxima incursión de una ola hacia tierra.

desarrollo y propuesta de políticas de gestión de activos naturales que tengan en cuenta los manglares.

### *Datos de entrada y configuración de parámetros*

Los principales datos de entrada para la caja de herramientas son las áreas costeras de interés, la elevación y la batimetría, diversos parámetros de playas y zonas costeras, niveles estáticos de agua, diversos parámetros de tormentas costeras, huellas de edificaciones y la extensión de manglares. Estas entradas se describen a mayor detalle a continuación:

### **Áreas costeras de interés**

Estas áreas definen las regiones objetivo para la modelación de inundaciones y erosión en la Caja de Herramientas. Todas las predicciones y simulaciones se generan a lo largo de las secciones de costa objetivo. Estas secciones de la línea costera fueron delineadas manualmente en cada área de estudio en función de los resultados de la modelación de vulnerabilidad costera, la evaluación de condiciones y riesgos, la presencia de comunidades aguas arriba potencialmente en riesgo de inundación, la capacidad/potencial de manglares y la disponibilidad de datos en general. Estas secciones se restringieron, entonces, para excluir las características geomórficas que la aplicación no representa (e.g., desembocaduras de ríos y estuarios costeros).

Dentro de la Bahía de Panamá, se simularon tormentas a lo largo de la costa desde Río Abajo (cerca del Puente del Rey) hasta Río Pacora (sureste del Aeropuerto Internacional de Tocumen Panamá – sur de Pacora) (Figura 5-30), y en cuatro áreas focales de Bahía de Parita: El Guineo, El Salado, Boca de Parita y Bayano (Figura 5-31).



Figura 5-30: Secciones objetivo de la línea costera (líneas rojas) incluidas en la Caja de Herramientas Costeras para la Bahía de Panamá.

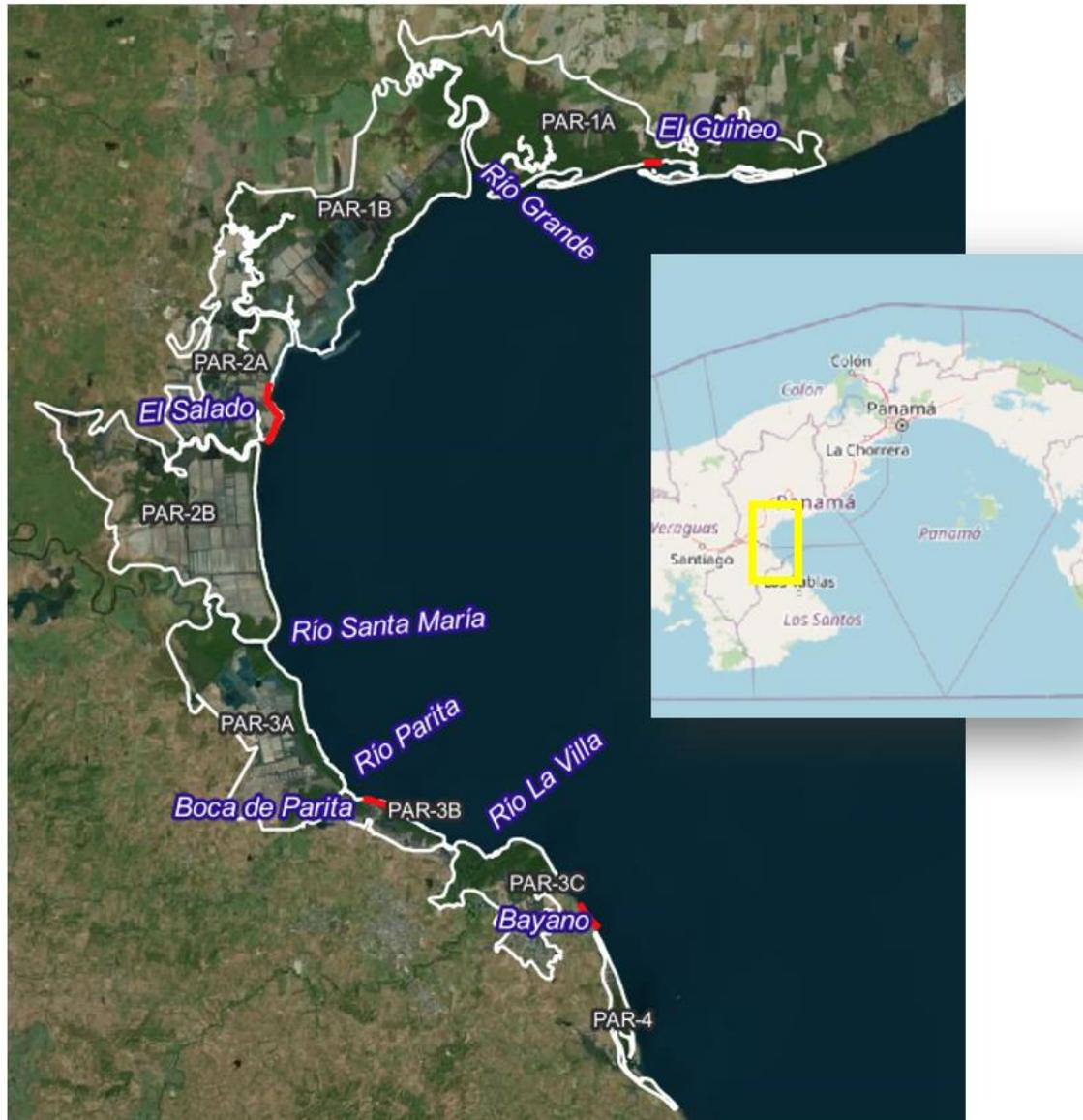


Figura 5-31: Secciones objetivo de la línea costera (líneas rojas) incluidas en la Caja de Herramientas Costeras para la Bahía de Parita.

### La elevación y la batimetría

Para simular la propagación de las olas de tormenta y el estado del mar sobre la tierra durante las marejadas ciclónicas y las mareas altas, la aplicación requiere un modelo digital de elevación (DEM) topográfico-batimétrico sin interrupciones que se genera como una superficie rasterizada proyectada a un sistema de coordenadas cartesianas (e.g., zona UTM local) con valores de este a oeste, de norte a sur y de altura en metros (valores “x, y, z”). El

datum de referencia vertical<sup>5</sup> debe establecerse en el *datum* de la carta de modo que 0 m sea igual al nivel medio de aguas bajas inferiores (LLWL, *lower-low water level*) durante los ciclos de marea diarios regulares. El DEM se utiliza entonces para construir perfiles transversales que corren perpendicularmente a la costa desde el mar hasta la tierra (Figura 5-32). La aplicación genera simulaciones de tormentas de forma independiente en cada perfil costero para producir estimaciones localizadas de inundaciones y erosión. Otros componentes como manglares, edificaciones y el estado del mar se agregan al perfil en el modelo para interactuar con el perfil costero como la fuente rectora que controla la exposición costera y la atenuación de las olas, en la simulación.

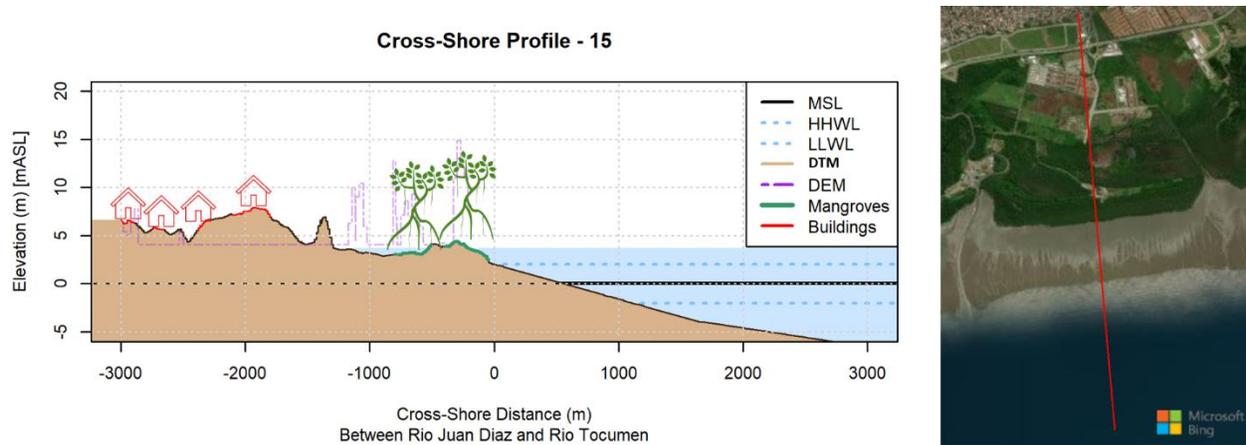


Figura 5-32: Ejemplo de perfil transversal a la costa que muestra la superficie topográfica-batimétrica del DEM (marrón), el nivel de agua de inundación (azul), las elevaciones de marea para marea baja (LLWL), media (MSL) y alta (HHWL), así como la ubicación de las edificaciones (en rojo) y otras características (los manglares en verde). La imagen de la derecha muestra una vista aérea del perfil a través de la costa.

Un requisito crítico para el DEM topográfico-batimétrico es que la porción terrestre de la superficie de elevación debe representar elevaciones del terreno y excluir otras características terrestres naturales y construidas, como árboles y estructuras. Cuando se realizan estas exclusiones, el conjunto de datos se conoce como modelo digital del terreno (DTM, por sus siglas en inglés), y cuando no se realizan, como modelo de superficie digital (DSM, por sus siglas en inglés). La mayoría de los modelos disponibles para todo Panamá son de superficie (DSM) y se crearon a partir de varios sensores espaciales. Los modelos de superficie digitales no pueden utilizarse para simular inundaciones o erosión ya que tergiversan las elevaciones de la superficie terrestre subyacente. Es imposible determinar cuándo y dónde se capturan las características terrestres (*e.g.*, alturas de las edificaciones o los manglares) dentro de los modelos DSM (Figura 5-33 en la siguiente página). Los modelos digitales de terreno (DTM) son más difíciles de construir y validar, pero limitan el

<sup>5</sup> El dato de referencia vertical se ubica en el paisaje a 0 m de elevación y normalmente lo establecen los topógrafos en campo. En la Caja de Herramientas Costeras, este dato se configuró al *datum* de la carta náutica, que es aproximadamente igual a la elevación de la marea baja.

potencial de subestimar el riesgo de inundaciones al elevar involuntariamente los cimientos de las estructuras existentes.

Para la realización de este proyecto se recopilaron múltiples fuentes de datos de elevación para desarrollar y validar el DEM topográfico-batimétrico:



Figura 5-33: Demostración de la diferencia entre modelos digitales de terreno (DTM/MDT) y modelos digitales de superficie (DSM/MDS) para simular inundaciones.

- Modelo digital del terreno (DTM) derivado del radar del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia: Fue posible obtener de este modelo un subconjunto de estos datos de elevación de la institución que cubre la región de estudio, estos se recopilaron inicialmente de sobrevuelos de aeronaves durante los últimos cinco o diez años. La superficie de elevación se construyó interpolando características superficiales escasas (e.g., edificaciones, vegetación, etc.) y completando las elevaciones de la superficie del terreno circundante partiendo de las tendencias de elevación locales dentro de un radio de búsqueda de 100 m (Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia - especificaciones de metadatos técnicos del 8 de marzo de 2023). En áreas con una densa cubierta vegetal, se desarrolló un modelo de elevación pseudo rasterizado-'Tropical DEM' restando las alturas de la vegetación con un software de procesamiento interno (Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia - especificaciones técnicas de metadatos). La superficie de elevación final se publicó con una resolución de píxeles de 5 m por 5 m, proporcionando así la mejor cobertura general del área de estudio en relación con fuentes de datos de elevación alternativas y que a continuación se describen. Sin embargo, la precisión vertical del DTM derivado del radar seguía sin estar clara. Por lo tanto, se tuvieron que desarrollar perfiles transversales en cada sección de la costa para evaluar la exactitud y precisión relativas (Apéndice C).
- STRI ALOS DSM del Área del Canal de Panamá: El Laboratorio de Monitoreo Físico - SIG del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI) ha producido una versión modificada del Modelo Digital Global de Superficie ALOS que consta de un modelo de superficie digital (DSM) de alta precisión validado localmente con una resolución de píxeles establecida en 30 m por 30 m (JAXA, 2022). El STRI ALOS DSM no puede usarse de manera confiable para simular inundaciones o erosión con la caja de herramientas ya que la vegetación, las edificaciones y otras características de la superficie están incluidos en el DEM. A pesar de estas limitaciones, el STRI ALOS DSM fue incluido en los perfiles de elevación transversales a la costa (Apéndice C) lo cual ayudó a validar el MDT derivado del radar del apartado anterior e identificar áreas problemáticas con discrepancias significativas o inesperadas entre los valores de elevación previstos y observados.

- MDT sintético de la Investigación de la dinámica del ecosistema global (GEDI): Los datos espaciales LiDAR provenientes de la investigación sobre la dinámica del ecosistema global (GEDI)<sup>6</sup> se utilizaron para construir un MDT sintético de toda el área de estudio. Esto fue posible al recopilar los datos de puntos GEDI de nivel 2A disponibles para el área de estudio entre enero de 2018 y enero de 2023 separando el haz 101 (BEAM0101) y después identificando el pico de elevación más bajo del gráfico de amplitud de forma de onda que representaría la elevación de la superficie del suelo. Los cálculos se realizaron utilizando la funcionalidad preexistente en el paquete R rGEDI (Silva *et al.*, 2022). Desafortunadamente, la superficie de elevación derivada del GEDI DTM no se pudo utilizar para simulaciones de olas o erosión en la Caja de Herramientas porque la cobertura de los pasos de sobrevuelo del GEDI fue inconsistente e insuficiente en la mayor parte del área de estudio. Algunas áreas produjeron una densa cobertura de puntos LiDAR es decir, puntos dentro de un radio de 30 m entre sí, pero persistieron grandes brechas (*i.e.*, > 1 km) en otras secciones costeras clave. La precisión de los datos de elevación del terreno de GEDI DTM también es muy sensible a la pendiente del terreno. Aun cuando se esperaría una precisión de aproximadamente 0.5 m para áreas relativamente planas, esta se deteriora en pendientes más pronunciadas (Adam *et al.*, 2020). A pesar de ello, el DTM GEDI sintético siguió siendo un activo incluido en los perfiles transfronterizos para evaluaciones de precisión (Apéndice C). A diferencia del primer DTM, este se extendió a la región intermareal lo cual ayudó a validar los vínculos entre los datos batimétricos y los datos de elevación terrestre que a continuación se refieren.
- Datos de Batimetría STRI: Los datos de batimetría se obtuvieron del Laboratorio SIG de monitoreo físico del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI) - Portal de Datos: Batimetría de la República de Panamá.<sup>7</sup> Estos incluyen contornos para las isolíneas de 0 m y -10 m referenciadas al nivel medio del mar (MSL, por sus siglas en inglés), que se compararon con las batimetrías disponibles en las cartas de navegación publicadas, utilizando el Visor de Cartas NAVIONICS®.<sup>8</sup> La conversión local entre la elevación ortométrica MSL en el nivel medio inferior-bajo del agua (datum del gráfico) es de aproximadamente 3.23 m (Banco Mundial, 2019). El visor de cartas NAVIONICS® se utilizó igual para validar las pendientes batimétricas marinas derivadas de 0 m -10 m en cada sección de la costa.

El DEM topográfico-batimétrico finalizado se generó fusionando el DTM terrestre derivado del radar del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia con los datos de batimetría marina. Los pasos de procesamiento iniciales incluyeron la conversión de cada conjunto de datos de alturas de elipsoides a alturas ortométricas utilizando el modelo geoide EGM2008-5<sup>9</sup> (sólo aplicable para GEDI DTM y ALOS DEM sin procesar) que después debió ajustarse al datum del gráfico de modo que 0 m fuere igual al nivel medio de agua más bajo (marea baja). De esta forma, se logró llenar una pequeña brecha entre los conjuntos de datos terrestres y batimétricos mediante interpolación lineal. Finalmente, todos los conjuntos de datos se compilaron juntos para generar perfiles transversales para cada sección objetivo de

---

<sup>6</sup> <https://gedi.umd.edu/>

<sup>7</sup> [https://stridata-si.opendata.arcgis.com/datasets/2dca963d87ef4e5bafc54c9501b4a7ba\\_0/about](https://stridata-si.opendata.arcgis.com/datasets/2dca963d87ef4e5bafc54c9501b4a7ba_0/about)

<sup>8</sup> <https://webapp.navionics.com/>

<sup>9</sup> <https://www.unavco.org/software/geodetic-utilities/geoid-height-calculator/geoid-height-calculator.html>

la costa (Apéndice C). Estos perfiles transversales fueron muy valiosos en la identificación de áreas acordes y discrepancias existentes entre conjuntos de datos que guiaron aún más la discusión y la interpretación de los resultados después de considerar las limitaciones de los datos.

### **Parámetros de playa y ante-playa**

La Caja de Herramientas de Protección Costera también requiere estimaciones de la pendiente de los manglares / fangales (ascenso/descenso), una estimación de la densidad seca media del lodo (Cm, km/m<sup>3</sup>) y una constante de erosión (Me, kg/Ns). La pendiente del fangal se estimó para cada perfil transversal a la costa directamente a partir de los datos batimétricos. Los valores de pendiente de manglares/fangales oscilaron entre 0.003 y 0.001 (o 1:300 a 1:800, aproximadamente). Estas pendientes son consistentes con el intervalo sugerido de valores de pendiente de fangales en el código base de atenuación de ondas y reducción de erosión de *InVEST*. En lugar de generar alguna estimación local para la densidad seca media o la constante de erosión del lodo, (densidad del lodo seco: 70 kg/m<sup>3</sup>; constante de erosión del lodo: 0,001 kg/Ns) se optó por utilizar los valores predeterminados del modelo.

### **Nivel de agua estático**

El nivel estático del agua se refiere a la elevación de la superficie del agua local resultante de la marejada ciclónica, las mareas y el aumento del nivel del mar combinados, pero excluye el avance de las olas. El nivel estático del agua se proporciona como entrada del usuario para cada simulación de tormenta dentro de la caja de herramientas pues esta no estima de forma independiente el aumento del nivel del mar o la marejada ciclónica sino que estima la erosión y las inundaciones durante cada tormenta combinando el nivel estático del agua (que el usuario proporciona junto con datos cartográficos, nivel de marea, marejada ciclónica y aumento del nivel del mar) y el avance de las olas calculado (salida del modelo). Por lo anterior, las estimaciones estáticas del nivel del agua deben ser precisas y significativas para evitar sobreestimar o subestimar los daños de las tormentas.

*Nivel de agua estático = Datum de la carta (marea baja) + Nivel de marea + Marejada ciclónica + Aumento del nivel del mar*

- **Mareas:** La Costa Pacífica de Panamá tiene un régimen macromareal semidiurno (Banco Mundial, 2019). El nivel medio del mar está aproximadamente a 3,23 m por encima del LLWL medio (nivel bajo de agua inferior, dato de la carta). La marea alta, definida como el nivel máximo del agua (HHWL), se encuentra aproximadamente a 6,04 m por encima del LLWL (datum cartográfico) y a 2,81 m por encima del nivel medio del mar (Banco Mundial, 2019). Este estudio supone que la duración promedio de una tormenta es de aproximadamente 6 horas y que cada tormenta interactúa con todo el intervalo de marea. Dada su considerable amplitud, las mareas tienen una gran influencia en las inundaciones costeras, sin embargo, en este estudio se adoptó un enfoque conservador para la modelación de tormentas costeras asumiendo que durante esas 6 horas la tormenta concurre con el referido HHWL. Estos supuestos hacen que las estimaciones de los daños por inundaciones sean más conservadoras pero apropiadas dadas las simulaciones de alto nivel de la caja de herramientas.

- **Marejada ciclónica:** La marejada ciclónica es el aumento regional en los niveles de agua costera debido a los cambios de presión atmosférica y el viento asociados con una tormenta. Los valores de las marejadas ciclónicas son específicos a cada tormenta (*i.e.*, una tormenta más grande tendrá un valor más alto de marejadas ciclónicas), pero se supone que los valores de estas tienen un efecto a escala regional. Por ello, con la caja de herramientas, estas se pueden aplicar globalmente a todas las líneas costeras y a todos los perfiles costeros en el área de estudio independientemente de su aspecto y ubicación. El usuario estima los valores de marejadas ciclónicas fuera de la caja de herramientas para tormentas con una frecuencia de retorno determinada (*e.g.*, una tormenta de una cada dos años, una tormenta de una cada cincuenta años y una tormenta de una cada cien años tendrán valores crecientes en las estimaciones de marejadas ciclónicas). La intensidad de las tormentas y los períodos de retorno se caracterizan a partir de datos meteorológicos históricos. Los atributos de las tormentas extremas generalmente se generan por extrapolación en un análisis de frecuencia. En este caso, las estimaciones estáticas del nivel del agua de un análisis previo de frecuencia de tormentas elaborado por el Banco Mundial (2019) se aplicaron para las cercanías del estuario del río Tocumen cerca de la Ciudad de Panamá (Cuadro 5-6). Los valores de las marejadas ciclónicas (sin incluir mareas, aumento del nivel del mar y otros factores) oscilaron entre 0.2 y 0.6 m para una tormenta que ocurre una vez cada dos años y hasta de 0.6 a 1.0 m para una tormenta que ocurre una vez cada cien años.

Cuadro 5-6: Estimaciones del nivel extremo de aguas tranquilas (nivel de agua estático) a partir de marejadas ciclónicas para tormentas de diferentes intensidades y períodos de retorno (datos del Banco Mundial, 2019: Tocumen, Panamá). Las estimaciones incluyen las condiciones actuales y estimaciones alternativas consecuentes con el aumento futuro del nivel del mar.

<i>Período de Retorno de Tormenta (T = años)</i>							
	<i>T2</i>	<i>T5</i>	<i>T10</i>	<i>T20</i>	<i>T30</i>	<i>T50</i>	<i>T100</i>
<i>Nivel extremo del agua estática por encima de MSL (m) [excluyendo aumento del nivel del mar – SLR, por sus siglas en inglés]</i>							
<i>mAMSL*</i>	3.456	3.546	3.606	3.666	3.696	3.736	3.786
<i>Aumento del Nivel del Mar (SLR) SSP-8.5 [+0.69m]</i>							
<i>mAMSL*</i>	4.146	4.236	4.296	4.356	4.386	4.426	4.476

\* *Metros por encima del nivel del mar*

- **Aumento del nivel del mar:** Esta variable también se incluye en los cálculos estáticos del nivel del agua para simulaciones de tormentas en la caja de herramientas, que es importante tener en cuenta incluso si sólo se dispone de estimaciones aproximadas para períodos distantes, ya que se espera que muchas comunidades costeras de todo el mundo se vuelvan más vulnerables a las inundaciones costeras hacia finales de siglo con este aumento del nivel. Existen diferentes estimaciones del aumento del nivel del mar en la costa del Pacífico de Panamá para diferentes períodos de tiempo, escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero y metodologías de modelado. Para este caso

se utilizó la proyección de la NASA<sup>10</sup>, que proporciona estimaciones localizadas en todo el mundo según se reporta en el Sexto informe de Evaluación (AR6) del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). De manera conservadora se eligió el aumento del nivel del mar con el escenario de altas emisiones de las Vías Socioeconómicas Compartidas (SSP, SSP5-8.5) para finales de siglo (~2090) que es de aproximadamente 0.69 m (Figura 5.33 a continuación). Estas estimaciones no son diferentes de otras provenientes de otras fuentes después de contabilizar el período y el escenario de emisiones (Reguero *et al.*, 2015; República de Panamá, 2023).

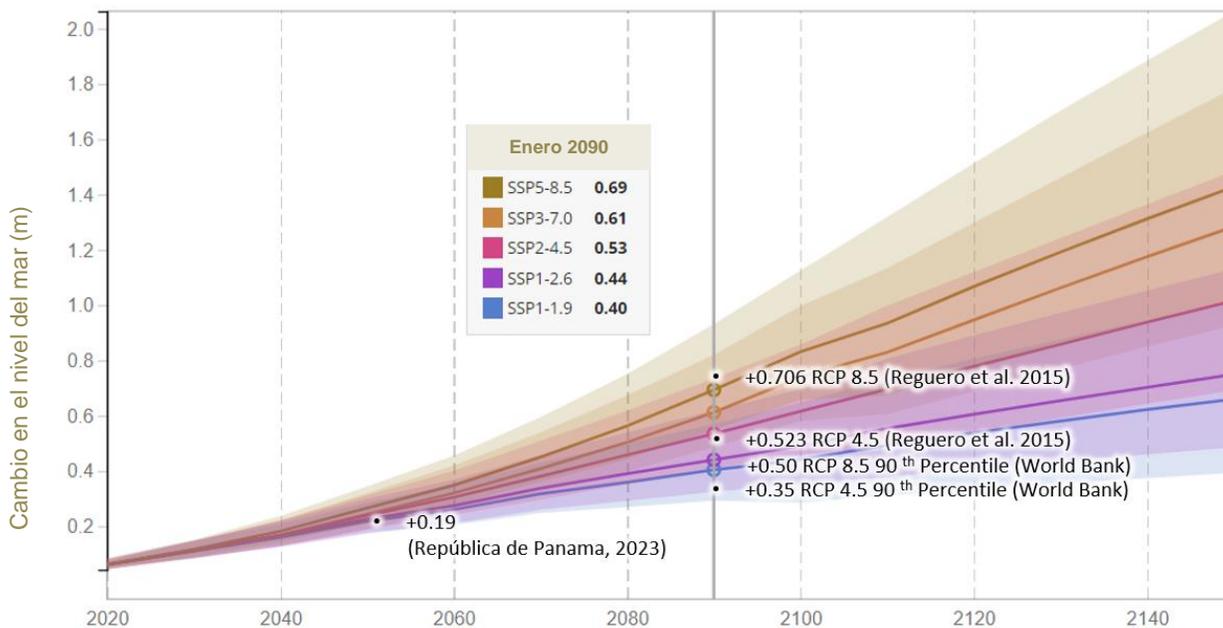


Figura 5-34: Estimaciones del aumento del nivel del mar de la herramienta de proyecciones del nivel del mar del Sexto Informe de Evaluación del IPCC (NASA, Isla Naos: [https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool?psmsl\\_id=581&data\\_layer=scenario](https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool?psmsl_id=581&data_layer=scenario) ).

### Parámetros de tormentas costeras

Los valores de altura y período de ola, calculados por los usuarios fuera de la caja de herramientas, se proporcionan como entradas de datos para representar la intensidad de una tormenta. Las estimaciones de la altura y el período de las olas son específicas a cada tormenta. Las tormentas más grandes tienen olas más grandes que darán como resultado valores de aceleración de olas más altos y con ellos el aumento de las inundaciones y de las tasas de erosión, consecuentemente. Las estimaciones de olas marinas provinieron del centro de datos ERA5 del ECMWF (Centro Europeo de Pronósticos Meteorológicos a Plazo Medio).<sup>11</sup> ERA5 es el reanálisis de quinta generación del ECMWF para el clima global durante las últimas ocho décadas. Los resultados del análisis de la frecuencia de retorno de

<sup>10</sup> [https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool?psmsl\\_id=581&data\\_layer=scenario](https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool?psmsl_id=581&data_layer=scenario)

<sup>11</sup> <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset/ecmwf-reanalysis-v5>

las tormentas fueron preparados por Amaury Camarena (P. Eng.) de CBCL Engineering Ltd. El Cuadro 5-7 muestra estimaciones de la altura de las olas en alta mar y los datos del período de las olas para tormentas en la costa del Pacífico de Panamá en las cercanías de la Bahía de Panamá y Bahía de Parita. Estos valores se vincularon a las estimaciones estáticas del nivel del agua específicas de la tormenta y se utilizaron para simular tormentas dentro de la Caja de Herramientas Costeras.

Cuadro 5-7: Altura y período de ola en alta mar estimados para tormentas de intensidad creciente (representados por período de retorno).

<i>Período de Retorno (Años)</i>	<i>Altura de la Ola (m)</i>	<i>Período del Oleaje Tp (s)</i>
1	1.81	13.7
2	1.88	14.1
5	1.99	14.6
10	2.07	15
25	2.18	15.5
50	2.27	15.9
100	2.36	16.4
200	2.46	16.8
500	2.59	17.4
1000	2.69	17.8

### Huellas de construcción

Las huellas de las edificaciones se utilizan para evaluar los daños por inundaciones dentro de la caja de herramientas. Cada simulación de tormenta se ejecuta con todos los parámetros de entrada descritos en las secciones anteriores. Cuando se produce una inundación, el agua de la inundación se cruza con la capa de datos SIG de las huellas de las edificaciones para proporcionar una estimación de los daños por inundación para una simulación de tormenta determinada. Los costos de los daños por inundación se estiman para cada estructura de forma independiente en función de su costo de reposición y el grado del daño, que son producto de la extensión de la inundación de una estructura en función de la profundidad del agua en la superficie inundada.

Fue necesario delinear las huellas de las edificaciones para todas las estructuras vulnerables a las inundaciones costeras dentro del área de estudio. El gobierno de Panamá proporciona información detallada sobre zonificación y parcelado, pero la disponibilidad y la integridad de los límites de las estructuras residenciales eran limitadas, por lo que se decidió descargar las huellas de las edificaciones desde un recurso externo para mantener la coherencia en toda la región del estudio. En este sentido, estas provinieron de las bases de datos de huellas de edificaciones de *Bing Maps Global ML* y del *Global Building Footprints* que incluyen

contornos perimetrales de huellas de edificaciones trazadas a partir de un modelo de aprendizaje automático aplicado a varios recursos con imágenes satelitales. Así, las huellas de alguna edificación de este modelo representan predicciones de delineaciones de estructuras en lugar de límites de estructuras delineados y verificados manualmente, sin embargo, la precisión de esta base de datos de huellas de edificaciones pareció ser notablemente alta tras la revisión/inspección visual de las estructuras en toda el área de estudio (Figura 5-35, a continuación).

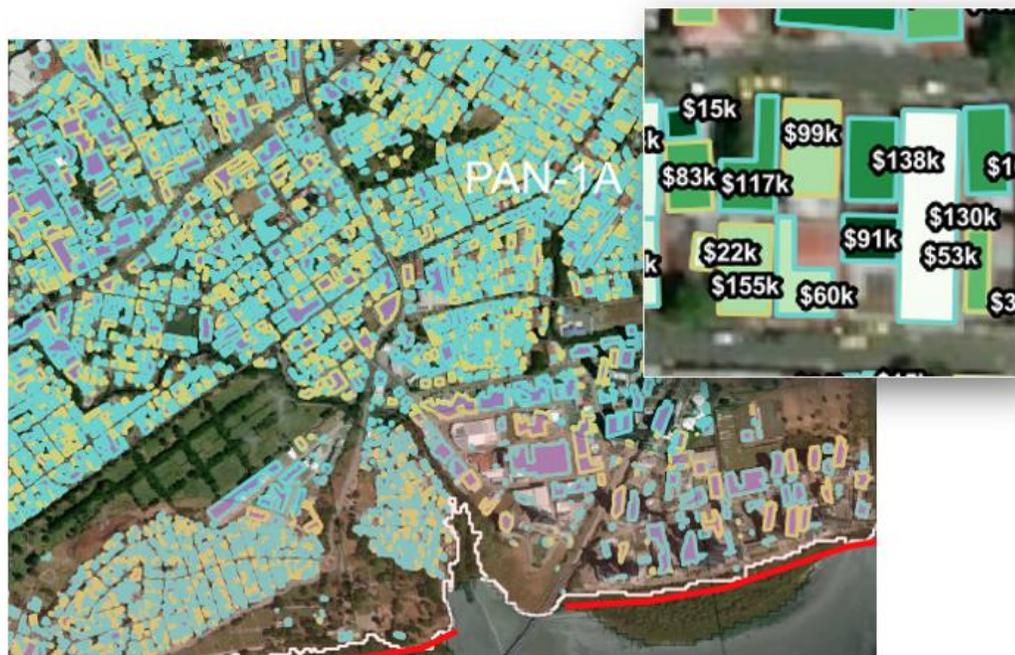


Figura 5-35: Límites de la huella de los edificios en las cercanías de la ciudad de Panamá delineados a partir de la base de datos de huellas de edificios de Bing Maps Global ML (Machine Learning). El recuadro muestra la clase de construcción y el valor previsto de la estructura.

La tasa de predicciones falsas positivas y falsas negativas que podían descifrarse manualmente a partir de imágenes de satélite pareció ser inferior a una de cada cincuenta estructuras aún cuando el referido modelo *Global ML Building Footprints* tuvo dificultades para identificar estructuras únicas (*i.e.*, los errores de agrupación y división eran evidentes). Al respecto, la metodología de valoración propia se basó en un resumen de las superficies medidas (pies cuadrados) y, por lo tanto, no sufrió afectaciones.

La caja de herramientas resume el daño total en todas las estructuras en el área de estudio según las estimaciones del porcentaje de daño por estructura. Las estimaciones de daños se derivan de las curvas de daño por profundidad de HAZUS (FEMA, 2022; MNAI, 2021; Figura 5-36, a continuación).

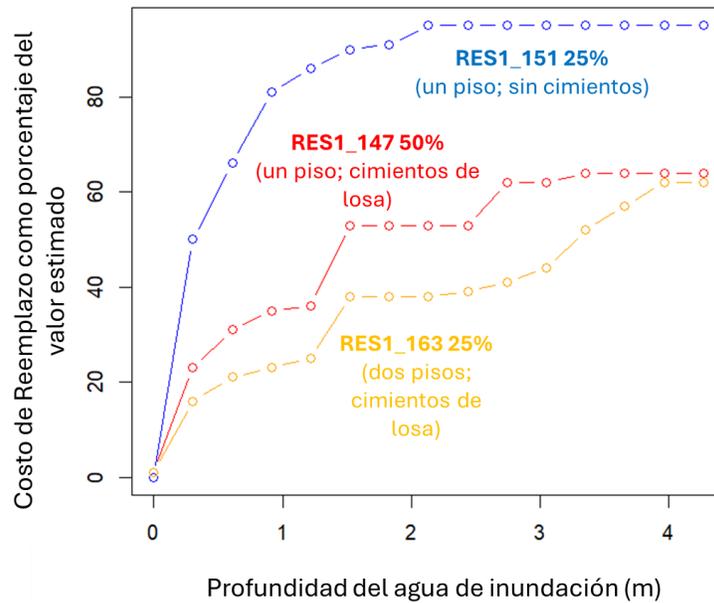


Figura 5-36: Curvas de daño por profundidad de HAZUS para clases de estructuras utilizadas en el ejercicio de modelado de la caja de herramientas.

Las regiones vulnerables a las inundaciones, junto con las huellas de las edificaciones y los datos de clases de terreno/zonificación fueron cuidadosamente revisadas para definir las clases de tales edificaciones a partir de la base de datos de curvas de daños por profundidad MNAI.CPBT HAZUS (MNAI, 2021), que después se vincularon a cada clase de edificación, descubriéndose que la mayoría de las estructuras en la región vulnerable a las inundaciones del área de estudio consistían en estructuras residenciales asumiéndose, por tanto, que todas las estructuras en el análisis eran residenciales. Por medio de *Google Street View* se estimó la porción de estructuras definidas por cada clase de edificación filtrándose las clases de construcción HAZUS aplicables para seleccionar sólo inundaciones residenciales de agua salada de corta duración. Este ejercicio sugirió que aproximadamente el 50% de las estructuras podrían clasificarse bajo el código de clase HAZUS RES1\_147 (un piso; cimientos de losa), el 25% de las estructuras podrían clasificarse como RES1\_151 (un piso; sin cimientos) y el 25% restante. Utilizando estos porcentajes como ponderaciones de probabilidad, se asignaron al azar los tres códigos de clase de construcción a cada estructura para crear cierto realismo en los datos evitando, no obstante, el exhaustivo proceso de asignar manualmente códigos de clase de estructura a decenas de miles de edificaciones. Esta simplificación fue apropiada ya que los resultados se agregan en grandes regiones.

### Manglares

Los datos sobre la distribución y los atributos de los manglares se proporcionan como un aporte central a la caja de herramientas costeras para comprender cómo las estrategias alternativas de gestión costera podrían impactar las tasas de erosión e inundaciones con activos naturales. La caja de herramientas simula la propagación de ondas a través de fangales y bandas costeras de bosques de manglares. Los manglares atenúan la energía de

las olas y, en última instancia, tienen el potencial de reducir las tasas de inundaciones y erosión costeras. En la caja de herramientas costeras, la disipación de olas de los manglares es producto de su extensión y ubicación a lo largo del perfil transversal a la costa, así como de los atributos de altura, diámetro y densidad de sus raíces, tronco y dosel. Los mecanismos subyacentes, las ecuaciones y los supuestos de la disipación de las olas se describen en la Guía del usuario de *InVEST*, versión 3.1.1, Capítulo 5.9: “Atenuación de las olas y reducción de la erosión: protección costera” y se analizan con más detalle en la Guía del usuario de MNAI.CPBT (MNAI, 2021).

La extensión actual de los manglares se define utilizando la misma capa de datos SIG descrita en la sección sobre vulnerabilidad costera de este informe, sin embargo, la caja de herramientas requiere los atributos adicionales por parte del usuario para describir las propiedades detalladas de la raíz, el tronco y el dosel de los manglares a lo largo del perfil (donde hay vegetación de manglares). A falta de datos de campo locales (mediciones) de tales atributos, se utilizaron valores de referencia generalizados de la literatura que describen patrones locales de zonificación de mareas de varias especies de mangle, del rojo (*Rhizophora spp.*) en la zona submareal, del negro (*Avicennia spp.*) en la intermareal y submareal, y del mangle blanco (*Laguncularia spp.*) en la supramareal (Banco Mundial, 2019; Gross *et al.*, 2015). Los patrones observados son tendencias generales de una dinámica de parches, colonización, sucesión y muchos otros procesos ecológicos que coexisten para controlar las distribuciones locales de manglares dependiendo de sus propiedades fisiológicas.

Las propiedades de los manglares (e.g., densidad, altura, diámetro, etc.) se simularon con un algoritmo personalizado diseñado para introducir artificialmente el pseudorealismo referido de acuerdo con la elevación local del terreno y la zonificación de mareas. A cada metro cuadrado de manglar identificado como presente a partir de la capa de datos SIG se le asignó aleatoriamente una especie según la elevación de la zonificación de las mareas. Si un píxel de manglar era submareal, tenía un 50% de probabilidad de ser asignado como una “especie de mangle rojo” y un 50% como “mangle negro”. En el caso de los píxeles de manglares intermareales, todos se asignaron como "especies de mangle negro" y los supramareales por encima de la marea alta se asignaron como "especies de mangle blanco". A estos píxeles se le asignaron atributos fisiológicos específicos de la especie (i.e., altura, diámetro, densidad) de acuerdo con la siguiente tabla de búsqueda (Cuadro 5-8, abajo) para las propiedades del tallo, tronco y copa, y cada atributo fue muestreado aleatoriamente para cada metro cuadrado como un valor de un intervalo de valores predefinido (e.g., densidad de troncos 0.08 – 1.7 troncos por m<sup>2</sup>).

Cuadro 5-8: Valores bibliográficos generalizados para atributos de manglares para especies de manglares rojo, negro y blanco de la Guía del usuario de InVEST (versión 3.1.1).

<i>Atributos del Mangle Rojo (Submareal)</i>			
	<i>Altura (m)</i>	<i>Diámetro (m)</i>	<i>Densidad (#/m<sup>2</sup>)</i>
<i>Raíces</i>	<i>0 - 1</i>	<i>0.05 - 0.1</i>	<i>1 - 130</i>
<i>Troncos</i>	<i>5 - 8</i>	<i>0.15 - 0.4</i>	<i>0.5 - 1.75</i>
<i>Dosel</i>	<i>0.2 - 3</i>	<i>0.02 - 1</i>	<i>1 - 100</i>
<i>Atributos del Mangle Negro (Submareal/Intermareal)</i>			
<i>Raíces</i>	<i>0 - 0.8</i>	<i>0 - 0.07</i>	<i>4 - 131</i>
<i>Troncos</i>	<i>0.8 - 15</i>	<i>0.15 - 0.5</i>	<i>0.08 - 1.7</i>
<i>Dosel</i>	<i>0.2 - 3</i>	<i>0.02 - 1</i>	<i>1 - 100</i>
<i>Atributos del Mangle Blanco (Supramareal)</i>			
<i>Raíces</i>	<i>0 - 0.8</i>	<i>0 - 0.07</i>	<i>4 - 131</i>
<i>Troncos</i>	<i>0.8 - 15</i>	<i>0.15 - 0.5</i>	<i>0.08 - 1.7</i>
<i>Dosel</i>	<i>0.2 - 3</i>	<i>0.02 - 1</i>	<i>1 - 100</i>

Desafortunadamente, los parámetros de la literatura sobre manglares no se obtuvieron de especies locales de mangle rojo (*Rhizophora mucronate*), negro (*Sonneratia spp*), o blanco (*Kandella candel*) (Guía del usuario de InVEST, versión 3.1.1). Sin embargo, al ejecutar pruebas de sensibilidad, se encontró que todas las conclusiones de la simulación con la caja de herramientas eran insensibles al aumento o disminución de los atributos en un 50% o al intercambio de propiedades globales de los manglares con valores alternativos.

Los beneficios de los manglares como atenuadores de inundaciones se midieron mediante simulaciones de tormentas en el mismo lugar para escenarios alternativos que incluían o excluían manglares en la caja de herramientas costeras. En algunos escenarios se añadieron parches de manglares que podrían potencialmente existir en el futuro bajo un escenario de restauración hipotético, y se calcularon las tasas de erosión de los fangales utilizando estimaciones de la caja de herramientas sobre el área y el volumen de pérdida de playas.

Los escenarios de tormentas para un horizonte temporal de 100 años se recopilieron considerando tormentas con diferente frecuencia de retorno durante este período. Estos periodos de retorno representan intensidades de tormentas a lo largo de una distribución de probabilidad y no sus frecuencias reales de ocurrencia (e.g., en promedio habría aproximadamente 20 tormentas con una frecuencia de retorno de uno cada cinco años o 100 eventos de tormenta anuales o dos tormentas de un año en tormentas cada cincuenta años, etc.). Todas las simulaciones en este contexto se realizaron en diferentes elevaciones de mareas y escenarios de aumento del nivel del mar a manera de análisis de sensibilidad. Se asumió que la duración de cada tormenta era de aproximadamente 6 horas lo cual coincidió

con la marea alta para una inundación máxima. Se produjeron resultados con y sin 0.69 m según las predicciones de aumento del nivel del mar asociadas con el escenario SSP5-8.5.

### 5.2.3 Enfoques alternativos para simular la producción pesquera a futuro

Los datos de pesca disponibles provienen del “Plan de acción para la pesca sostenible” de la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP) e incluyen licencias de pesca de 2002, 2003, 2004, 2005, 2005, 2012, 2015 y 2015 para 8 tipos diferentes de barcos. Estos datos también incluyen las Exportaciones de Panamá de 2007 a 2013 para 16 productos diferentes. ARAP proporcionó, en respuesta a una solicitud formal, más datos que llegaron demasiado tarde para considerarlos en el proyecto y no fue posible utilizarlos. Los datos adicionales incluían desembarques comerciales de una larga lista de especies de peces en la provincia de Herrera de 2015 a 2021, el número de licencias de pesca de camarón a escala artesanal e industrial emitidas y el número/estado de las concesiones de desarrollo de la acuicultura de camarón. José Miguel de *Audubon Américas* proporcionó datos sobre los cambios en los manglares para las décadas de 1980, 1990, 2000, 2010 y 2020 en la Bahía de Parita y para las décadas de 1980 y 2022 en la Bahía de Panamá. Con estos datos, se exploraron dos posibles alternativas al modelo de producción pesquera *Invest* para cuantificar el impacto de los manglares en las poblaciones de peces, mismos que podrían ser útiles en el futuro si se dispone de más datos.

#### **Enfoque posible # 1: Función de producción de Barbier**

Un estudio de Barbier (2007) sobre los servicios de producción pesquera proporcionados por los manglares en Tailandia utiliza lo que los economistas llaman un enfoque de *función de producción* que considera el hábitat de cría y reproducción proporcionado por los manglares como un factor en la producción de peces que se cosecharán con el tiempo. Esta suposición implica que los cambios en el hábitat de los manglares aumentan o disminuyen la capacidad de carga de la pesquería y generan más o menos crecimiento biológico cuya función, al integrarse con un modelo de población de peces basado en el equilibrio, a su vez implica que esos cambios pueden caracterizarse en términos de su impacto en las condiciones de equilibrio de una pesquería a largo plazo, o la ruta de captura de múltiples períodos que se acerca a ese equilibrio. Barbier señala que en pesquerías de acceso abierto cercanas a la costa, como sería el caso en Panamá, no es realista suponer condiciones localmente estables, por lo que presenta un modelo que supone que el sistema se está acercando a un estado estable o alejándose de él (*i.e.*, no en equilibrio). Otro supuesto relacionado con el acceso abierto es que cualquier ganancia en la pesquería atraerá a nuevos participantes hasta que todas las ganancias desaparezcan, por lo que en el equilibrio del mercado quienes se benefician o perjudican por la producción excedente o faltante de los cambios en el hábitat de los manglares son los consumidores y no los productores. Los cambios en el excedente del consumidor pueden medirse como la diferencia creciente en los resultados entre los cambios en los niveles de cosecha de equilibrio causados por diferentes coberturas de área de manglares. El esfuerzo pesquero también se ajusta con el tiempo en el modelo en respuesta a las ganancias reales obtenidos.

El enfoque de Barbier deriva de tres entradas de datos medulares para inicializar la simulación: (1) la cosecha inicial, (2) el esfuerzo inicial y el (3) área inicial de manglar en la zona de estudio. Las trayectorias del esfuerzo y del stock de la pesquería y el cambio en el área de manglares se pueden determinar para períodos posteriores utilizando datos reales o, a falta de datos, a partir de una función teórica que pueda validarse cuando los datos estén disponibles. Todo lo demás puede derivarse de estos insumos siguiendo los métodos de Barbier, incluida la captura por unidad de esfuerzo (CPUE o  $c_i$ ). El modelo supone un modelo de crecimiento biológico logístico convencional con una tasa intrínseca de crecimiento ( $r$ ) y un ajuste del hábitat basado en el área ( $S$ ) que representa el efecto del cambio de los manglares en la capacidad de carga de la pesquería ( $k$ ). También utiliza un modelo de captura simple que multiplica la población de peces ( $X$ ) por el esfuerzo ( $E$ ) y un coeficiente de capturabilidad ( $q$ ), y una función de demanda del mercado con elasticidad constante. La ganancia real a lo largo del tiempo se estima utilizando los precios del pescado desembarcado por unidad cosechada ( $p(h)$ ) y el costo unitario del esfuerzo ( $w$ ).

Este modelo parecía prometedor al inicio porque los datos sobre cosechas y áreas de manglares estaban disponibles además del número de licencias como indicador del esfuerzo. Sin embargo, mientras se revisaba esta posibilidad se consideró la posibilidad de no tener datos suficientes para parametrizar el modelo, y sin ellos, el poder estadístico para detectar algún efecto de los cambios en el esfuerzo, la cosecha o el área de manglares, no sería suficiente. Como referencia, Barbier utilizó una serie de datos con 35 puntos para ajustar su modelo que incluía datos de cosecha anual, esfuerzo y área de manglares de 1983 a 1995 para cinco áreas, cuyas diferencias eran mayores que las existentes en la región de este estudio. El área estimada de manglares en el estudio de Tailandia disminuyó entre 20 y 42 km<sup>2</sup> anualmente (0.7 a 1,6%), mientras que el área de manglares en la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita aumentó anualmente entre 5 y 23 ha (0.02 y 0.2%), respectivamente, y aunque teóricamente sería posible desarrollar un modelo estadísticamente significativo basado en el enfoque de Barbier con menos de 35 puntos de datos, sería poco probable debido al tamaño del efecto más pequeño.

