

Creando capital natural con manglares

Evaluar la relación costo-beneficio de la
restauración de manglares en el Gran Caribe



Creando capital natural con manglares

Evaluar la relación costo-beneficio de la restauración de manglares en el Gran Caribe

Pelayo Menéndez¹
Chris Lowrie¹
Michael W. Beck¹

1. Institute of Marine Sciences, 115 McAllister Way, Universidad de California, Santa Cruz, CA 95060, EE.UU.

Imagen de portada y contraportada:
Sunset over a saltwater tidal creek and mangrove forest on the island of Eleuthera, The Bahamas. © Erik Kruthoff.

Diseño y diagramación:
.Puntoaparte Editores.

Cita sugerida: Menéndez, P., Lowrie, C., y Beck, M. W. (2022). "Evaluar la relación costo-beneficio de la restauración de manglares en la Región del Gran Caribe". The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.

Agradecemos la financiación de AXA XL y Builders Initiative Foundation.

Este informe es el segundo de tres que publicará TNC en colaboración con nuestros socios de AXA XL, CINVESTAV y la Universidad de California, Santa Cruz. Los informes son parte de un proyecto de orientado a evaluar la viabilidad de un producto de seguros de manglares en el Golfo de México y el Caribe. En el primer informe, documentamos el tipo de daños a los manglares que pueden resultar tras el paso de huracanes, las técnicas apropiadas de restauración para restaurar de manera correcta los manglares damnificados, y los costos de estos esfuerzos de restauración. En este segundo informe, documentamos el valor protector de los manglares en la región estudiada. Por último, en el tercer informe, recopilamos información de los dos primeros informes e identificamos las áreas específicas en las cuales sería más rentable un producto de seguro de manglares. También resumimos los esfuerzos de nuestro análisis de mercado en México, Florida y Las Bahamas e identificamos lugares específicos donde se podría implementar un piloto del producto de seguro de manglares. Las tormentas tropicales y los huracanes pueden causar daños significativos a los manglares, y los costos de su restauración pueden ser altos. Financiar estas actividades de restauración mediante soluciones innovadoras como lo es un seguro para manglares, será crucial para garantizar que los beneficios protectores de los manglares se conserven en el futuro.

El trabajo para este informe se realizó de marzo de 2021 a septiembre de 2022. Los hallazgos no toman en cuenta los impactos o cambios que pudo haber producido el huracán Ian en septiembre de 2022.



Resumen ejecutivo

Los ecosistemas costeros, como los arrecifes y los manglares, actúan como barreras naturales contra las olas y las marejadas ciclónicas, y reducen los daños causados por las inundaciones a las personas y a las propiedades. Estos beneficios ecosistémicos resultan cruciales en el Caribe, donde ha habido un incremento sustancial del riesgo de tormentas y una gran pérdida de hábitats en los últimos treinta años.

Evaluamos el riesgo de inundación de las comunidades costeras del Caribe e identificamos los beneficios a largo plazo que resultan de los manglares, así como el retorno de la inversión de la restauración de manglares en términos de la reducción del riesgo de inundación. También desarrollamos una curva de fragilidad de los manglares que identifica posibles pérdidas de hábitats de manglar con base en la velocidad de los vientos extremos. Mediante el uso de datos de activos globales (USD de 2020), encontramos que México (USD \$6,26 mil millones), Florida (USD \$13,1 mil millones) y Las Bahamas (USD \$2,29 mil millones) tienen el mayor valor presente de manglares en cuanto a reducción del riesgo de inundación de todo el Caribe, con una tasa de descuento del 4% para una vida útil de treinta años. La relación costo-beneficio promedio de la restauración de manglares para la reducción del riesgo de inundación en la Región del Gran Caribe es de 0,3 (a una tasa de descuento de 4% durante treinta años): las mayores relaciones costo-beneficio se obtuvieron en México (1,47 - 1,07), Las Bahamas (1,52 - 1,10) y Florida (