### **Enfoque posible #2: CMSY**

Otro enfoque diseñado para situaciones de escasez de datos es el CMSY que se traduce como “C rendimiento máximo sostenido (RMS)” que no debe confundirse con Captura-RMS ya que es un algoritmo diferente. El enfoque estima los parámetros de las pesquerías a partir de la captura, una clasificación de “resiliencia” de la base de datos *FishBase* (Froese y Pauly, 2022) e información cualitativa sobre el estado del stock (biomasa baja, media y alta). El método se centra en una simulación Monte Carlo para identificar el par más probable de la tasa máxima de crecimiento intrínseco ( $r$ ) y la capacidad de carga ( $k$ ) del modelo clásico de producción excedente de Schaffer y el rendimiento máximo sostenible (RMS) asociado, y se realiza en tres pasos: (1) la identificación de los intervalos plausibles para los parámetros de la pesquería en cuestión, (2) la identificación de los pares de parámetros viables utilizando la simulación Monte Carlo, y (3) la selección de tales parámetros como los más probables para la estimación de un intervalo de incertidumbre (Froese *et al.*, 2017). Estos pasos se describen con más detalle a continuación:

Froese *et al.* (2022) identifican valores plausibles para  $r$  de acuerdo con la clasificación de resiliencia de la pesca, y establecen los intervalos para  $k$ , suponiendo (1) que  $k$  es mayor que la captura más grande, (2) que la captura máxima sostenible depende de la productividad de la población, y (3) que la captura máxima constituirá una fracción mayor de  $k$  en poblaciones sustancialmente agotadas y no ligeramente agotadas. Finalmente, los intervalos de biomasa se seleccionan de uno de tres más amplios en términos cualitativos (bajo, medio o alto) según su relación con la capacidad de carga del sistema en cuestión.

El enfoque CMSY reduce los intervalos entre parámetros eliminando los pares no viables a partir de una selección exhaustiva entre cientos de miles de pares de estos dado el enfoque Monte Carlo, y simula una serie temporal de biomasa. Lo anterior se traduce en la eliminación de los pares  $r$  y  $k$  en los que la población se desploma cuando la biomasa prevista es inferior al 1% de la biomasa no explotada, o si la biomasa prevista queda fuera de los intervalos de biomasa previos.

Finalmente se calcula el par  $r$ - $k$  más probable y la incertidumbre de los parámetros. El artículo define el valor  $r$  más plausible dentro del percentil 75 de valores  $r$  viables en el espacio logarítmico, aproximadamente. La razón para seleccionar el percentil 75 es que una determinada serie temporal de capturas puede explicarse por una amplia gama de poblaciones de gran tamaño y baja productividad o por una gama estrecha de poblaciones pequeñas y alta productividad. Dado que  $r$  se define como la productividad neta máxima, se consideran más probables sus valores más altos. El valor más probable de  $k$  se determina a partir de una regresión lineal ajustada a  $\log(k)$  en función de  $\log(r)$ . El artículo también describe métodos para determinar los límites de confianza aproximados del 95%.

Cerca del final del proyecto, llegaron nuevos datos de captura de ARAP que aún cuando no pudieron utilizarse dentro del cronograma del proyecto, cumplían los requisitos mínimos para aplicar el enfoque CMSY en la evaluación del impacto potencial de un cambio en el área de cobertura de los manglares en la capacidad de carga y el rendimiento máximo sostenible (RMS) de las pesquerías. Y a pesar de ser limitados al contener, por ejemplo, solo seis años de datos de captura de corvina entre 2015 y 2021, parecían suficientes para calcular los límites superior e inferior iniciales de la capacidad de carga mismos que podrían refinarse después con más datos disponibles para asignar un valor económico al cambio en el RMS, al transferir los beneficios. Este enfoque supone que la pesquería se gestiona según el RMS, que no es una representación realista de la pesquería, pero proporciona una forma de comparar el impacto potencial de otras alternativas de gestión de los manglares, según resultarían de explorar el efecto de asumir una relación lineal en lugar de una logarítmica entre el área de manglares y la capacidad de carga, por ejemplo.

### 5.3 Valoración Económica

Se requieren dos tipos básicos de información para asignar un valor monetario a un servicio ecosistémico: (1) el número de unidades de cada servicio atribuible al activo natural que se está valorando (e.g., el número de peces producidos que son atribuibles a los manglares) y (2) un valor correspondiente por unidad monetaria. Obtener estos datos no siempre es sencillo y puede requerir investigación de campo y modelos biofísicos si no se dispone de

recuentos de unidades locales y/o si no se conocen valores por unidad monetaria. El Apéndice B proporciona una breve introducción a los métodos comunes de valoración económica y en esta sección se resumen los enfoques seleccionados para este estudio.

La realización de investigaciones de valoración económica primaria (e.g., encuestas de preferencias declaradas) estaba fuera del alcance de este proyecto, por lo que la selección de los métodos utilizados se concentró en opciones realizables con los datos existentes. Para medir el valor económico que proporcionan los manglares en ambas áreas de estudio a través del secuestro de carbono, se aplicó una función de producción con transferencia de beneficios, utilizando el costo social del carbono junto con un análisis de sensibilidad utilizando valores del mercado de carbono. Para los servicios de protección costera, se aplicó una función de producción con costos de daños evitados. El enfoque de costos evitados adoptado aquí se ajustó de acuerdo con la naturaleza del componente afectado, específicamente daños por inundaciones a las edificaciones o a los cultivos agrícolas. Para el caso de la producción pesquera, que no fue posible modelar por la insuficiencia de los datos disponibles, se utilizó una transferencia de beneficios simple basada en el área.

### 5.3.1 Secuestro de Carbono

La medición de los beneficios económicos del secuestro de carbono comienza con una función de producción que puede evaluar los cambios en el carbono almacenado a lo largo del tiempo en respuesta a los cambios en los manglares. Funciones de producción como esta suelen integrarse a modelos de simulación biofísica que pueden incluir múltiples funciones y procesos matemáticos. El modelo *InVEST de Carbono Azul Costero* referido ampliamente en secciones anteriores, es un ejemplo de ello. Para asignar valor económico, la unidad de producción básica que se necesita es la tasa de cambio anual en el carbono (tC) almacenado en la base terrestre con un horizonte temporal, para diferentes escenarios de gestión, y después se aplica una estimación monetaria por unidad de carbono. Se pueden utilizar diferentes tipos de estimaciones monetarias, por ejemplo, Hope *et al.*, (2021) utilizan las siguientes tres opciones de fijación de precios del carbono:

1. Gravámenes o impuestos al carbono
2. Precios fijados por los mercados voluntarios de carbono
3. Costo social del carbono

En este estudio se eligió utilizar el costo social del carbono (SCC, por sus siglas en inglés) conjuntamente a un análisis de sensibilidad con sus precios de mercado (ver Apéndice D). El SCC representa el daño creciente a escala mundial que se espera este elemento cause a la sociedad por cada unidad de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e) emitida a la atmósfera cada año. Ejemplos de estos daños incluyen la pérdida de producción económica, reducciones en la producción agrícola y serias afectaciones a la salud humana, incluidas la pérdida de vidas. El uso del SCC permite una estimación del valor monetario de los daños evitados resultantes del aumento del secuestro de carbono. En algunos países como Estados Unidos y Canadá, el SCC es un enfoque aprobado administrativamente y proporciona la estimación más completa de los costos sociales del cambio climático. Dado que es imposible capturar todos los costos sociales, esta métrica se considera una subestimación si bien los gravámenes/impuestos y los precios del mercado de carbono

tienden a ser más bajos. Las últimas estimaciones de SCC fueron publicadas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos en septiembre de 2022 y oscilan entre US\$120 y US\$340 por tonelada métrica de CO<sub>2</sub> (2020, USD), dependiendo de la tasa de descuento que se aplique (USEPA, 2022).

El análisis principal aquí realizado utiliza los valores de SCC de la USEPA asociados con una tasa de descuento del 1.5% y, como análisis de sensibilidad, también se utiliza el conjunto de valores de SCC asociados con una tasa de descuento del 2.5% (el Apéndice B presenta una explicación del descuento y Apéndice D los resultados del análisis de sensibilidad). Una característica importante de los nuevos valores del SCC de la USEPA es que deben usarse con tasas de descuento dinámicas en lugar de una tasa constante que no cambia con el tiempo. No utilizar descuentos dinámicos resultaría en la subestimación del valor actual del secuestro de carbono hasta por 25% en un año específico, dependiendo de la serie temporal con la que se realice la estimación (USEPA, 2022). Cuanto más se aleja del presente, mayor es la subestimación. La USEPA no informa las tasas de descuento dinámicas que deben acompañar a los valores de SCC asociados con las tasas de 1.5% y 2.5% y la metodología sugerida es demasiado compleja para su implementación al ámbito de este proyecto, pero el documento sí proporciona estas diferencias en curvas de 2020-2080 que muestran la diferencia dinámica entre una tasa de descuento “equivalente a la certeza” (es decir, dinámica) y una tasa de descuento constante para demostrar cuánto subestimaría una tasa constante el valor presente (Figura 5-37).

Por lo anterior, a partir de las tasas de descuento constante utilizadas fue posible reconstruir curvas de diferencia como estas de 2022 a 2122 y obtener así un factor de ajuste anual que, aplicado a la tasa constante inicial, resultó en una forma indirecta de crear las tasas de descuento dinámicas requeridas. Por ejemplo, utilizando este gráfico, se adquirieron los datos para la curva del 1.5% usando <http://www.graphreader.com>, y también los valores de SCC asociados con la tasa de descuento del 1.5% que se incrementaron después usando estos datos como factores de ajuste. El promedio de estas tasas como “precio del carbono” durante 100 años, se multiplicó entonces por el total neto del secuestro de 100 años para cada unidad de planificación de manglares. Este enfoque fue posible porque la tasa anual de acumulación del suelo es constante (4.6 mm/año), y si en algunos análisis futuros esta tasa variara anualmente, se necesitaría calcular el valor presente neto multiplicando el secuestro neto anual y el SCC en cada año de la serie temporal para cada unidad de planificación.

Todos los valores del SCC se ajustaron a dólares de 2022 de los EE. UU, utilizando una tasa de inflación de 1.11 según la *Calculadora de inflación del IPC de la Oficina de Estadísticas Laborales de EE. UU.* ([https://www.bls.gov/data/inflation\\_calculator.htm](https://www.bls.gov/data/inflation_calculator.htm)). Puesto que los datos de la serie temporal de SCC de la USEPA son sólo de 2020 a 2080, también fue necesario proyectar estos valores hasta 2122, para lo cual se calculó la tasa de aumento de los últimos 5 años en la serie temporal de la USEPA aplicándose esta misma tasa a todas las series temporales posteriores de todos los años subsiguientes. Dado que los datos del SCC de la USEPA aumentan de forma casi perfectamente lineal, este enfoque parecía razonable.

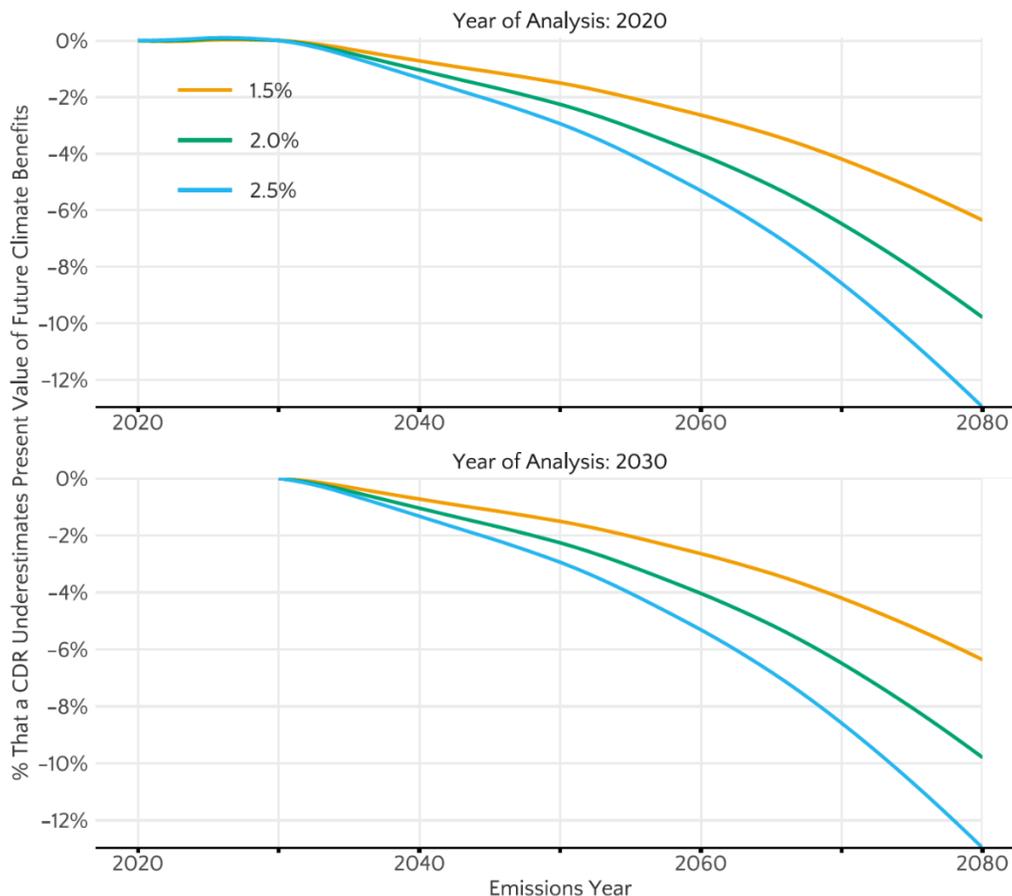


Figura 5-37: Curvas de diferenciales que muestran el porcentaje con el que una tasa de descuento constante, en las ordenadas, subestima el valor presente de los beneficios climáticos futuros, en 2020 y 2030 como años base. (USEPA, 2022). En las abscisas el tiempo en años.

Como análisis de sensibilidad adicional, se proporcionaron valores actuales netos del carbono utilizando un precio de mercado de US \$38/tonelada, según el proyecto “Plantando bosques diversos en Panamá” enlistado por *Gold Standard* (<https://marketplace.goldstandard.org/collections/projects/products/planting-biodiverse-forests-Panamá>), aplicándosele una tasa de descuento constante del 1.5% y del 2.5% a 100 años, cuyo promedio fue utilizado como “precio del carbono” para multiplicarlo por el total neto de secuestro durante ese tiempo para cada unidad de planificación de manglares. Si bien este valor no es representativo del verdadero costo social de las emisiones de carbono, este valor puede ser útil para *Audubon Américas* al considerar posibles valores de compensación de carbono para los manglares en las dos áreas de estudio.

Una nota importante es que durante este proceso se reveló un error en el cálculo de las tasas de descuento del modelo *InVEST Coastal Blue Carbon* que sobreestima severamente el valor del carbono, por lo que se informará al equipo de *InVEST* en tanto los cálculos del valor actual neto se realizaron manualmente fuera del modelo utilizando el procedimiento descrito.

Para determinar el valor del almacenamiento de carbono, el valor de SCC sin descuento para 2022 de la USEPA se puede multiplicar por las toneladas actuales de carbono contenidas en los manglares que, ajustado a la inflación 2022, resulta en un intervalo entre US \$138,06 y US \$391,17 para el SCC.

### 5.3.2 Mitigación de Inundaciones

Como con el secuestro de carbono, la medición de los beneficios económicos de la mitigación de inundaciones comienza con una función de producción que puede evaluar los cambios en la protección contra inundaciones a lo largo del tiempo en respuesta a los cambios en las coberturas de manglar. En este caso, las funciones de producción están integradas en la caja de herramientas, que incluye múltiples funciones y procesos matemáticos. Para asignar un valor monetario, la unidad de producción básica que se necesita del modelo son los daños por inundaciones. En el caso de las edificaciones, los daños son el número (#) de edificaciones inundadas y el grado de inundación (%).<sup>12</sup> En el caso de terrenos agrícolas, los daños son a sus superficies inundadas (ha) anualmente, y la estimación monetaria se aplica después por unidad de daño. En diferentes escenarios de gestión de manglares, la reducción de los daños por inundaciones asociados con un escenario en comparación con una línea base referente se conoce como el “costo evitado de los daños”, que se convierte en el valor económico asignado al servicio ecosistémico proporcionado por el activo natural. Al igual que el secuestro de carbono, se reportan estos costos evitados en valor presente durante un horizonte temporal de 100 años con una tasa de descuento constante del 1.5% para el análisis principal y del 2.5% como análisis de sensibilidad, en este caso (Consulte el Apéndice B para obtener una explicación de los descuentos futuros).

#### **Costes de daños evitados - edificios**

Los valores estructurales son difíciles de estimar en una región grande. Dada la precisión aparente de la capa de datos de la huella de edificaciones, se eligió estimar los valores de las estructuras asignando aleatoriamente costos de reemplazo en unidades de superficie para cada estructura (Figura 5-38). Si bien esto no refleja fielmente el valor de una edificación en las áreas de estudio, al hacer esta asignación de códigos de clase de construcción y de valores de costos de reposición sobre su superficie, fue posible simular la diversidad y complejidad del mundo real parcialmente al tomar en cuenta la disparidad entre estructuras vecinas que podrían incluir viviendas básicas, casas sencillas de estilo panameño y estructuras promedio de estilo americano, según se ha descrito (Sección 5.2.2). Para generar diferentes tasas de costos por área, se utilizaron estimaciones de costos de construcción de Vadya (2017) que oscilaron entre US\$35 y US\$120/ft<sup>2</sup> por estructura. Sin embargo, cabe señalar que este análisis se centró en la comparación de los costos relativos entre diferentes escenarios y que las numerosas suposiciones simplificadoras hacen que sea inapropiado

---

<sup>12</sup> Las estimaciones de daños se generaron a partir de las curvas de profundidad-daño de HAZUS (FEMA 2022; MNAI 2021).

hacer una referencia formal sobre las estimaciones absolutas de los costos de daños de este informe.

Durante cada evento de tormenta simulado, se multiplicaron las estimaciones porcentuales de daños por estructura por los valores en dólares por estructura. Cabe señalar que la mayoría de las curvas de daños en profundidad sólo representan daños estructurales. Los costos totales de los daños por inundaciones probablemente serían mayores si se incluyeran en el cálculo el contenido de la estructura, los vehículos y otros activos.



Figura 5-38: Asignación aleatoria de clase de edificación (código de color) y valor de la estructura derivado de los pies cuadrados de la huella del edificio y el costo de pies cuadrados asignados, también, al azar.

### Costos de daños evitados – agricultura

El daño económico a la agricultura se estimó utilizando un procedimiento de cálculo personalizado específico para el Escenario D (ver Sección 5.4) que presupone una pérdida del 100% del producto básico para un año determinado a consecuencia de una inundación, aunque dependiendo cuando esta suceda los agricultores pueden cambiar a diferentes cultivos durante el año en respuesta a la misma. Por ello, esta suposición realmente sobreestima los costos si bien se consideró razonable tratarla como una estimación de alto nivel y porque se carecía de otros datos que pudieran representar un cambio de cultivo en el análisis. La cobertura, composición y valor estimados de los cultivos entre el río Tocumen y el río Pacora se obtuvieron combinando varias estimaciones (Figura 5-39). Para estos fines, primero se utilizaron imágenes aéreas y *Google Street View* para aproximar el porcentaje de

tierra cultivada y no cultivada en la región y que se estimó en 60% y 40% respectivamente. A continuación, y de acuerdo con la composición de cultivos de la tierra cultivada en esta área consiste en aproximadamente 39% de arroz, 15% de maíz y 15% de camote, según el Mapa Agrícola Nacional de Panamá<sup>13</sup> publicado por Travis Taliaferro, se aplicó una fórmula estándar de cultivo y productividad para estimar el valor agrícola por metro cuadrado tomando el rendimiento anual promedio por metro cuadrado (kg/m<sup>2</sup>) y multiplicando ese valor por la composición de precios promedio (US \$/kg) para cada cultivo. Las estimaciones de rendimiento y valor de la comunidad se obtuvieron a partir de las tablas de consulta para el valor bruto total de la producción de la “Región de la costa sur de EE. UU.” según los costos y rendimientos de productos básicos del Departamento de Agricultura de EE. UU. para 2023<sup>14</sup>, resultando así que el costo de daños agrícolas resultante por hectárea fue de US \$2,000 – US \$5,300 /ha. (Cuadro 5-9, en la siguiente página).

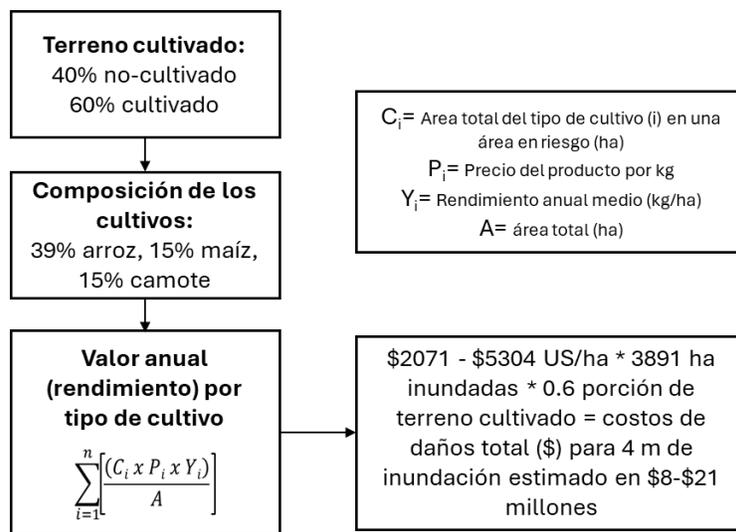


Figura 5-39: Valoración de cultivos para el Escenario D evaluando los daños por inundaciones costeras a tierras agrícolas entre el río Tocumen y el río Pacora, siguiendo la narrativa detallada en el texto.

<sup>13</sup> <https://travistaliaferro.com/panama-food>

<sup>14</sup> <https://www.ers.usda.gov/data-products/commodity-costs-and-returns/>

Cuadro 5-9: Cálculo de estimaciones de costos de daños agrícolas por inundación.

	Precio mercantil por tipo de cultivo* (\$/kg)	Rendimiento anual promedio por tipo de cultivo (kg/ha)	Valor mercantil por año por área (\$/ha)	% estimado del terreno cultivado en zona de riesgo inundable	Área estimada en zona de riesgo inundable* (ha)	Valor mercantil en zona de riesgo inundable (\$ millones)
Arroz	\$0.6 - \$1.67	2,700 - 5,400	\$1,600 - \$9,000	39%	1518	\$2.48 - \$13.8
Maíz	\$2.09 - \$3.49	2,100	\$4,500 - \$7,500	15%	584	\$2.66 - \$4.44
Camote	\$2.1 - \$5.6	27,000 – 32,000	\$14k - \$28k	15%	584	\$8.3 - \$16.18
Total	-	-	\$3,500 - \$8,800	-	3,892	\$13.4 - \$34.4
(Ponderación a 0.6)	-	-	\$2,000 - \$5,300	-	2,335	\$8 - \$21

\* Valores locales en <https://www.selinawamucii.com/insights/prices/panama/rice/> (en vez de USDA) \*\* Menos de 4 m sobre el nivel medio del mar entre el Aeropuerto de Tocumen y el Río Pacora dentro de PAN-1A y PAN-1B (apenas 3 891 ha)

### 5.3.3 Producción Pesquera

La Sección 5.2.3 presentó dos enfoques de modelado alternativos para el tema de la producción pesquera, sin embargo, existe un tercero que no requiere modelación biofísica. Si fuera posible determinar el número de pescadores de pescado/camarón y almeja negra en las costas de las dos áreas de estudio, se podría utilizar una transferencia de beneficios simple. El CATIE (2013) realizó una investigación primaria al este de la Bahía de Panamá en la Provincia de Chiriquí, que incluía una encuesta en 112 hogares de pescadores en dos áreas de humedales dedicados a la captura de una variedad de especies:<sup>15</sup> 76 del Golfo de Montijo y 15 en los manglares de David. En estos últimos, los pescadores informaron los precios en diferentes puntos de venta: el 40% en el muelle, el 30% en el hogar y el 15% en las asociaciones de pescadores.

El resto de las ventas se realizan en el mercado, en los centros de acopio o directamente en los pueblos. El ingreso bruto se calculó de acuerdo con las respuestas de la encuesta utilizando el porcentaje de captura vendida comercialmente y aquel utilizado para consumo doméstico. La mayor parte (93%) de la captura se vendió comercialmente, pero algunas

<sup>15</sup> Incluyendo sierra, revoltura (i.e., una mezcla de especies de poco valor), pargo, curvina, congo, liza, camarón, y robalo.

familias informaron que consumían hasta el 35% de la pesca mensual en sus hogares. Con base en los precios de venta promedio reportados (\$/kg), el valor bruto por viaje fue de US \$282 (2013) al incluir el autoconsumo. Los costos se estimaron con base en los gastos reportados en combustible, alimentos, aceite, hielo, equipo, alquiler de embarcaciones (de corresponder), almacenamiento y transporte. Estos promediaron US \$50,99 (2013) por viaje y oscilaron entre US\$19,15 y US\$82,90 por viaje. Los autores calcularon el valor total utilizando un ingreso comercial neto por viaje de US\$232,00 (2013) y multiplicándolo por el número de viajes mensuales reportados obteniendo US\$2,778.19/año por pescador que, dividido por el número de hectáreas en el área de estudio (76000 ha) resulta en US \$0.037 por pescador por hectárea por año.

Los autores tuvieron datos de cosecha en número de almejas negras extraídas, que validaron con los participantes y con la literatura para obtener una cosecha promedio y un intervalo (máx/mín) por viaje y por mes. Estos valores se multiplicaron por un precio estimado de US\$3,85/kg (2013) con 15 viajes por mes para obtener un valor bruto anual promedio por pescador de US\$10,738.64 (2013), con un máximo de US \$12.886,36. Los costos se determinaron de acuerdo con los gastos reportados en combustible, alimentos, aceite, alquiler de embarcaciones, de corresponder, mantenimiento de embarcaciones y artículos diversos como guantes y bolsas de plástico. Los costos por viaje fueron de US\$54.24 por pescador con alquiler de bote y de US\$52.58 por pescador si tenían su propio bote. Usando esos valores, el ingreso neto mensual oscila entre US\$81 y 260/pescador con alquiler de embarcación y entre US\$106 y 285 con propiedad de embarcación sumando un ingreso neto anual de US\$973,64 o US\$3421,36, respectivamente. Al dividir esto por el número de hectáreas en el área de estudio (76000 ha) resulta un ingreso de US\$0,013 (alquiler) y \$0,045/año (propio) por pescador por hectárea por año.

Al no poder obtener datos sobre el número de pescadores en las bahías de Panamá y de Parita, se realizó una transferencia de beneficios muy aproximada de acuerdo con el área estimando el valor total de la producción pesquera por hectárea en los manglares de David y aplicando este valor a las áreas de este estudio. El informe del CATIE (2013) afirma que el estudio asumió 200 pescadores de escama y 45 pescadores de almeja negra en el área de David (págs. 103-104), lo cual indica un valor de US\$7.40/ha para los primeros, y US\$0.59/ha (alquiler) o US\$2.03/ha (propio), para los últimos. Los valores de almeja negra no se transfirieron porque los datos proporcionados por ARAP sugieren que la almeja negra representó apenas el 0.01% de las capturas de 2021 en la Bahía de Panamá. Por lo tanto, se aplicó un valor de US\$9.39/ha (~US \$7.40/ha en 2013 ajustado por inflación a dólares de 2022 de acuerdo con [https://www.bls.gov/data/inflation\\_calculator.htm](https://www.bls.gov/data/inflation_calculator.htm) ) para representar el valor de la producción pesquera artesanal de los manglares en las dos áreas de estudio. Si bien este enfoque está plagado de suposiciones que podrían sobreestimar o subestimar significativamente los beneficios netos de la producción pesquera de los manglares, al menos proporciona una estimación aproximada de alto nivel. Lo ideal sería obtener un recuento de pescadores por especie en cada área de estudio y un desglose proporcional de cada especie en el futuro y utilizarlos entonces para ajustar y refinar estos resultados.

## 5.4 Selección de escenarios de gestión de manglares

Los métodos descritos en las secciones anteriores abordan el enfoque cuantitativo general para cada uno de los tres servicios ecosistémicos considerados, a partir de los cuales se desarrollaron 13 posibles escenarios de gestión de manglares y se ejecutaron las simulaciones. Su perfeccionamiento se logró con los aportes de los participantes en un taller sostenido de forma remota en enero de 2023, durante tres horas, que el equipo de ESSA promovió para presentar una actualización sobre modelación de servicios ecosistémicos y describir, en lo general, los 13 escenarios posibles a un grupo de diez representantes de las partes interesadas tanto gubernamentales como no-gubernamentales. Las discusiones en grupo (1) confirmaron la relevancia de la mayoría de los escenarios candidatos a la luz de las decisiones de desarrollo contempladas en Panamá, y (2) facilitaron una retroalimentación implícita sobre los niveles de interés en un subconjunto de escenarios, seleccionados al final con la orientación del equipo de *Audubon Américas*.

Los modelos descritos en las secciones anteriores pueden simular la adición/eliminación de áreas de manglares y revelar el impacto resultante de la provisión de servicios ecosistémicos en el ámbito de dos tipos de escenarios posibles: el primero, en función de las **perturbaciones** como la eliminación de cierta área de manglar o de alguna porción debido a una perturbación anticipada que provocaría pérdidas (e.g., extracción de madera, contaminación, desarrollo, extracción para la acuicultura de camarón, etc.), y el segundo, asentado en la **conservación** al agregar nuevas áreas de manglar a través de la reforestación activa o permitir que estas nuevas áreas crezcan pasivamente al sumarles nuevas extensiones protegidas. Un tercer tipo de escenario, basado en la **condición** del manglar cuando esta se modifica a través de la gestión (e.g., plantación, raleo, reducción de la calidad debido a factores estresantes, etc.), no fue considerado, aunque la aplicación de carbono azul costero bien pudo ser capaz de simular este tipo de escenario a futuro. fecha. La lista completa de escenarios posibles preliminares con sus descripciones se muestra a continuación en el Cuadro 5-10, el Cuadro 5-11 y el Cuadro 5-12, esta última se refiere a la lista final con ocho escenarios seleccionados en colaboración con *Audubon Américas*.

Cuadro 5-10: Escenarios posibles para la modelación en la Bahía de Panamá.

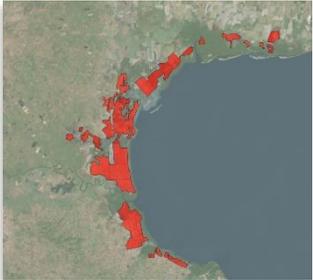
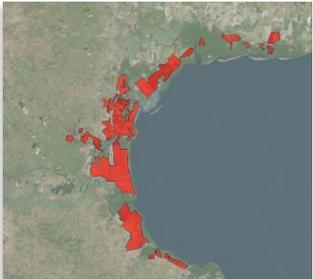
Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="224 443 565 499"><i>Expansión del Aeropuerto de Tocumen en PAN-1A</i></p> 	<p data-bbox="613 352 1430 474"><i>Vínculo con los manglares: La expansión del aeropuerto conduce a la conversión de manglares y/o a la degradación de áreas adyacentes a ellos debido al aumento de la escorrentía de contaminantes y la alteración de la hidrología local.</i></p> <p data-bbox="597 506 1446 716"><i>Actualmente no hay datos GIS oficiales que indiquen la huella de la expansión propuesta del Aeropuerto de Tocumen, y el mapa miniatura a la izquierda deriva únicamente de los mapas de zonificación propuestos. Esta expansión podría tener impactos indirectos en las áreas de manglar agua abajo debido al aumento de la escorrentía de contaminantes y la formación de superficies más impermeables que alteran la hidrología local.</i></p> <p data-bbox="597 747 1446 926"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos indirectos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera aplicando diferentes reducciones proporcionales a los manglares ubicados aguas abajo del área programada para la expansión del aeropuerto (e.g., 5%, 20%, 50%, 100% del área actual de manglares).</i></p>
<p data-bbox="224 1066 565 1123"><i>Desarrollo urbano entre PAN-1A y PAN-1B</i></p> 	<p data-bbox="613 955 1430 1077"><i>Vínculo con los manglares: Si la presión del desarrollo continúa, conducirá a la deforestación/conversión y/o degradación directa de las áreas de manglares adyacentes debido al aumento de la escorrentía de contaminantes y la alteración de la hidrología local.</i></p> <p data-bbox="597 1108 1446 1350"><i>El área entre el río Juan Díaz y el río Tapia enfrenta actualmente la mayor presión de desarrollo. Si bien los manglares en esta área están bajo un régimen de protección, no está claro si los desarrolladores cumplirán con las restricciones asociadas. Este desarrollo podría tener impactos directos en las áreas de manglar debido a la deforestación/conversión e impactos indirectos debido al aumento de la escorrentía de contaminantes y la generación de superficies más impermeables que alteran la hidrología local.</i></p> <p data-bbox="597 1381 1446 1560"><i>Este escenario evaluaría los efectos potenciales sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera al inducir directamente remociones de manglar para áreas en riesgo de desarrollo o reducciones proporcionales a los manglares adyacentes al área programada para desarrollo (e.g., 5%, 20%, 50%, 100% del área actual de manglar).</i></p>

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="220 363 570 510"><i>Pérdida de áreas de manglar que protegen agricultura de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A and PAN-1B</i></p> 	<p data-bbox="613 300 1430 390"><i>Vínculo con los manglares: Los manglares protegen la agricultura de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A y PAN-1B. La pérdida de áreas de manglar disminuirá la protección contra inundaciones.</i></p> <p data-bbox="597 422 1446 600"><i>Hay tierras de cultivo agrícolas de baja elevación en PAN-1A y PAN-1B que los manglares pueden proteger. Si estas tierras de cultivo se inundan con agua salada debido a una tormenta costera severa, es posible que los agricultores deban cambiar de cultivos de mayor valor y mayor rendimiento por cultivos de menor valor y menor rendimiento que sean más tolerantes a las altas concentraciones de sal en el suelo.</i></p> <p data-bbox="602 632 1442 810"><i>Este escenario evaluaría los efectos potenciales sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera mediante la aplicación de la deforestación directa de manglares concurrentes a los terrenos de cultivo en riesgo. El objetivo principal sería evaluar el costo de los daños causados por las inundaciones a estas tierras.</i></p>
<p data-bbox="220 873 570 989"><i>Pérdida de áreas de manglar que protegen edificaciones de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A</i></p> 	<p data-bbox="621 863 1422 978"><i>Vínculo con los manglares: Los manglares pueden proteger a las edificaciones de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A. La pérdida de áreas de manglar disminuirá la protección contra inundaciones.</i></p> <p data-bbox="610 1010 1433 1104"><i>Las edificaciones de baja elevación en PAN-1A en la desembocadura del río Abajo pueden estar protegidos por manglares. Si estas se inundan, sufrirán daños por esta misma inundación.</i></p> <p data-bbox="594 1136 1450 1314"><i>Este escenario evaluaría los efectos potenciales sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera mediante la aplicación de la deforestación directa de manglares concurrentes en áreas donde las construcciones están en riesgo. El enfoque principal será evaluar el costo de los daños causados por inundaciones a los edificios al disminuir la cobertura de manglar.</i></p>

Cuadro 5-11: Escenarios posibles para la modelación en la Bahía de Parita.

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="256 646 521 709"><i>Desarrollo turístico de destino en PAR-1A</i></p> 	<p data-bbox="586 352 1430 478"><i>Vínculo con los manglares: El desarrollo turístico propuesto conduciría a la deforestación/conversión directa de los manglares y generaría impactos indirectos por el aumento de la escorrentía de contaminantes, la alteración de la hidrodinámica y el aumento del uso recreativo.</i></p> <p data-bbox="586 506 1430 1150"><i>Los nuevos desarrollos pueden impactar los ecosistemas de manglar directamente a través de la deforestación e indirectamente al aumentar la escorrentía de contaminantes, la frecuencia del uso recreativo y facilitar la formación de áreas impermeables que previenen la infiltración, alterando así la hidrología adyacente a los manglares. En la parte norte de la Bahía de Parita se ha propuesto un nuevo complejo turístico en la unidad espacial PAR-1A (ver Figura 1-3). ESSA obtuvo datos SIG del desarrollo propuesto, lo que indica una posible perturbación de un segmento de manglares de aproximadamente 11 hectáreas al sureste de la unidad de planificación que actualmente está designada como de “uso condicional”. Una investigación realizada por Audubon Américas sugiere que el uso condicional no excluye la eliminación de los manglares para el desarrollo. Además, fuera del área de uso condicional, el desarrollo propuesto influiría indirectamente en los manglares. Las tierras dentro de la huella del desarrollo propuesto alguna vez fueron parte de la Ciénaga de Penonomé, pero sus humedales dulceacuícolas son relativamente nuevos, y se crearon por alteración humana sobre la hidrodinámica dulce/salada a partir de la agricultura y la construcción de carreteras. Los promotores del complejo afirman que su proyecto restaurará esta hidrodinámica con la adición de canales y cuerpos de agua abiertos.</i></p> <p data-bbox="586 1178 1430 1297"><i>Este escenario evaluaría los impactos directos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y los servicios de producción pesquera a partir de la posible eliminación del área de manglares al sureste.</i></p>
<p data-bbox="224 1367 553 1486"><i>Impactos costa-abajo por la remoción de manglares para desarrollos turísticos en PAR-1A</i></p> 	<p data-bbox="586 1423 1430 1507"><i>Vínculo con los manglares: La remoción de una gran área de manglar podría tener impactos en otras adyacentes a lo largo de la costa debido a la alteración de la dinámica de protección costera.</i></p> <p data-bbox="586 1535 1430 1724"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos indirectos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera aplicando diferentes reducciones proporcionales a los manglares que están costa abajo adyacentes al área de manglares que se elimina debido al desarrollo turístico (e.g., 20%, 50%, 100% de la superficie actual).</i></p>

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="215 625 561 684">Desarrollo de una instalación megaportuaria en PAR-2A</p> 	<p data-bbox="597 300 1425 422"><i>Vínculo con los manglares: La nueva instalación megaportuaria puede degradar las áreas de manglares adyacentes y provocar su pérdida debido a una mayor perturbación por el tráfico de embarcaciones, escorrentía de contaminantes y alteración de la hidrología.</i></p> <p data-bbox="597 453 1430 877"><i>En 2022, el Estado de Panamá aprobó un decreto de ley para crear un Área Económica Especial en Aguadulce y una Terminal Portuaria de Usos Múltiples que albergaría alrededor de 350 empresas. Un folleto reciente proporcionado por Audubon Américas (autor desconocido) muestra la huella del megapuerto superpuesta a imágenes satelitales. Al georreferenciarlas fue posible crear una versión propia, digitalizada de la cobertura, misma que parece evitar intencionalmente las áreas de manglar existentes. Sin embargo, el megapuerto puede tener impactos indirectos en los manglares vecinos por el aumento del tráfico de embarcaciones, la escorrentía de contaminantes y la formación de superficies más impermeables que alterarían la hidrología local. El alcance del impacto probablemente será influenciado por el ancho legal de la zona de amortiguamiento que debe aplicarse entre la instalación portuaria y los manglares (Audubon Américas, comunicación personal).</i></p> <p data-bbox="597 884 1430 1094"><i>El puerto también cubre alrededor de 80 concesiones para la acuicultura de camarón, lo que ha sido una de las razones de los retrasos actuales para avanzar con el proyecto desde sus etapas conceptuales de planificación. Una vez desarrollados, los sitios de acuicultura de camarón probablemente quedarán eliminados permanentemente, y con ellos también toda posibilidad de recuperación de los manglares preexistentes.</i></p> <p data-bbox="597 1125 1430 1272"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos indirectos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera aplicando diferentes reducciones proporcionales a los manglares adyacentes al megapuerto (e.g., 5%, 20%, 50%, 100% del área actual).</i></p>

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="219 436 560 588"><i>Reclamación de áreas antes dedicadas a la camaronicultura en PAR-1A, PAR-1B, PAR-2A, PAR-2B, y/o PAR-3A</i></p> 	<p data-bbox="609 300 1414 390"><i>Vínculo con los manglares: La restauración de humedales en áreas recuperadas a la acuicultura de camarón aumentaría la extensión de aquellas que originalmente eran de manglar.</i></p> <p data-bbox="586 422 1433 905"><i>Hay varias áreas previamente convertidas a la acuicultura de camarón cuyo potencial para la recuperación es alto. Las empresas acuícolas requieren licencias para operar y, en algunos casos, estas licencias han quedado inactivas. La enfermedad de la mancha blanca desalentó a numerosos acuicultores a renovar sus las licencias por causar pérdidas económicas en todo el mundo desde que apareció por primera vez en Panamá en 1999. Esta se extendió primero al norte, a Honduras y Guatemala en dos meses y llegó hasta Ecuador a finales de 1999. La producción en Ecuador disminuyó en un 60% en dos años, lo que resultó en pérdidas de más de mil millones de dólares estadounidenses, con cifras similares reportadas en Panamá (Bir et al., 2017). La recuperación de granjas camaroneras actualmente inactivas o de granjas que probablemente queden inactivas en los próximos 5 a 10 años es una oportunidad práctica para restaurar amplias zonas de manglar de inmediato una vez identificados aquellos sitios actualmente inactivos utilizando datos de ARAP o MiAmbiente.</i></p> <p data-bbox="618 940 1406 1058"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos directos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera a partir de la recuperación de sitios acuícolas inactivos y su reconversión a los bosques de manglar originales.</i></p>
<p data-bbox="232 1161 548 1251"><i>Reactivación de la acuicultura de camarón en PAR-1A y PAR-1B</i></p> 	<p data-bbox="591 1083 1430 1234"><i>Vínculo con los manglares: La reactivación de la acuicultura de camarón actualmente latente eliminaría cualquier recuperación de manglares en marcha lo cual aumentaría de las concentraciones de nutrientes y la hidrología alterada afectaría negativamente las áreas de manglares adyacentes.</i></p> <p data-bbox="597 1266 1422 1478"><i>Las empresas acuícolas requieren licencias para operar y en algunos casos, al no renovarlas, favorecen la reforestación natural de algunas áreas de manglar. La reactivación de las licencias revertiría esta reforestación y aumentaría la intensidad de los impactos de la acuicultura, como mayores concentraciones de nutrientes y alteración de la hidrología. En todo caso, la reactivación de tales licencias requeriría de una auditoría ambiental.</i></p> <p data-bbox="583 1514 1433 1661"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos directos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera de la reactivación de sitios inactivos de acuicultura de camarón que han comenzado a recuperar el hábitat de los manglares.</i></p>

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="224 317 553 407"><i>Impacto de la acuicultura de camarón sobre manglares protegidos en PAR-2A</i></p> 	<p data-bbox="602 317 1419 407"><i>Vínculo con los manglares: La acuicultura activa de camarón altera la hidrología local alrededor de tres áreas protegidas de manglar, provocando su secado y muerte.</i></p> <p data-bbox="591 436 1427 554"><i>Tres áreas que protegen manglares y bosques secos premontanos están rodeadas de granjas camaroneras en la PAR-2A y posiblemente en PAR-2B. Los entrevistados indicaron que el secado/muerte de los manglares se ha producido debido a la alteración de la hidrología local.</i></p> <p data-bbox="626 590 1393 707"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos directos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera por la pérdida de manglares debido a la acuicultura de camarón.</i></p>
<p data-bbox="228 915 553 1005"><i>Expansión de la agricultura de arroz y maíz en PAR-1A and PAR-1B</i></p> <p data-bbox="266 1037 513 1066"><i>(véase la Figura 1-3)</i></p>	<p data-bbox="607 747 1414 837"><i>Vínculo con los manglares: La expansión de la agricultura de tierras altas conduce a la degradación de las áreas de manglar aguas abajo debido al aumento de la escorrentía de nutrientes y sedimentos.</i></p> <p data-bbox="586 871 1435 1020"><i>La agricultura de arroz y caña de azúcar fue identificada durante nuestra evaluación de condición/riesgo como factores estresantes clave para los manglares en PAR-1A y PAR-1B. Por ejemplo, en 1A, la escorrentía de agroquímicos río abajo ha causado la muerte de los manglares.</i></p> <p data-bbox="586 1054 1435 1234"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos indirectos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera aplicando diferentes reducciones proporcionales a los manglares que se encuentran aguas abajo de las áreas donde se espera que la agricultura se expanda (por ejemplo, 5%, 20%, 50%, 100% de la superficie actual).</i></p>
<p data-bbox="228 1291 553 1381"><i>Restauración de manglares en PAR-1A para prevenir la erosión</i></p> 	<p data-bbox="618 1283 1403 1373"><i>Vínculo con los manglares: La restauración de manglares cerca de áreas propensas a la erosión reduciría la necesidad de las comunidades vecinas movilizarse aún con un retiro planificado.</i></p> <p data-bbox="586 1404 1430 1554"><i>Existe un área de restauración de manglar llamada Los Azules (1 km aprox.) con comunidades adyacentes (e.g., Farallón) susceptibles a la erosión. Estas comunidades ya están iniciando una retirada planificada, pero la restauración de estos manglares reduciría la erosión y minimizaría la necesidad de retirarse.</i></p> <p data-bbox="610 1587 1411 1646"><i>Este escenario evaluaría los efectos potenciales sobre la protección costera y la restauración de manglares.</i></p>

Escenario Posible	Descripción
<p data-bbox="261 300 521 359"><i>Deficiente manejo de desechos en PAR-3C</i></p> 	<p data-bbox="618 331 1406 394"><i>Vínculo con los manglares: La eliminación inadecuada de residuos produce lixiviados que degradan los manglares.</i></p> <p data-bbox="586 426 1435 667"><i>Los entrevistados identificaron que la mala gestión de residuos es un riesgo importante para los manglares en la provincia de Herrera. Por ejemplo, cerca de la costa hay dos vertederos municipales y se cree que los lixiviados de estos vertederos fluyen a los humedales. Los comentarios de los participantes del taller sugirieron que este escenario debería ampliarse para cubrir todas las unidades de planificación de manglares en la Bahía de Parita, sin embargo, este escenario no fue seleccionado para la lista final de prioridades, y no fue analizado.</i></p> <p data-bbox="594 699 1427 884"><i>Este escenario evaluaría los posibles efectos indirectos sobre el almacenamiento/secuestro de carbono, la protección costera y la producción pesquera mediante la aplicación de diferentes reducciones proporcionales a los manglares que se encuentran cuesta abajo de áreas donde se produce una gestión deficiente de los desechos (e.g., 5%, 20%, 50%, 100% de la superficie actual).</i></p>

En colaboración con *Audubon Américas*, esta lista se redujo a un subconjunto prioritario de ocho escenarios alternativos de manejo de manglares para el modelado, cuatro en la Bahía de Parita y otros cuatro en la Bahía de Panamá (Cuadro 5-12, a continuación).

Cuadro 5-12: Escenarios seleccionados para el modelado de simulación.

ID	Escenario
<i>Bahía de Panamá</i>	
<i>B</i>	<i>Expansión del Aeropuerto de Tocumen en PAN-1<sup>a</sup></i>
<i>C</i>	<i>Desarrollo urbano entre PAN-1A y PAN-1B</i>
<i>D</i>	<i>Pérdida de áreas de manglar que protegen de inundaciones a terrenos agrícolas de baja elevación en PAN-1A y PAN-1B</i>
<i>E</i>	<i>Pérdida de áreas de manglar que protegen de inundaciones a edificaciones de baja elevación en PAN-1A</i>
<i>Bahía de Parita</i>	
<i>H</i>	<i>Desarrollo de instalación megaportuaria en PAR-2<sup>a</sup></i>
<i>I</i>	<i>Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar en PAR-1A y PAR-1B</i>
<i>J</i>	<i>Recuperación de la acuicultura de camarón en PAR-1A, PAR-1B, PAR-2A, PAR-2B, PAR-3A</i>
<i>K</i>	<i>Reactivación de la acuicultura de camarón latente en PAR-1A, PAR-1B</i>

## 5.5 Modelado de escenarios

El Cuadro 5-13, a continuación, muestra los modelos elegidos que fueron relevantes para cada uno de los escenarios seleccionados. En todos los casos los modelos se ejecutaron utilizando datos de entrada ajustados sobre la extensión de la cobertura de los manglares (eliminación o adición) y comparándolos con el caso de referencia (sin eliminación ni adición). Cada escenario requirió algún trabajo preparatorio especial para los datos de entrada, que se describe en el resto de esta sección.

Cuadro 5-13: Modelos relevantes para cada escenario.

<i>ID</i>	<i>Vulnerabilidad Costera</i>	<i>Caja de Herramientas Costeras</i>	<i>Carbono Azul Costero</i>
<i>Bahía de Panamá</i>			
<i>B</i>			✓
<i>C</i>			✓
<i>D</i>	✓	✓	
<i>E</i>	✓	✓	
<i>Bahía de Parita</i>			
<i>H</i>			✓
<i>I</i>			✓
<i>J</i>			✓
<i>K</i>			✓

## 5.5.1 Bahía de Panamá: Preparación de datos de escenarios

[B] Propuesta de ampliación del Aeropuerto de Tocumen en PAN-1A

**Modelo:** *InVEST Coastal Blue Carbon*

**Servicio ecosistémico:** Secuestro de carbono

Este escenario implica una expansión del Aeropuerto de Tocumen que podría causar impactos directos e indirectos a los manglares por la deforestación inducida, el aumento de la escorrentía de contaminantes y la alteración de la hidrología. El archivo PDF que muestra la huella potencial de expansión del aeropuerto, obtenida del portal MUPA, fue georreferenciado y digitalizado en QGIS (Figura 5-40, abajo). Además de la esquina inferior este de la huella, donde 3.3 ha de manglares se superponen con la expansión propuesta, se esperaba un impacto directo mínimo a los manglares por la expansión. Sin embargo, podrían producirse impactos radiales indirectos. Como ejemplo, un estudio sobre el cambio de uso del suelo en Colón, Panamá, sugiere una afectación del terreno consecuente con la deforestación realizada en un radio de 100-600 metros alrededor del desarrollo de un nuevo aeropuerto (Debyser y Hoffmann, 2014).



Figura 5-40: Huella de expansión del Aeropuerto de Tocumen en QGIS digitalizada a partir de los mapas de zonificación propuestos por MUPA.

A partir del ejemplo de Colón (Debyser y Hoffmann, 2014), se consignó una zona de amortiguamiento conservadora de 300 metros a la ampliación del Aeropuerto de Tocumen para estimar su impacto radial máximo. Sin saber si este impacto se sucederá, se realizó un

análisis de sensibilidad para los niveles más bajos de perturbación indirecta hasta llegar al 100%, donde 300 m representan un nivel de perturbación indirecta del 100% (es decir, máximo). El Cuadro 5-14, a continuación, muestra el área de manglares que se verían afectadas bajo cada nivel de perturbación, donde 0% representa perturbación directa.

Cuadro 5-14: Distancias de amortiguamiento y área de manglares potencialmente afectados de acuerdo con diversos grados de perturbación directa (0%) e indirecta como consecuencia de la ampliación del Aeropuerto de Tocumen.

<b>Grado de Perturbación</b>	<b>Distancia de amortiguamiento (m)</b>	<b>Área de Manglar Afectada (ha)</b>
0%	0	3.3
5%	15	4.1
20%	60	6.6
50%	150	12.7
100%	300	29.8

[C] Ampliación del desarrollo urbano entre PAN-1A y PAN-1B

**Modelo:** *InVEST Coastal Blue Carbon*

**Servicio ecosistémico:** Secuestro de carbono

Este escenario implica la expansión del desarrollo urbano hacia un área actualmente cubierta por manglares. La huella de desarrollo urbano propuesta fue digitalizada en QGIS utilizando una evaluación de impacto ambiental de categoría 3 producida por Ingeniería Avanzada (2022), pero debido a que la capa de manglares disponible no cubría toda la extensión de estos en la capa del desarrollo ni en su área circundante (Figura 5-41, izquierda), los datos faltantes se completaron utilizando el conjunto de datos de biomasa aérea de manglares creado por Simard *et al.* (2019; Figura 5-41, derecha)<sup>16</sup>.

---

<sup>16</sup> Primero, los datos de área de biomasa de Simard *et al.* (Op. cit) se *rasterizaron* para vectorizar los polígonos, que luego se *disolvieron* en QGIS para crear sólo un polígono. Los polígonos individuales no se disolvieron correctamente con estos datos por lo que se aplicó una pequeña zona de influencia de 0,01 metros a esa capa para volver a disolverla y almacenarla la capa en -0,01 metros que devolvería así a su tamaño original la capa resultante. Por último, creamos una nueva capa de manglares fusionando los dos conjuntos de datos. Algunos de los manglares en la nueva capa se superponen al área actualmente desarrollada que se muestra en las imágenes aéreas, y esto se debe a que los datos Simard *et al.* (Op. cit), provienen de aquellos obtenidos entre 2000 y 2009, cuando el área de manglares afectada río abajo no se superponía con las áreas de un desarrollo que no existía. Lo anterior, no modifican los resultados del escenario descrito.



Figura 5-41: Datos faltantes sobre manglares (izquierda) y datos de Simard et al. (2019) utilizados para el relleno (derecha).



Figura 5-42: Nuevo conjunto de datos sobre manglares producido utilizando datos de Simard et al. (2019) sobrepuesto con huella de manglar anterior –las áreas urbanas que se superponen a la nueva huella se desarrollaron después del período 2000-2009 en los datos de Simard et al. y no afectan los resultados de este escenario.

Es difícil estimar o mucho menos suponer cuánta perturbación indirecta experimentarán los manglares río abajo debido al desarrollo propuesto, por lo que se simularon los cinco grados

de perturbación diferentes a manera de análisis de sensibilidad. El grado de perturbación del 0% representa impactos directos del desarrollo urbano, que se podrían simular simplemente recortando los manglares superpuestos. Para cada uno de los otros grados de perturbación, se asumió que la escorrentía contaminada y el funcionamiento hidrológico alterado por el nuevo desarrollo acabarían con cierta proporción de manglares aguas abajo, para lo cual se evaluó el impacto de la extinción del 5%, 20%, 50% y 100% de los manglares aguas abajo.

Para simular estos impactos de perturbación indirecta, se identificaron primero las áreas ubicadas aguas abajo del desarrollo utilizando las herramientas de hidrología *GRASS* en *QGIS*. Las cuencas hidrográficas y arroyos asociados así generados con el Modelo de Terreno Digital (DTM) del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia proporcionaron una comprensión aproximada de la hidrología que rodea el sitio residencial. Esta aproximación fue suficiente para los fines de la simulación, pero es limitada porque no incorpora información sobre las condiciones de drenaje del mundo real. Por ejemplo, las vías de drenaje creadas por los humanos que alteran la hidrología natural, como zanjas, canales y/o tuberías, no se capturan utilizando únicamente el DTM.

Según los análisis hidrológicos, el 47% del sitio fluye directamente hacia un arroyo al suroeste siguiendo una parte del límite del desarrollo propuesto (Figura 5-43, izquierda) y el 53% restante fluye fuera del sitio en una dirección sureste. dirección a través de varias áreas de manglares (Figura 5-43, derecha), y se supuso que la escorrentía que fluye directamente al arroyo al suroeste del desarrollo propuesto sólo tendrá un impacto en los manglares entre el sitio y el arroyo. Para los flujos del sureste, se asumió que la escorrentía afectaría a todos los manglares ubicados al oeste del canal, lo que se muestra en la Figura 5-43 como una línea recta azul señalada por la flecha blanca. La Figura 5-44 de la siguiente página muestra el área de manglares resultante (en naranja) que podría verse potencialmente afectada por el desarrollo propuesta en su totalidad —con un grado de perturbación del 100%.



Figura 5-43: Zonas de drenaje del sitio al suroeste y sureste del desarrollo urbano propuesto.

Para simular los análisis de sensibilidad restantes de este escenario, se adoptó un enfoque de distancia de amortiguamiento desde la perturbación, medido a partir del sitio de desarrollo que abarca toda el área de perturbación de los manglares utilizando la medición de distancia manual en *QGIS*. Esta se multiplicó después por el nivel de perturbación de interés (5%, 10%, 20%) utilizando el resultado como la distancia de amortiguamiento del sitio sobre la

cual los manglares se ven afectados. Al eliminar los manglares en esta zona de influencia se generaron nuevas capas de entrada. El Cuadro 5-15 muestra el área resultante de manglares afectados bajo cada nivel de perturbación.



Figura 5-44: Manglares potencialmente perturbados ubicados aguas abajo del sitio de desarrollo urbano propuesto (naranja).

Cuadro 5-15: Distancias de amortiguamiento y área de manglares potencialmente afectadas por una perturbación directa (0%) e indirecta a consecuencia de la expansión del desarrollo urbano.

<b>Grado de Perturbación</b>	<b>Distancia de Amortiguamiento (m)</b>	<b>Área de Manglar Afectada (ha)</b>
0%	0	40
5%	157	61
20%	630	87
50%	1577	173
100%	3154	229

[D] Pérdida de áreas de manglares que protegen la agricultura de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A y PAN-1B

**Modelo:** InVEST Vulnerabilidad Costera; *Coastal Toolbox*

**Servicio ecosistémico:** Mitigación de inundaciones

Este escenario implica la pérdida de áreas de manglares que protegen la agricultura de baja elevación de las inundaciones. Se utilizaron tanto la aplicación de *Vulnerabilidad Costera* como la *Caja de Herramientas Costeras* para explorar este escenario. Con la primera, se compararon los cambios en la exposición costera con y sin manglares en PAN-1A y PAN-1B. Los resultados de esta evaluación indican cuánto más estará expuesto un segmento de la costa a las condiciones oceánicas como el viento, las olas y las inundaciones, en comparación con otros segmentos de la costa, aunque no es útil para comprender el alcance de las inundaciones que podrían afectar la agricultura costera, como se hace con la Caja de Herramientas Costeras.

Como paso exploratorio inicial, se determinó una huella aproximada del riesgo potencial de inundación mediante la identificación de elevaciones bajas que se superponían con la agricultura. Se utilizó el modelo de superficie digital global de ALOS (JAXA, 2022), del cual se extrajeron todas las áreas por debajo de 3 m sobre el nivel medio del mar (AMSL), y se rasterizaron a formato vectorial (polígono) para el análisis visual. Se eligió una cota de 3 m como umbral porque la evaluación preliminar sugirió que el intervalo de inundación para una tormenta que ocurre una vez cada 100 años es aproximadamente entre 3 y 4 m AMSL considerando la marea, la marejada ciclónica, el aumento del nivel del mar y el avance de las olas.

Debido a que este escenario examina un área más pequeña, se preparó una nueva área de interés para la aplicación de vulnerabilidad costera que se extiende desde el río Tocumen en el oeste hasta el río Pacora en el este. Se utilizó también una resolución más fina de 200 m y un radio de elevación promedio de 100 m (Figura 5-45 en la página siguiente).

Para aplicar la caja de herramientas costeras, no fue necesaria ninguna preparación de datos especial más allá de lo que ya se describió en secciones anteriores. Se realizaron simulaciones de tormentas con y sin manglares, usando su distribución actual o asumiendo su pérdida total, respectivamente. También se evaluó un escenario hipotético donde la totalidad del intervalo intermareal estaba poblado de manglares simulando un escenario hipotético de restauración. Para cada uno de estos escenarios, se incorporó el potencial de mitigación de inundaciones de los manglares en unidades biofísicas junto con los costos evitados para la agricultura.

[E] Pérdida de áreas de manglares que protegen de inundaciones a las edificaciones de baja elevación en PAN-1A

**Modelo:** InVEST Vulnerabilidad Costera; *Caja de Herramientas Costeras*  
**Servicio ecosistémico:** Mitigación de inundaciones

... /

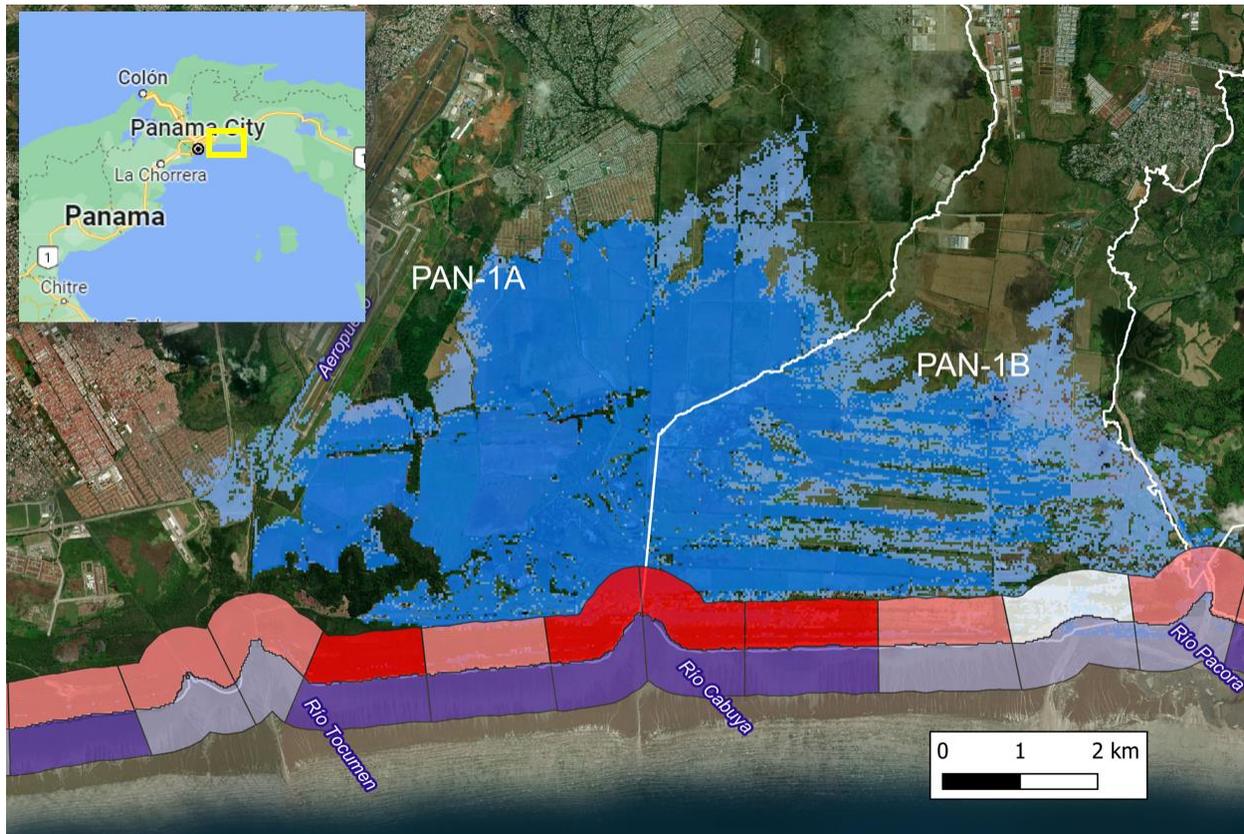


Figura 5-45: Área de interés resultante para el Escenario D que muestra áreas costeras bajas vulnerables a inundaciones en PAN-1A y PAN-1B con elevaciones de 0 a 3 m AMSL (azul oscuro) y 3 a 4 m AMSL (azul claro).

Este escenario implica la pérdida de áreas de manglares que protegen de las inundaciones a las edificaciones de baja elevación, y se utilizaron ambas aplicaciones para su exploración, aunque fue necesario realizar cierta digitalización manual de los manglares puesto que este escenario originalmente estaba destinado a centrarse en edificaciones potencialmente afectadas cerca de Río Abajo y había lagunas en los datos disponibles para esta área. Esta se encuentra fuera de la zona de protección de la Bahía de Panamá que originalmente definió los límites de la principal huella de manglares. Los datos de biomasa de manglares y carbono del suelo, que se utilizaron para completar otros escenarios, tampoco indicaron ningún manglar en esta área, pero en cambio, fue posible identificar tales áreas a través del portal

del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia<sup>17</sup> (Figura 5-46) para su digitalización usando imágenes aéreas en QGIS. Los resultados aparecen como polígonos verdes en la Figura 5-47.

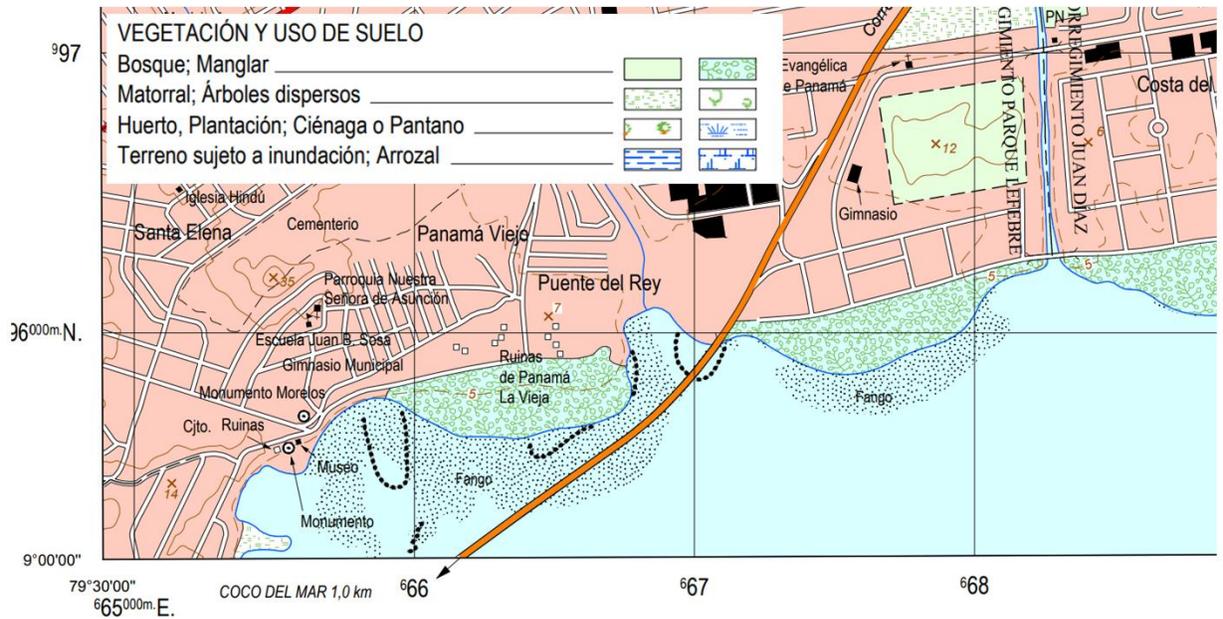


Figura 5-46: Mapa del Instituto Geográfico Nacional "Tommy Guardia" que muestra dónde existen manglares cerca del Río Abajo.

<sup>17</sup> <https://sigigntg.anati.gob.pa/portal/apps/webappviewer/index.html?id=96c46429e3c349b9b4a987096e1e1a5c>

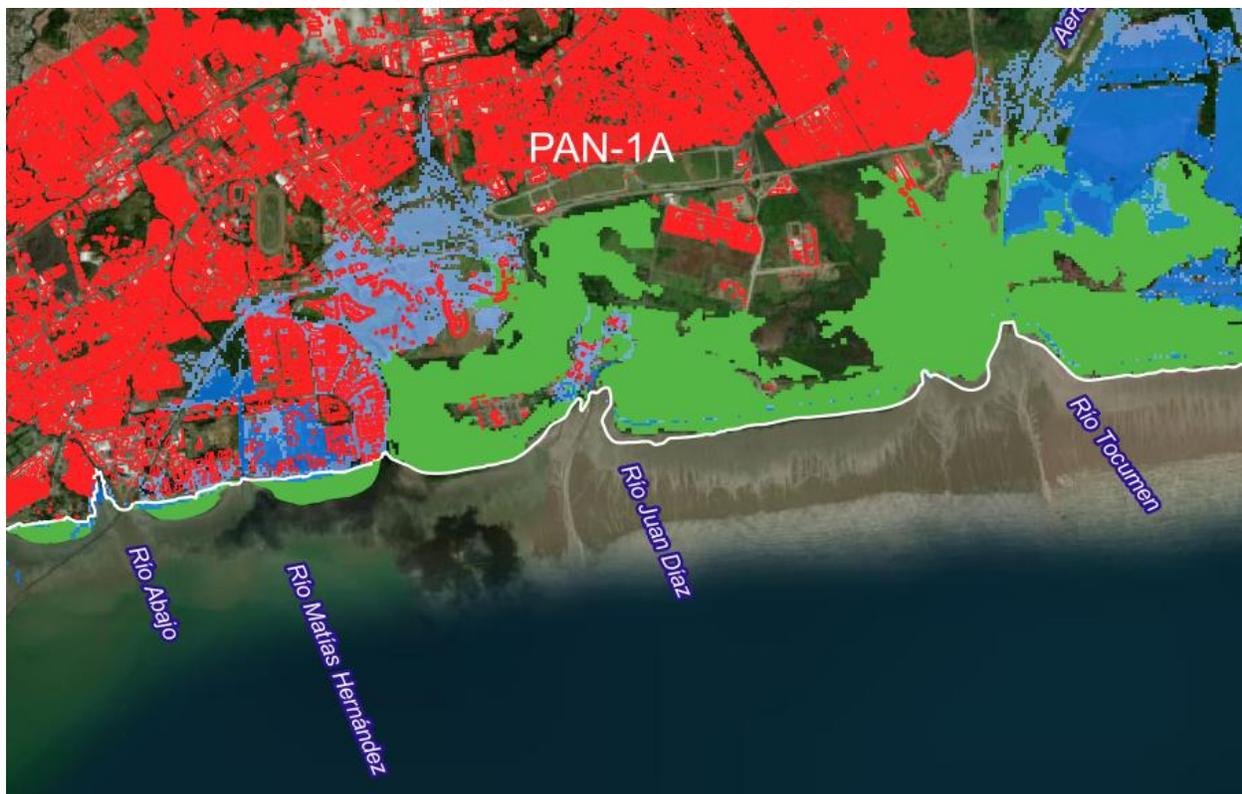


Figura 5-47: Área de interés para el modelo de vulnerabilidad costera del escenario E que muestra las huellas de las edificaciones (rojo), la distribución de los manglares (verde) y las áreas vulnerables a las inundaciones dentro de los 3 m del nivel del mar (azul oscuro) y los 4 metros del nivel del mar (azul claro).

Para respaldar la inspección visual utilizando los resultados del modelo de vulnerabilidad costera, también se identificaron edificaciones bajas de la misma manera que se hizo con las áreas agrícolas bajas (umbral AMSL de 3 m). En la Figura 5-47, los polígonos rojos muestran la huella de estas estructuras bajas, y debido a que este escenario examina un área más pequeña, fue necesario preparar una nueva área de interés para el modelo de Vulnerabilidad Costera (en rojo en la Figura 5-47) con una resolución de modelo de 200 m y un radio promedio de elevación de 100 m.

### 5.5.2 Bahía de Parita: Preparación de datos de escenarios

[H] Desarrollo de instalación megaportuaria en PAR-2A

**Modelo:** InVEST Coastal Blue Carbon  
**Servicio ecosistémico:** Secuestro de carbono

Este escenario implica el desarrollo de una instalación megaportuaria propuesta en la Bahía de Parita. Para preparar la huella de desarrollo, se utilizó QGIS para (1) digitalizar la huella del megapuerto y para (2) representar el impacto radial del megapuerto en diferentes niveles de perturbación indirecta utilizando aumentos del 20%, 50% y 100% en el área de la huella. El plano de desarrollo en cuestión se obtuvo de un folleto titulado “Área Económica Especial de Aguadulce y La Terminal Portuaria Multipropósito” proporcionado por Audubon Américas

(Figura 5-48, izquierda). La imagen fue georreferenciada utilizando imágenes aéreas para digitalizarse después en un archivo *shape* trazando el límite del puerto (Figura 5-48, derecha).

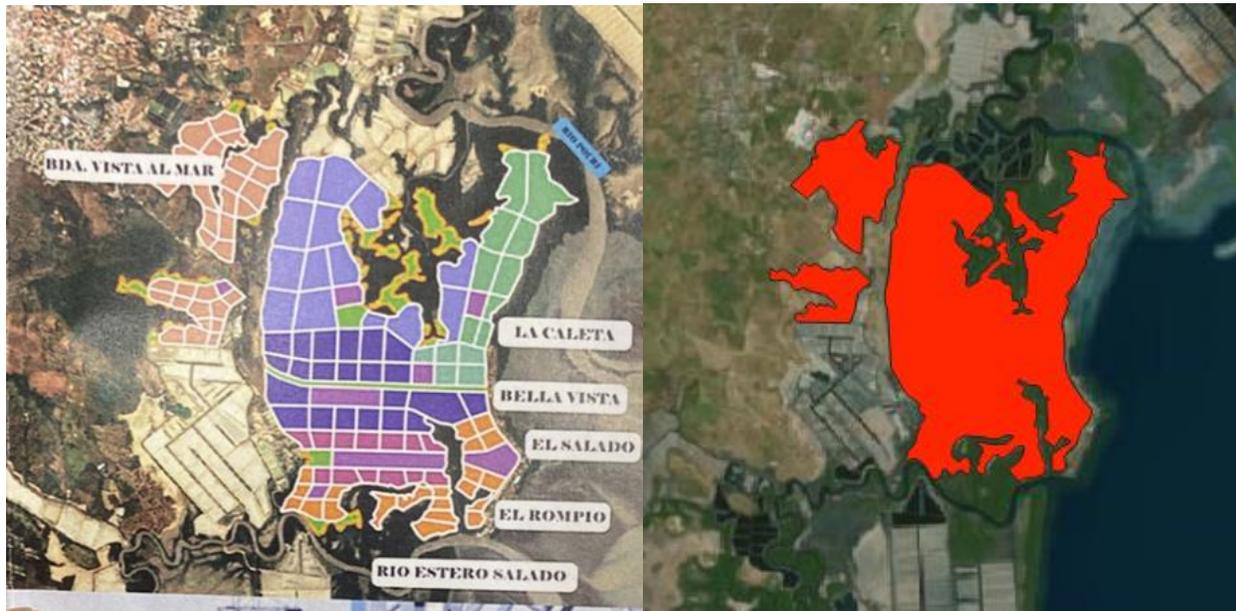


Figura 5-48: Página de título del folleto (izquierda) utilizada para georreferenciar y digitalizar la huella del megapuerto (derecha).

El estudio de Colón, Panamá, mencionado para el escenario de expansión del aeropuerto de Tocumen en la Bahía de Panamá (Debyser y Hoffmann, 2014), documenta que la deforestación ocurrió dentro de una zona de amortiguamiento de 500 m de ese puerto en los años posteriores al desarrollo. En el nivel de perturbación nula (0%), se asume la deforestación directa de manglares cubiertos por la huella del desarrollo, pero se utilizó el valor de 500 m como nuestro peor escenario para los impactos indirectos. Sin saber si tal impacto se materializaría, se realizó un análisis de sensibilidad para grados más bajos de perturbación indirecta: 20%, 50% y 100% de la distancia de amortiguamiento. Por ejemplo, el nivel de perturbación del 20% supone que la deforestación de manglares debido a impactos indirectos como escorrentía contaminante y procesos hidrológicos alterados sólo ocurre dentro de los 100 metros del desarrollo portuario (100 m es el 20% de 500 m). El área correspondiente de manglares afectada en cada uno de estos escenarios se muestra en el Cuadro 5-16 a continuación.

Cuadro 5-16: Distancias de amortiguamiento y área de manglares potencialmente afectada con nula perturbación directa (0%) e indirecta consecuente de la creación del megapuerto.

<i>Grado de Perturbación</i>	<i>Distancia de Amortiguamiento (m)</i>	<i>Área de Manglares Afectada (ha)</i>
0%	0	116
20%	100	364
50%	250	549
100%	500	668

*[I] Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar en PAR-1A y PAR-1B*

**Modelo:** *InVEST Coastal Blue Carbon*

**Servicio ecosistémico:** *Todos los derivados de la existencia de los manglares*

Este escenario se refiere al impacto esperado sobre los manglares por la expansión de la frontera agrícola para el cultivo del arroz y la caña de azúcar y que resultará en la extinción de los manglares aguas abajo debido a la escorrentía de contaminantes agrícolas. Para explorar este escenario en el ámbito y los alcances y presupuesto del proyecto, se seleccionó un solo río para el análisis, aquel con el mayor potencial de contaminación agrícola en PAR-1A y PAR-1B, lo cual se determinó identificando primero los dos ríos más largos en esas dos unidades y luego, una vez extraídos los datos de cultivos de la capa de uso del suelo de *ESRI*, calculando el área existente de los cultivos dentro de una zona de amortiguamiento de 200 m en cada río (Cuadro 5-17). El río Grande tenía más del doble de tierras de cultivo en sus alrededores, por lo cual determinó su elección para el análisis.

Para comprender la afectación sobre los manglares aguas abajo en las unidades espaciales, se asumió un radio de impacto de 500 m para el escenario de afectación máxima o 100% de perturbación indirecta por contaminación. En otras palabras, en la simulación, se supuso que los manglares desaparecerían por el flujo de los contaminantes agrícolas a sus humedales a un grado máximo aguas abajo dentro de los 500 m del Río Grande, lo cual se determinó generando una zona de influencia negativa de 500 m en los límites de la unidad de planificación dentro de su zona de influencia cerca los bordes del río (Figura 5-49, página siguiente), a diferencia de un conjunto de datos de poli-lineales alternativo de STRI (Figura 5-50, página siguiente), con los que después se calculó el área de manglares dentro de la porción ribereña de la zona de amortiguamiento. Este proceso se repitió para cada nivel de perturbación (5%, 20% y 50%) (Cuadro 5-18, abajo).

Cuadro 5-17: Ríos más grandes que fluyen a través de las unidades espaciales PAR-1A y PAR-1B y su proximidad a los campos agrícolas.

<i>Nombre del Río</i>	<i>Longitud (km)</i>	<i>Áreas de cultivo dentro de los 200 m de su ribera (ha)</i>
<i>Río Grande</i>	97	850
<i>Antón</i>	62	328

Cuadro 5-18: Distancias de amortiguamiento y áreas de manglar potencialmente afectadas directa (0%) e indirectamente (5-100%) a consecuencia de la expansión de la frontera agrícola.

<b>Grado de Perturbación</b>	<b>Distancia de Amortiguamiento (m)</b>	<b>Área de Manglar Afectada (ha)</b>
0%	0	0
5%	25	77
20%	100	278
50%	250	634
100%	500	1,049

[J] Recuperación de la acuicultura de camarón en PAR-1A, PAR-1B, PAR-2A, PAR-2B, PAR-3A

**Modelo:** InVEST Coastal Blue Carbon

**Servicio ecosistémico:** Secuestro de carbono

Este escenario implica la identificación las granjas camaroneras inactivas en PAR-1A y PAR-1B y la restauración estas áreas a manglares, posterior a la reclamación de las áreas previamente ocupadas por tales granjas. Para encontrar granjas camaroneras inactivas, se utilizaron dos hojas de cálculo de ARAP, proporcionadas por *Audubon Américas*. La primera, “Coordenadas ARAP granjas”, contenía los siguientes atributos de las granjas camaroneras: productor, provincia, distrito y coordenadas espaciales norte/este (UTM). La segunda, “Granjas”, los datos del productor, provincia, distrito, situación de la concesión, sistema de producción, área total de la granja y área total de la granja actualmente en producción.

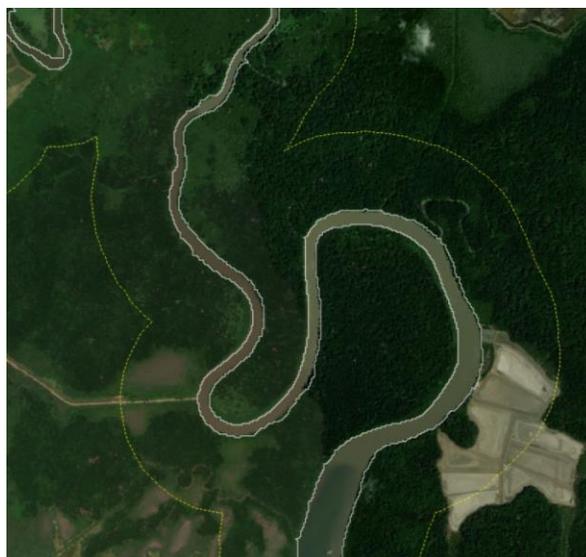


Figura 5-49: El Río Grande rodeado de manglares: Las líneas blancas muestran los límites de la unidad espacial delineando perfectamente su ribera; las discontinuas amarillas, la zona de influencia (500 m).

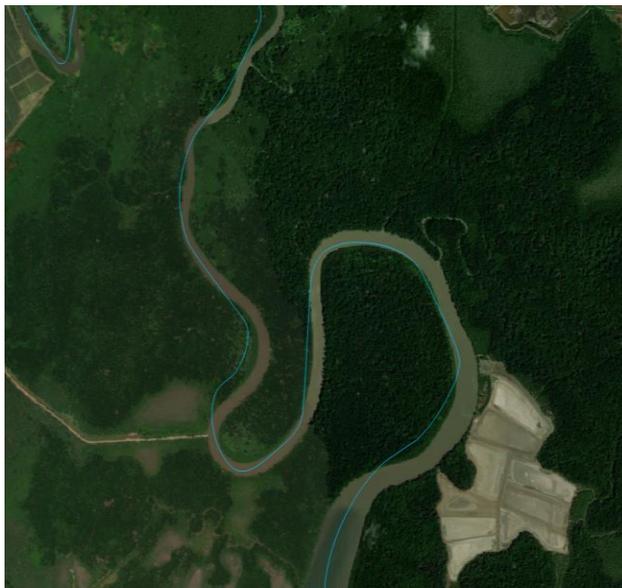


Figura 5-50: El río Río Grande rodeado de manglares: La línea azul muestra hasta qué punto la poli-línea de los ríos diverge del río real (datos fuente del STRI).

Al combinar estos dos conjuntos de datos usando la columna "productor" como identificador único común, estos se digitalizaron como puntos en QGIS usando las coordenadas norte/este de la primera hoja, que se asignaron después a los polígonos más cercanos de las huellas de las granjas camaroneras al transferir sus atributos a tales polígonos usando una unión espacial de los dos conjuntos de datos (Figura 5-51, a continuación).

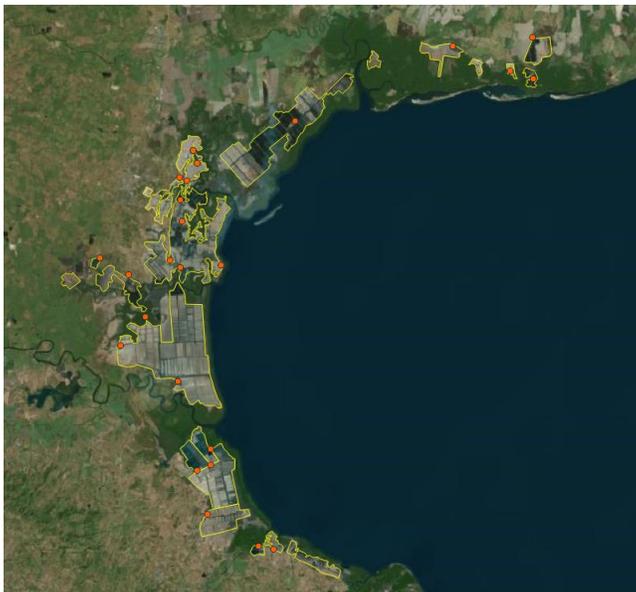


Figura 5-51: Superposición entre la huella de las granjas camaroneras (polígonos amarillos) y los puntos de las mismas granjas identificados por ARAP (puntos naranjas).



Figura 5-52: Ejemplo que muestra la correspondencia entre puntos y polígonos de las granjas camaroneras, cuya relación probable se explica por su proximidad y tamaño.

En la Figura 5-52 se muestra la granja camaronera Camaronero Boca Parita (punto) y la huella (polígono amarillo) que muy probablemente corresponde a esta granja. Para validar estas suposiciones sobre las asignaciones de punto a polígono, se calcularon las áreas de los polígonos en *QGIS* y se compararon con las áreas de las granjas camaroneras del conjunto de datos de puntos. En el caso de la citada camaronera, el polígono tenía una superficie de 90 ha, y los datos puntuales indicaban una superficie de 85 ha lo cual representa una precisión del 94% (Ecuación 5-4, abajo) y por lo tanto, es razonable suponer que en este caso se logró la coincidencia los dos conjuntos de datos con precisión. Este proceso se aplicó en todos los polígonos con un punto coincidente y se eliminaron todas las granjas con una precisión inferior al 80 % —la precisión más baja fue del 55 %. También se excluyeron de los datos puntuales, los polígonos de granjas que no coincidían claramente, mismas que se produjeron porque no había superposición, porque había varios propietarios señalados por los datos de puntos, o porque no había límites de propiedad claros en los datos poligonales, y el resto fueron aquellos en los que se tenía confianza en la coincidencia, según se ha descrito.

$$\% \text{ Exactitud} = 100 - \frac{| (\text{observado} - \text{verdadero}) |}{| \text{verdadero} |} * 100$$

#### Ecuación 5-4

Utilizando el atributo “área total de granjas camaroneras en producción”, se extrajeron las granjas inactivas restando a las activamente productivas del área total identificada como tal. Según los datos resultantes, el área de granjas inactivas disponible para recuperación en la Bahía de Parita es de 817 ha, que entonces se sumó al conjunto de datos de manglares para representar una mayor cobertura de estos durante el modelado (Figura 5-53, a continuación).

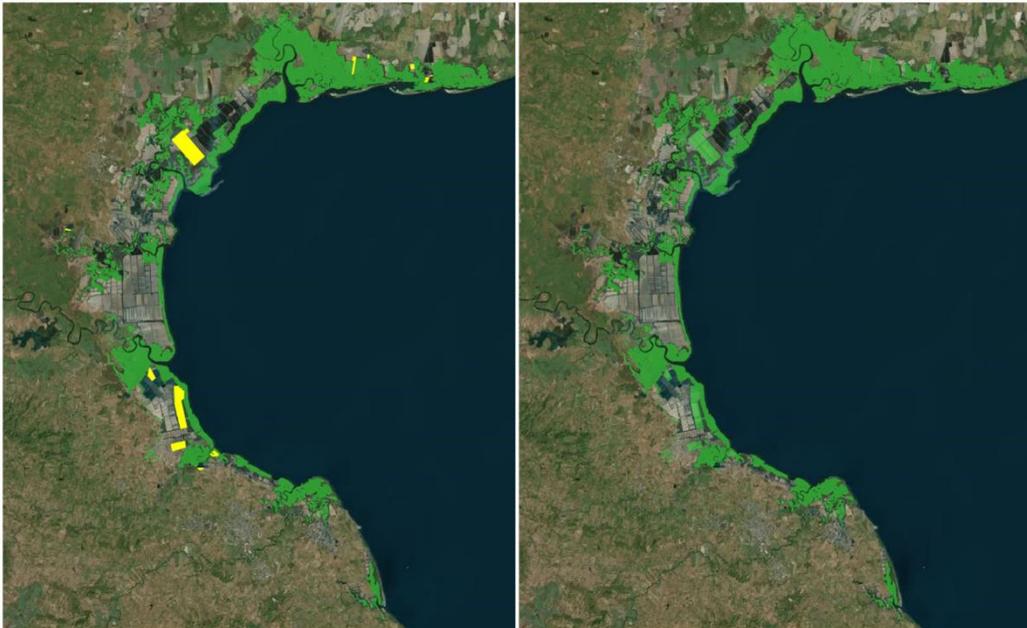


Figura 5-53: La imagen de la izquierda muestra las granjas camaroneras inactivas (amarillo) agregadas a la nueva capa de manglar (verde), a la derecha.

#### [K] Reactivación de la acuicultura de camarón latente en PAR-1A, PAR-1B

**Modelo:** *InVEST Coastal Blue Carbon*

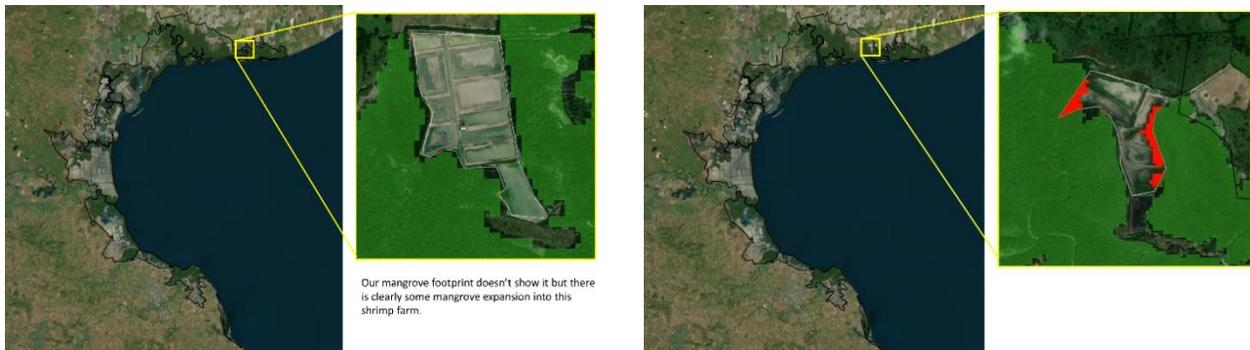
**Servicio ecosistémico:** Secuestro de carbono

Este escenario investiga la posibilidad de reactivar antiguos estanques de camarones que tienen nuevo crecimiento de manglares dentro de ellos, disminuyendo así el área total de manglares a través de la deforestación. Primero se intersectó la capa de granjas camaroneras con la capa de huellas de manglares para identificar áreas de superposición. Utilizando imágenes satelitales, se inspeccionaron visualmente estas áreas superpuestas para determinar si había una buena representación del crecimiento real de los manglares: no había. La inspección reveló que el crecimiento de nuevos manglares a partir de imágenes satelitales no estaba bien representado en la capa utilizada (Figura 5-54, a continuación).

Las imágenes satelitales revelaron seis granjas con crecimiento de manglares (Figura 5-55, siguiente página) y solo una de ellas (ubicada en el PAR-1A) tenía una cobertura adecuada (Figura 5-56).



Figura 5-54: Ejemplo que ilustra que la huella de manglar (verde) superpuesta (rojo) con los polígonos de las granjas camaroneras omite el crecimiento de nuevos manglares en las granjas camaroneras (óvalo blanco).



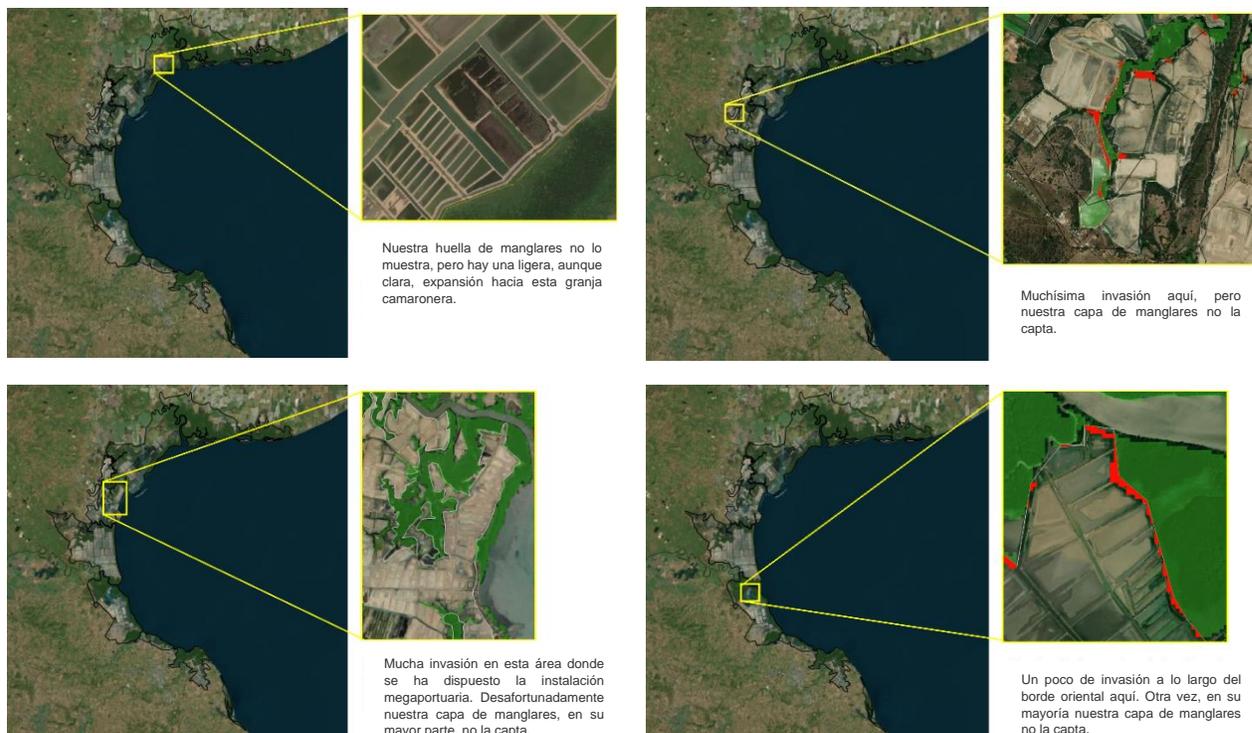


Figura 5-55: Antiguas granjas camaroneras en la Bahía de Parita con nuevo crecimiento de manglares, según imágenes satelitales.

Para la preparación del conjunto de datos de manglares para este escenario, fue necesario aislar la huella de los manglares que se superpone con los límites de la granja camaronera (área roja en la Figura 5-56), equivalente a un total de 7.3 ha de bosque de manglares maduros. Al eliminar esta área superpuesta se creó una nueva capa de entrada a la aplicación *Coastal Blue Carbon* para representar la pérdida de cobertura de manglares. Al respecto, no sobra señalar que este escenario subestima significativamente la cantidad de crecimiento de nuevos manglares dentro de las granjas desmanteladas porque el conjunto de datos disponible no los captura en su mayoría, y fue imposible digitalizar manualmente el nuevo crecimiento a partir de imágenes satelitales dentro del alcance y los cronogramas del proyecto. Un conjunto de datos mejorado sobre la huella de los manglares que capture estas nuevas áreas mejoraría nuestros resultados.



Figura 5-56: Granja camaronera ubicada en PAR-1A con la mejor superposición entre el crecimiento mostrado en imágenes satelitales y la capa espacial de manglares (requerida para ingresar al modelo de Carbono Azul Costero).

Utilizando una serie temporal de datos de cobertura de manglares proporcionada por el cliente, que se basa en imágenes aéreas desde la década de 1980 hasta la actualidad, se observó que la cobertura de manglares en esta granja comenzó a aumentar en la década de 2000. Por lo que los manglares en esta área probablemente tengan entre 13 y 23 años de existencia. Para propósitos de modelación, se asumió que estos manglares están maduros (Figura 5-57 a continuación).



Figura 5-57: Serie de tiempo que muestra la cobertura de manglares entre 1980 y la actualidad utilizando la capa espacial de manglares (verde). La imagen de satélite es sólo en condiciones actuales y se proporciona con fines de referencia.

## 6 Resultados

### 6.1 Condición y Evaluación de Riesgo

#### Mensajes clave

- En la Bahía de Panamá, muy pocos manglares (4%) permanecen en las unidades de planificación con la peor condición/riesgo ecológico (PAN-1A, PAN-1B) ya que han sido removidos. Por lo que este par de unidades de planificación son generalmente buenas candidatas para su restauración si se pueden mitigar los factores de estrés existentes. Su peor condición es resultado del desarrollo industrial/urbano, la alta densidad de caminos en los manglares, la contaminación agrícola, un dosel comparativamente pobre (PAN-1B) con una altura promedio relativamente baja (PAN-1A), así como un mayor riesgo a futuro por el aumento del nivel del mar y el desarrollo industrial/urbano (PAN-1B).
- Muchos manglares permanecen en otras unidades de planificación de la Bahía de Panamá (95%), como posibles candidatos para su protección al no requerir su restauración, ya que generalmente están asociados con mejores condiciones y menores riesgos ecológicos generales (PAN-3A, PAN-4, PAN-5).
- Las unidades de planificación de manglares en la Bahía de Parita con el peor estado ecológico general tienen un mayor riesgo futuro debido al desarrollo de la acuicultura, la expansión agrícola, el desarrollo industrial/urbano, el aumento del nivel del mar y la contaminación agrícola, así como cierto riesgo moderado debido a la escorrentía/contaminación de la acuicultura (PAR-2A, PAR-2B).
- Es principalmente el riesgo futuro del desarrollo de la acuicultura lo que distingue a PAR-2A y PAR-2B de otras unidades. La unidad PAR-3A también tiene un estado general deficiente dada su condición actual impactada por la contaminación agrícola, una mayor densidad de caminos en los manglares y la tala de manglares para la acuicultura. Los manglares en estas unidades son generalmente buenos candidatos para la restauración si se pueden mitigar los factores de estrés existentes, como el desarrollo de la acuicultura en granjas camarónicas.
- La parte norte de la Bahía de Parita (PAR-1A, PAR-1B) tiene el mejor estado ecológico general en el área de estudio y, por lo tanto, probablemente tenga áreas de manglares que sean buenos candidatos para protección.

Los resultados de la evaluación de condiciones y riesgos se muestran en el panel interactivo descrito en la Sección 5.1.4, y su exploración facilita la capacidad para entender con claridad y rapidez el propósito principal de la evaluación de condición y riesgo en términos de (a) el establecimiento de un inventario del activo natural de manglares en la Bahía de Parita y la Bahía de Panamá, (b) la identificación de unidades prioritarias de planificación de manglares para su conservación, y (c) la caracterización de estas para su posterior análisis durante la modelación de escenarios.

En términos del inventario de manglares, existen alrededor de 24,804 ha de estos en la Bahía de Panamá y alrededor de 12,101 ha de manglares en la Bahía de Parita, que suman 36,905 ha en ambas áreas de estudio. El Cuadro 6-1 muestra un desglose de este inventario por unidad de planificación, cuya ubicación puede consultarse en los mapas de la Sección 1.

Cuadro 6-1: Inventario de manglares, como activos naturales, por unidad de planificación espacial.

<i>Bahía de Parita</i>		<i>Bahía de Panamá</i>	
<i>Unidad de Planificación</i>	<i>Área de Manglar (ha)</i>	<i>Unidad de Planificación</i>	<i>Área de Manglar (ha)</i>
<i>PAR-1A</i>	<i>4,243</i>	<i>PAN-1A</i>	<i>931</i>
<i>PAR-1B</i>	<i>3,039</i>	<i>PAN-1B</i>	<i>107</i>
<i>PAR-2A</i>	<i>742</i>	<i>PAN-1C</i>	<i>2,094</i>
<i>PAR-2B</i>	<i>1,218</i>	<i>PAN-1D</i>	<i>336</i>
<i>PAR-3A</i>	<i>1,873</i>	<i>PAN-2</i>	<i>6,153</i>
<i>PAR-3B</i>	<i>224</i>	<i>PAN-3A</i>	<i>8,241</i>
<i>PAR-3C</i>	<i>825</i>	<i>PAN-3B</i>	<i>2,119</i>
<i>PAR-4</i>	<i>120</i>	<i>PAN-4</i>	<i>3,501</i>
		<i>PAN-5</i>	<i>203</i>
<i>TOTAL</i>	<i>12,284</i>	<i>TOTAL</i>	<i>23,685</i>

Las puntuaciones de estado general en el panel (Figura 6-1, Figura 6-2 y Figura 6-3) resultan de la combinación de las puntuaciones de condición y riesgo con las que se revela aquellas unidades de planificación que se están desempeñando mejor y peor en relación con otras en términos de su estado ecológico general. Es posible identificar los siguientes aspectos generales utilizando estos resultados junto con la condición actual desglosada y los resultados de riesgos futuros:

- Las unidades de planificación de manglares con peor estado general son aquellas que contienen las mayores poblaciones humanas en cada área de estudio.
- En la Bahía de Parita, la mayoría de los manglares (59%) existen en las unidades de planificación con la mejor puntuación general, es decir, mejor condición y menor riesgo, si bien hay una gran porción (39%) en estas unidades con la peor puntuación general.
- En la Bahía de Panamá, muy pocos manglares (4%) permanecen en las unidades de planificación con el peor puntaje general debido a que han sido eliminados, mientras que estos, en su mayoría, se encuentran en unidades con puntajes de promedio a peor (95%).
- Las unidades de planificación con peores puntajes generales incluyen PAR-2A, PAR-2B, PAR-3A y PAN-1A, PAN 1B. El mal estado general de las dos primeras se explica mejor por el riesgo futuro que por la condición actual, mientras que en las dos últimas ocurre lo contrario, aunque el mal estado de PAN-1B se debe tanto a la peor situación actual como al peor riesgo futuro.

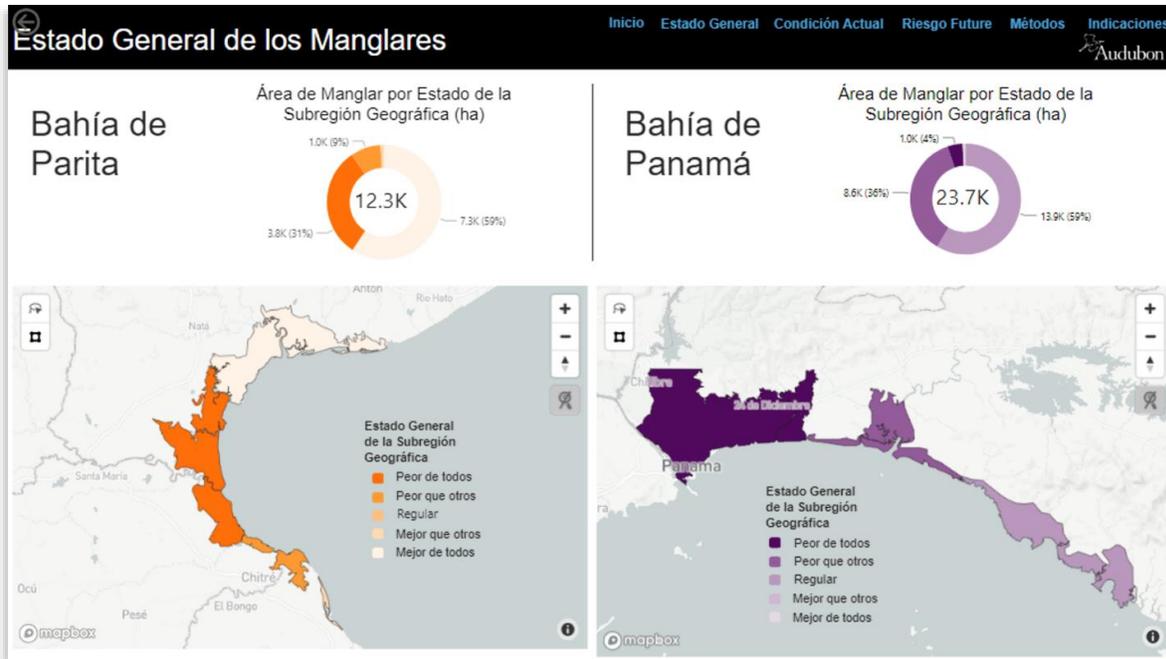


Figura 6-1: Resultados de estado general del panel de condición/riesgo.

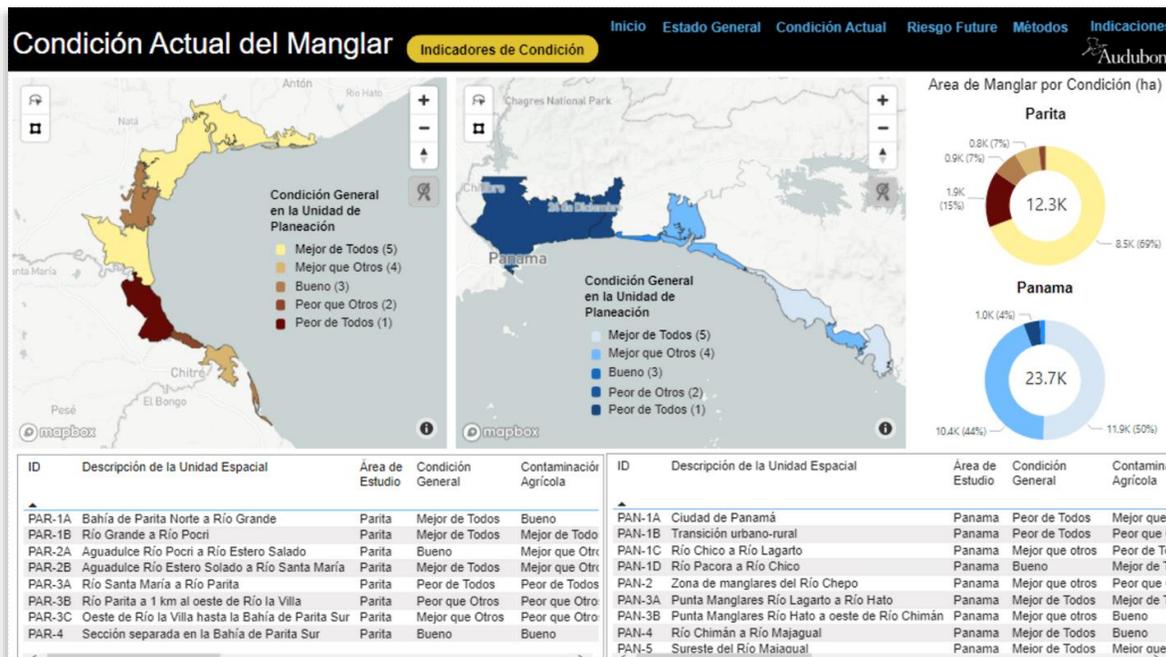


Figura 6-2: Resultados de la condición actual del panel de condición/riesgo.

- El mayor riesgo futuro en PAR-2A y PAR-2B proviene del desarrollo de la acuicultura, la expansión agrícola, el desarrollo industrial/urbano, el aumento del nivel del mar y la

contaminación agroquímicos, así como algún riesgo moderado de la escorrentía/contaminación de la acuicultura. Es principalmente el riesgo futuro del desarrollo de la acuicultura lo que diferencia a estas dos unidades de otras unidades.

- El peor estado del PAR-3A se explica por la alta contaminación agrícola, la mayor densidad de caminos en los manglares y la tala de manglares para la acuicultura.
- A diferencia de la Bahía de Panamá, la expansión industrial/urbana no fue identificada como un contribuyente clave a la condición actual en la Bahía de Parita, pero sí como un riesgo a futuro.

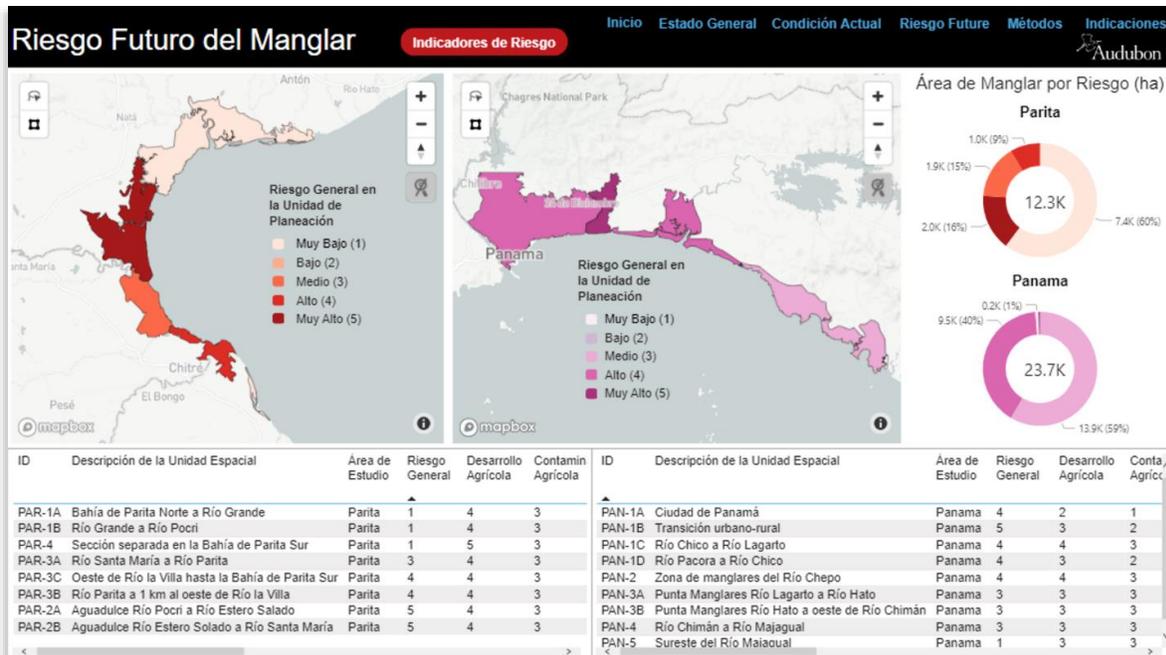


Figura 6-3: Resultados de riesgos futuros del panel de condiciones/riesgos.

- La peor condición en PAN-1A es resultado del desarrollo industrial/urbano, la alta densidad de caminos en los manglares y la altura promedio de los árboles relativamente baja. En PAN-1B, la peor condición se debe a que esta unidad enfrenta más contaminación agrícola y tiene una cubierta de manglares comparativamente pobre, a lo que se suma un alto riesgo futuro debido al aumento del nivel del mar y al desarrollo industrial/urbano.
- A diferencia de la Bahía de Parita, la acuicultura no fue identificada como un contribuyente clave a la condición actual o riesgo futuro en la Bahía de Panamá.

La identificación de unidades prioritarias de planificación de manglares para el manejo de su conservación requiere considerar diferentes tipos de acción dependiendo de la combinación condición/riesgo. El esquema de la Figura 6-4 de la siguiente página, muestra que las áreas de manglares asociadas con menor riesgo y mejores condiciones en comparación con otras son probablemente las mejores candidatas para estrategias de manejo orientadas a la protección, pero estas áreas tendrían menor prioridad para la protección en comparación con áreas que tienen mejores condiciones y mayor riesgo futuro. De manera similar, las áreas

con un mayor riesgo futuro y que actualmente se encuentran en peores condiciones que otras áreas son buenas candidatas para acciones orientadas a la restauración, aunque menos prioridad que aquellas con las peores condiciones actuales y tienen un menor riesgo futuro. Esto se explica por la importancia de invertir fondos limitados para la conservación donde más se necesitan y donde es más probable que tengan éxito a largo plazo. Tomando en cuenta que se asignaron unidades a grupos candidatos de acciones de gestión en función de las puntuaciones generales de toda la unidad, puede haber proyectos a un nivel más local que se adapten bien a un tipo diferente de acción de gestión. Estos resultados deben considerarse como una guía de primer paso respecto a qué tipo de acción podría ser más necesaria dentro de una unidad de planificación.

		Riesgo	
		Más bajo	Más alto
Condición	Mejor	<ul style="list-style-type: none"> <li>Oportunidad de <b>protección</b></li> <li>PAR-1A, PAR-1B</li> <li>PAN-3A, PAN-4, PAN-5</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Oportunidad de <u>alta prioridad</u> para la <b>protección</b></li> <li>PAR-4</li> </ul>
	Peor	<ul style="list-style-type: none"> <li>Oportunidad de <u>alta prioridad</u> para la <b>restauración</b></li> <li>PAR-2B</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Oportunidad de <b>restauración</b></li> <li>PAR-2A, PAR-3A, PAR-3B, PAR-3C</li> <li>PAN-1A, PAN-1B</li> </ul>

Figura 6-4: Estrategias de manejo para la conservación sugeridas en diferentes combinaciones de condición y riesgo de las unidades de planificación de manglares.

El Figura 6-4 de las siguientes páginas resume los resultados del esquema de condición/riesgo para cada unidad de planificación en las dos áreas de estudio e indica qué escenarios modelo y estrategias de gestión sugeridas son relevantes.

Cuadro 6-2: Resumen de condiciones y riesgos para cada unidad de planificación en la Bahía de Panamá y Bahía de Parita.

<i>Unidad de Planificación</i>	<i>Estado Gral.</i>	<i>Determinantes de la Condición Actual</i>	<i>Determinantes del Riesgo a Futuro</i>	<i>Cobertura del Escenario o Modelo</i>	<i>Estrategia Sugerida de Gestión (Primaria)</i>
<i>Bahía de Panamá</i>					
<i>PAN-1<sup>a</sup></i>	<i>Peor</i>	<i>Densidad de carreteras en manglares, limpieza de tierras para desarrollo urbano/industrial, contaminación agrícola, escorrentía de contaminantes de carreteras/edificios, inundaciones repetidas, peor gestión de residuos urbanos / industriales, sequía</i>	<i>Aumento del nivel del mar, desmonte de terrenos urbanos/industriales</i>	<i>Escenarios B, C, D, E</i>	<i>Oportunidad para restauración</i>
<i>PAN-1B</i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, escorrentía de contaminantes de carreteras/edificios, peor cobertura de dosel, peores puntuaciones del índice de condición de la vegetación, sequía</i>	<i>Aumento del nivel del mar, desmonte de terrenos urbanos/industriales, mala gestión de residuos</i>	<i>Escenario C, D</i>	<i>Oportunidad para restauración</i>
<i>PAN-1C</i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, desmonte de tierras para desarrollo urbano / industrial, sequía</i>	<i>Aumento del nivel del mar y desmonte de tierras para la agricultura</i>	<i>N/A</i>	
<i>PAN-1D</i>	<i>Peor</i>	<i>Menor altura promedio de los árboles y cobertura de copas, escorrentía de contaminantes de carreteras/edificios, peores puntuaciones en el índice de condición de la vegetación,</i>	<i>Aumento del nivel del mar</i>	<i>N/A</i>	
<i>PAN-2</i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, inundaciones repetidas, mayor pérdida de manglares</i>	<i>Aumento del nivel del mar y desmonte de tierras para la agricultura</i>	<i>N/A</i>	
<i>PAN-3<sup>a</sup></i>	<i>Promedio</i>	<i>Menor contaminación agrícola</i>	<i>Menor riesgo del turismo/recreación</i>	<i>N/A</i>	<i>Oportunidad para protección</i>
<i>PAN-3B</i>	<i>Promedio</i>	<i>Menos limpieza de terrenos para el desarrollo.</i>	<i>Menor riesgo del turismo/recreación</i>	<i>N/A</i>	

<i>Unidad de Planificación</i>	<i>Estado Gral.</i>	<i>Determinantes de la Condición Actual</i>	<i>Determinantes del Riesgo a Futuro</i>	<i>Cobertura del Escenario o Modelo</i>	<i>Estrategia Sugerida de Gestión (Primaria)</i>
PAN-4	Promedio	Mejor cobertura de dosel, menos limpieza de tierras para el desarrollo, menos inundaciones repetidas, menos sequía	Menor riesgo del turismo/recreación	N/A	Oportunidad para protección
PAN-5	Mejor	Mejor altura promedio de los árboles, mejores puntajes en el índice de área de vegetación, menos afectados por una mala gestión de residuos	Menor riesgo del turismo/recreación	N/A	Oportunidad para protección
<b>Bahía de Parita</b>					
PAR-1 <sup>a</sup>	La mejor	Mejor altura promedio de los árboles, menor densidad de caminos en los manglares, menor sequía	Menos contaminación acuícola, menor desarrollo urbano/industrial, menor riesgo por una mala gestión de residuos	Escenarios I, J, K	Oportunidad para protección
PAR-1B	La mejor	Menos densidad de carreteras en manglares, menor pérdida de manglares	Menos contaminación acuícola, menor desarrollo urbano/industrial, menor riesgo por una mala gestión de residuos	Escenarios I, J	Oportunidad para protección
PAR-2 <sup>a</sup>	Peor	Acuicultura de camarón, densidad de caminos en los manglares, pérdida de la mayor parte de los manglares	Aumento del nivel del mar, desarrollo de la acuicultura, desarrollo agrícola, desarrollo urbano/industrial, silvicultura, sobrepesca, turismo/recreación	Escenario H, J	Oportunidad para restauración
PAR-2B	Peor	Acuicultura de camarón, menor altura promedio de los árboles, menor cobertura de dosel	Aumento del nivel del mar, desarrollo de la acuicultura, desarrollo agrícola, desarrollo urbano/industrial, silvicultura, sobrepesca, turismo/recreación	Escenario J	Oportunidad de alta prioridad para la restauración

<i>Unidad de Planificación</i>	<i>Estado Gral.</i>	<i>Determinantes de la Condición Actual</i>	<i>Determinantes del Riesgo a Futuro</i>	<i>Cobertura del Escenario o Modelo</i>	<i>Estrategia Sugerida de Gestión (Primaria)</i>
<i>PAR-3<sup>a</sup></i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, densidad de carreteras en manglares, desmonte de tierras para la acuicultura</i>	<i>Aumento del nivel del mar, desarrollo agrícola, desarrollo urbano/industrial, fenómenos meteorológicos extremos, silvicultura, sobrepesca, turismo/recreación</i>	<i>Escenario J</i>	<i>Oportunidad para la restauración</i>
<i>PAR-3B</i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, densidad de carreteras en manglares.</i>	<i>Aumento del nivel del mar, desarrollo agrícola, desarrollo urbano/industrial, fenómenos meteorológicos extremos, silvicultura, sobrepesca</i>	<i>N/A</i>	<i>Oportunidad para la restauración</i>
<i>PAR-3C</i>	<i>Peor</i>	<i>Contaminación agrícola, posible escorrentía de contaminantes de los edificios, sequía, desechos rurales/residenciales</i>	<i>Aumento del nivel del mar, desarrollo agrícola, desarrollo urbano/industrial, fenómenos meteorológicos extremos, silvicultura, sobrepesca, turismo/recreación</i>	<i>N/A</i>	<i>Oportunidad para la restauración</i>
<i>PAR-4</i>	<i>Mejor</i>	<i>Menos densidad de carreteras en manglares, menos acuicultura de camarón</i>	<i>Menor riesgo por una mala gestión de residuos</i>	<i>N/A</i>	<i>Oportunidad de alta prioridad para la protección</i>

## 6.2 Beneficios del Secuestro de Carbono

### Mensajes clave

- La modelación realizada demostró que los manglares brindan importantes beneficios de secuestro de carbono en la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita.
- En la Bahía de Panamá, los manglares proporcionan US \$116 millones al año en beneficios económicos por su contribución a la reducción de los costos sociales del carbono. En la Bahía de Parita, este valor es de US \$39 millones al año.
- El desarrollo del megapuerto propuesto en la Bahía de Parita podría resultar en una pérdida de beneficios de secuestro de carbono de al menos US \$1,38 millones al año, suponiendo sólo los efectos directos de la eliminación de manglares dentro de la marca espacial del desarrollo. Si se consideran los posibles efectos indirectos, como la escorrentía de contaminantes, la alteración de la hidrología y el aumento del tráfico de embarcaciones, esta pérdida aumentaría hasta US \$8.09 millones al año, referidos al costo social del carbono.
- La reclamación de granjas camarонерías inactivas es una oportunidad prometedora para la restauración de manglares en la Bahía de Parita, con beneficios potenciales de secuestro de carbono de al menos US \$3,43 millones al año, referidos al costo social del carbono.

### 6.2.1 Bahía de Panamá

El Cuadro 6-3, a continuación, resume los resultados de la línea de referencia y de los escenarios para los beneficios económicos del secuestro de carbono por los manglares en la Bahía de Panamá. El valor económico básico de este servicio ecosistémico es de US \$116 millones al año (ajuste a 2022). Como se describió en la Sección 5.3.1, este valor se anualiza a partir del valor presente neto a 100 años y se deriva aplicando los valores del Costo Social del Carbono de la USEPA (2022) asociados con una tasa de descuento del 1,5%, y utilizando el valor actual neto de 100 años como promedio anual de una tasa de descuento dinámica. Dos escenarios de gestión son relevantes para este servicio ecosistémico en la Bahía de Panamá: la posible expansión del Aeropuerto de Tocumen y el nuevo desarrollo urbano (Figura 6-5). Estos escenarios reducirían los beneficios del secuestro de carbono mediante efectos directos y, potencialmente, indirectos. Combinando estos efectos, y dependiendo del nivel de perturbación que se produzca, la reducción del beneficio de secuestro causado por la expansión del Aeropuerto de Tocumen estaría entre US \$10,000/año, sólo por la perturbación directa y US \$260,000/año, con un 100% de perturbación indirecta. Para el nuevo desarrollo urbano, este valor oscilaría entre US \$310,000/año y US \$3'000,000/año.

Cuadro 6-3: Beneficios económicos del secuestro de carbono en la línea base de la Bahía de Panamá y Bahía de Parita, con efectos de una afectación directos e indirectos para cada escenario de gestión referidos al costo social del carbono a una tasa de descuento del 1,5% (tasa de descuento según US-EPA, 2022).

Línea Base de Beneficios por Secuestro (Anualizada)	Escenario	Diferencia de la Línea Base Anualizada al Valor Presente Neto de Secuestro (US \$ millones, 2022)	
		Afectación Directa	Afectación Indirecta
<i>Bahía de Panamá</i>			
US \$116M/año	[B] Expansión del Aeropuerto de Tocumen	(US \$0.01M/año)	(US \$0.01M/año) – (US \$0.24M/año)
	[C] Desarrollo urbano	(US \$0.29M/año)	(US \$0.64M/año) – (US \$2.90M/año)
	[D] Inundaciones agrícolas	N/A	N/A
	[E] Inundaciones de edificaciones	N/A	N/A

Para comprender estos resultados con más detalle, es útil comenzar con la extensión de los manglares en la Bahía de Panamá que se muestra en la Figura 6-5, y luego observar el cambio simulado en las reservas de carbono entre 2023 y 2122, que se muestra en la Figura 6-6 y la Figura 6-7.



Figura 6-5: Extensión de manglares en la Bahía de Panamá en 2023.



Figura 6-6: Reservas de carbono en la Bahía de Panamá, circa 2023.

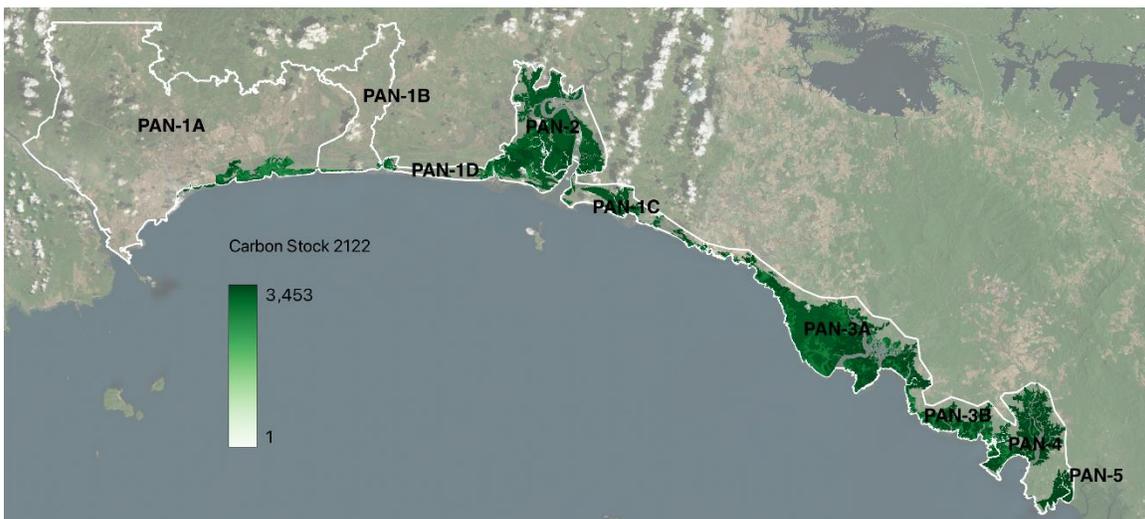


Figura 6-7: Reservas de carbono de la Bahía de Panamá, circa 2122.

El Cuadro 6-4, a continuación, resume este cambio en las existencias por unidad de planificación. El cambio porcentual entre las unidades promedio alrededor del 34%. En el modelo, el carbono del suelo se acumula a una tasa constante de 4.6 mm/año (ver Sección 5.2.1). Cuando se agrega a la biomasa aérea, que varía espacialmente en todo el paisaje y, en promedio, comprende alrededor del 75% del carbono total en el área de estudio, esto da como resultado un aumento general de alrededor del 34%.

Cuadro 6-4: Cambio porcentual en las reservas de carbono por unidad de planificación entre 2023 y 2122 en la Bahía de Panamá.

Unidad Espacial, ID	Área de Manglar (ha)	Reserva de Carbono, 2023 (tCO <sub>2</sub> e)	Reserva de Carbono, 2122 (tCO <sub>2</sub> e)	Cambio porcentual (%)
PAN-1A	931	2,817,544	3,852,518	37%
PAN-1B	107	242,685	325,656	34%
PAN-1C	2,094	5,151,779	6,851,591	33%
PAN-1D	336	786,344	1,047,262	33%
PAN-2	6,153	15,348,444	20,541,189	34%
PAN-3A	8,241	20,085,591	27,225,474	36%
PAN-3B	2,119	5,148,684	6,914,010	34%
PAN-4	3,501	9,135,040	12,130,144	33%
PAN-5	203	541,543	711,377	31%
TOTAL	23,685	58,716,110	78,887,844	34%

El Cuadro 6-5 resume el valor económico de las reservas de carbono en 2023, que es de aproximadamente US \$23,110 millones en 2022, así como el valor actual neto del secuestro después de 100 años, que es de aproximadamente US \$6,184 millones o US \$116 millones/año, anualizado. Los mayores beneficios se generan en PAN-2 y PAN-3A, que contienen la mayor cantidad de manglares.

Como referencia, la Figura 6-8 muestra las ubicaciones en la Bahía de Panamá de los dos escenarios de gestión evaluados utilizando el modelo de *Carbono Azul Costero*. Las siguientes dos secciones presentan los resultados de estos escenarios.

Cuadro 6-5: Valor económico de referencia del stock de carbono y el secuestro de carbono por unidad de planificación en la Bahía de Panamá, referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1.5% (US-EPA, 2022).

Unidad Espacial, ID	Área de Manglar (ha)	Valor de la Reserva, 2023 (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto de Secuestro a 100 años (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto de Secuestro Anualizado (US \$ millones, 2022)
PAN-1A	931	\$1,099	\$316	\$6
PAN-1B	107	\$95	\$27	\$0
PAN-1C	2,094	\$2,009	\$526	\$10
PAN-1D	336	\$307	\$82	\$2

Unidad Espacial, ID	Área de Manglar (ha)	Valor de la Reserva, 2023 (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto de Secuestro a 100 años (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto de Secuestro Anualizado (US \$ millones, 2022)
PAN-2	6,153	\$5,986	\$1,576	\$30
PAN-3A	8,241	\$7,833	\$2,144	\$40
PAN-3B	2,119	\$2,008	\$538	\$10
PAN-4	3,501	\$3,563	\$923	\$17
PAN-5	203	\$211	\$53	\$1
TOTAL	23,685	\$23,110	\$6,184	\$116



Figura 6-8: Ubicaciones de los escenarios de la Bahía de Panamá evaluados por el modelo InVEST de Carbono Azul Costero.

*[B] Propuesta de ampliación del Aeropuerto de Tocumen en PAN-1A*

La Figura 6-9, a continuación, muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base en el grado de afectación del 100% para la expansión propuesta del Aeropuerto de Tocumen. La reducción de 43,302 tCO<sub>2</sub>e en 100 años es baja en relación con el área total de manglares en el área de estudio de la Bahía de Panamá. Para otros grados de afectación, la pérdida por secuestro neto es la siguiente:

- 0% (sólo perturbación directa): 1.552 tCO<sub>2</sub>e
- 5% (amortiguamiento de 15 m): 2.560 tCO<sub>2</sub>e
- 20% (amortiguamiento de 60 m): 4.174 tCO<sub>2</sub>e
- 50% (amortiguamiento de 150 m): 5.228 tCO<sub>2</sub>e

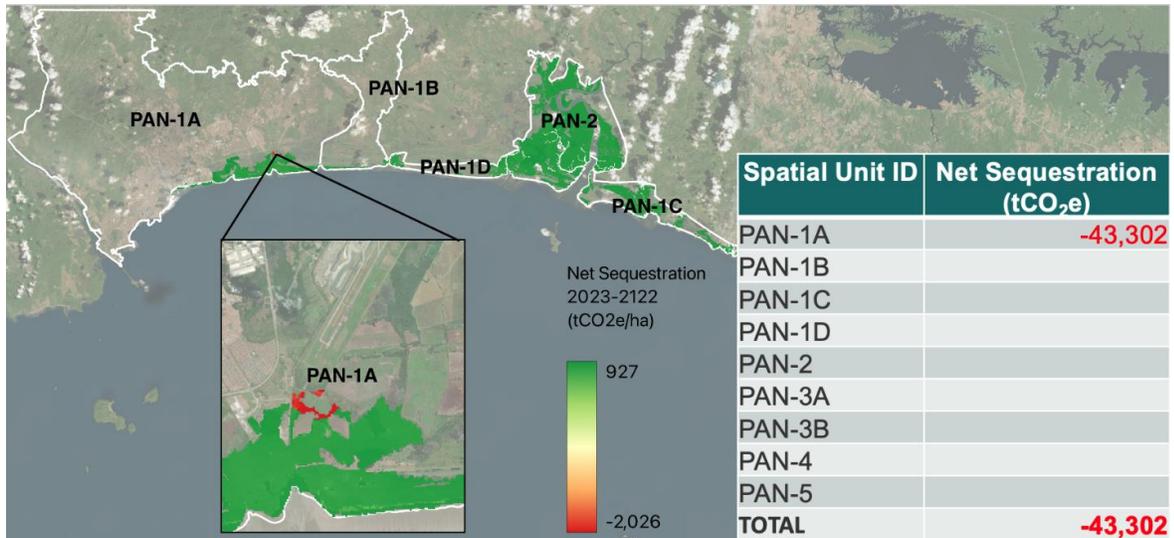


Figura 6-9: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea de base con grado máximo de afectación (100%) para el Escenario B: Ampliación propuesta del Aeropuerto de Tocumen.

La Figura 6-10, en la siguiente página, explora estos mismos resultados de manera diferente al considerar sólo el cambio en las emisiones al mostrar que el bajo impacto de la ampliación del Aeropuerto de Tocumen se explica porque su marca espacial potencial se ubica tierra adentro desde la costa sin superponerse directamente en áreas con muchos manglares. Igualmente, los impactos indirectos serían mínimos debido a la proximidad limitada a estas áreas, aguas abajo de la marca espacial, en tanto la zona de amortiguamiento no se extienda más allá de los 300 m (grado de afectación indirecta del 100%).

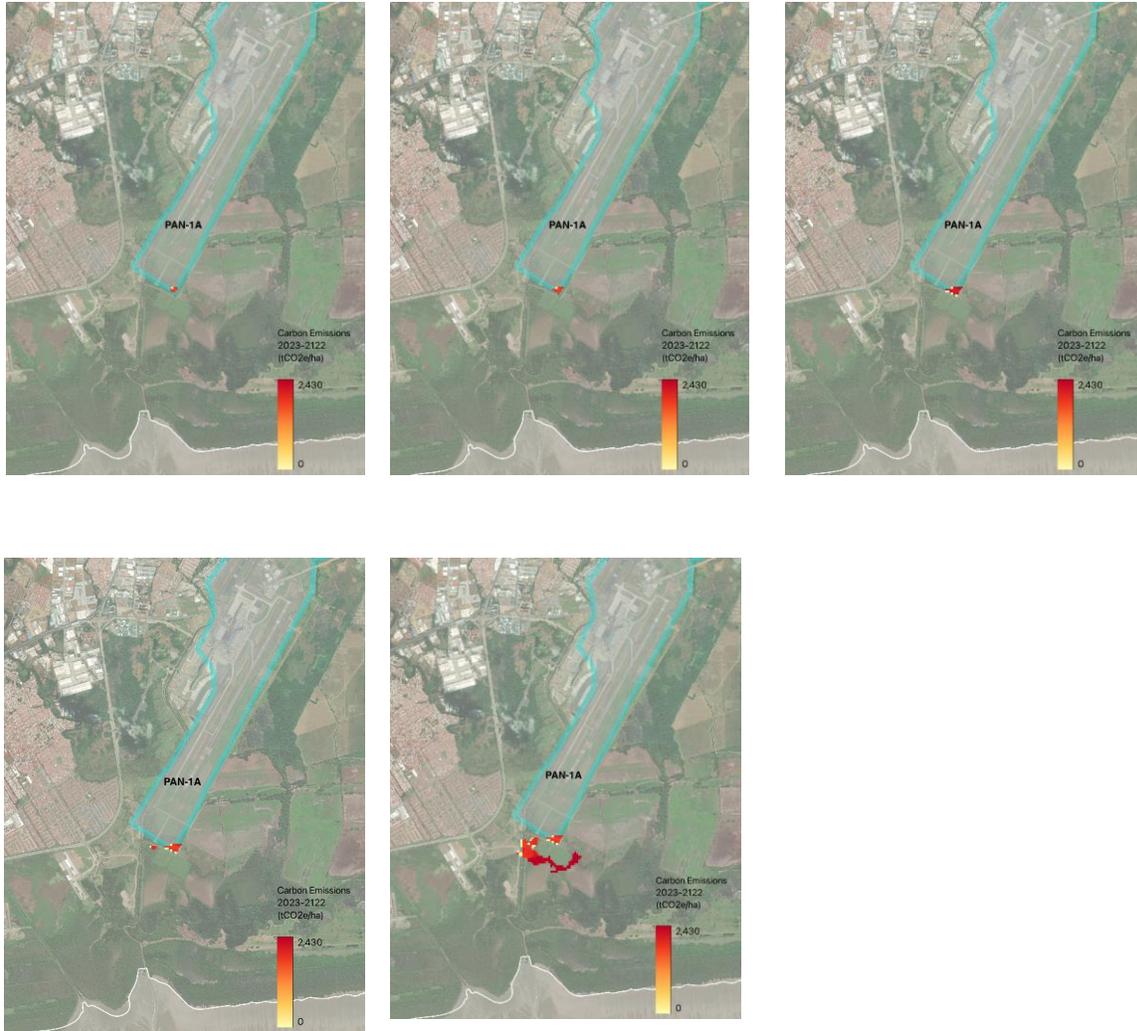


Figura 6-10: Impacto de la perturbación directa e indirecta sobre las emisiones de carbono para cada grado de afectación (0%, 5%, 20%, 50% y 100%, de izquierda a derecha y de arriba a abajo) – Escenario B: Ampliación del Aeropuerto de Tocumen.

El Cuadro 6-6, en la página siguiente, muestra que, dependiendo del grado de afectación indirecta, la pérdida de beneficios económicos podría oscilar entre aproximadamente US \$10,000 y US \$250,000 por año (anualizado a partir del valor actual neto de 100 años).

Cuadro 6-6: Efectos de perturbación directa e indirecta sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario B: Ampliación del Aeropuerto de Tocumen referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1,5% (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Línea Base (Valor Presente Neto Anualizado US \$ millones)	Diferencia de la Línea Base del Valor Presente Neto Anualizado a 100 Años (US \$ millones, 2022/año)			
			Afectación Directa	20% de Afectación Indirecta	50% de Afectación Indirecta	100% de Afectación Indirecta
PAN-1 <sup>a</sup>	931	\$6	(\$0.01)	(\$0.02)	(\$0.03)	(\$0.24)
PAN-1B	107	\$1				
PAN-1C	2,094	\$10				
PAN-1D	336	\$2				
PAN-2	6,153	\$31				
PAN-3 <sup>a</sup>	8,241	\$42				
PAN-3B	2,119	\$11				
PAN-4	3,501	\$18				
PAN-5	203	\$1				
TOTAL	23,685	\$121	(\$0.01)	(\$0.02)	(\$0.03)	(\$0.24)

*[C] Ampliación del desarrollo urbano entre PAN-1A y PAN-1B*

La Figura 6-11 en la siguiente página, muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base en el grado de afectación más alto (100%) por la posible expansión del desarrollo urbano. Dado que un área más grande de manglares será potencialmente afectada, la reducción es mayor que la de la expansión del Aeropuerto de Tocumen: 521,138 tCO<sub>2</sub>e en 100 años. Para otros niveles de perturbación, la pérdida por secuestro neto es la siguiente:

0% (sólo perturbación directa):	5.307 tCO <sub>2</sub> e
5% (amortiguamiento de 157 m):	114.615 tCO <sub>2</sub> e
20% (amortiguamiento de 630 m):	169.618 tCO <sub>2</sub> e
50% (amortiguamiento de 1,577m):	359.371 tCO <sub>2</sub> e

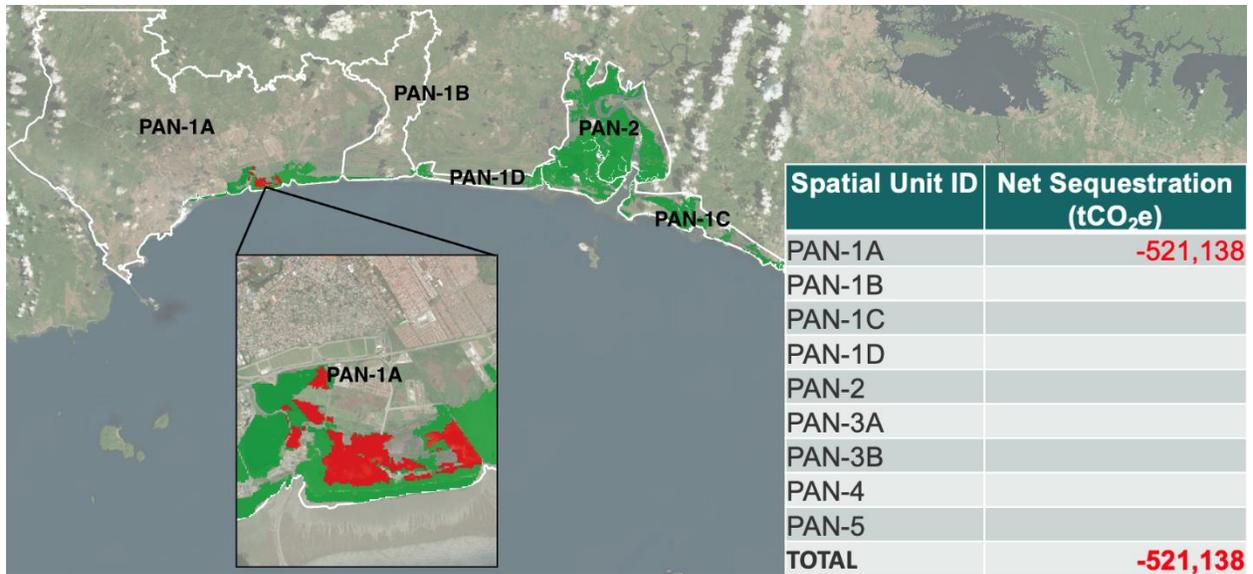


Figura 6-11: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea de base en el grado de afectación más alto (100%) para el Escenario C: Expansión del Desarrollo Urbano.

La Figura 6-12, a continuación, explora estos resultados de manera diferente al considerar sólo el cambio en las emisiones, donde los impactos directos resultarían en un aumento de 122,383 tCO<sub>2</sub>e de emisiones, mientras que los impactos indirectos aumentarían esta cantidad entre 160,100 tCO<sub>2</sub>e (grado de afectación indirecta del 5%) y 495,425 tCO<sub>2</sub>e (grado de afectación indirecta del 100%).

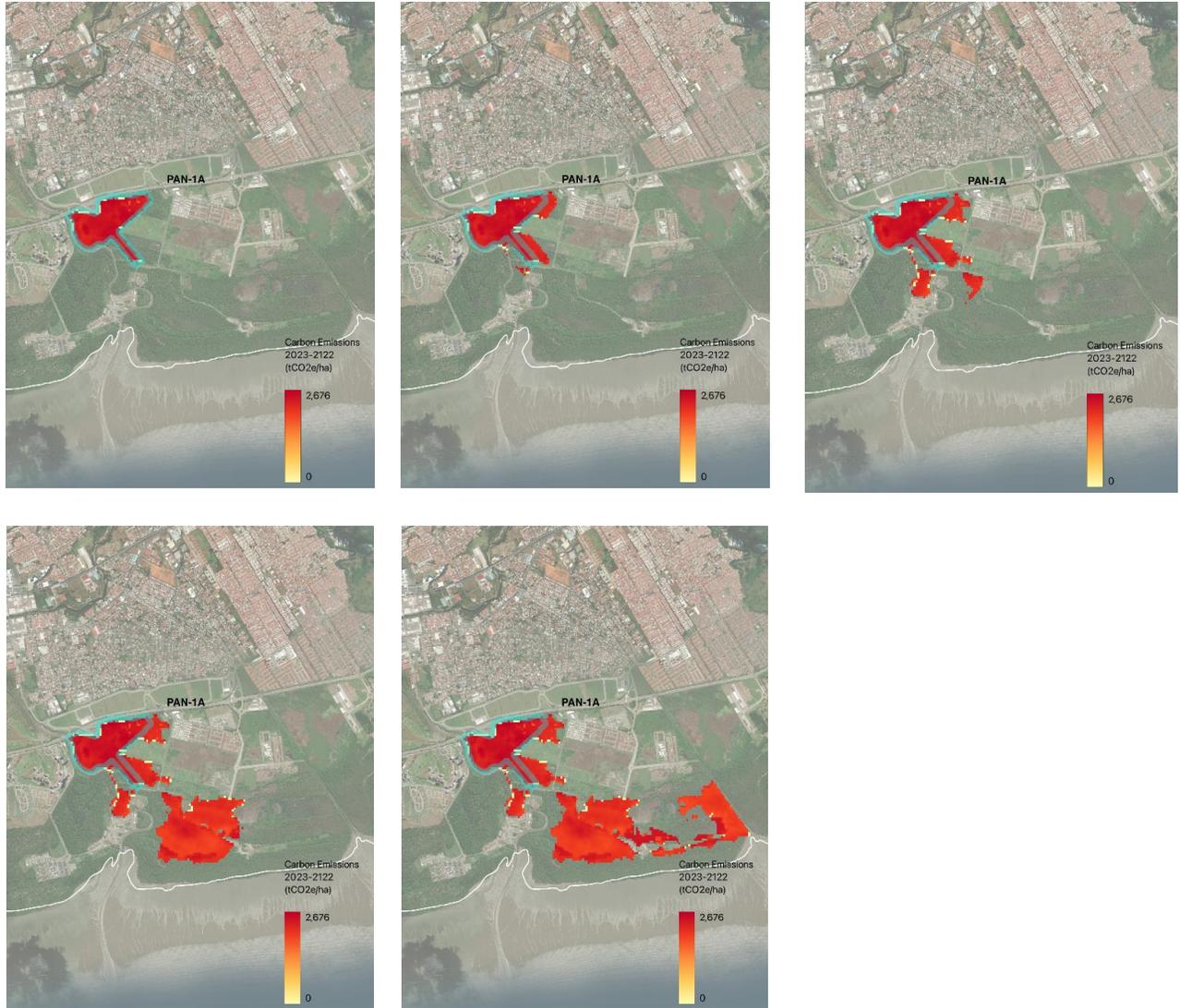


Figura 6-12: Impacto de la perturbación directa e indirecta sobre las emisiones de carbono para cada grado de afectación (0%, 5%, 20%, 50% y 100%, de izquierda a derecha y de arriba a abajo) – Escenario C: Expansión del desarrollo urbano.

El Cuadro 6-7, a continuación, muestra que, dependiendo del grado de perturbación indirecta, la pérdida de beneficios económicos podría oscilar entre aproximadamente los US \$300,000 y \$3'000,000/año (anualizado a partir del valor actual neto de 100 años).

Cuadro 6-7: Efectos de perturbación directa e indirecta sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario C: Expansión del desarrollo urbano referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1,5 % (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación ID	Área de Manglar (ha)	Línea Base (Valor Presente Neto Anualizado US \$ millones)	Diferencia de la Línea Base del Valor Presente Neto Anualizado a 100 Años (US \$millones, 2022/año)			
			Afectación Directa	Grado de Afectación Indirecta, 20%	Grado de Afectación Indirecta, 50%	Grado de Afectación Indirecta, 100%
PAN-1A	931	\$6.2	(\$0.3)	(\$0.9)	(\$2.1)	(\$2.9)
PAN-1B	107	\$0.5				
PAN-1C	2,094	\$10.3				
PAN-1D	336	\$1.6				
PAN-2	6,153	\$30.8				
PAN-3A	8,241	\$41.9				
PAN-3B	2,119	\$10.5				
PAN-4	3,501	\$18.1				
PAN-5	203	\$1.0				
<b>TOTAL</b>	<b>23,685</b>	<b>\$121.0</b>	<b>(\$0.3)</b>	<b>(\$0.9)</b>	<b>(\$2.1)</b>	<b>(\$2.9)</b>

## 6.2.2 Bahía de Parita

El Cuadro 6-8, abajo, resume los resultados de la línea base y del escenario para los beneficios económicos del secuestro de carbono por los manglares en la Bahía de Parita. El valor económico básico de este servicio ecosistémico es de US \$39 millones (2022). Como se describe en la Sección 5.3.1, este valor se anualiza a partir del valor presente neto a 100 años y se deriva aplicando los valores del costo social del carbono de la US-EPA (2022) con una tasa de descuento del 1,5%, y utilizando el valor promedio actual neto de 100 años con una tasa de descuento dinámica. Cuatro escenarios de gestión son relevantes para este servicio ecosistémico en la Bahía de Parita: 1) Desarrollo de una instalación megaportuaria (H), 2) Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar (I), 3) Recuperación de la acuicultura de camarón (J) y 4) Reactivación de la acuicultura de camarón inactiva (K). Se supuso que el primero de estos escenarios reduciría los beneficios del secuestro de carbono a través de efectos directos y, potencialmente, indirectos, el segundo lo haría únicamente a través de efectos indirectos y los dos últimos lo harían únicamente a través de efectos directos. Al combinar estos efectos, dependiendo del grado de perturbación que llegara a producirse, la reducción del beneficio de secuestro causado por el desarrollo del megapuerto estaría entre US \$1'380,000/año (sólo perturbación directa) y US \$8'090,000/año (100% de

perturbación indirecta). Para la expansión del arroz y la caña de azúcar, este valor oscilaría entre US \$650,000/año y US \$12'980,000/año (sólo perturbación indirecta). Por la recuperación de granjas camaroneras habría un aumento en los beneficios de secuestro de \$3'430,000/año, y por su reactivación una disminución de US \$80,000/año.

Cuadro 6-8: Beneficios económicos del secuestro de carbono en la línea base de la Bahía de Parita, con efectos de perturbación directos e indirectos para cada escenario de gestión referidos al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1,5% (US-EPA, 2022).

<i>Línea Base de los Beneficios del Secuestro (Anualizado)</i>	<i>Escenario</i>	<i>Diferencia de la Línea Base del Valor Presente Neto Anualizado (US \$ millones, 2022)</i>	
		<i>Afectación Directa</i>	<i>Afectación Indirecta</i>
<i>US \$39M/año</i>	<i>[H] Desarrollo Megaportuario</i>	<i>(\$1.38M/año)</i>	<i>(\$4.40M/año) - (\$8.09M/año)</i>
	<i>[I] Expansión Agrícola de Arroz y Caña de Azúcar</i>	<i>N/A</i>	<i>(\$0.65M/año) - (\$12.98M/año)</i>
	<i>[J] Reclamación de Granjas Camaroneras</i>	<i>\$3.43M/año</i>	<i>N/A</i>
	<i>[K] Reactivación de Granjas Camaroneras</i>	<i>(\$0.08M/año)</i>	<i>N/A</i>

La Figura 6-13, a continuación, muestra la extensión de los manglares en la Bahía de Parita, y la Figura 6-14 el cambio simulado en las reservas de carbono entre 2023 y 2122.

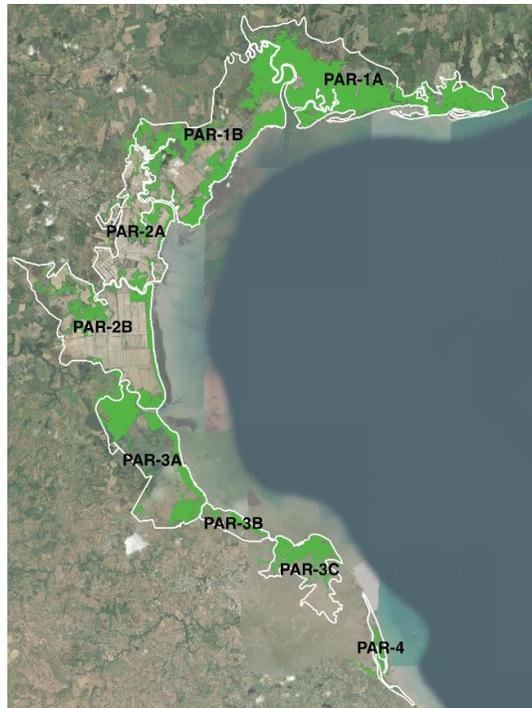


Figura 6-13: Extensión de los manglares en la Bahía de Parita.

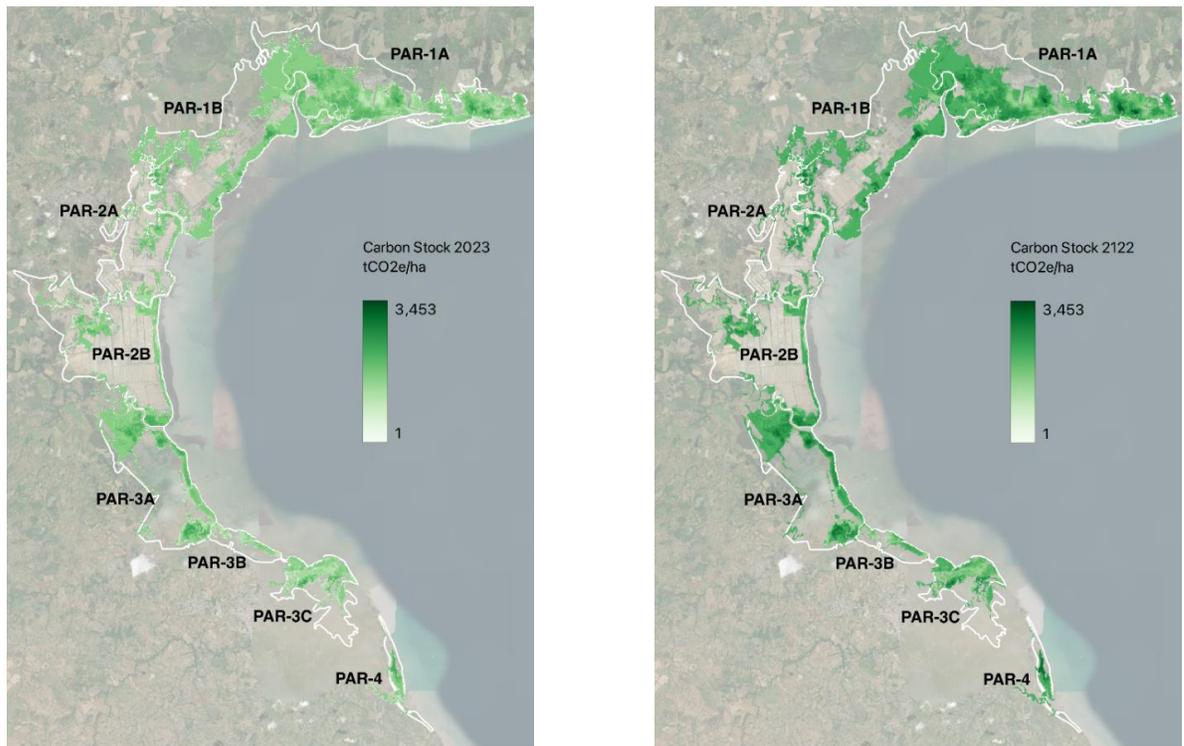


Figura 6-14: Reservas de carbono en la Bahía de Parita en 2023 (izquierda) y 2022 (derecha).

El Cuadro 6-9 resume este cambio en las existencias por unidad de planificación. El cambio porcentual entre las unidades de planificación promedia alrededor del 34%. En el modelo, el carbono del suelo se acumula a una tasa constante de 4,6 mm/año (ver Sección 5.2.1). Cuando se agrega a la biomasa aérea, que varía espacialmente en todo el paisaje y en promedio comprende alrededor del 75% del carbono total en el área de estudio, suma un aumento general de alrededor del 34%.

Cuadro 6-9: Cambio porcentual en las reservas de carbono por unidad de planificación entre 2023 y 2122 en la Bahía de Parita.

Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Reserva de Carbono, 2023 (tCO <sub>2e</sub> )	Reserva de Carbono, 2122 (tCO <sub>2e</sub> )	Cambio Porcentual (%)
PAR-1 <sup>a</sup>	4,243	6,823,682	9,098,737	33%
PAR-1B	3,039	4,912,236	6,599,008	34%
PAR-2 <sup>a</sup>	742	1,174,985	1,563,905	33%
PAR-2B	1,218	1,929,101	2,568,800	33%
PAR-3 <sup>a</sup>	1,873	2,780,863	3,728,761	34%
PAR-3B	224	304,586	410,609	35%
PAR-3C	825	1,219,894	1,625,820	33%
PAR-4	120	220,414	300,663	36%
TOTAL	12,284	19,365,761	25,896,301	34%

El Cuadro 6-10, a continuación, resume el valor económico de las reservas de carbono en 2023, que es de aproximadamente US \$7,553 millones de 2022, así como el valor actual neto del secuestro después de 100 años, que es de aproximadamente US \$2,087 millones o US \$39 millones/año (anualizado). Los mayores beneficios se generan en PAR-1A y PAR-1B, que contienen la mayor cantidad de manglares.

Cuadro 6-10: Valor económico de referencia de la reserva de carbono y su secuestro por unidad de planificación en la Bahía de Parita referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1,5 % (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Valor de la Reserva, 2023 (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto del Secuestro a 100 años (US \$ millones, 2022)	Valor Presente Neto del Secuestro Anualizado (US \$ millones, 2022)
PAR-1A	4,243	\$2,661	\$716	\$13
PAR-1B	3,039	\$1,916	\$540	\$10
PAR-2A	742	\$458	\$129	\$2
PAR-2B	1,218	\$752	\$209	\$4
PAR-3A	1,873	\$1,085	\$301	\$6
PAR-3B	224	\$119	\$35	\$1
PAR-3C	825	\$476	\$131	\$2
PAR-4	120	\$86	\$26	\$0
TOTAL	12,284	\$7,553	\$2,087	\$39

Como referencia, la Figura 6-15 muestra las ubicaciones en la Bahía de Parita de los cuatro escenarios de gestión evaluados utilizando el modelo de *Carbono Azul Costero*. Las siguientes cuatro secciones presentan los resultados de estos escenarios.



Figura 6-15: Ubicaciones de los escenarios de la Bahía de Parita evaluados por el modelo InVEST de Carbono Azul Costero (*Megaport Development* = [H] Desarrollo Megaportuario; *Agricultural Expansion* = [I] Expansión Agrícola de Arroz y Caña de Azúcar; *Shrimp Farm Reclamation* = [J] Reclamación de Granjas Camaroneras; *Shrimp Farm Reactivation* = [K] Reactivación de Granjas Camaroneras).

*[H] Desarrollo de la instalación megaportuaria en PAR-2A*

La Figura 6-16, en la siguiente página, muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base en el nivel de perturbación del 0% para el desarrollo de la instalación del megapuerto. La perturbación directa mediante la eliminación de manglares dentro de la marca espacial del megapuerto resultaría en una pérdida de 239,097 tCO<sub>2</sub>e de servicios de secuestro de carbono en 100 años. Para otros niveles de perturbación, la pérdida por secuestro neto es la siguiente:

- ✓ 20% (amortiguación de 100 m): 761.167 tCO<sub>2</sub>e
- ✓ 50% (amortiguación de 250 m): 1.154.934 tCO<sub>2</sub>e
- ✓ 100% (amortiguación de 500m): 1.399.523 tCO<sub>2</sub>e

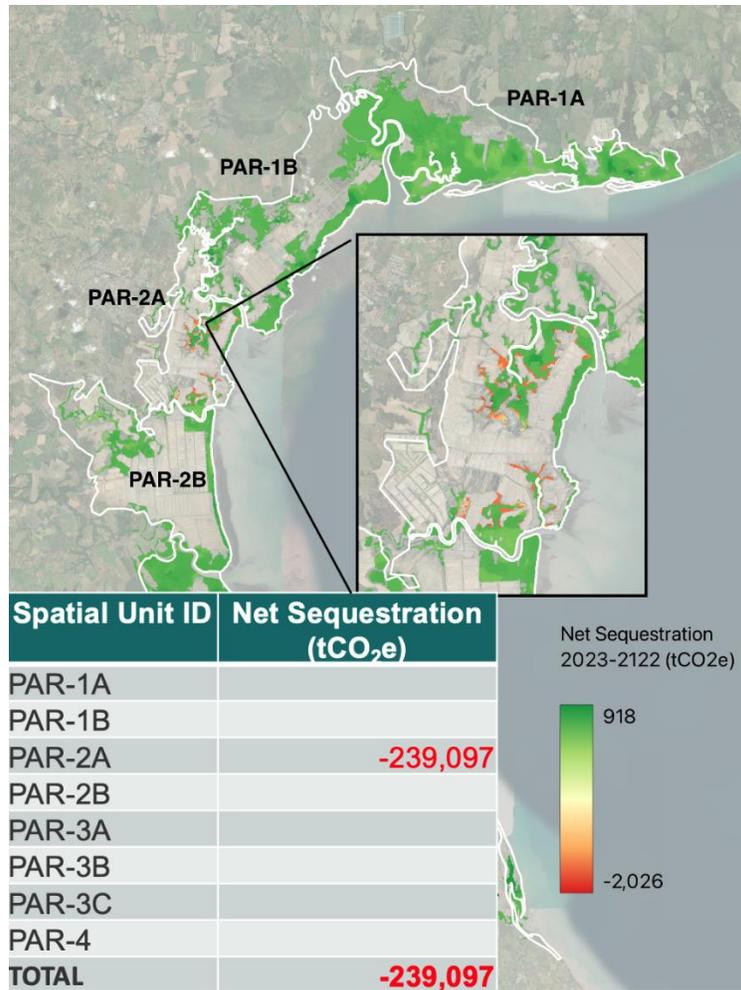


Figura 6-16: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea de base al nivel de perturbación directa (0%) para el Escenario H: Desarrollo de una instalación megaportuaria.

La Figura 6-17, en la siguiente página, explora estos resultados de manera diferente al considerar sólo el cambio en las emisiones al mostrar que los impactos directos resultarían en un aumento de 174,647 tCO<sub>2</sub>e de emisiones, mientras que los impactos indirectos aumentarían esta cantidad a entre 554,235 tCO<sub>2</sub>e (nivel de perturbación indirecta del 20%) y 1'019,787 tCO<sub>2</sub>e (nivel de perturbación indirecta del 100%).

El Cuadro 6-11, más abajo, muestra que, dependiendo del grado de afectación, la pérdida de beneficios económicos de las reducciones en el secuestro neto de carbono para este escenario de gestión podría oscilar entre aproximadamente US \$1'400,000 y US \$8'100,000/año (anualizado a partir del valor actual neto de 100 años).

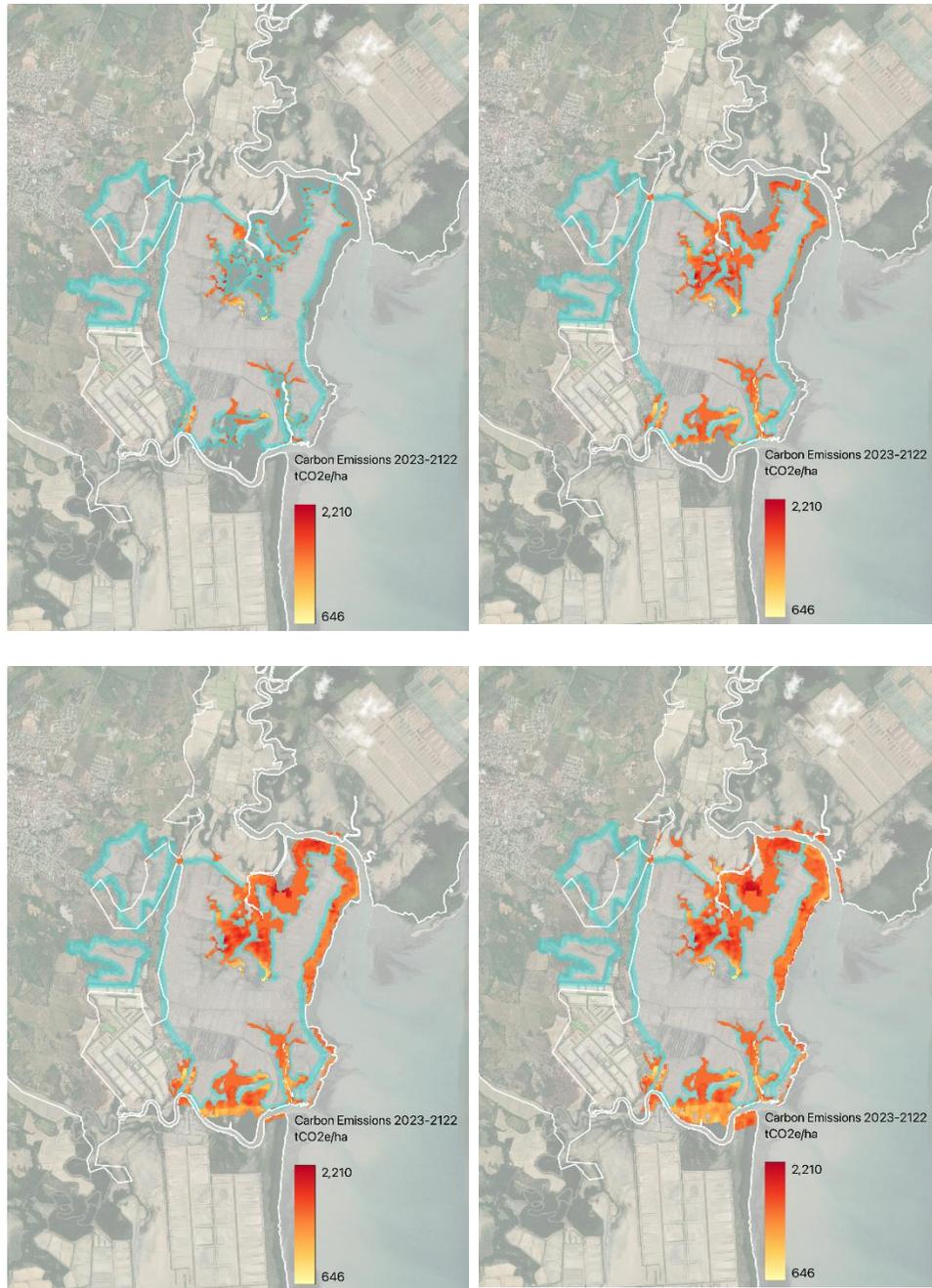


Figura 6-17: Impacto de la perturbación directa e indirecta sobre las emisiones de carbono para cada nivel de perturbación (0%, 20%, 50%, 100%, de izquierda a derecha, y de arriba hacia abajo) – Escenario H: Desarrollo de una instalación megaportuario.

Cuadro 6-11: Efectos de perturbación directa e indirecta sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario H: Desarrollo de una instalación megaportuario referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1,5 % (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Línea base (VPN anualizado)	Diferencia entre la Línea Base y el VPN Anualizado a 100 años (US \$ millones, 2022/año)			
			Perturbación Directa	Grado de Afectación Indirecta, 20%	Grado de Afectación Indirecta, 50%	Grado de Afectación Indirecta, 100%
PAR-1A	4,243	\$13.5				
PAR-1B	3,039	\$10.1				(\$0.2)
PAR-2A	742	\$2.4	(\$1.4)	(\$4.4)	(\$6.6)	(\$7.6)
PAR-2B	1,218	\$3.9			(\$0.1)	(\$0.3)
PAR-3A	1,873	\$5.7				
PAR-3B	224	\$0.6				
PAR-3C	825	\$2.5				
PAR-4	120	\$0.5				
TOTAL	12,284	\$39.3	(\$1.4)	(\$4.4)	(\$6.7)	(\$8.1)

*[I] Expansión agrícola de arroz y caña de azúcar en PAR-1A y PAR-1B*

La Figura 6-18, en la siguiente página, muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base en el nivel de perturbación del 5% (amortiguación del 25 m) para la expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar. La perturbación indirecta a través de la extinción de los manglares debido a este nivel de escorrentía agrícola daría como resultado una pérdida de 112,524 tCO<sub>2</sub>e de servicios de secuestro de carbono en 100 años. Para otros grados de afectación, la pérdida de secuestro neto es la siguiente —no existe un grado de afectación directo para este escenario:

- ✓ 20% (búfer de 100 m): 555,587 tCO<sub>2</sub>e
- ✓ 50% (búfer de 250 m): 1'349,182 tCO<sub>2</sub>e
- ✓ 100% (búfer de 500m): 2'243,951 tCO<sub>2</sub>e

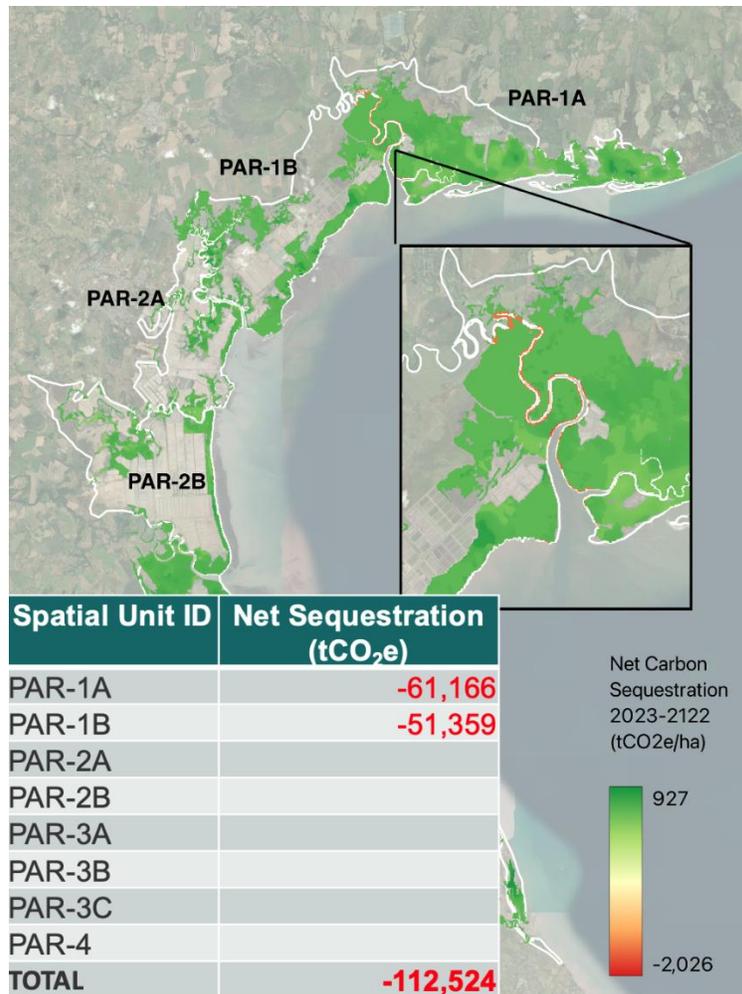


Figura 6-18: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea base en el nivel de perturbación indirecta más bajo (5%) para el Escenario I: Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar.

En la Figura 6-19, en la página siguiente, se exploran alternativamente estos resultados al considerar sólo el cambio en las emisiones cuyos impactos indirectos resultarían en un aumento de entre 82,714 tCO<sub>2</sub>e de emisiones, con un grado afectación indirecta del 5%, y 1'657,446 tCO<sub>2</sub>e, la afectación indirecta fuera total (100%).

Y, por su parte, el Cuadro 6-12 muestra que, dependiendo del nivel de perturbación, la pérdida de beneficios económicos de este escenario de gestión podría oscilar entre aproximadamente US \$700,000 y US \$13'000,000 por año, anualizado a partir del valor actual neto de 100 años.

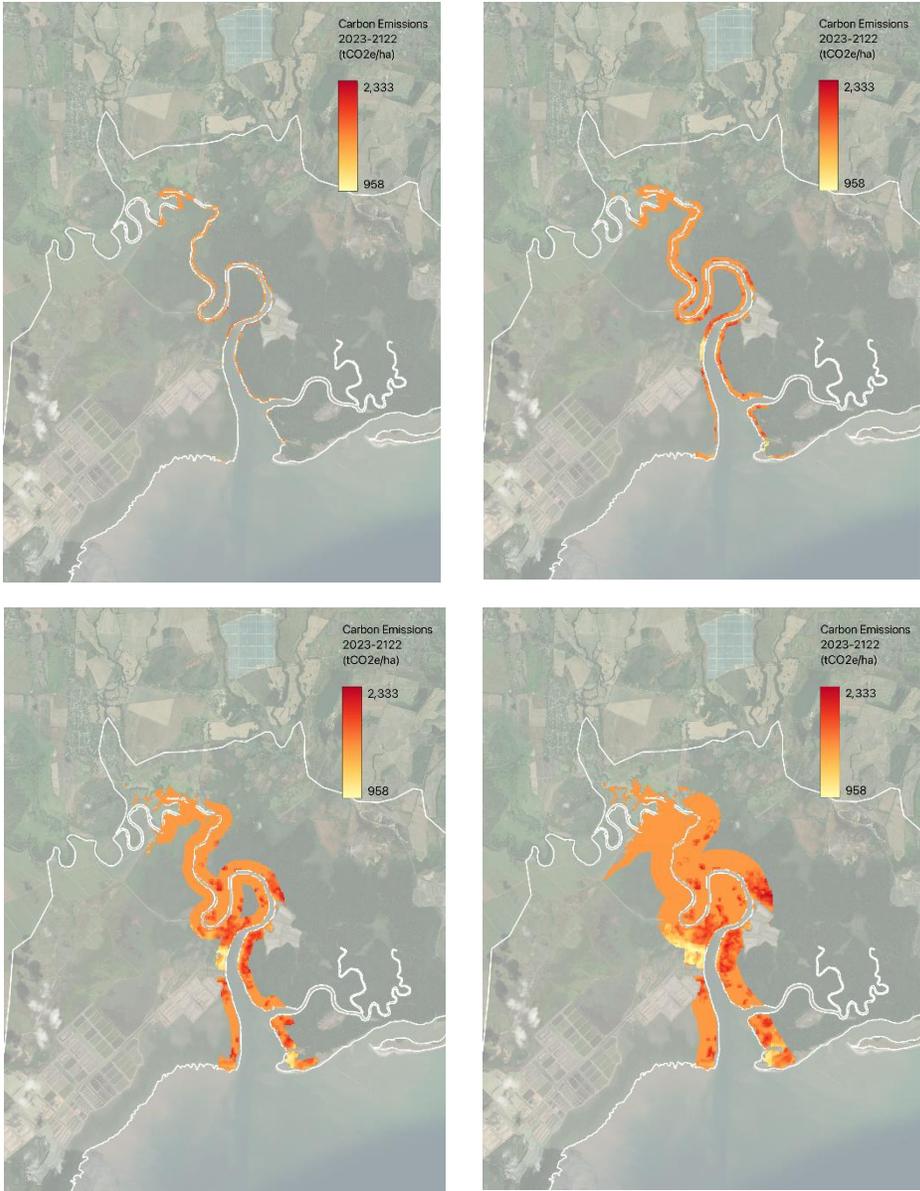


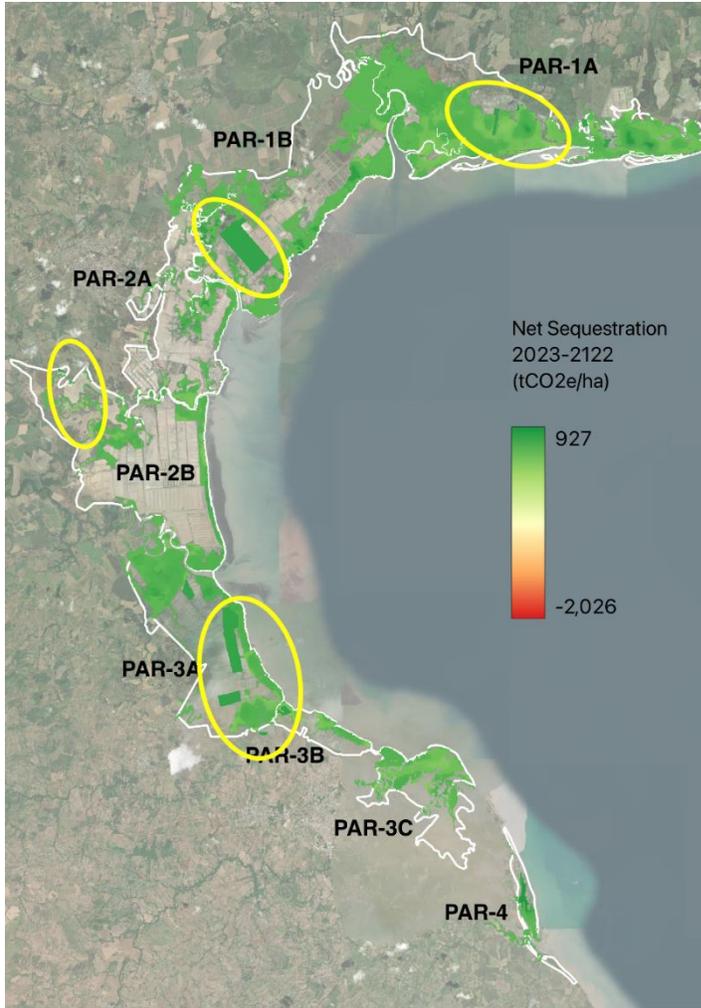
Figura 6-19: Impacto de la perturbación indirecta sobre las emisiones de carbono para cada nivel de perturbación (0%, 5%, 20%, 50%, 100%, de izquierda a derecha y de arriba a abajo) para el Escenario I: Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar.

Cuadro 6-12: Efectos de perturbación directa e indirecta sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario I: Expansión de la agricultura de arroz y caña de azúcar referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1.5 % (US-EPA, 2022).

Unidad Espacial, ID	Área d Manglar (ha)	Línea de Base (VPN Anual)	Diferencia del Valor Presente Anualizado a 100 años (US \$millones/año, 2022)			
			Afectación Directa	Grado de Afectación Indirecta, 20%	Grado de Afectación Indirecta, 50%	Grado de Afectación Indirecta, 100%
PAR-1A	4,243	\$13.5	(\$0.4)	(\$1.6)	(\$3.9)	(\$6.5)
PAR-1B	3,039	\$10.1	(\$0.3)	(\$1.6)	(\$3.9)	(\$6.5)
PAR-2A	742	\$2.4				
PAR-2B	1,218	\$3.9				
PAR-3A	1,873	\$5.7				
PAR-3B	224	\$0.6				
PAR-3C	825	\$2.5				
PAR-4	120	\$0.5				
TOTAL	12,284	\$39.3	(\$0.7)	(\$3.2)	(\$7.8)	(\$13.0)

[J] Recuperación de la acuicultura de camarón en PAR-1A, PAR-1B, PAR-2A, PAR-2B, PAR-3A

La Figura 6-20 muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base para la recuperación de la acuicultura en granjas de camarón que, a diferencia de otros escenarios de gestión, este simula un aumento en la cobertura de manglares debido al renuevo y no a la pérdida esperada por afectación. La recuperación de las áreas de cultivo de camarón resultaría en una ganancia de 617,242 tCO<sub>2e</sub> de servicios de secuestro de carbono en 100 años. Lo anterior, debido a que el modelo *InVEST* no simula el crecimiento de los manglares y por ello se asume, para fines de la modelación, que los manglares en las dos áreas de estudio son maduros (ver Sección 5.2.1). Este valor probablemente sea una subestimación porque los manglares más jóvenes y recientemente establecidos asociados con este escenario secuestran más de lo que emiten, a diferencia de los manglares maduros.



Spatial Unit ID	Net Sequestration (tCO <sub>2</sub> e)
PAR-1A	44,937
PAR-1B	285,108
PAR-2A	
PAR-2B	4,467
PAR-3A	265,881
PAR-3B	16,849
PAR-3C	
PAR-4	
<b>TOTAL</b>	<b>617,242</b>

Figura 6-20: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea de base para el Escenario J: Recuperación de la acuicultura de camarón.

El Cuadro 6-13 muestra que la ganancia en beneficios económicos de este escenario de gestión sería de aproximadamente US \$3'500,000/año, anualizado a partir del valor presente neto de 100 años.

Cuadro 6-13: Efectos de perturbación directa sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario J: Recuperación de acuicultura en granjas camaroneras referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1.5 % (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Línea Base (VPN, Anual; millones)	Diferencia de la línea Base Valor Presente Anualizado a 100 años (US \$ millones/año 2022)			
			Restauración	N/A	N/A	N/A
PAR-1A	4,243	\$13.5	\$0.3			
PAR-1B	3,039	\$10.1	\$1.6			
PAR-2A	742	\$2.4				
PAR-2B	1,218	\$3.9				
PAR-3A	1,873	\$5.7	\$1.5			
PAR-3B	224	\$0.6	\$0.1			
PAR-3C	825	\$2.5				
PAR-4	120	\$0.5				
TOTAL	12,284	\$39.3	\$3.5			

*[K] Reactivación de la acuicultura de camarón latente en PAR-1A, PAR-1B*

La Figura 6-21 muestra el cambio en el secuestro neto de carbono en comparación con la línea de base para la reactivación de la acuicultura en granjas camaroneras inactivas (Escenario K). Debido a una mala alineación de los datos, sólo fue posible identificar un área candidata para este escenario en PAR-1A, mismo que simula una disminución en la cobertura de manglares debido a la reactivación, lo que resulta en una pérdida de 14,674 tCO<sub>2e</sub> de servicios de secuestro de carbono en 100 años.

La Figura 6-22 muestra que los impactos directos de este escenario de gestión darían como resultado un aumento de aproximadamente 10,801 tCO<sub>2e</sub> de emisiones, y el

Cuadro 6-14 muestra que la ganancia en beneficios económicos de este escenario de gestión sería de aproximadamente US\$100,000/año, anualizado a partir del valor presente neto de 100 años.

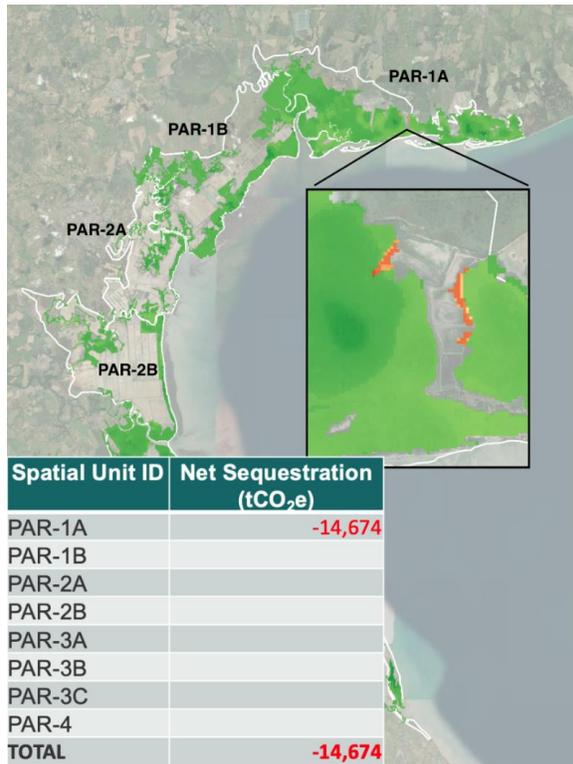


Figura 6-21: Cambio en el secuestro neto de carbono desde la línea de base para el Escenario K: Reactivación de la acuicultura de camarón inactiva.

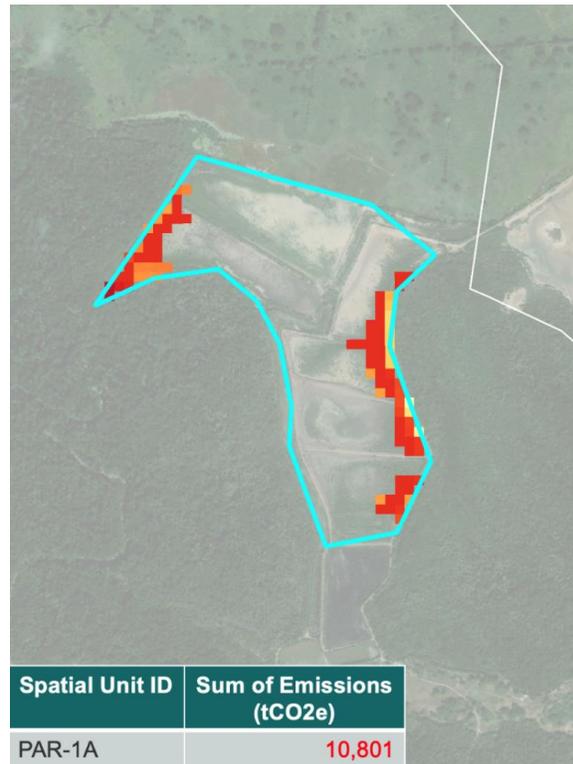


Figura 6-22: Impacto de la perturbación directa sobre las emisiones de carbono para el Escenario K: Reactivación de la acuicultura de camarón inactiva.

Cuadro 6-14: Efectos de perturbación directa sobre el valor económico del secuestro neto de carbono para el Escenario K: Reactivación de la acuicultura en granjas camarónicas inactivas referido al costo social del carbono con una tasa de descuento del 1.5 % (US-EPA, 2022).

Unidad de Planificación ID	Área de Manglar (ha)	Línea Base (VPN Anualizado; US \$ millones)	Diferencia de la Línea Base al Valor Presente Neto Anualizado a 100 años (US \$ millones/año, 2022)			
			Afectación Directa	N/A	N/A	N/A
PAR-1A	4,243	\$13.5	(\$0.1)			
PAR-1B	3,039	\$10.1				
PAR-2A	742	\$2.4				
PAR-2B	1,218	\$3.9				
PAR-3A	1,873	\$5.7				
PAR-3B	224	\$0.6				
PAR-3C	825	\$2.5				
PAR-4	120	\$0.5				
TOTAL	12,284	\$39.3	(\$0.1)			

## 6.3 Beneficios de la Mitigación de Inundaciones

### Mensajes clave

- Se prevé que las inundaciones seguirán siendo una de las amenazas naturales más importantes en todo Panamá. Se espera que el aumento del nivel del mar y el desarrollo urbano aumenten los costos de los daños por inundaciones durante el próximo siglo.
- Los ecosistemas de manglar pueden desempeñar un papel fundamental en la estabilización de las costas y la protección de las comunidades costeras de los impactos de las olas.
- El ejercicio de modelación aquí realizado demostró que los manglares en la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita pueden reducir la energía de las olas de la mayoría de las tormentas costeras y, si se perdieran, se acelerarían las tasas de erosión costera y su retroceso.
- Sin embargo, estas simulaciones también sugieren que la atenuación de las olas por los manglares no se traduciría en una disminución importante en el riesgo de inundaciones o sus consecuentes daños derivados de las tormentas costeras en ninguna de las dos áreas de estudio.
- Según la representación del modelo, la reducción directa del avance de las olas inducidas por los manglares no es un proceso dominante para mitigar las inundaciones; sin embargo, si se produce erosión en la playa debido a la pérdida de manglares, las condiciones de las olas en la costa serán más extremas y, como resultado, aumentarán las inundaciones. Una vez roto este equilibrio del ecosistema, la recuperación del balance de sedimentos costeros será más difícil y aumentará el riesgo de inundaciones.
- Si bien las simulaciones no identificaron reducciones significativas en los daños por inundaciones debido al avance de las olas en presencia de manglares, esto no significa que la relación entre los manglares y las inundaciones sea insignificante, simplemente esta tiene más matices, y que estos ecosistemas desempeñan un papel más integrado con las inundaciones tierra adentro.
- Por ejemplo, las fuertes lluvias y los eventos extremos de descarga de ríos son las mayores causas de las inundaciones en Panamá, y muchas zonas costeras bajas corren un riesgo elevado de sufrir inundaciones fluviales. Durante los eventos de descarga máxima, el agua de inundación de los grandes sistemas fluviales retrocede desde los estuarios de los ríos de gradiente bajo e inunda las áreas del interior. Se plantea la hipótesis de que los ecosistemas de manglares costeros intactos reducen las inundaciones de los ríos al proporcionar transporte hidrológico a través de una red de lagunas, canales laterales y una red dispersa de canales fluviales trenzados. En otras palabras, se estima que los manglares actúan como esponjas costeras.
- El potencial de los ecosistemas de manglar para atenuar el riesgo de inundaciones como "amortiguadores" puede ser el mecanismo dominante por el cual estos actúan como activos naturales costeros para mitigar las inundaciones. Aún así, faltan estudios que cuantifiquen y justifiquen estos procesos en la costa pacífica de Panamá, por lo que se recomienda que los futuros estudios consideren la implementación de modelos hidrodinámicos integrados dentro de las áreas objetivo para ayudar a cuantificar estos beneficios.

### 6.3.1 Bahía de Panamá

La Figura 6-23 muestra los resultados del modelo de Vulnerabilidad Costera para toda la Bahía de Panamá. En el mapa pueden verse dos bandas que representan (1) el papel de los manglares en la reducción de la exposición costera –rampa de color rojo, y (2) la exposición costera si se eliminaran los manglares –rampa de color púrpura. Las áreas donde ambas bandas tienen una calificación alta, o un color más oscuro, son las más vulnerables en el

caso de que los manglares fuesen eliminados. En esta categoría se incluyen 56 km de costa de una longitud total de 246 km (23%). Las ubicaciones clave de interés incluyen un segmento de costa dividido por PAN-1A y PAN-1B, las dos unidades de planificación más occidentales, un segmento largo de costa en PAN-1C y algunos segmentos más cortos en PAN-3A y PAN-3B. Dado que la evaluación de condición y riesgo (Sección 6.1) también identificó PAN-1A y PAN-1B como áreas importantes de enfoque, y debido a que *Audubon Américas* priorizó los escenarios de gestión candidatos en esas unidades de planificación, el esfuerzo de investigación se concentró en esas dos áreas.

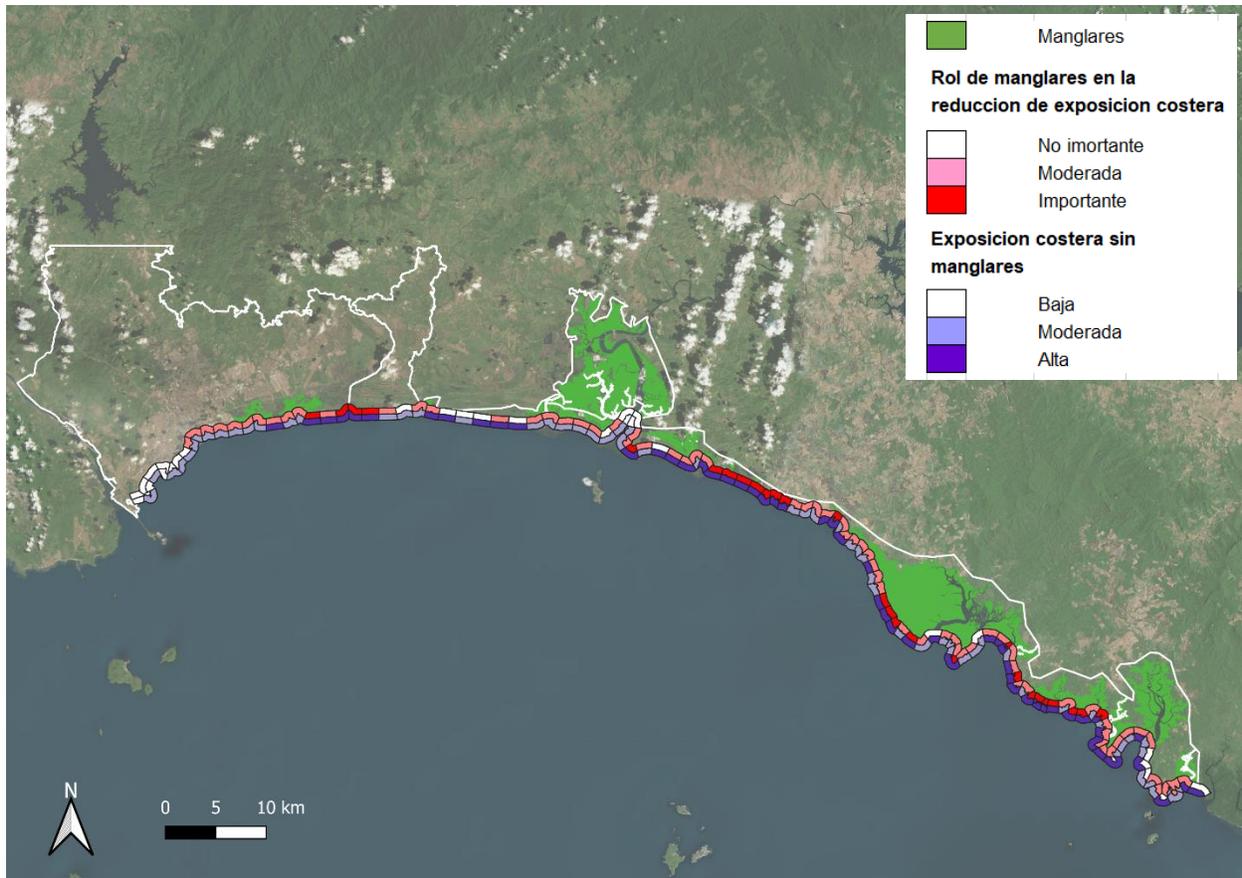


Figura 6-23: Resultados del modelo de vulnerabilidad costera para la Bahía de Panamá. Las bandas rojas muestran el papel que desempeñan los manglares en la reducción de la exposición costera., y las moradas la exposición costera si estos se eliminaran. Las áreas donde el escenario “Alto” (rojo y morado) de ambas bandas se superponen, son las más vulnerables a la eliminación de manglares.

La Figura 6-24 muestra un resumen gráfico de los efectos acumulativos de vulnerabilidad a inundaciones con niveles de agua crecientes para edificaciones en PAN-1A y PAN-1B. A medida que aumenta la elevación del agua de inundación (Eje Y), el número acumulado de estructuras inundadas también aumenta (Eje X). El gráfico muestra marcadores visuales adicionales para ubicar el nivel medio del mar (Eje Y = 0 m), el intervalo de marea (recuadro sombreado en azul), los valores de marejada ciclónica para una tormenta con un período de retorno de 2 años (menos intenso, más frecuente), y un período de retorno de 100 años (más

intenso, pero menos frecuente). Se dibujan dos líneas para las estructuras dentro de los 500 m de la costa (verde azulado) y las estructuras del interior a más de 500 m de la costa (en rojo). Finalmente, los marcadores de potencial de ola muestran las elevaciones adicionales de ola que podrían ser posibles en ubicaciones costeras. Estas elevaciones se agregan a las elevaciones estáticas más altas del nivel del agua a partir de simulaciones generadas en *la Caja de Herramientas Costeras*.

Esta misma figura muestra que aproximadamente entre 100 y 500 estructuras costeras y 400 estructuras tierra adentro son vulnerables a inundaciones en el escenario de tormenta más extremo dentro de PAN-1A y PAN-1B. Un aumento adicional de 0.69 m en el nivel del mar para finales de siglo (bajo SSP5-8.5) aumentaría aún más el número de estructuras vulnerables a las inundaciones.

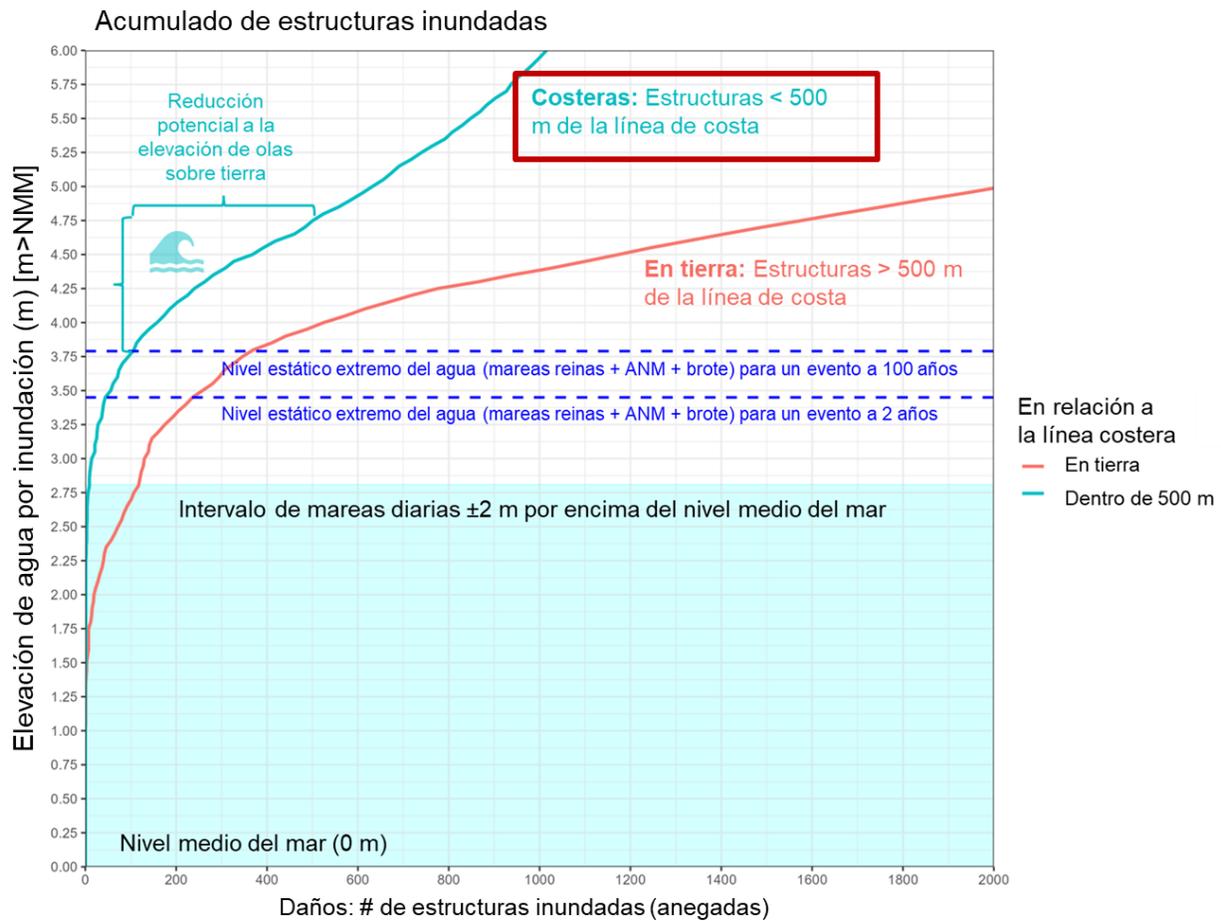


Figura 6-24: Vulnerabilidad a inundaciones en las regiones costeras objetivo en la Bahía de Panamá que muestra el número acumulado de estructuras inundadas (Eje X) y la elevación acumulada del agua de inundación (Eje Y). Se describen en el texto lo que cada componente indica.

En la *Caja de Herramientas Costeras*, la mitigación de inundaciones en presencia de manglares se logra mediante reducciones en las elevaciones de las olas. El Cuadro 6-15 muestra los resultados de la simulación de la *Caja de Herramientas Costeras* para un evento

de tormenta de 100 años de periodo de retorno para ubicaciones costeras objetivo a lo largo de la Bahía de Panamá. Si bien sólo se informa sobre el evento de tormenta de cien años, se observa el mismo patrón general de resultados para otras tormentas perfiladas con diferentes intensidades y períodos de retorno. Los resultados generales de la *Caja de Herramientas Costeras* en la Bahía de Panamá sugieren que los manglares tienen sólo un efecto mínimo en la mitigación de inundaciones causadas por tormentas costeras, lo cual no significa que los manglares no tengan alguna influencia sobre las inundaciones, sólo que su potencial para reducirlas a través de disminuciones localizadas en las elevaciones del oleaje es mínimo en el área. De hecho, los manglares desempeñan un papel mitigador de otros tipos de inundaciones costeras, como inundaciones pluviales o fluviales, que no se reflejan en la simulación.

Cuadro 6-15: Simulación de una tormenta cada cien años para secciones costeras objetivo en la Bahía de Panamá que muestra las elevaciones de las olas, el número de estructuras inundadas y estimaciones de costos de daños para simulaciones de tormentas con y sin manglares. El panel superior muestra simulaciones de tormentas antes de tener en cuenta el aumento del nivel del mar y el panel inferior muestra las simulaciones de tormentas después tomando en cuenta el aumento del nivel del mar a finales de siglo.

Evento de tormenta 1:100 (marea alta), antes de contar con el aumento del nivel del mar							
Area	Alcance de la ola rota (m)		Estructuras inundadas (#)		Daños (US\$ millones/año, 2022)		
	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	% Dif.
Áreas agrícolas - Oeste (Río Tocumen al Río Cabuya)	1.110	1.122	0	0	0.0	0.0	-
Áreas agrícolas - Este (Río Cabuya al Río Pacora)	1.113	1.123	0	0	0.0	0.0	-
Costa del Este (este del Río Abajo)	1.100	1.112	2,584	2,584	308.6	308.6	0.0%
Plaza Costa Sur (Río Juan Díaz al Río Tocumen)	1.108	1.118	480	480	53.7	53.7	0.0%
Puente del Rey (Oeste del Río Abajo)	1.101	1.112	594	594	31.7	31.7	0.0%
Planta de tratamiento (Costa del Este al Río Juan Díaz)	1.107	1.117	496	496	64.9	64.9	0.0%

Evento de tormenta 1:100 (marea alta), con 0.69 m de aumento del nivel del mar (SSP5-8.5)							
Area	Alcance de la ola rota (m)		Estructuras inundadas (#)		Daños (US\$ millones/año, 2022)		
	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	% Dif.
Áreas agrícolas - oeste (Río Tocumen al Río Cabuya)	1110	1122	0	0	0.0	0.0	-
Áreas agrícolas - Este (Río Cabuya al Río Pacora)	1113	1123	0	0	0.0	0.0	-
Costa del Este (este del Río Abajo)	1100	1112	4044	4044	596.9	596.9	0.0%
Plaza Costa Sur (Río Juan Díaz al Río Tocumen)	1108	1118	1054	1054	98.5	98.5	0.0%
Puente del Rey (Oeste del Río Abajo)	1101	1112	1018	1018	80.5	80.5	0.0%
Planta de tratamiento (Costa del Este al Río Juan Díaz)	1107	1117	616	616	94.1	94.1	0.0%

De entre las numerosas pruebas de sensibilidad con tormentas de diferentes intensidades, elevaciones de mareas, escenarios de aumento del nivel del mar y atributos alternativos de los manglares, el único caso en el que la presencia de manglares tuvo un efecto no despreciable fue cuando se aumentó artificialmente la pendiente de los fangales a valores superiores de 1:100 (ascenso/avance = 0.01). Las pendientes graduales de los fangales en ambas áreas de estudio rara vez excedieron una pendiente de entre 0.001 y 0.003 y como resultado, la diferencia entre ambas elevaciones sobre las rampas con y sin manglares fue casi idéntica (entre 1 y 2 cm<sup>18</sup>, Cuadro 6-16). La aceleración de las olas en las fórmulas empíricas simplificadas del código base de *InVEST* está impulsada en gran medida por el término *swash* de infragravedad para ubicaciones con pendientes poco profundas. Se supone que este término no se ve afectado por la presencia de manglares porque estos no afectan a las ondas de período largo o corto en pendientes más pronunciadas. Los altos valores absolutos de aceleración de las olas en estos resultados reflejan la gran altura y período de las olas en alta mar (e.g., evento de 100 años:  $H_o = 2,69$  m;  $T_o = 17,8$  segundos). Sin embargo, incluso el ajuste de los parámetros de la tormenta para reflejar las alturas de las olas cercanas a la costa, como en los valores utilizados en estudios relacionados ( $H_o = 1,0$  m;  $T_o = 4,1$  segundos; Banco Mundial, 2019), no da como resultado diferencias significativas en las elevaciones de las olas entre escenarios con y sin manglares. (e.g., avance de la ola: 0,18 m frente a 0,176 m).

Por extensión, las diferencias marginales en las elevaciones de las olas entre escenarios con y sin manglares resultaron en diferencias insignificantes en las estimaciones de costos de

<sup>18</sup> Este valor está dentro del margen de error presente en el modelo digital de terreno (DTM), que es de alrededor de 50 cm (Apéndice C).

daños por inundaciones (Cuadro 6-16). Al combinarse todas las simulaciones de tormentas para las secciones costeras objetivo en un horizonte temporal de 100 años para escenarios extremos de aguas tranquilas, la estimación del costo total de los daños fue de aproximadamente \$27.2 mil millones utilizando una tasa de descuento del 1.5% (alrededor de \$527 millones/año anualizado). Sin embargo, no es posible declarar que existe una diferencia significativa en los daños por inundaciones entre el escenario de referencia y cualquiera de los escenarios diseñados con en la *Caja de Herramientas Costeras*. Es probable que los valores proporcionados en el Cuadro 6-16 sean estimaciones demasiado conservadoras ya que suponen que todas las tormentas ocurren bajo el escenario climático SSP5-8.5 y condiciones de marea alta (HHWL). Curiosamente, las tormentas más grandes y menos frecuentes (e.g., una tormenta que ocurre cada cincuenta años) causan más daños por evento en relación con las tormentas más pequeñas y menos frecuentes. Sin embargo, al resumir el daño acumulado durante un período de 100 años, las tormentas más pequeñas pero más frecuentes representan la mayor parte de los costos estimados de los daños por inundaciones, los cuales son estimaciones probablemente conservadoras dadas las proyecciones de cambio climático más recientes que sugieren tormentas más frecuentes y más intensas.

Cuadro 6-16: Estimaciones de costos de daños a largo plazo para la costa del Pacífico de PAN-1A y PAN-1B resumidas a un horizonte temporal de 100 años para inundaciones costeras extremas bajo el escenario climático SSP5-8.5.

<i>Período de Retorno de la Tormenta (Años)</i>	<i>Número de Estructuras Dañadas por la Tormenta</i>	<i>Daño Estimado por Tormenta (\$M)</i>	<i>Daño a Largo Plazo con un Horizonte Temporal a 100 años (\$M)</i>
2	4,526	512	13,214
5	5,034	596	6,154
10	5,422	659	3,401
20	5,784	719	1,855
30	6,014	754	1,298
50	6,328	804	830
100	6,732	870	449
<i>Estimación del Costo de los Daños a Largo Plazo con un Horizonte Temporal a 100 años</i>			27,201

*[D] Pérdida de áreas de manglares que protegen la agricultura de baja elevación de las inundaciones en PAN-1A y PAN-1B*

El mapa en la Figura 6-25 presenta los resultados del modelo de *Vulnerabilidad Costera* para el Escenario D, que ofrece más detalles sobre las ubicaciones clave entre PAN-1A y PAN-1B que se visualizan en la Figura 6-23 y que se resaltan debido al potencial de inundaciones agrícolas. La costa total en el área de estudio de este escenario es de 17 km, siete de los cuales tienen calificaciones altas para ambas bandas de colores de vulnerabilidad costera (colores más oscuros), lo que significa que estas localidades son más vulnerables si se eliminaran los manglares. Estas zonas se intercalan a lo largo del litoral paralelo a toda la extensión de alta probabilidad de inundaciones.

Las estimaciones de daños agrícolas y el potencial de mitigación de inundaciones de los manglares arrojaron el mismo patrón que las estimaciones de daños estructurales de la *Caja de Herramientas Costeras*. Los escenarios que incluían manglares eran equivalentes a escenarios que los excluían, así como escenarios que mejoraban los manglares artificialmente. Durante un evento simulado de tormenta, de las que ocurren con gran intensidad cada cien años, se cubrieron aproximadamente 3,891 ha de terreno con agua de inundación. La estimación de daños resultantes de este evento a los cultivos fue de entre 8 y 12 millones de dólares. Dado que las elevaciones de las olas fueron casi idénticas entre los escenarios con y sin manglares, no se reportaron beneficios de los manglares en la mitigación de inundaciones costeras en los terrenos agrícolas, pero aunque la *Caja de Herramientas Costeras* no informó diferencias en los daños por inundaciones a tales cultivos entre escenarios con y sin manglares, no se descarta los resultados del análisis de vulnerabilidad costera. En cambio, estas simulaciones se trataron como dos líneas de evidencia separadas concluyéndose que las áreas dentro de PAN-1 y PAN-1B son vulnerables a las inundaciones y podrían beneficiarse de los manglares costeros, pero es poco probable que el mecanismo de protección contra inundaciones sea en forma de reducciones en la aceleración del avance de las tormentas costeras.

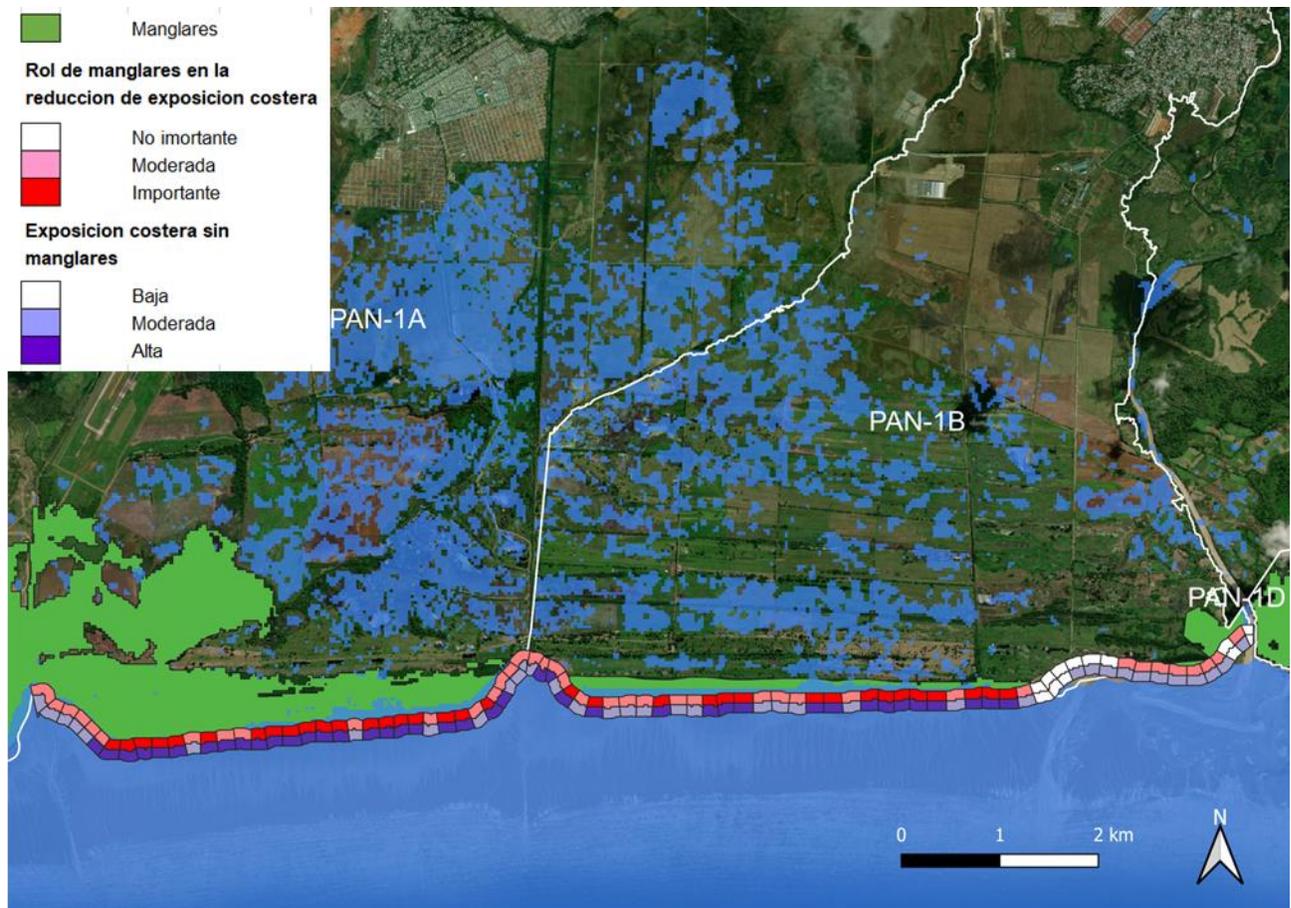


Figura 6-25: Resultados del modelo de vulnerabilidad costera para el Escenario D. Las bandas rojas muestran el papel que desempeñan los manglares en la reducción de la exposición costera. Las bandas moradas muestran la exposición costera si se eliminaran los manglares. Las áreas donde se superpone la categoría “Alta” (en morado y rojo) en ambas bandas, son las más vulnerables si se eliminaran los manglares. En las zonas de tierra adentro, la escala de color azul cielo son Áreas de Alta Probabilidad de Inundación.

*[E] Pérdida de áreas de manglar que protegen de las inundaciones a las edificaciones de baja elevación en PAN-1A*

El mapa en la Figura 6-26 presenta los resultados del modelo de vulnerabilidad costera para el Escenario E. Las ubicaciones en las que los manglares desempeñan un papel alto en la reducción de la exposición costera y tienen una exposición costera alta sin ellos se consideran los más vulnerables. La longitud total de la costa en el área de estudio de este escenario es de 2.5 km, de los cuales 1 km tiene calificaciones altas para ambas bandas de colores de vulnerabilidad costera (colores más oscuros), lo cual significa que estos lugares son más vulnerables si se eliminaran los manglares, y se concentran en tres localidades del área de estudio.

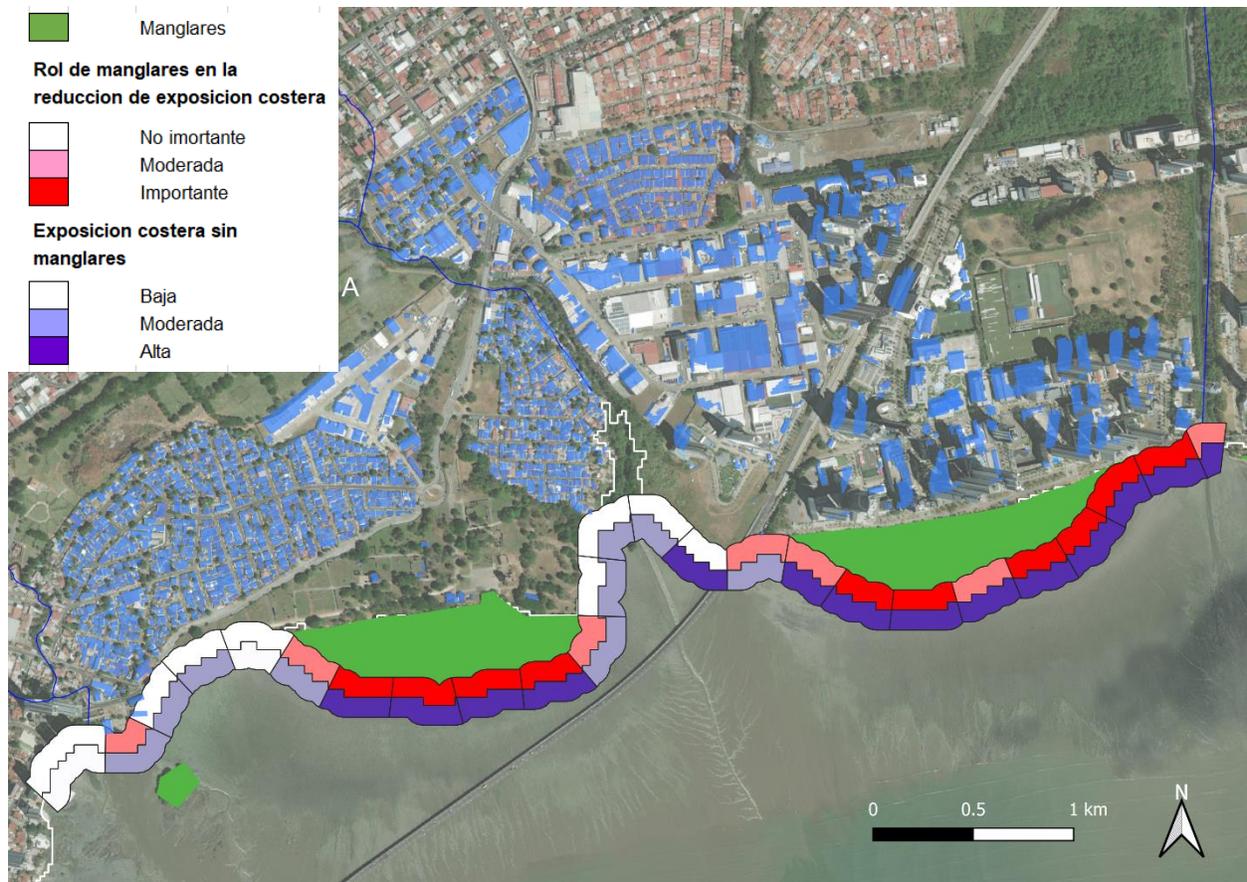


Figura 6-26: Resultados del modelo de vulnerabilidad costera para el Escenario E. Las bandas rojas muestran el papel que desempeñan los manglares en la reducción de la exposición costera. Las bandas moradas muestran la exposición costera si se eliminaran los manglares. Las áreas donde el escenario “Alto” (morado y rojo) de ambas bandas se superponen, son las más vulnerables si se eliminaran los manglares. En las zonas de tierra adentro, la escala de color azul cielo son Edificaciones de Alta Probabilidad de Inundación.

Como se indicó anteriormente en esta sección, la presencia o ausencia de manglares en las simulaciones dieron como resultado diferencias insignificantes en las elevaciones de las olas entre ambos escenarios por *la Caja de Herramientas Costeras*. Por lo tanto, no se reportaron beneficios de mitigación de inundaciones para este escenario.

### 6.3.2 Bahía de Parita

La Figura 6-27 muestra los resultados del modelo de *Vulnerabilidad Costera* para toda la Bahía de Parita. Como la sección anterior, el mapa muestra dos bandas que representan (1) el papel de los manglares en la reducción de la exposición costera (rampa de color rojo) y (2) la exposición costera si se eliminaran los manglares (rampa de color púrpura). Las áreas donde ambas bandas tienen una calificación alta (color más oscuro) son las más vulnerables si se eliminaran los manglares en esos lugares, mismos que se extienden por 38 km de costa

de total de 148 km, una proporción ligeramente mayor de costa (26%) que la de la Bahía de Panamá (23%). La mayor parte de la costa a lo largo de PAR-2B, PAR-3A y PAR-3B se encuentra en esta categoría más vulnerable.

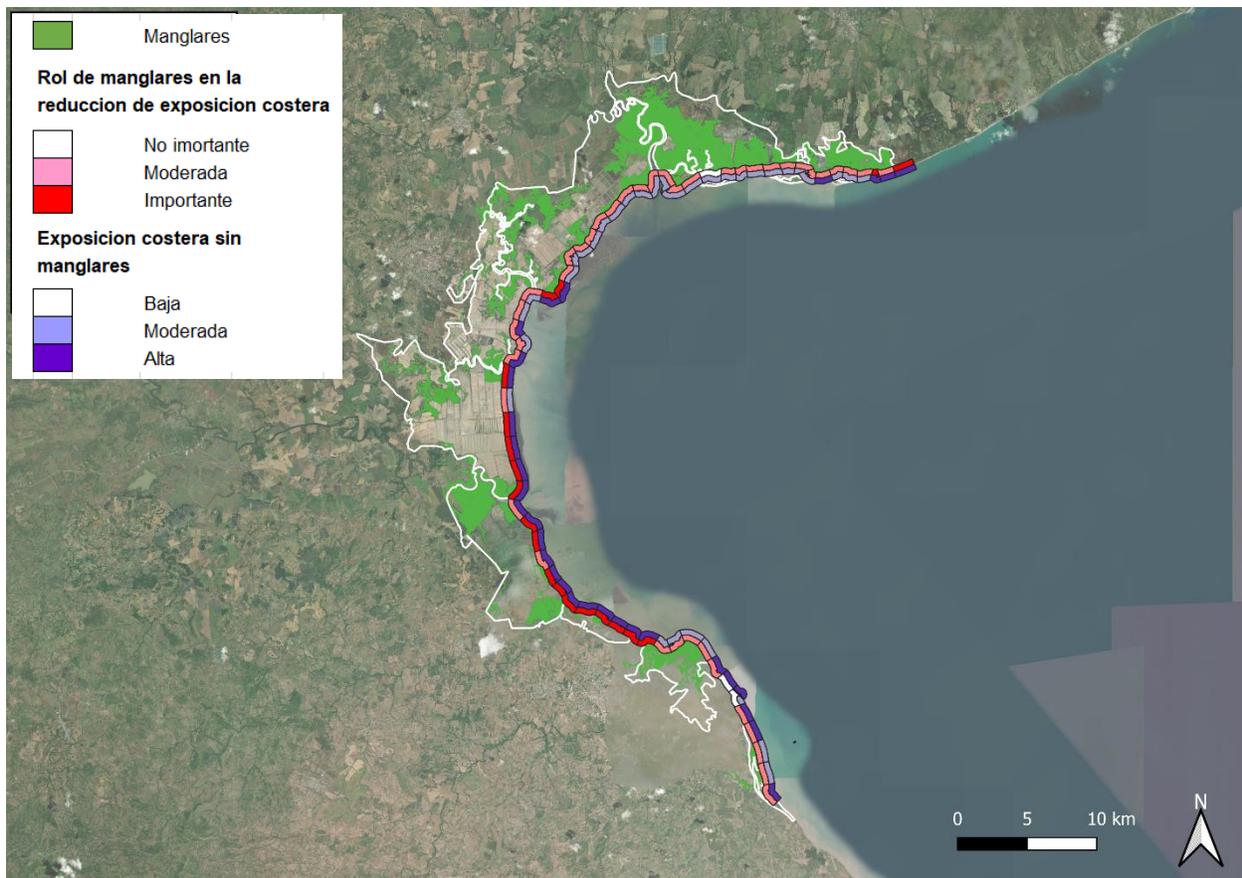


Figura 6-27: Resultados del modelo de Vulnerabilidad Costera de la Bahía de Parita. Las bandas rojas muestran el papel que desempeñan los manglares en la reducción de la exposición costera, y las moradas la exposición si estos se eliminaran. Las áreas donde el escenario “Alto” (rojo y morado) de ambas bandas se superponen, son las más vulnerables a la eliminación de manglares.

También se exploraron los servicios de mitigación de inundaciones de manglares en la Bahía de Parita utilizando la *Caja de Herramientas Costeras*. La Figura 6-28 muestra un gráfico que resume el efecto acumulativo de perfiles de vulnerabilidad a inundaciones con niveles de agua crecientes para edificaciones en PAN-1A y PAN-1B. A medida que aumenta la elevación del agua de inundación (Eje Y), el número acumulado de estructuras inundadas también aumenta (Eje X). El gráfico muestra marcadores visuales adicionales para ubicar el nivel medio del mar (Eje Y = 0 m), el intervalo de marea (recuadro sombreado en azul), los valores de marejada ciclónica para una tormenta con un período de retorno de 2 años (menos intenso, más frecuente), y un período de retorno de 100 años (más intenso, pero menos frecuente). Se dibujan dos líneas para las estructuras dentro de los 500 m de la costa (verde azulado) y las estructuras del interior a más de 500 m de la costa (en rojo). Finalmente, los marcadores de potencial de ola muestran las elevaciones adicionales de ola que podrían ser

posibles en ubicaciones costeras. Estas elevaciones se agregan a las elevaciones estáticas más altas del nivel del agua a partir de simulaciones generadas en la *Caja de Herramientas Costeras*.

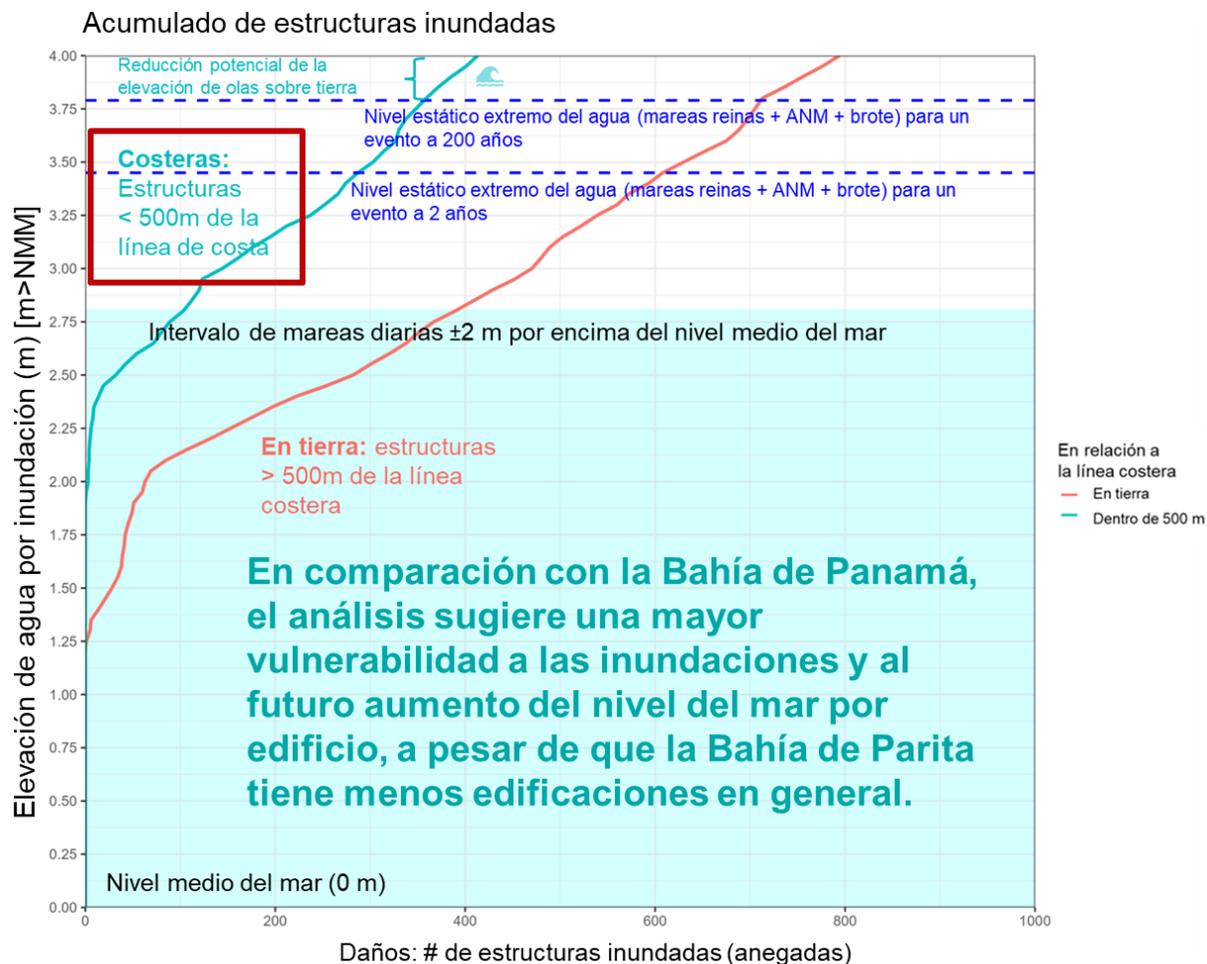


Figura 6-28: Vulnerabilidad a inundaciones en las regiones costeras objetivo en la Bahía de Parita que muestra el número acumulado de estructuras inundadas (Eje X) y la elevación acumulada del agua de inundación (Eje Y). Se describen en el texto lo que cada componente indica.

La gráfica igualmente muestra que aproximadamente 400 estructuras costeras y más de 800 estructuras tierra adentro son vulnerables a inundaciones costeras bajo el escenario de tormenta más extrema en la Bahía de Parita. Además, casi todas las estructuras costeras se encuentran entre 1 y 2 m del nivel extremo de agua estática. En comparación con la Bahía de Panamá, esto sugiere una mayor vulnerabilidad a las inundaciones y al aumento futuro del nivel del mar por edificación, a pesar de que la Bahía de Parita tiene menos estructuras en general. La figura sugiere que las comunidades en la Bahía de Parita podrían quedar completamente inundadas con un aumento futuro del nivel del mar (0.69 m SSP5-8,5). Sin embargo, una revisión cuidadosa de los perfiles a través de la costa también identificó grandes discrepancias entre el modelo digital de superficie ALOS y los dos modelos digitales

de terreno (1 – 3 m, ver Apéndice C). Por lo tanto, no está claro en qué medida el riesgo aparente de inundaciones es producto de la mala calidad de los datos.

El Cuadro 6-17 muestra los resultados de la simulación con la *Caja de Herramientas Costeras* para un evento extremo de tormenta, de las que ocurren con gran intensidad cada cien años, para ubicaciones costeras objetivo a lo largo de la Bahía de Parita. Si bien sólo se reporta sobre este, se observó el mismo patrón general de resultados para otras tormentas diseñadas con diferentes intensidades y períodos de retorno. Al igual que en la Bahía de Panamá, los resultados generales de la *Caja de Herramientas Costeras* en la Bahía de Parita sugieren que los manglares tienen sólo un efecto mínimo en la mitigación de inundaciones causadas por tormentas costeras. Estos resultados no sugieren que los manglares no tengan influencia sobre las inundaciones, sólo que su potencial para reducir las a través de atenuaciones localizadas sobre la elevación de las olas es mínimo en el área. Los manglares pueden desempeñar un papel mitigador de otros tipos de inundaciones costeras, como inundaciones pluviales o fluviales, que no se reflejan en las simulaciones.

Cuadro 6-17: Simulación de una tormenta, de las que ocurren cada cien años, para secciones costeras objetivo en la Bahía de Parita que muestra las elevaciones de las olas, el número de estructuras inundadas y estimaciones de costos de daños para simulaciones de tormentas con y sin manglares. El panel superior refiere las simulaciones de tormentas sin tener en cuenta el aumento del nivel del mar, y el inferior aquellas que si lo consideran para finales de siglo.

Evento de tormenta 1:100 (marea alta), antes de contar con el aumento del nivel del mar							
Area	Alcance de la ola rota (m)		Estructuras inundadas (#)		Daños (US\$ millones/año, 2022)		
	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	% Dif.
Bayano (PAR-4)	1130	1130	179	179	7.0	7.0	0.0%
Boca de Parita (PAR-3B)	1135	1132	36	36	0.9	0.9	0.0%
El Guineo (PAR-1A)	1111	1131	13	13	0.4	0.4	0.0%
El Salado (PAR-2A)	1113	1113	222	222	14.0	14.0	0.0%

Evento de tormenta 1:100 (marea alta), con 0.69 m de aumento de nivel del mar (SSP5-8.5)							
Area	Alcance de la ola rota (m)		Estructuras inundadas (#)		Daños (US\$ millones/año, 2022)		
	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	Manglar	Sin manglar	% Dif.
Bayano (PAR-4)	1130	1130	185	185	8.7	8.7	0.0%
Boca de Parita (PAR-3B)	1135	1132	39	39	1.6	1.5	0.0%
El Guineo (PAR-1A)	1111	1131	13	13	0.4	0.4	0.0%
El Salado (PAR-2A)	1113	1113	222	222	15.1	15.1	0.0%

Las diferencias marginales en las elevaciones de las olas entre escenarios con y sin manglares, por extensión, dieron como resultado diferencias insignificantes en las estimaciones de costos de daños por inundaciones entre estos escenarios (Cuadro 6-17). Al combinarse todas las simulaciones de tormentas para las secciones costeras objetivo, y resumirse a un horizonte temporal de 100 años, la estimación del costo total de los daños fue de aproximadamente \$11.4 mil millones utilizando una tasa de descuento del 1.5% en la Bahía de Parita (alrededor de \$221 millones/año anualizado). Sin embargo, no fue posible reportar una diferencia significativa en los daños por inundaciones entre el escenario de referencia y cualquiera de los escenarios diseñados en la *Caja de Herramientas Costeras*. Además, dado que no se identificaron escenarios de mitigación de inundaciones para la Bahía de Parita, no se exploró más este servicio ecosistémico en el área de estudio.

### 6.3.3 Comentario Especial sobre la Erosión

Los manglares desempeñan un papel fundamental en la estabilización de las costas. La pérdida de manglares debido a factores como la deforestación, la mala calidad del agua y los efectos relacionados con el clima puede conducir indirectamente a un mayor riesgo de inundaciones al aumentar el riesgo de erosión costera. La retirada de los manglares provoca la pérdida de sedimentos en la costa, lo que aumenta la exposición a las olas y, en última instancia, amplifica el potencial de inundaciones costeras.

Aunque no se seleccionaron escenarios de erosión costera en este estudio, la *Caja de Herramientas Costeras* puede evaluar la erosión a lo largo de perfiles transversales a la costa, y dado que los beneficios de los manglares en la mitigación de inundaciones costeras eran insignificantes, se quería probar si estos activos naturales podrían mitigar indirectamente futuras inundaciones al reducir la erosión. Para una serie de segmentos de costa, se estimó su retroceso como planicie lodosa (m) y el volumen de erosión (m<sup>3</sup>) como se muestran en el Cuadro 6-18.<sup>19</sup> Estos resultados preliminares sugieren que, si bien los manglares costeros tienen una capacidad limitada para reducir la elevación de las olas, sí son capaces de mitigar la erosión. Los volúmenes simulados de retroceso de la costa y erosión casi siempre fueron menores en escenarios que incluían manglares en comparación con escenarios sin manglares. Se necesita más investigación para evaluar la relación entre la pérdida de manglares, el riesgo de erosión y las inundaciones costeras.

---

<sup>19</sup> Los resultados presentados en el Cuadro 6-18 son para un evento único de tormenta extrema y no consideran la redistribución de sedimentos.

Cuadro 6-18: Estimaciones de erosión de fangales de la Caja de Herramientas Costeras para un evento extremo de tormenta, de los que ocurren cada cien años, en las costas objetivo dentro de la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita.

<i>Estimaciones de erosión sobre la planicie lodosa durante un evento extremo de tormenta de cada 100 años con marea alta (HHWL)</i>					
<i>Área</i>	<i>Sección de la Línea de Costa</i>	<i>Distancia de Retirada desde la Costa (m)</i>		<i>Volumen de Erosión (m³)</i>	
		<i>Manglares</i>	<i>No Manglares</i>	<i>Manglares</i>	<i>No Manglares</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Terrenos Agrícolas – Oeste (Río Tocumen a Río Cabuya)</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Terrenos Agrícolas – Este (Río Cabuya a Río Pacora)</i>	<i>0</i>	<i>551</i>	<i>0</i>	<i>32.6</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Costa del Este (este del Río Abajo)</i>	<i>0</i>	<i>37</i>	<i>0</i>	<i>10.6</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Plaza Costa Sur (Río Juan Díaz a Río Tocumen)</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Puente del Rey (oeste del Río Abajo)</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>Bahía de Panamá</i>	<i>Planta Tratamiento (Costa del Esta al Río Juan Díaz)</i>	<i>0</i>	<i>67</i>	<i>0</i>	<i>18.1</i>
<i>Bahía de Parita</i>	<i>Bayano (PAR-4)</i>	<i>180</i>	<i>218</i>	<i>56.55</i>	<i>67</i>
<i>Bahía de Parita</i>	<i>Boca de Parita (PAR-3B)</i>	<i>0</i>	<i>121</i>	<i>0</i>	<i>43.9</i>
<i>Bahía de Parita</i>	<i>El Guineo (PAR-1A)</i>	<i>78</i>	<i>177</i>	<i>13.9</i>	<i>39.9</i>
<i>Bahía de Parita</i>	<i>El Salado (PAR-2A)</i>	<i>172</i>	<i>455</i>	<i>22.3</i>	<i>59.1</i>

## 6.4 Producción Pesquera

### Mensajes clave

- Existen importantes lagunas de datos y desafíos con el acceso a datos relacionados con la producción pesquera específica de las dos áreas de estudio. Estos incluyen la captura comercial y de subsistencia por especie durante al menos 10 años, el número de pescadores por especie en cada área de estudio y la proporción de especies en cada área. Idealmente, se podrían derivar estimaciones iniciales espacialmente explícitas de biomasa para especies clave, ya que esto permitiría el uso futuro del modelo *InVEST Fisheries*.
- De acuerdo con los hallazgos de un estudio previo en Chiriquí (CATIE, 2013), se aplicó un valor de \$9.39/ha para calcular el valor de la producción pesquera artesanal de los manglares en las Bahías de Panamá y Parita y, de acuerdo con este, los beneficios netos de la producción pesquera (es decir, ingresos menos costos) son \$222,402/año en la Bahía de Panamá y \$115,347/año en la Bahía de Parita.

Cuadro 6-19 y Cuadro 6-20 muestran los beneficios netos anuales de la producción pesquera utilizando la transferencia de beneficios del estudio del CATIE (2013) a partir del cual fue posible calcular un beneficio neto de \$9.39/ha (ver Sección 5.3.3). Dado que estos valores se apoyan en suposiciones muy generales y eran pequeños en comparación con los beneficios del secuestro de carbono, no se evaluó el cambio en los beneficios en los diferentes escenarios de manejo de manglares. Utilizando este enfoque aproximado, los beneficios netos de la producción pesquera (es decir, ingresos menos costos) ascienden a \$222,402/año en la Bahía de Panamá y \$115,347/año en la Bahía de Parita.

Cuadro 6-19: Beneficios anuales netos de la producción pesquera asociados a los manglares en la Bahía de Panamá, calculados con factor de \$9.39/ha (CATIE, 2013).

Bahía de Panamá		
Unidad de Planificación, ID	Área de Manglar (ha)	Beneficio Anual Neto
PAN-1 <sup>a</sup>	931	\$ 8,742
PAN-1B	107	\$ 1,005
PAN-1C	2,094	\$ 19,663
PAN-1D	336	\$ 3,155
PAN-2	6,153	\$ 57,777
PAN-3 <sup>a</sup>	8,241	\$ 77,383
PAN-3B	2,119	\$ 19,897
PAN-4	3,501	\$ 32,874

<b>Bahía de Panamá</b>		
<i>Unidad de Planificación, ID</i>	<i>Área de Manglar (ha)</i>	<i>Beneficio Anual Neto</i>
<i>PAN-5</i>	<i>203</i>	<i>\$ 1,906</i>
<i>TOTAL (Bahía de Panamá)</i>	<i>23,685</i>	<i>\$ 222,402</i>

Cuadro 6-20: Beneficios anuales netos de la producción pesquera derivados de los manglares en la Bahía de Parita calculados con factor de \$9.39/ha (CATIE, 2013).

<b>Bahía de Parita</b>		
<i>Unidad de Planificación, ID</i>	<i>Área de Manglar (ha)</i>	<i>Beneficio Anual Neto</i>
<i>PAR-1A</i>	<i>4,243</i>	<i>\$ 39,842</i>
<i>PAR-1B</i>	<i>3,039</i>	<i>\$ 28,536</i>
<i>PAR-2A</i>	<i>742</i>	<i>\$ 6,967</i>
<i>PAR-2B</i>	<i>1,218</i>	<i>\$ 11,437</i>
<i>PAR-3A</i>	<i>1,873</i>	<i>\$ 17,587</i>
<i>PAR-3B</i>	<i>224</i>	<i>\$ 2,103</i>
<i>PAR-3C</i>	<i>825</i>	<i>\$ 7,747</i>
<i>PAR-4</i>	<i>120</i>	<i>\$ 1,127</i>
<i>TOTAL (Bahía de Parita)</i>	<i>12,284</i>	<i>\$ 115,347</i>

## 7 Conclusiones y Próximos Pasos

Este proyecto se propuso evaluar los activos naturales de los manglares en dos áreas de estudio en la costa del Pacífico de Panamá. De acuerdo con el Sistema de Contabilidad Económica Ambiental de las Naciones Unidas (SEEA), primero se realizó un inventario del activo (los manglares) y una evaluación de su condición, seguido de una modelación biofísica y, finalmente, de una valoración económica. Partiendo del SCAE, se completó una evaluación de riesgos y condición del activo, mismas que se mostraron en un tablero interactivo basado en una página de internet junto con un resultado del "estado general" para cada una de las 17 unidades de planificación de manglares en dos áreas de estudio: Bahía de Panamá y Bahía de Parita. La modelación biofísica, además de una evaluación inicial, se centró en la identificación de una serie de 13 escenarios de gestión candidatos y se implementó ocho de ellos utilizando las aplicaciones de simulación *ad hoc* seleccionadas. Como evaluación de primer paso, este tipo de análisis de escenarios puede ayudar a comprender qué posibles instrumentos de gestión pueden aplicarse y el probable orden de magnitud de los beneficios o costos que estarían asociados con diferentes tipos de impacto en los manglares derivados de su conversión hacia otros usos o su restauración. Este conocimiento agregaría mayor especificidad a las recomendaciones de gestión, como por ejemplo fue uno de los escenarios de mayor rendimiento evaluados, relativo a recuperación de granjas camaroneras en la Bahía de Parita que, si se implementara ampliamente en toda el área de estudio, resultaría en importantes beneficios anuales de secuestro de carbono.

Las conclusiones clave del ejercicio de condición/riesgo incluyen el hecho de que, en la Bahía de Panamá, muy pocos manglares (4%) permanecen en las unidades de planificación con la peor condición/riesgo ecológico (PAN-1A, PAN-1B), ya que ya se han sido reconvertidos a otros usos asociados a proyectos de desarrollo. Por lo tanto, estas dos unidades de planificación son generalmente buenas candidatas para la restauración (frente a la protección) si los factores estresantes existentes pueden mitigarse para garantizar que la restauración tenga éxito. La peor condición en estas unidades de planificación de manglares es resultado del desarrollo industrial/urbano, la alta densidad de caminos en los manglares, así como la contaminación por agroquímicos, cuyas visibles consecuencias son que la altura promedio de los árboles y la cobertura del dosel son relativa y comparativamente pobres (PAN-1A y B, respectivamente). En esta última, particularmente, hay un mayor riesgo futuro por el aumento del nivel del mar adicionalmente a una severa reconversión. Grandes áreas de manglares permanecen en otras unidades de planificación de la Bahía de Panamá (95%), y estos son posibles candidatos para protección (vs. restauración) ya que generalmente están asociados con mejores condiciones ecológicas y de riesgo en general (PAN-3A, PAN- 4 y PAN-5).

En la Bahía de Parita, las unidades de planificación de manglares con el peor estado ecológico general tienen un mayor riesgo futuro debido al desarrollo de la acuicultura, la expansión agrícola y la consecuente contaminación por agroquímicos, el desarrollo industrial/urbano, el aumento del nivel del mar, así como cierto riesgo moderado debido a

las escorrentías y la contaminación por la actividad acuícola (PAR-2A, PAR-2B). Es principalmente el riesgo futuro del desarrollo de la acuicultura lo que diferencia a PAR-2A y PAR-2B de otras unidades. La unidad PAR-3A también tiene un estado general deficiente debido a su condición actual debido a la contaminación agrícola, una mayor densidad de caminos en los manglares y la tala inmoderada de estos para la construcción de estanques acuícolas. Los humedales en estas unidades son generalmente buenos candidatos para la restauración si se pueden mitigar los factores estresantes existentes, como el desarrollo de la acuicultura en granjas camarónicas. La parte norte de la Bahía de Parita (PAR-1A, PAR-1B) tiene el mejor estado ecológico general en el área de estudio y, por lo tanto, probablemente contiene áreas de manglares que son buenos candidatos para protección.

En su momento, también fue evaluada la viabilidad de modelar los siguientes servicios ecosistémicos proporcionados por los manglares en las dos áreas de estudio: secuestro de carbono, protección costera y producción pesquera. De estos servicios, no fue posible obtener datos suficientes para simular la producción pesquera utilizando ninguna de las tres opciones de modelación disponibles. Para simular el secuestro de carbono por parte de los manglares, se aplicó el modelo *InVEST Carbono Azul Costero*, para la protección costera, el modelo *InVEST Vulnerabilidad Costera y Coastal Toolbox*, que es una versión adaptada por ESSA de un módulo de protección costera ahora obsoleto que anteriormente estaba en forma beta (*i.e.*, nunca se incluyó en el conjunto principal de herramientas *InVEST*). Utilizando estas herramientas se simuló la provisión de estos servicios ecosistémicos en las dos áreas de estudio, así como ocho escenarios de gestión, que fueron seleccionados de la lista completa de 13 escenarios con aportes de *Audubon Américas* y los participantes de un taller.

Usando el modelo *Carbono Azul Costero* se demostró que los manglares brindan importantes beneficios de secuestro de carbono en ambas áreas de estudio. En la Bahía de Panamá, los manglares proporcionan \$116M/año en beneficios económicos por su contribución a la reducción de los costos sociales del carbono. En la Bahía de Parita, este valor es de 39. El desarrollo megaportuario propuesto en la Bahía de Parita podría resultar en una pérdida de beneficios de secuestro de carbono de al menos \$1.38M/año suponiendo sólo los efectos directos de la eliminación de manglares dentro de los límites geográficos del desarrollo. Si se consideran los posibles efectos indirectos, como la escorrentía de contaminantes, la alteración de la hidrología y el aumento del tráfico de embarcaciones, esta pérdida podría aumentar hasta \$8.09M/año en términos del costo social del carbono y, como ya se señaló, la recuperación de granjas camarónicas es una oportunidad prometedora para la restauración de manglares en la Bahía de Parita, con beneficios potenciales de secuestro de carbono de al menos \$3,43M / año referidos al mismo costo.

El modelo de *Vulnerabilidad Costera* fue útil en la identificación de áreas de la costa que tienen más probabilidades de recibir protección a sus manglares en comparación con otros segmentos. Este informe contiene una serie de mapas que los lectores pueden usar para identificar esas áreas de acuerdo con las características generales del sitio, ya que el modelo de vulnerabilidad costera no realiza simulaciones de tormentas, por lo que deben considerarse sólo como una evaluación preliminar. Sin embargo, las simulaciones de tormentas realizadas con la *Caja de Herramientas Costeras* permitieron determinar que la

reducción directa del avance de las olas por los manglares no es un proceso dominante para la mitigación de inundaciones costeras en ninguna de las áreas de estudio. Dadas las condiciones actuales del terreno y la ubicación de las estructuras existentes, la atenuación de las olas de los manglares no se traduce en ninguna disminución significativa en el riesgo de inundaciones o sus daños a causa de estas tormentas costeras en ninguna parte de las dos áreas de estudio.

Sin embargo, la *Caja de Herramientas Costeras* demostró que los ecosistemas de manglar desempeñan un papel fundamental en la estabilización de las costas, lo que puede, a largo plazo, proteger indirectamente a las comunidades costeras de los impactos de las olas y las marejadas ciclónicas, minimizando la erosión. Al examinar los impactos de la erosión en estas simulaciones, se confirmó que, aunque los manglares en las dos áreas de estudio tendrían beneficios mínimos de mitigación de inundaciones en las condiciones actuales, tienen el potencial de reducir la energía de las olas de la mayoría de las tormentas costeras. Esto significa que, si se perdieran, las tasas de erosión costera y retroceso de la costa se acelerarían, creando condiciones de olas más intensas lo que podría conducir a futuras inundaciones que no fue posible demostrar con las herramientas de modelación disponibles. Si se rompe este equilibrio del ecosistema, restablecer el balance de sedimentos costeros sería más complejo y el riesgo de inundaciones seguiría aumentando.

Al respecto de la producción pesquera, hicieron falta datos específicos en ambas áreas de estudio. Los resquicios de datos necesarios incluyen la captura comercial y de subsistencia por especie durante al menos 10 años, el número de pescadores por especie en cada área de estudio y la proporción de especies en cada área de estudio. Idealmente, se podrían derivar estimaciones iniciales de biomasa para especies clave que sean espacialmente explícitas, ya que esto permitiría el uso futuro del modelo *InVEST Fisheries*. Sin embargo, de acuerdo con los hallazgos de un estudio previo en Chiriquí (CATIE, 2013), se aplicó un factor de \$9.39/ha para calcular valores netos aproximados [de ingresos menos costos] de la actividad pesquera artesanal asociada a la existencia de los manglares en las Bahías de Panamá y Parita que ascendieron a los \$222,402/año y \$115,347/año, respectivamente.

En general, fue posible demostrar que los manglares brindan importantes servicios ecosistémicos y que están en mayor riesgo en algunas partes de las Bahías de Panamá y Parita. Los beneficios del secuestro de carbono son claramente un servicio valioso, mientras que su papel en la protección costera tiene más matices de los que pueden detectarse mediante simulaciones. Esto se explica a partir de las limitaciones de las herramientas computacionales con las que sólo es posible examinar el papel de los manglares en la mitigación de inundaciones a través de la atenuación de las olas durante las tormentas costeras. El beneficio de mitigación de inundaciones es bajo porque los manglares no fueron efectivos para proporcionar reducciones significativas en el avance de las olas dadas las características de los sitios de estudio. En todo caso se recomienda realizar más investigaciones sobre el papel de estos ecosistemas durante las inundaciones pluviales y fluviales cerca de la costa, a partir haber demostrado que los manglares en las dos áreas de estudio brindan beneficios indirectos de mitigación de inundaciones a largo plazo al reducir la erosión y que, además, sostienen una relación directa con el éxito de la actividad pesquera y, si bien no fue posible modelar este servicio ecosistémico, se calculó una estimación de

la magnitud de los beneficios anuales de bienestar de este servicio que, con suerte, impulsará más investigaciones y adquisición de datos para refinar estos resultados.

### **Próximos Pasos**

Durante el estudio, se identificaron algunos pasos clave que valdría la pena seguir para afinar y perfeccionar las evaluaciones futuras de la prestación de servicios del ecosistema de manglares:

1. **Considerar el papel de los manglares en la mitigación de inundaciones de manera más integral:** El siguiente paso clave para caracterizar los beneficios de mitigación de inundaciones de los manglares en las dos áreas de estudio es completar un modelo de simulación de inundaciones más holístico que considere las inundaciones pluviales y fluviales. La *Caja de Herramientas Costeras* cuantifica los beneficios de mitigación de inundaciones de los manglares basándose exclusivamente en su capacidad para reducir el avance de las olas y con ello reducir tanto los niveles de agua resultantes y los daños consecuentes a las estructuras. A lo largo de la Bahía de Panamá y la Bahía de Parita, las elevaciones modeladas de las olas fueron en gran medida equivalentes entre los escenarios con y sin manglares, independientemente de las diversas configuraciones de los parámetros de entrada, principalmente debido a la pendiente gradual de los fangales y su capacidad para disipar la energía del oleaje. Se esperaría que las conclusiones generales sobre los manglares y el potencial de reducción del avance de las olas se mantengan sin cambios incluso si se utilizara una plataforma alternativa de modelación de esta energía, incluso para su aprovechamiento. La *Caja de Herramientas* sólo considera el ataque directo del movimiento del agua de las tormentas costeras hacia el mar, sin integrar ninguna otra forma de inundación como inundaciones fluviales o inundaciones pluviales. En Panamá, las fuertes lluvias e inundaciones contribuyen en gran medida a los daños económicos y la dislocación social (e.g., Federación Internacional 2023). Por ello cualquier esfuerzo que sirva para ampliar los vínculos funcionales entre los manglares y la reducción del riesgo de inundaciones, es importante. El mecanismo dominante detrás de las inundaciones y los daños causados por estas en Panamá es la capacidad limitada de las cuencas hidrográficas, ríos y llanuras aluviales modificadas para manejar eventos de descarga máxima (de Groot *et al.*, 2015; Informe de la Misión C 2016; Banco Mundial, 2019). Los perfiles costeros generados por este proyecto muestran claramente grandes secciones de áreas urbanas bajas en las llanuras aluviales de los principales ríos, y los manglares pueden ser potencialmente importantes en los estuarios costeros y en la mitigación de inundaciones. Se ha propuesto que los ecosistemas costeros de manglar intactos reducen las inundaciones fluviales al proporcionar una red de lagunas, canales laterales y de tramos trenzados que las atenúan (de Groot *et al.*, 2015; Informe de la Misión C 2016; Banco Mundial, 2019). Estas características actúan como amortiguadores (embalses) durante los eventos de flujo máximo al facilitar el transporte hidrológico en ambientes estuarinos, y evitar así la acumulación de agua y las inundaciones tierra adentro. Este mecanismo está bien caracterizado en la región, pero faltan modelos empíricos para cuantificar el beneficio de decisiones viables para su conservación. Los nuevos desarrollos cerca de la Ciudad de Panamá deben rellenar los cimientos varios metros por encima del nivel del suelo para construir una red de canales de drenaje revestidos de concreto para manejar los picos de flujo y las altas precipitaciones, pero el movimiento hacia el interior del agua debido a las mareas altas, el aumento del nivel del mar y otras formas de contaminación costera las inundaciones pueden obstaculizar la eficacia de estas estructuras. La conservación

de ecosistemas de manglares funcionales cerca de los principales sistemas fluviales puede aportar valor como soluciones basadas en la naturaleza a las alternativas construidas. Los estudios futuros deberían tener como objetivo realizar modelos integrados de inundaciones para ayudar a cuantificar estos beneficios.

2. **Completar las brechas de información en el ámbito de la actividad pesquera:** Para la producción pesquera, faltan datos específicos para ambas áreas de estudio. Los resquicios prioritarios por completar incluyen datos sobre la captura comercial y de subsistencia por especie durante al menos 10 años, el número de pescadores por especie y la proporción de especies en cada área de estudio. Idealmente, se podrían derivar estimaciones iniciales espacialmente explícitas de biomasa para especies clave ya que esto permitiría el uso futuro del modelo *InVEST Fisheries*. Cerca del final del proyecto, se obtuvo un nuevo conjunto de datos de captura de ARAP, y aún cuando no fue posible utilizarlos, estos cumplen con los requisitos mínimos de datos para aplicar el enfoque CMSY y evaluar el impacto potencial de un cambio en el área de manglares en la capacidad de carga y el rendimiento máximo sostenible (RMS) de la pesquería. Los datos son limitados (*por ejemplo*, solo seis años de datos de captura de corvina entre 2015 y 2021), pero suficientes para calcular los límites superior e inferior iniciales de la capacidad de carga que podrían refinarse más adelante cuando haya más datos disponibles. Podría utilizarse entonces la transferencia de beneficios para asignar un valor económico al cambio en el RMS. Idealmente, en el futuro también será posible obtener un recuento de pescadores por especie en cada área de estudio y un desglose proporcional de cada una, que se utilizaría entonces para ajustar y refinar los resultados de la transferencia de beneficios.
3. **Refinamiento de datos (Carbono Azul Costero):** Para el modelado de *Carbono Azul Costero*, se podría mejorar el realismo en los conjuntos de datos de entrada desarrollando una representación más local. La modelación aquí realizada actualmente utiliza dos conjuntos de datos a escala mundial para la biomasa aérea (Simard *et al.*, 2019) y el carbono del suelo de los bosques de manglares (Sanderman *et al.*, 2018). Se utilizó el enfoque del primero para predecir mediciones de altura máxima de árboles detectadas remotamente a partir del conjunto de datos GEDI y solo se encontró una correlación débil. La investigación preliminar sugiere que estas estimaciones de biomasa aérea podrían mejorarse desarrollando un modelo local adaptado específicamente a las áreas de estudio lo cual superaría al modelo global. Para lograr esto, se recomendaría crear un conjunto de datos de altura máxima del arbolado basado en datos de campo (si están disponibles) o sensores remotos (datos GEDI). Como Simard *et al.*, (2019), se utilizaría el DEM de *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) como indicador de la altura máxima del arbolado en áreas donde la detección remota o de campo no está disponible. Siguiendo a Foehn *et al.*, (2018), se sugiere explorar seis métodos de interpolación diferentes para desarrollar un mapa de tendencias a partir de SRTM y estimar la altura máxima de los árboles en ubicaciones espaciales no muestreadas, calculando la bondad de ajuste para cada enfoque utilizando el error cuadrático medio (RMSE) basado en una validación cruzada de “k” iteraciones. Los resultados del RMSE de este procedimiento podrían usarse en la selección del mejor de los seis métodos de interpolación para desarrollar un mapa final mejorado de la biomasa aérea. Este esfuerzo sería útil no sólo para el ejercicio de valoración actual, sino también para estudios futuros.
4. **Completar las brechas de información en el ámbito de los manglares:** Los esfuerzos para gestionar y conservar el hábitat de los manglares existentes se ven complicados por

las deficiencias de datos: Los manglares de Panamá no han sido monitoreados regularmente desde la década de 2000 (Castillo *et al.*, 2021; Chamberland-Fontaine *et al.*, 2022a). Durante el desarrollo del estudio, se experimentaron importantes desafíos con los datos por su obsolescencia o exactitud cuestionable y, como se describe en la Sección 5.5, fue necesario completarlos en algunos casos. Un conjunto de datos nacional que perfile la extensión actual de los manglares y se actualice a intervalos regulares y constantes es un requisito básico para mejorar la precisión de futuros ejercicios de simulación.

5. **Otros activos naturales:** Los manglares no son el único activo natural que brinda beneficios a los humanos en ambas áreas de estudio. Por ejemplo, durante la reunión de partes interesadas centrada en el desarrollo de escenarios se escuchó que la cuantificación y monetización de los beneficios de los fangales también era importante para proteger el cultivo de arroz, ya que estos ecosistemas están amenazados. Si bien este estudio se centró exclusivamente en los manglares, nuestro enfoque típico es siempre trabajar primero con socios locales para enumerar los activos naturales de un área de estudio y los servicios ecosistémicos que brindan.
6. **Otros servicios ecosistémicos:** Los tres servicios ecosistémicos de los manglares evaluados fueron preseleccionados como servicios focales. En la Sección 1 se enumeraron varios servicios ecosistémicos adicionales como beneficios colaterales que pueden ser de interés para estudios futuros. Por ejemplo, investigar el impacto de los manglares en la regulación de la calidad del aire para la salud humana o la relación entre la calidad de hábitats y la biodiversidad con los servicios culturales proporcionaría una evaluación más completa de estos servicios. Una vez completado un inventario de activos naturales, puede ser útil completar un inventario de servicios ecosistémicos, priorizándolos con actores interesados locales.

## 8. Bibliografía

- Adam, M., Urbazaev, M., Dubois, C., & Schmillius, C. (2020). Accuracy assessment of GEDI terrain elevation and canopy height estimates in European temperate forests: Influence of environmental and acquisition parameters. *Remote Sensing*, 12(23), 3948.
- Afonso, F., Félix, P. M., Chainho, P., Heumüller, J. A., De Lima, R. F., Ribeiro, F., & Brito, A. C. (2021). Assessing ecosystem services in mangroves: insights from São Tomé Island (Central Africa). *Frontiers in Environmental Science*, 9, 501673.
- Alongi, D.M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests, *Carbon Management*, 3:3, 313-322. doi: 10.4155/cmt.12.20
- Alongi, D.M. (2020) Carbon cycling in the world's Mangrove ecosystems revisited: Significance of non-steady state diagenesis and subsurface linkages between the forest floor and the Coastal Ocean, *Forests*, 11(9), p. 977. doi:10.3390/f11090977.
- ARAP (n.d.). Plan nacional de acción para la pesca sostenible en Panamá.
- Arifanti, V. B., Sidik, F., Mulyanto, B., Susilowati, A., Wahyuni, T., Yuniarti, N., ... & Novita, N. (2022). Challenges and Strategies for Sustainable Mangrove Management in Indonesia: A Review. *Forests*, 13(5), 695.
- Asamblea Legislativa de la República de Panamá. 2008. Gaceta Oficial Digital. No. 26023 p 1-3.
- Autoridad Nacional del Ambiente, & Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá [ANAM-ARAP]. (2013). Manglares de Panamá: Importancia, mejores prácticas y regulaciones vigentes. *Panamá: Editora Novo Art, S.A.*, pp.75.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., and Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193. doi: 10.1890/10-1510.1
- Barbier, E.B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic policy*, 22(49), pp.178-229.
- Benfield, S. L., Guzman, H. M., & Mair, J. M. (2005). Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, 76(3), 263–276. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.02.004>
- Bir, J., Howlader, P., Ray, S., Sultana, S., Khalil, S.I. and Banu, G.R., 2017. A critical review on white spot virus syndrome (WSSV): A potential threat to shrimp farming in Bangladesh and some Asian countries. *International Journal of Microbiology and Mycology*, 6(1), pp.39-48.
- Blanco, J. F., Estrada, E. A., Ortiz, L. F., & Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian caribbean) case study. *ISRN Ecology*, 2012, 1–14. <https://doi.org/10.5402/2012/958709>
- Bolanos. (2012). Shrimp Aquaculture and Aguadulce: A Broken Partnership. PhD Thesis, University of Miami.
- Boyle, Kevin J, Nicolai V Kuminoff, Christopher F Parmeter, and Jaren C Pope. (2010). "The Benefit-Transfer Challenges." *Annual Review of Resource Economics* 2 (1): 161–82. <https://doi.org/10.1146/annurev.resource.012809.103933>.

- Caballero, M., Díaz, Y., Kaufmann, K., Kristanovich, F., Meffert, D., Miró, R., Myers, J., Nakashima, L., & Prada, M. (nd). Saving the Bay of Panama Wetlands: Conserving Biodiversity and Enhancing Human Wellbeing. Panama Audubon Society.
- Cahoon, D.R. and Lynch, J.C., (1997). Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, USA. *Mangroves and Salt Marshes*, 1, pp.173-186.
- Carrasquilla-Henao, M. and Juanes, F. (2016). Mangroves enhance local fisheries catches: a global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 18(1), pp.79–93. doi:<https://doi.org/10.1111/faf.12168>.
- Carrasquilla-Henao, M., Ban, N., Rueda, M. and Juanes, F. (2019). The mangrove-fishery relationship: A local ecological knowledge perspective. *Marine Policy*, 108, p.103656. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103656>.
- Castellanos-Galindo, G. and Krumme, U. (2013) Mangrove fish assemblages from data-sparse regions and the measurement of ecological equivalence: Comment on sheaves (2012), *Marine Ecology Progress Series*, 474, pp. 299–302. doi:10.3354/meps10242.
- Castellanos-Galindo, G.A., Baos, R.A. and Zapata, L.A. (2021). Mangrove-associated fish assemblages off the southern Panama bight region (Tropical Eastern Pacific), *Neotropical Ichthyology*, 19(4). doi:10.1590/1982-0224-2021-0025.
- Castillo, Y.B., Kim, K. & Kim, H.S. (2021). Thirty-two years of mangrove forest land cover change in Parita Bay, Panama. *Forest Science and Technology*, 17(2), 67-79.
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 2013). Valoración económica de los Manglares de David y el Humedal Golfo de Montijo: Informe técnico para MarViva. pp. 162.
- Chamberland-Fontaine, S. (2021). Unraveling the roots of mangrove governance: sustainable management and evolving policies in Panama. McGill University, <https://escholarship.mcgill.ca/concern/theses/j6731883p>
- Chamberland-Fontaine, S., Heckadon-Moreno, S. & Hickey, G.M. (2022a). Tangled roots and murky waters: Piecing together Panama’s mangrove policy puzzle. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, pp.818722.
- Chamberland-Fontaine, S., Estrada, G.T., Heckadon-Moreno, S., & Hickey, G.M. (2022b). Enhancing the sustainable management of mangrove forests: The case of Punta Galeta, Panama. *Trees, Forests and People*, 8, pp.100274.
- Chatting, M., Al-Maslamani, I., Walton, M., Skov, M.W., Kennedy, H., Husrevoglu, Y.S. and Le Vay, L. (2022). Future Mangrove Carbon Storage Under Climate Change and Deforestation. *Frontiers in Marine Science*, 9. doi:<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.781876>.
- Chmura, G.L., Anisfeld, S.C., Cahoon, D.R. and Lynch, J.C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), p.n/a-n/a. doi:<https://doi.org/10.1029/2002gb001917>.
- Cintrón-Molero G. & Schaeffer-Novelli Y. (1992). Ecology and management of New World mangroves. En Seeliger E. Ed. *Coastal Plant Communities of Latin America*, pp 233-258. Academic Press, San Diego, California.

- CREHO-Ramsar. (2009). Inventario preliminar de los humedales continentales y costeros de Panamá.
- D’Croz. (1993). Status and Uses of Mangroves in the Republic of Panama. Universidad de Panamá.
- de Groot, K., Broersma, K., Steenbergen, J. (2015). DRR-Team Mission Report. Sustainable Development of the Panama City/ Dutch Risk Reduction Team.
- de Lacerda, L. D., Ward, R. D., Godoy, M. D., de Andrade Meireles, A. J., Borges, R., & Ferreira, A. C. (2021). 20-years cumulative impact from shrimp farming on mangroves of Northeast Brazil. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.653096>
- Debyser, C., & Hoffmann, F. (2014). *Evolving Landscapes of Colón: Land use change and the politics of development*. McGill University.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarto, D., Kurnianto, S., Stidham, M. and Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, [online] 4(5), pp.293–297. doi:<https://doi.org/10.1038/ngeo1123>.
- Duarte C.M. & Cebrian J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography* 41:1758-1766.
- Duke N.C. & Pinzón Z.S. (1992). Aging Rhizophora seedlings from leaf scar nodes: a technique for studying recruitment and growth in mangrove forest. *Biotropica* 24:173-186. D’Croz, 1993
- Duke, N.C., Meynecke, J.O., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I., and Dahdough-Guebas, F. (2007). A world without mangroves? *Science*, 317: 41-42.
- Ellison, A. M., Felson, A. J., & Friess, D. A. (2020). Mangrove rehabilitation and restoration as experimental adaptive management. *Frontiers in Marine Science*, 7, 327.
- Eong, O.J. (1993). Mangroves - a carbon source and sink. *Chemosphere*, 27(6), pp.1097–1107. doi:[https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90070-l](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90070-l).
- Estrada, G.C.D., Soares, M.L.G., Estrada, G.C.D. and Soares, M.L.G. (2017). Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, [online] 89(2), pp.973–989. doi:<https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160357>.
- FAO. (2020) *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. FAO, Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Feist, B. E., & Levin, P. S. (2016). Novel Indicators of Anthropogenic Influence on Marine and Coastal Ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, (3)113.
- FEMA. (2022). *Hazus Flood Technical Manual Hazus 5*. FEMA Publication July 2022.
- Foehn, A., Hernández, J.G., Schaefli, B. and De Cesare, G. (2018). Spatial interpolation of precipitation from multiple rain gauge networks and weather radar data for operational applications in Alpine catchments. *Journal of Hydrology*, 563, pp.1092-1110.
- Friess, D.A. (2016). Mangrove forests. *Curr Biol*. 26(16):R746–R748.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. (2022). *FishBase*. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (08/2022).
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. and Winker, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18(3), pp.506-526

- Gaceta Oficial Digital. (2021, March 18). Que regula la pesca y la acuicultura en la República de Panamá y dicta otras disposiciones. La Asamblea Nacional. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/pan201649.pdf>.
- García, F.D., Gallardo, M., & Núñez, E. (2010). Inventario de los Humedales continentales y costeros de Panamá. Centro Regional Ramsar para la Capacitación e Investigación sobre Humedales para el Hemisferio Occidental (CREHO).
- Gauthey, A., Backes, D., Balland, J., Alam, I., Maher, D. T., Cernusak, L. A., Duke, N. C., Medlyn, B. E., Tissue, D. T., & Choat, B. (2022). The role of hydraulic failure in a massive mangrove die-off event. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.822136>
- Genua-Olmedo, A., Alcaraz, C., Caiola, N. and Ibáñez, C. (2016). Sea level rise impacts on rice production: The Ebro Delta as an example. *Science of The Total Environment*, 571, pp.1200-1210.
- Gross, J., Flores, E.E. and Schwendenmann, L. (2013). Stand Structure and Aboveground Biomass of a Pelliciera rhizophorae Mangrove Forest, Gulf of Montijo Ramsar Site, Pacific Coast, Panama. *Wetlands*, 34(1), pp.55–65. doi:<https://doi.org/10.1007/s13157-013-0482-1>.
- Granek, E. and Ruttenberg, B.I. (2008). Changes in biotic and abiotic processes following mangrove clearing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(4), pp.555–562. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.012>.
- Guannel, G., Ruggiero, P., Faries, J., Arkema, K., Pinsky, M., Gelfenbaum, G., & Kim, C. K. (2015). Integrated modeling framework to quantify the coastal protection services supplied by vegetation. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(1), 324-345.
- Hanley, N., Barbier, E.B. and Barbier, E., 2009. Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy. Edward Elgar Publishing.
- Hewageegana, H. (2017). Wave Transformation Through Mangrove Coasts: A Model Study with XBeach-Surfbeat.
- Hewetson, A. (2020). Coastal ecosystem dynamics affected by climate change feedbacks. Department of Civil and Environmental Engineering. Imperial College of London.
- Hope, E.S., Filewod, B., McKenney, D.W., and Lemprière, T.C. (2021). A financial analysis of four carbon offset accounting protocols for a representative afforestation project (Southern Ontario, Canada). *Canadian Journal of Forest Research*, 51:1015-1028. (DOI)
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M. and Pidgeon, E., (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
- Ingeniería Avanzada. (2022). Proyecto Ubanización Mar Del Sur: Estudio de Impacto Ambiental Categoría III.
- IPCC. (2007). Climate change 2007: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, Pachauri, R.K, and Reisinger, A. (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

- International Federation of Red Cross And Red Crescent Societies 2023. Situation Report: Panama: Floods - Final Report, Appeal MDRPA017. <https://reliefweb.int/report/panama/panama-floods-final-report-appeal-mdrpa017>
- IUCN. (2015). Panama and Colombia Blue Carbon Preparedness. Report of the Panama City workshop, March 2014. June. [http://www.iucn.org/about/work/programmes/marine/marine\\_our\\_work/climate\\_change/publications.cfm](http://www.iucn.org/about/work/programmes/marine/marine_our_work/climate_change/publications.cfm)
- JAXA. (2022). ALOS Global Digital Surface Model "ALOS World 3D – 30 m (AW3D30)". Advanced Land Observing Satellite. Retrieved from: [https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/dataset/aw3d30/aw3d30\\_e.htm](https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/dataset/aw3d30/aw3d30_e.htm)
- JBA. (2020). Storm Tide Inundation Methodologies Study. Technical Report. Consultants report prepared by JBA Pacific Scientists and Engineers Pty Ltd. On behalf of Douglas Shire Council. Spring Hill, Australia. Retrieved from: <https://douglas.qld.gov.au/download/Final-Version-Storm-Tide-Inundation-Methodologies-Study.pdf>.
- Jennings, Simon. (2016). Aquatic Food Security: Insights into Challenges and Solutions from an Analysis of Interactions between Fisheries, Aquaculture, Food Safety, Human Health, Fish and Human Welfare, Economy and Environment. *Fish And Fisheries*, vol. 17, pp. 893–938.
- Jickling, N. (2017). Shrimp Aquaculture in Aguadulce: Impacts on mangrove forest health and shrimp larvae populations in two sites on the Salado coastline. Independent Study Project (ISP) Collection. 2729.
- Jiménez J.A. (1999). Ambiente, distribución y características estructurales de los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos. En Yáñez-Arancibia A. y Lara-VII. *Literatura citada 57 Domínguez A.L.* Eds. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*, pp 51-70. Instituto de Ecología, A.C. UICN/ORMA, NOAA/NMFS, Xalapa, Veracruz
- José Amorim Reis-Filho, Harvey, E.S. and Giarrizzo, T. (2018). Impacts of small-scale fisheries on mangrove fish assemblages. 76(1), pp.153–164. doi:<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy110>.
- Kaufmann, K. (2012). Nuestros Humedales, Nuestro Futuro. Plan de Conservación para los Humedales de la bahía de Panamá. Sociedad Audubon de Panamá. Panamá. 73 pp.
- Kronik, J., & Verner, D. (2010). Indigenous peoples and climate change in Latin America and the Caribbean. <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-8237-0>
- Lacerda, L. D. D., & Schaeffer-Novelli, Y. (1999). Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. *Ecosistemas de manglar en América Tropical*.
- Lewis, M., Pryor, R., & Wilking, L. (2011). Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A Review. *Environmental Pollution*, 159(10), 2328–2346. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.027>
- Lieth H. and Whittaker R.H. (1975). *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag, Nueva York, Nueva York.

- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, pp.151–162.
- Lovelock, C. E., Ball, M. C., Martin, K. C., & C. Feller, I. (2009). Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. *PLoS ONE*, 4(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005600>
- Lovelock, C.E., Adame, M.F., Bennion, V., Hayes, M., O'Mara, J., Reef, R. and Santini, N.S., (2014). Contemporary rates of carbon sequestration through vertical accretion of sediments in mangrove forests and saltmarshes of South East Queensland, Australia. *Estuaries and coasts*, 37, pp.763-771.
- Lugo A.E., & Snedaker S.C. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:39-64.
- MacKenzie, R.A., Foulk, P.B., Klump, J.V., Weckerly, K., Purbospito, J., Murdiyarso, D., Donato, D.C. and Nam, V.N., (2016). Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Wetlands Ecology and Management*, 24, pp.245-261.
- McKee, K.L., Cahoon, D.R. and Feller, I.C., (2007). Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 16(5), pp.545-556.
- Mcleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H. and Silliman, B.R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), pp.552–560. doi:<https://doi.org/10.1890/110004>.
- Midler, E., Pascual, U., & Simonit, S. (2014). Forest ecosystems in national economies and contribution of REDD+ in a green economy transformation: the case of Panama.
- Minchinton, T. E., Shuttleworth, H. T., Lathlean, J. A., McWilliam, R. A. & Daly, T. J. (2019). Impacts of Cattle on the Vegetation Structure of Mangroves. *Wetlands: the journal of the Society of Wetland Scientists*, Online First 1-9.
- Ministerio de Ambiente. (2022). Decreto de Manglares. Available online at: <https://www.miambiente.gob.pa/download/decreto-de-manglares/> (accessed August 31, 2022).
- Ministerio de Ambiente. (2019). TERCERA COMUNICACIÓN NACIONAL SOBRE CAMBIO CLIMÁTICO Panamá. [https://www.undp.org/es/panama/publications/tercera-comunicaci%C3%B3n-nacional-sobre-cambio-clim%C3%A1tico#:~:text=La%20Tercera%20Comunicaci%C3%B3n%20Nacional%20\(TCN,el%20Cambio%20Clim%C3%A1tico%20\(CMNUCC\)](https://www.undp.org/es/panama/publications/tercera-comunicaci%C3%B3n-nacional-sobre-cambio-clim%C3%A1tico#:~:text=La%20Tercera%20Comunicaci%C3%B3n%20Nacional%20(TCN,el%20Cambio%20Clim%C3%A1tico%20(CMNUCC)).
- Ministerio de Ambiente. (2020). December. Contribución Determinada a Nivel Nacional de Panamá (CDN1). Primera Actualización. <https://cdn1.miambiente.gob.pa/informe/>
- Mission C report. (25-28 October, 2016). Collective summary from Alcaldia de Panama, Kingdom of the Netherlands and Wetlands International.
- MNAI. (2021). Managing Natural Assets to Increase Coastal Resilience Guidance Document for Municipalities. David Suzuki Foundation. July 2021 <https://mnai.ca/media/2021/11/MNAI-Coastal-Asset-Guidance-Doc-cover-101-combined.pdf>

- Morton C, Knowler D, Brugere C, Lymer D, Bartley D. (2017). Valuation of fish production services in river basins: A case study of the Columbia River. *Ecosystem Services* 24: 101–113. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.02.007.
- Nagelkerken, I., Sheaves, M., Baker, R., and Connolly, R.M. (2013). The Seascape Nursery: A novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2), pp. 362–371. doi:10.1111/faf.12057.
- Odum W.E., McIvor C.C. & Smith T.J. (1982). *The Ecology of the Mangroves of South Florida: a Community Profile*. United States Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Odum, 1967
- Pool, D.J., Snedaker, S.C. & Lugo, A.E. (1977). Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica* 9:195-212. RAMSAR, 2020, 2022 August 27. Ramsar Sites Information Service. Bahía de Panamá. <https://rsis.ramsar.org/ris/1319>
- Quijas, S., & Balvanera, P. (2013). Biodiversity and ecosystem services. *Encyclopedia of Biodiversity*, 341–356. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-384719-5.00349-x>
- Ramsar. (2020). Panamá - Bahía de Panamá. *FIR para el Sitio* núm. 1319.
- Recio, M. E., Kuper, J., Vallejo, M., Sommerville, M., & Jhaveri, N. (2016). Central America mangroves, tenure, and REDD+ assessment. Washington, DC: USAID Tenure and Global Climate Change Program.
- Reguero et al. (2015). Effects of Climate Change on Exposure to Coastal Flooding in Latin America and the Caribbean
- República de Panamá. (2023). Panama presents study results on the projection of sea level rise. Press: Posted on January 27, 2023. <https://tinyurl.com/mr3pa2au>
- Ribeiro, R. de, Rovai, A. S., Twilley, R. R., & Castañeda-Moya, E. (2019). Spatial variability of mangrove primary productivity in the Neotropics. *Ecosphere*, 10(8). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2841>
- Rotich, B., Mwangi, E., and Lawry, S. (2016). “Where land meets the sea: A global review of the governance and tenure dimensions of coastal mangrove forests,” in Center for International Forestry Research and United States Agency for International Development Tenure and Global Climate Change Program, Bogor, (Washington, DC).
- Rubiano, M. (2022, July 27). “The Buried Treasure in Panama’s Mangrove Forests: The Carbon They Store.” National Audubon Society, <https://www.audubon.org/magazine/summer-2022/the-buried-treasure-panamas-mangrove-forests>.
- Sajjad, M., Li, Y., Tang, Z., Cao, L. and Liu, X., 2018. Assessing hazard vulnerability, habitat conservation, and restoration for the enhancement of mainland China's coastal resilience. *Earth's Future*, 6(3), pp.326-338.
- Sánchez, Y.P. (2021, October 20). La bahía de Parita, un sitio clave para la migración de aves. *La Estrella de Panama*.
- Sanderman J, Hengl T, Fiske G et al. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters* 13: 055002. doi: 10.1088/1748-9326/aabe1c
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M.F., Benson, L., Bukoski, J.J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D. and Duncan, C. (2018). A global map of

- mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters*, 13(5), p.055002.
- Servino, R. N., Gomes, L. E., & Bernardino, A. F. (2018). Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the eastern Brazil marine ecoregion. *Science of The Total Environment*, 628-629, 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>
- Shrestha, B. B., Sawano, H., Ohara, M., Yamazaki, Y., & Tokunaga, Y. (2018). Methodology for agricultural flood damage assessment. In *Recent Advances in Flood Risk Management*. London, UK: IntechOpen. Chicago
- Simard, M., T. Fatoyinbo, C. Smetanka, V.H. Rivera-monroy, E. Castaneda, N. Thomas, and T. Van der stocken. (2019). Global Mangrove Distribution, Aboveground Biomass, and Canopy Height. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1665>
- Simard, M., T. Fatoyinbo, C. Smetanka, V.H. Rivera-monroy, E. Castaneda, N. Thomas, and T. Van der stocken. (2019). Global Mangrove Distribution, Aboveground Biomass, and Canopy Height. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1665>
- Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA). (2020). Diagnosis on the Cover of Forests and other Wooded Lands of Panama, year 2019 (1:50,000). República de Panamá Ministerio de Ambiente. Retrieved from: <https://www.sinia.gob.pa/index.php/extensions/datos-abiertos-y-geoservicios>
- Silva C, Hamamura C, Valbuena R, Hancock S, Cardil A, Broadbent E, Almeida D, Silva Junior C, Klauberg C (2022). *\_rGEDI: NASA's Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Data Visualization and Processing\_*. R package version 0.3.1, <<https://github.com/carlos-alberto-silva/rGEDI>>.
- Smithsonian Tropical Research Institution (STRI). (2019). Bathymetry of the Republic of Panama. Smithsonian Tropical Research Institution. Retrieved from: <https://stridata-si.opendata.arcgis.com/datasets/bathymetry-of-the-republic-of-panama/explore?location=8.497397%2C-80.025258%2C8.53>
- Sociedad Audubon de Panamá. (2016). Plan Nacional de Comunicación, Educación, Concienciación y Participación del Público para los humedales de Panamá. Luis Romero. Panamá. 61 pp.
- Stuthmann, L.E., Castellanos-Galindo, G.A., Robertson, D.R. and Dong, Y. (2022). The functional ecology of mangrove fishes across the Isthmus of Panama. *Diversity & Distributions*, [online] 28(8), pp.1663–1679. doi:<https://doi.org/10.1111/ddi.13519>.
- Suman, D. (2014). Panama Bay Wetlands: Case Study of a Threatened Ecosystem. *Water Resources and Wetlands*, 366–371.
- Sutton-Grier, A.E., Moore, A.K., Wiley, P.C. and Edwards, P.E.T. (2014). Incorporating ecosystem services into the implementation of existing U.S. natural resource management regulations: Operationalizing carbon sequestration and storage. *Marine Policy*, 43, pp.246–253. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.06.003>.
- Taillardat, P., Friess, D.A. and Lupascu, M. (2018). Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biology Letters*, 14(10), p.20180251. doi:<https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>.

- Tomlinson P.B. (1986). *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Trenholm, Ryan, Van Lantz, Wolfgang Haider, and Duncan Knowler. (2019). "Transfers of Landowner Willingness to Accept: A Convergent Validity and Reliability Test Using Choice Experiments in Two Canadian Watersheds." *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue Canadienne d'agroeconomie* 67 (2): 171–92. <https://doi.org/10.1111/cjag.12191>.
- UN-SEEA. (2014). *System of Environmental Economic Accounting 2012 – Central Framework*. United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank. New York. 378pp.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2022). Supplementary Material for the Regulatory Impact Analysis for the Supplemental Proposed Rulemaking, "Standards of Performance for New, Reconstructed, and Modified Sources and Emissions Guidelines for Existing Sources: Oil and Natural Gas Sector Climate Review" – EPA External Review Draft of Report on the Social Cost of Greenhouse Gases: Estimates Incorporating Recent Scientific Advances. National Center for Environmental Economics, Office of Policy, Climate Change Division, Office of Air and Radiation, US Environmental Protection Agency. Washington, DC. Docket ID No. EPA-HQ-OAR-2021-0317. September 2022. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-11/epa\\_scghg\\_report\\_draft\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-11/epa_scghg_report_draft_0.pdf)
- Van Lavieren, H., Spalding, M., Alongi, D., Kainuma, M., Clüsener-Godt, M., & Adeel, Z. (2012). *Securing the Future of Mangroves. A Policy Brief*. UNU-INWEH, UNESCO-MAB with ISME, ITTO, FAO, UNEP-WCMC and TNC. 53 pp.
- Vayda, R. (2017). *How Much Does It Cost to Build A House in Panama?*
- Ward, R. D., Friess, D. A., Day, R. H., & Mackenzie, R. A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: A region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4). <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>
- Whittaker R.H. (1975). *Communities and Ecosystems*. 2a. ed., Macmillan Publishing, Nueva York, Nueva York.
- World Bank. (2019). *Flood risk and coastal assessment of the tocumen river: prioritization of hybrid infrastructure for urban flood risk reduction in panama city*. Final Report. 1818 H Street NW, Washington DC 20433
- World Bank. (2020). *Flood Risk Assessment and Prioritization of Hybrid Infrastructure for Flood Risk Reduction in the Tocumen River Basin in Panama City*. World Bank Washington, D.C.
- Yunus, A.P., Avtar, R., Kraines, S., Yamamuro, M., Lindberg, F. and Grimmond, C.S.B. (2016). Uncertainties in tidally adjusted estimates of sea level rise flooding (bathtub model) for the greater London. *Remote Sensing*, 8(5), p.366.

## Apéndice A - Descripciones de las Unidades de Planificación de Manglares

<i>Descripciones de las Unidades de Planificación de la Bahía de Panamá</i>	
<i>ID - Unidad</i>	<i>Descripción</i>
PAN-1A	<i>Limitada por el Canal de Panamá hasta la confluencia del Río Cabuya y Río Cabra. Contiene la mayor parte de la Ciudad de Panamá y tiene un importante impacto urbano. Manglares desprotegidos amenazados por el desarrollo actual y futuro: Desarrollo de aeropuertos, planta de tratamiento de aguas residuales, nuevas edificaciones. Sitio central para la protección costera. Puerto Juan Díaz, zona de crisis.</i>
PAN-1B	<i>Limita con la confluencia del Río Cabuya y Río Cabra con el Río Pacora. Zona de transición de la ciudad al entorno rural: Principalmente granjas, pastizales y manglares (pero todavía incluye cierto desarrollo). La pesca está prohibida debido a la contaminación.</i>
PAN-1C	<i>Limita con la franja costera desde Río Chico hasta Río Lagarto. Muy importante para las aves playeras (200,000-300,000 por año en esta región). Problemas de ocupación. Pérdida de zonas costeras debido al aumento del nivel del mar, la erosión y las marejadas por tormenta.</i>
PAN-1D	<i>Limita con la franja costera desde Río Pacora hasta Río Chico. Muy importante para las aves playeras (200,000-300,000 por año en esta región). Problemas de ocupación. Pérdida de zonas costeras debido al aumento del nivel del mar, la erosión y las marejadas por tormenta.</i>
PAN-2	<i>Limita con la zona de manglares del Río Chepo. Impactos en la orilla este del río por los campos de arroz y el uso de pesticidas. Puerto Coquira ubicado en la región - principal puerto de desembarque para la pesca.</i>
PAN-3A	<i>Limita con Punta Manglares desde Río Lagarto hasta Río Hato. Contiene un gran núcleo de manglar de difícil acceso. Conecta con terreno forestal en buen estado. Si un gran manglar se hubiera extinguido, sería posible debido a la intrusión de agua caliente.</i>
PAN-3B	<i>Limita con Punta Manglares desde Río Hato hasta un canal sin nombre al oeste del Río Chimán. Contiene un gran núcleo de manglar de difícil acceso. Conecta con terreno forestal en buen estado. Si un gran manglar se hubiera extinguido, sería posible debido a la intrusión de agua caliente.</i>
PAN-4	<i>Limita con el área del Río Chimán adyacente a la unidad espacial 3B al oeste y al Río Majagual al este. Área indígena (no reconocida formalmente) - conflictos. Presión desarrollista desde el norte. La comunidad quiere que se construya una carretera permanente.</i>
PAN-5	<i>Rodea el Río Majagual en el extremo sureste del área protegida. Riesgo de pérdida de zonas costeras por aumento del nivel del mar. Riesgo de desarrollo si se instala una carretera (ver descripción de la unidad espacial 4).</i>

**Descripciones de las Unidades de Planificación de la Bahía de Parita**

<b>ID -Unidad</b>	<b>Descripción</b>
PAR-1A	<i>Delimitado por los manglares que rodean Los Azules desde el borde del área de estudio hasta Río Grande. La erosión costera. Actividades de restauración de MiAmbiente en esta zona.</i>
PAR-1B	<i>Delimitado por los manglares que rodean Los Azules desde Río Grande hasta Río Pocri. La erosión costera. Actividades de restauración de MiAmbiente en esta zona.</i>
PAR-2A	<i>Limita con Aguadulce desde Río Pocri hasta Río Estero Salado. Megapuerto planificado en esta zona con gran impacto sobre los manglares.</i>
PAR-2B	<i>Limita con Aguadulce desde Río Estero Salado hasta Río Santa María. Megapuerto planificado en esta zona con gran impacto sobre los manglares.</i>
PAR-3A	<i>Limita con el Río Santa María hasta el Río Parita. El área es propensa a inundaciones con una franja de manglares muy delgada. Erosión costera en la comunidad de El Retén. Perturbación humana de las aves. Posibles cambios en la dinámica costera y fluvial en esta área.</i>
PAR-3B	<i>Limita con el río Parita para romper en un bosque de manglares continuo ~1 km al oeste del río La Villa. El área es propensa a inundaciones con una franja de manglares muy delgada. Erosión costera en la comunidad de El Retén. Perturbación humana de las aves. Posibles cambios en la dinámica costera y fluvial en esta área.</i>
PAR-3C	<i>Limitado por la ruptura en el bosque de manglar continuo ~1 km al oeste del Río La Villa hasta un canal de río sin nombre en el borde oriental del área de estudio continuo. El área es propensa a inundaciones con una franja de manglares muy delgada. Erosión costera en la comunidad de El Retén. Perturbación humana de las aves. Posibles cambios en la dinámica costera y fluvial en esta área.</i>
PAR-4	<i>Limita con la porción separada del área de estudio ubicada al sureste. Audubon no proporcionó ninguna justificación, pero se incluyó porque estaba ubicada en el área de estudio.</i>

## Apéndice B: Breve Introducción a la Valoración de los Servicios Ecosistémicos

Muchos servicios ecosistémicos tienen precios de mercado. En Panamá, por ejemplo, el valor de exportación comercial de la producción pesquera en 2013 fue de unos 239 millones de dólares (USD). Este valor se determinó multiplicando el precio de venta de exportación del pescado por el volumen total de pescado vendido para exportación (ARAP, s.f.). Si dichos precios están disponibles para un área de estudio específica, la tarea de estimar el valor de los bienes y servicios puede simplificarse enormemente, pero esto no siempre es posible. Algunos servicios de los ecosistemas no se compran ni se venden en los mercados (e.g., bienes públicos puros como el aire limpio), los datos pueden ser limitados o el mercado puede no reflejar el valor social general. En estos casos se puede aplicar valoración no de mercado.

Para apoyar la integración de la valoración de mercado y no de mercado, la *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* (2003) propuso el marco del *Valor Económico Total* (VET), que ahora es ampliamente utilizado por los economistas ambientales como una forma de organizar diferentes tipos de valor económico. El marco TEV especifica dos categorías amplias: a) valor de uso y b) valor de no uso. El primer tipo de valor se deriva de la interacción consuntiva o no consuntiva de las personas con un recurso y puede subdividirse en valores de uso directo (e.g., producción pesquera, uso recreativo) e indirecto (e.g., protección costera contra inundaciones). El valor de no uso se deriva de personas que asignan valor a un recurso, aunque nunca lo utilicen (e.g., la existencia de manglares, ecosistemas de manglares intactos para las generaciones futuras, valor cultural amplio).

En los enfoques económicos basados en el bienestar<sup>20</sup>, los beneficios generales para la sociedad generalmente se miden como cambios en el "excedente del consumidor" o en el "excedente del productor" (Hanley *et al.*, 2009), donde el primero es la diferencia entre lo que un consumidor está dispuesto a pagar por un bien o servicio y el precio real pagado por este, y este último es la diferencia entre lo que un productor está dispuesto a aceptar por un bien o servicio y el precio real recibido por el mismo. La valoración no de mercado intenta valorar los excedentes de consumidores y productores provocando la "disposición a pagar" (DAP) o la "disposición a aceptar" (DAA) por un cambio en el número de unidades de un bien o servicio. La disposición a pagar es la cantidad de dinero que un individuo estaría dispuesto

---

<sup>20</sup> El fundamento del *bienestar económico* se centra en la evaluación los beneficios netos generales para la sociedad provenientes de diferentes alternativas políticas utilizando un análisis de costo-beneficio. Se diferencia de la evaluación del impacto económico, porque utiliza modelos de equilibrio de mercado para rastrear un insumo en una economía regional a través de los efectos directos, los indirectos y los inducidos de ese insumo. El primero puede incluir valores no de mercado y devuelve valores en dólares en valor presente neto, mientras que el segundo sólo captura valores de mercado, aunque los modelos más nuevos han aplicado "ajustes ambientales" para representar las contribuciones de los activos naturales en algunos contextos, y devuelve productos en términos del PIB, del empleo y de los ingresos laborales.

a pagar para obtener un cambio positivo o renunciar a un cambio negativo. La voluntad de aceptar es la cantidad de dinero que un individuo necesitaría para soportar un cambio negativo o renunciar a un cambio positivo.

Cada tipo de valor especificado en el marco TEV puede tener elementos ajenos al mercado que se hacen evidentes utilizando diferentes métodos (Cuadro B-1). Para evaluar la DAP o la DAA, normalmente se utilizan tres enfoques metodológicos principales: a) preferencia declarada, b) preferencia revelada y c) transferencia de beneficios (National Research Council, 2005). Los enfoques de **preferencia declarada** obtienen valores monetarios consultando a los individuos directamente utilizando un mercado hipotético. Dos métodos comunes de preferencia declarada se denominan “valoración contingente” y “experimentos de elección discreta”, los cuales generalmente se administran mediante encuestas para obtener DAP y DAA. Los enfoques de **preferencia revelada** asignan valor indirectamente observando comportamientos individuales en un mercado, como cuánto está dispuesta la gente a gastar en transporte y alojamiento. Los métodos comunes de preferencia revelada incluyen el “costo de viaje” y el “precio hedónico”.

La **transferencia de beneficios** aplica valores monetarios ya obtenidos en otros lugares al sitio de estudio, a veces directamente con advertencias o ajustándolos para tener en cuenta las diferencias entre los sitios (*e.g.*, población, demografía, diferencias temporales, etc.). La relativa facilidad de uso y el bajo costo de la transferencia de beneficios la convierten en una poderosa herramienta de valoración en comparación con otros métodos, pero puede dar lugar a grandes errores, ya que los lugares de estudio y de políticas siempre serán intrínsecamente diferentes (Trenholm *et al.*, 2019). El riesgo de error está especialmente presente en la transferencia de un valor unitario, donde se debe hacer un esfuerzo para garantizar que los valores se extraigan de los sitios de estudio sean lo más parecidos posibles al sitio donde se aplique (*e.g.*, población, características físicas similares) (Boyle *et al.*, 2010). Sin embargo, incluso en los casos en los que se dispone de un fuerte análogo al sitio de aplicación, es posible que sea necesario ajustar los valores para adaptarlos al contexto de la tarea de valoración específica, y es posible que aún sea necesario recopilar datos no económicos para respaldar estos ajustes.

Además de estos tres enfoques, las funciones de producción se pueden utilizar para establecer una relación matemática entre un insumo ambiental (*e.g.*, ganancia/pérdida de manglares) y un bien o servicio valioso. Las funciones de producción tratan al medio ambiente como un factor en la producción de un bien o servicio que tiene un valor (Hanley *et al.*, 2009). Los modelos matemáticos se construyen para relacionar un insumo (o insumos) ambientales con la producción, permitiendo así una evaluación de los cambios en el excedente del consumidor y del productor para un bien o servicio en diferentes condiciones. Si bien esta técnica se utiliza a menudo para valorar bienes o servicios ambientales que tienen un precio de mercado (*e.g.*, la producción pesquera), también puede incorporar valores de preferencia declarada, preferencia revelada y transferencia de beneficios.

Los enfoques **basados en costos** no se basan en la DAP/DAA y, por lo tanto, no reflejan verdaderamente el excedente del consumidor o del productor (*i.e.*, no brindan una indicación verdadera de los beneficios generales de bienestar para la sociedad). Estos métodos utilizan

el costo de mercado de "comportamiento de prevención" para evitar impactos ambientales perjudiciales (e.g., quedarse en casa para evitar una alerta de calidad del aire), "reemplazo" de un bien o servicio ambiental generalmente con una alternativa construida que tiene un precio de mercado conocido, o bien los 'daños evitados' utilizando el costo estimado de los daños que se evitarían debido a un activo natural (e.g., daños a edificios por inundaciones). Debido a que los enfoques basados en costos no capturan los efectos generales sobre el bienestar, normalmente se utilizan sólo como último recurso en los análisis de costo-beneficio y no necesariamente se suman a los valores que se utilizan con otros métodos. Sin embargo, los enfoques basados en costos pueden ser útiles en contextos de toma de decisiones donde hay datos limitados, y estos métodos se usan comúnmente para evaluar servicios ecosistémicos específicos, como la mitigación de inundaciones.

Cuadro B-1: Métodos comunes para la valoración de los servicios ecosistémicos.

<b>Método</b>	<b>Descripción</b>	<b>Aplicaciones Comunes a Servicios Ecosistémicos</b>
<b>Preferencia Declarada</b>		
<i>Valoración contingente y Experimentos de elección.</i>	<i>Las personas declaran la DAP/DAA al participar en encuestas que presentan escenarios hipotéticos de mercado.</i>	<i>Recreación, salud y seguridad humana (e.g., control de la contaminación, mitigación de inundaciones), valor de existencia (especies, ecosistemas), biodiversidad, suministro de agua, purificación del agua, producción de alimentos (e.g., peces).</i>
<b>Preferencia Revelada y Basada en Costos</b>		
<i>Costo de Viaje</i>	<i>Los usuarios recreativos revelan su DAP por gastos de viaje y alojamiento.</i>	<i>Recreación, biodiversidad.</i>
<i>Precios Hedónicos</i>	<i>Los propietarios/inversores revelan DAP/DAA a través de cambios en los precios de venta de bienes raíces o salarios en los mercados laborales.</i>	<i>Seguridad (e.g., riesgo de inundaciones) y salud (e.g., calidad del aire), biodiversidad, suministro de agua, purificación del agua, valor de servicios (e.g., vista panorámica, paisaje)</i>
<i>Función de Producción</i>	<i>Se establece una relación matemática entre un insumo ambiental (e.g., ganancia/pérdida de manglares) y un bien o servicio valorado (normalmente uno que tiene un precio de mercado, e.g., el pescado).</i>	<i>Salud y seguridad humanas (e.g., mitigación de inundaciones), producción de alimentos (e.g., pesca, agricultura), biodiversidad, suministro de agua, purificación del agua, recreación (e.g., pesca), control de especies invasoras.</i>
<i>Comportamiento Evitado</i>	<i>Los individuos revelan la DAP para evitar efectos perjudiciales (e.g., renunciando a salarios para quedarse en casa).</i>	<i>Salud y seguridad humanas (e.g., calidad del aire)</i>

<b>Método</b>	<b>Descripción</b>	<b>Aplicaciones Comunes a Servicios Ecosistémicos</b>
<i>Costo de Reemplazo / Costo Evitado</i>	<i>Los individuos revelan la DAP a través de bienes y servicios con valores de mercado que pueden usarse como indicadores.</i>	<i>Recreación, mitigación de inundaciones, mitigación de la erosión, producción de alimentos, ciclo de nutrientes</i>
<b>Transferencia de Beneficios</b>		
<i>Transferencia de Beneficios (transferencia de valor unitario; transferencia de función)</i>	<i>Los valores de DAP/DAA de otro sitio se aplican directamente al sitio de estudio o se ajustan mediante relaciones matemáticas para reflejar las diferencias entre los sitios.</i>	<i>Recreación, salud y seguridad humanas (e.g., mitigación de inundaciones), valor de existencia, producción de alimentos, biodiversidad, suministro de agua, purificación del agua, control de especies invasoras.</i>

Otro concepto importante al realizar la valoración de los servicios ecosistémicos es el descuento a futuro. Cuando los beneficios o costos se acumulan a lo largo del tiempo, deben ajustarse para tener en cuenta las diferencias en la forma en que las personas priorizan los beneficios ahora frente a los del futuro (Hanley *et al.*, 2009). Esto implica dividir los valores futuros por un factor de descuento usando la siguiente ecuación:

$$\text{Valor Presente} = [\text{Valor Futuro}_t / (1-r)^t]$$

Donde *r* es la tasa de descuento y *t* es el año en el que se acumula el valor futuro. La aplicación de esta ecuación mientras *r* se mantiene constante garantiza que los valores futuros tengan menos peso que los valores actuales porque a medida que *t* aumenta, el denominador también aumentará, reduciendo así el valor presente. De manera similar, tasas de descuento más altas dan como resultado que los valores futuros reciban menos peso que tasas de descuento más bajas. Una vez completado el descuento, los valores económicos de los análisis de costo-beneficio se informan como valor actual neto.

## Apéndice C: Perfiles Transversales de la Costa de la Caja de Herramientas de Protección Costera

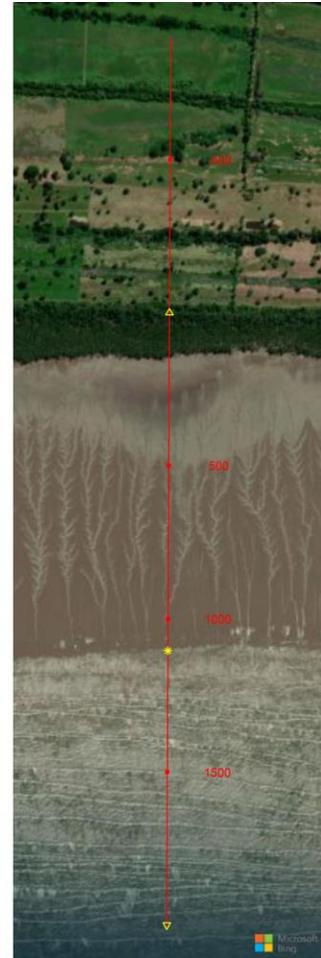
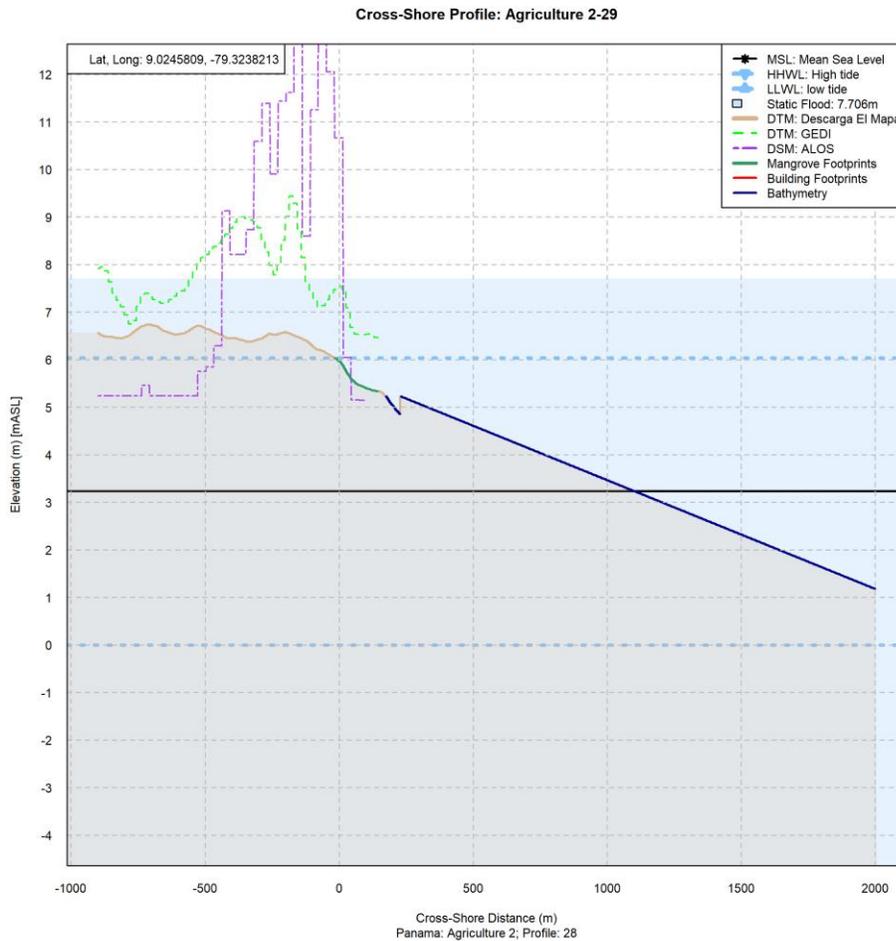
Se utilizamos perfiles a través de la costa durante este proyecto para revisar y evaluar errores y discrepancias entre las fuentes de datos de elevación. Los perfiles costeros generados por *Coastal Toolbox* combinan datos topográficos y batimétricos para representar la elevación a lo largo de la costa desde las zonas altas, a través de la zona intermareal y hacia el entorno marino. Estos perfiles son un recurso valioso para evaluar el riesgo de inundaciones, evaluar e identificar posibles errores y discrepancias entre las fuentes de datos de elevación y comprender los patrones generales y la distribución de las características costeras que pueden mitigar o exacerbar las inundaciones y la erosión costeras. Cada uno de los perfiles *cross-shore* contiene la siguiente información:

- Estimaciones de elevación del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia (DTM) (líneas marrones).
- Estimaciones MDT sintéticas de GEDI de elevaciones del terreno (líneas de color verde claro).
- Valores de elevación ALOS/DSM que incluyen características tanto del terreno como de la superficie (línea punteada violeta).
- Datos de batimetría marina interpolados (línea azul oscuro).
- Nivel medio del mar a 3.23 m por encima del *datum* de la carta (LLWL) (línea negra continua)
- El *datum* de la carta (0 m, LLWL) y la elevación máxima de la marea alta (línea horizontal punteada de color azul claro).
- Una elevación de inundación estática para el oleaje asociado con un evento de tormenta de uno entre cien (cuadro sombreado en azul).
- Distribución de manglares (línea verde oscuro sobre el MDT del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia).
- Huellas de edificios (sombreado en rojo sobre el DTM del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia cuando están presentes dentro de una zona de influencia de 20 m de cada perfil).

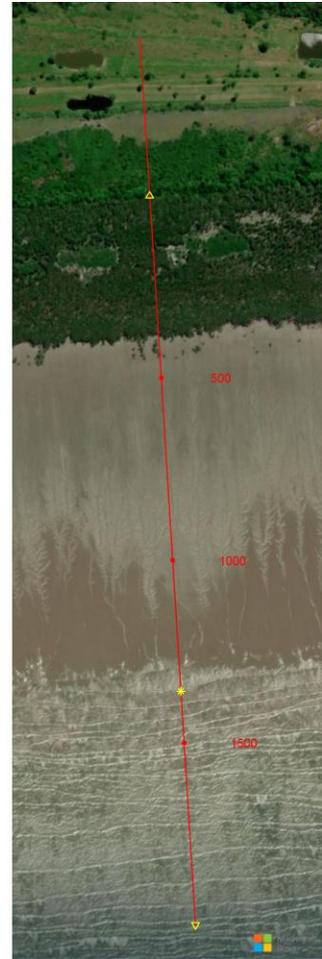
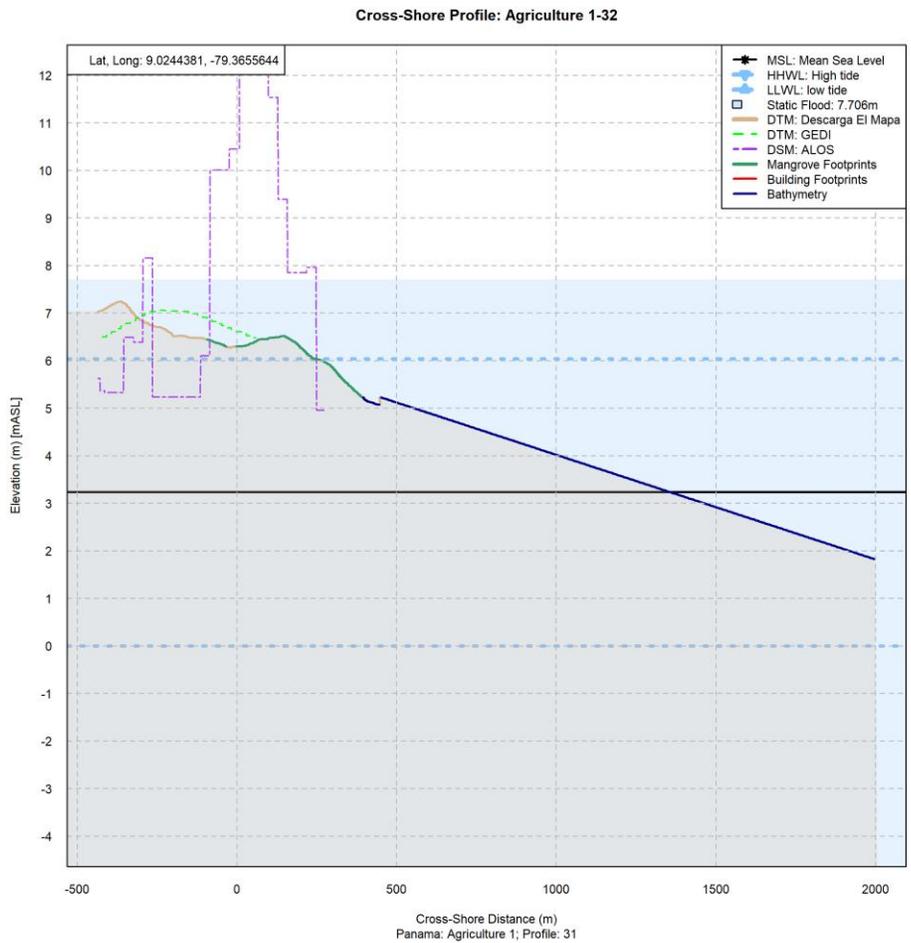
Los perfiles a través de la costa resaltan áreas de acordes y discrepantes entre cada fuente de datos de elevación terrestre. En algunos aspectos, ambos modelos DTM coinciden estrechamente. Sin embargo, en otras zonas, el error aparente entre cada uno de los modelos DTM y el ALOS DSM supera los dos metros. Puede esperarse que el DSM difiera de los modelos DTM, pero la discrepancia aparente entre las tres fuentes es problemática ya que la precisión y confiabilidad de las estimaciones de inundaciones son altamente sensibles a la fuente de datos de entrada. En este caso, sólo se tuvo un recurso de datos batimétricos, por lo que la precisión de los datos batimétricos sólo puede evaluarse con recursos comparables.

Los siguientes gráficos muestran perfiles transversales representativos de la costa para cada una de las secciones de costa objetivo de *Coastal Toolbox*. Los perfiles a través de la costa se muestran en el panel izquierdo de cada parcela y una vista aérea del perfil a través de la costa se muestra a la derecha como un mapa insertado. Los valores de distancia se informan en unidades de metros y los marcadores amarillos en el mapa delimitan las bandas de marea y el nivel medio del mar.

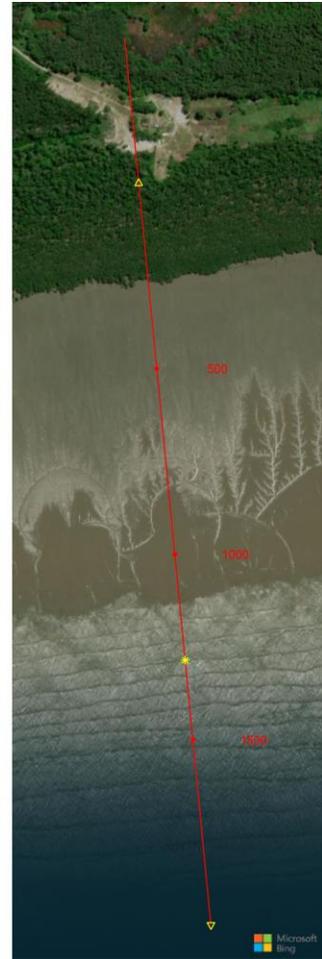
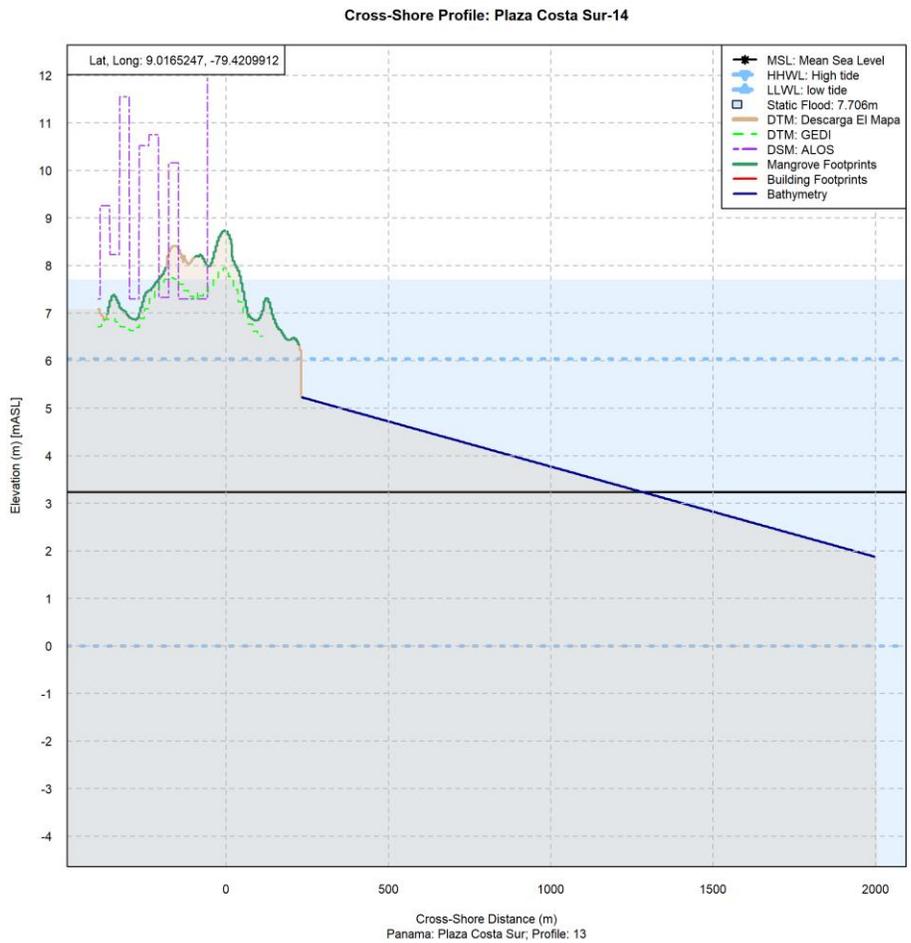
## Bahía de Panamá



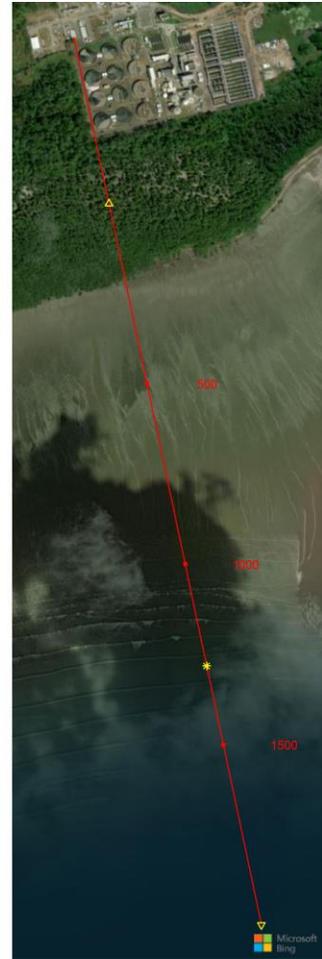
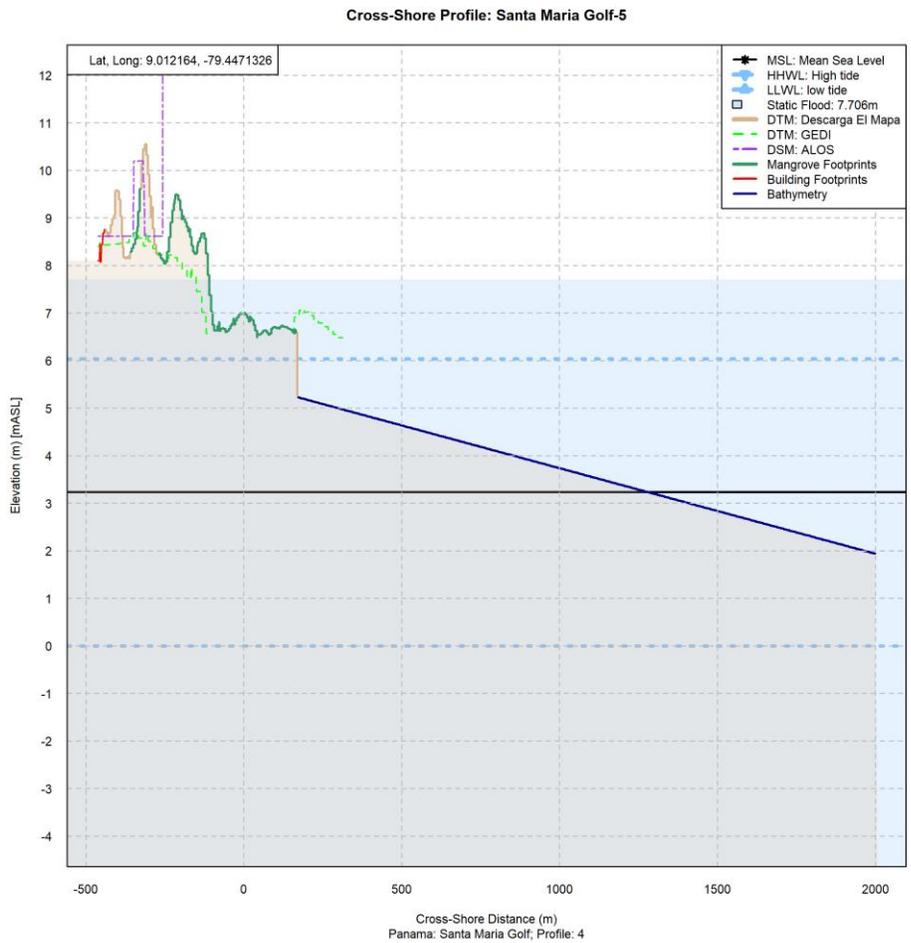
### Bahía de Panamá - PAN-1B Terrenos Agrícolas – Este (Río Cabuya a Río Pacora)



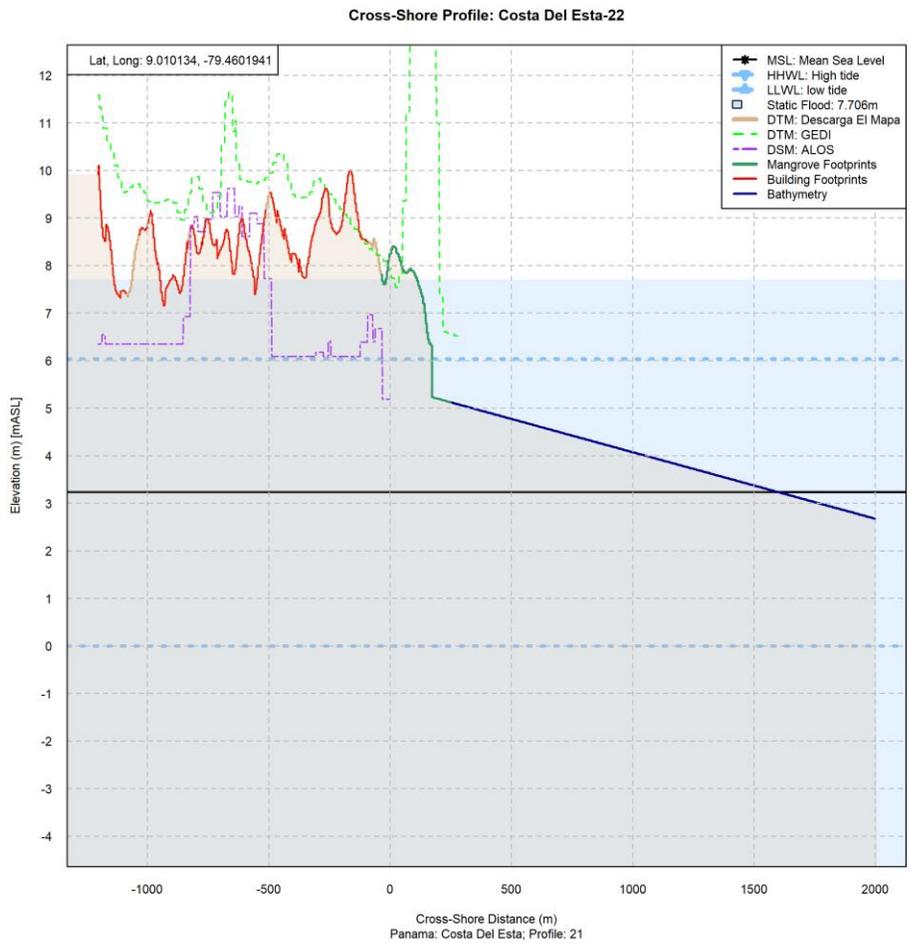
Bahía de Panamá - PAN-1A - Terrenos Agrícolas - Oeste (Río Tocumen a Río Cabuya)



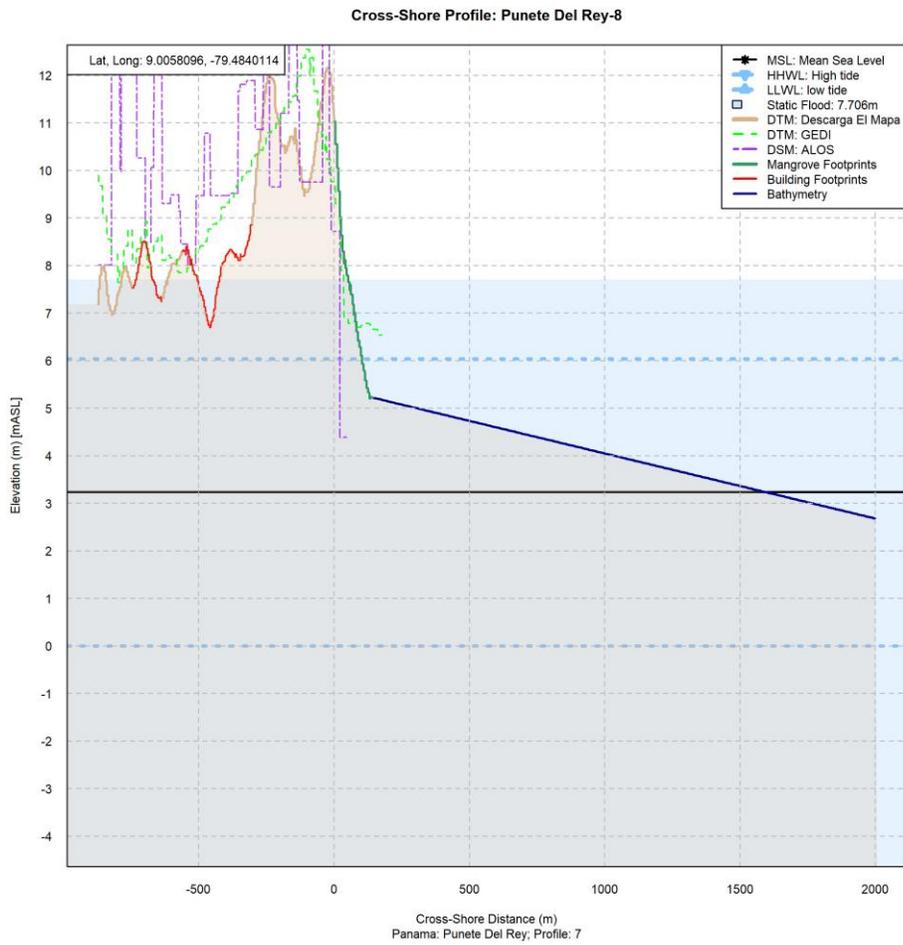
Bahía de Panamá - PAN-1A - Plaza Costa Sur (Río Juan Díaz a Río Tocumen)



Bahía de Panamá - PAN-1A - Planta de Tratamiento (Costa del Esta a Río Juan Díaz)

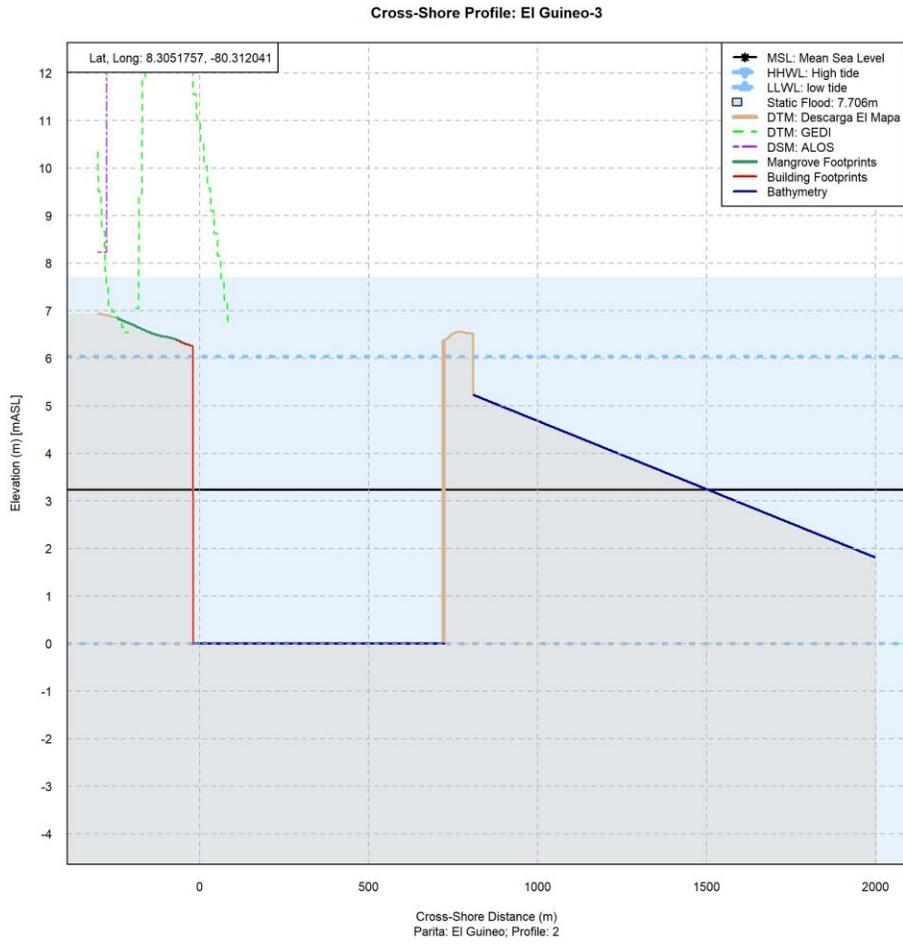


Bahía de Panamá - PAN-1A - Costa del Esta (Este de Río Abajo)

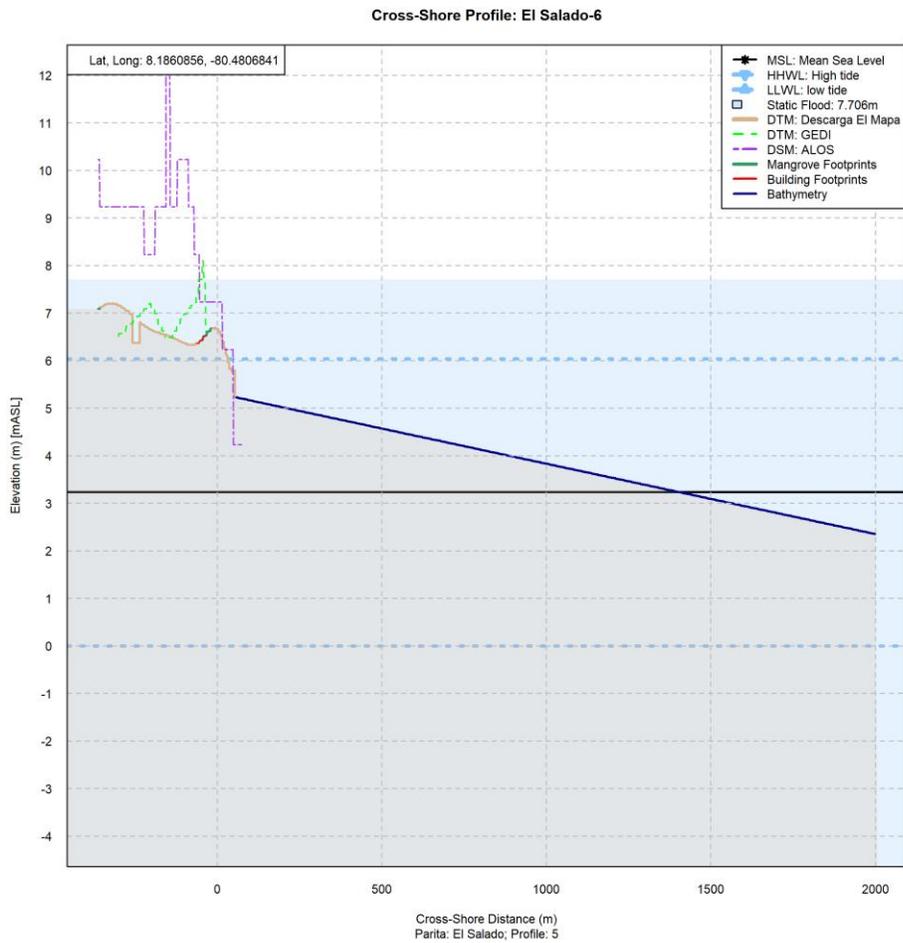


Bahía de Panamá - PAN-1A - Puente del Rey (al oeste del Río Abajo)

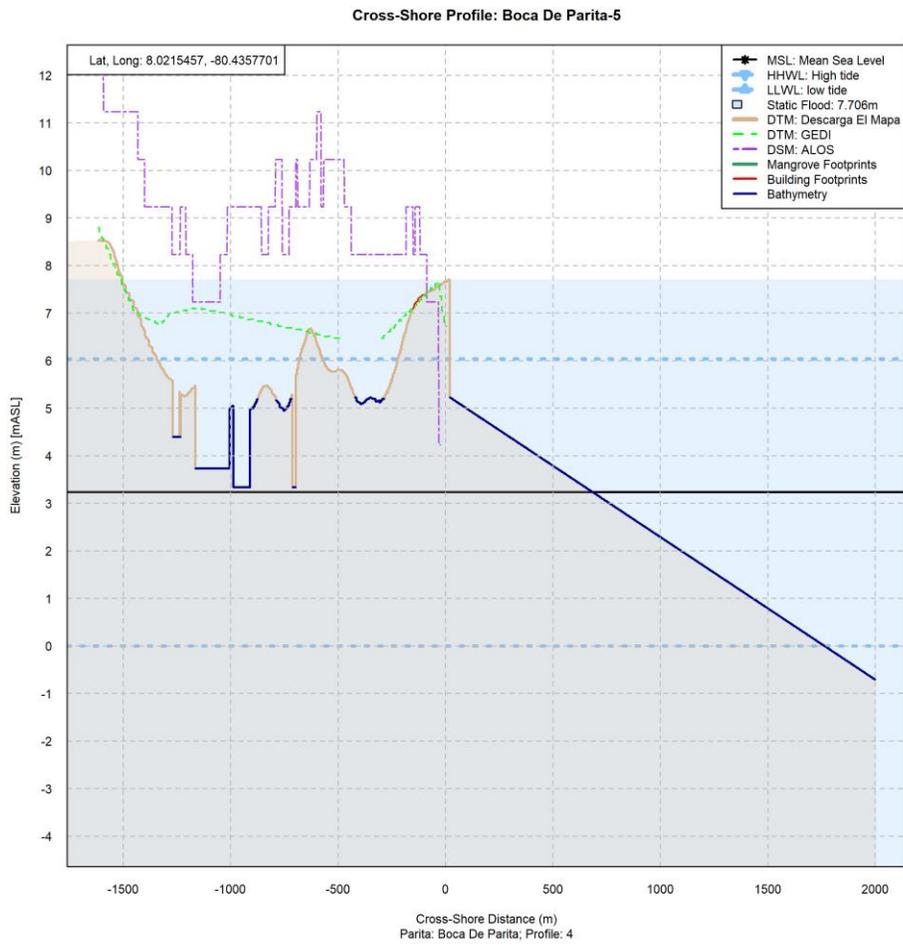
# Bahía de Parita



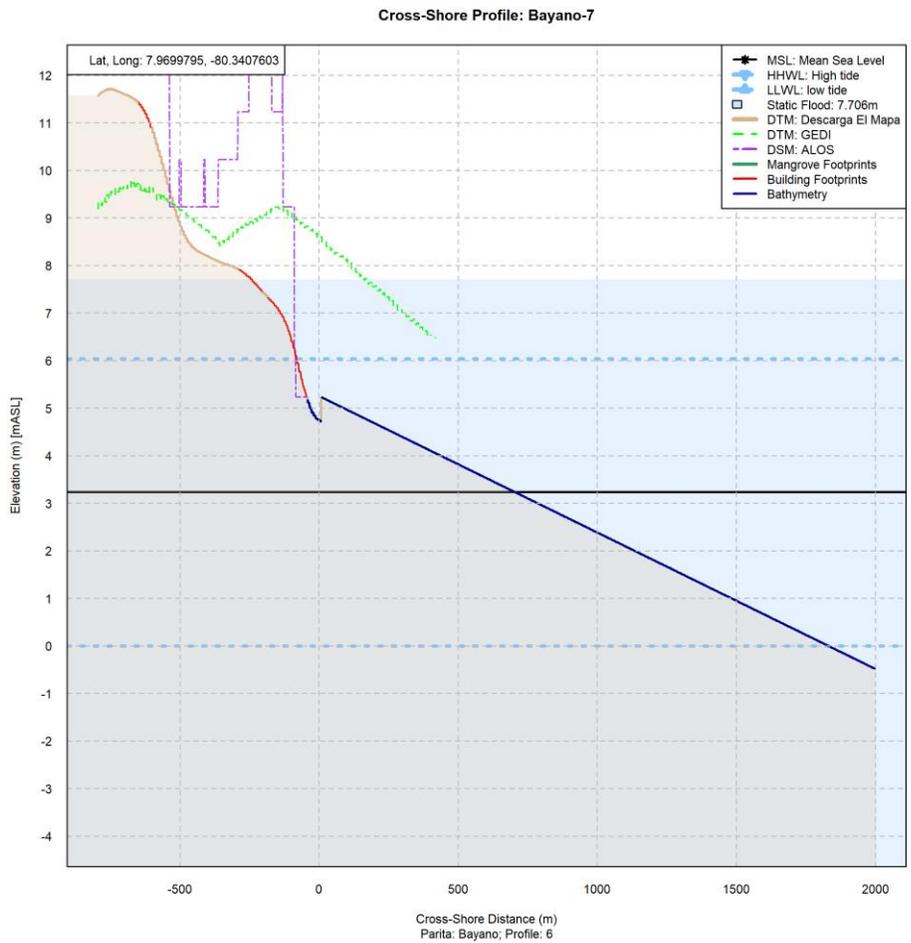
## Bahía de Parita - PAR-1A - El Guineo (PAR-1A)



Bahía de Parita - El Salado (PAR-2A)



Bahía de Parita - Boca de Parita (PAR-3B)



Bahía de Parita - Bayano (PAR-4)

## Apéndice D: Resultados de los Análisis de Sensibilidad para la Modelización del Carbono Azul Costero

Este Apéndice proporciona los resultados del análisis de sensibilidad para la modelación de *Carbono Azul Costero* aplicados sobre el costo social del carbono (CSC) con tasas de descuento estáticas y dinámicas de 1.5% y 2.5% y, adicionalmente, proporcionando valores actuales netos de carbono utilizando un precio de mercado de carbono de \$38 USD/tonelada (*Gold Standard*<sup>21</sup>) con tasas de descuento constantes del 1.5% y del 2.5% y tomando el promedio de estas proyecciones a 100 años. Estas cifras se utilizaron después como el “precio del carbono” para multiplicarlas después por el total neto de secuestro de 100 años para cada unidad de planificación de manglares que, si bien no son representativas del verdadero costo social de las emisiones de carbono, estos valores son útiles para *Audubon Americas* al considerar posibles valores de compensación de carbono para los manglares en las dos áreas de estudio.

Estos análisis de sensibilidad muestran que estos valores son bastante perceptivos al precio del carbono y a la tasa de descuento.

Cuadro C-1: Resultados de sensibilidad de la Bahía de Panamá para diferentes enfoques de valoración de carbono y tasas de descuento (CSC con una tasa de descuento de 1.5% para el análisis principal).

<i>ID-Unidad Espacial</i>	<b>CSC; 1.5%</b>	<b>CSC; 2.5%</b>	<b>\$38/tC; 1.5%</b>	<b>\$38/tC; 2.5%</b>
<i>PAN-1A</i>	\$5.95	\$2.42	\$0.41	\$0.41
<i>PAN-1B</i>	\$0.50	\$0.20	\$0.03	\$0.03
<i>PAN-1C</i>	\$9.90	\$4.03	\$0.69	\$0.68
<i>PAN-1D</i>	\$1.54	\$0.63	\$0.11	\$0.11
<i>PAN-2</i>	\$29.63	\$12.07	\$2.07	\$2.04
<i>PAN-3A</i>	\$40.32	\$16.43	\$2.81	\$2.77
<i>PAN-3B</i>	\$10.11	\$4.12	\$0.70	\$0.70
<i>PAN-4</i>	\$17.35	\$7.07	\$1.21	\$1.19
<i>PAN-5</i>	\$0.99	\$0.40	\$0.07	\$0.07
<b>TOTAL</b>	<b>\$116.28</b>	<b>\$47.38</b>	<b>\$8.11</b>	<b>\$8.00</b>

<sup>21</sup> <https://marketplace.goldstandard.org/collections/projects/products/planting-biodiverse-bosques-panamá>

Cuadro C-2: Resultados de sensibilidad de la Bahía de Parita para diferentes enfoques de valoración de carbono y tasas de descuento (CSC con una tasa de descuento de 1.5% para el análisis principal).

<i>ID-Unidad Espacial</i>	<i>CSC; 1.5%</i>	<i>CSC; 2.5%</i>	<i>\$38/tC; 1.5%</i>	<i>\$38/tC; 2.5%</i>
<i>PAR-1A</i>	\$12.94	\$5.27	\$0.90	\$0.89
<i>PAR-1B</i>	\$9.75	\$3.97	\$0.68	\$0.67
<i>PAR-2A</i>	\$2.34	\$0.95	\$0.16	\$0.16
<i>PAR-2B</i>	\$3.78	\$1.54	\$0.26	\$0.26
<i>PAR-3A</i>	\$5.45	\$2.22	\$0.38	\$0.37
<i>PAR-3B</i>	\$0.62	\$0.25	\$0.04	\$0.04
<i>PAR-3C</i>	\$2.37	\$0.97	\$0.17	\$0.16
<i>PAR-4</i>	\$0.47	\$0.19	\$0.03	\$0.03
<b>TOTAL</b>	<b>\$37.72</b>	<b>\$15.37</b>	<b>\$2.63</b>	<b>\$2.60</b>



# PATRIMONIO NATURAL AZUL

**PARA MÁS INFORMACIÓN SOBRE EL PROYECTO CONTACTARSE CON:**

**BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO (BID)**  
ESPERANZA GONZÁLEZ - [ROSAGO@IADB.ORG](mailto:ROSAGO@IADB.ORG)

**AUDUBON AMÉRICAS**  
JULIO MONTES DE OCA - [JULIO.MONTESDEOCA@AUDUBON.ORG](mailto:JULIO.MONTESDEOCA@AUDUBON.ORG)

**ESSA TECHNOLOGIES LTD**  
CEDAR MORTON - [CMORTON@ESSA.COM](mailto:CMORTON@ESSA.COM)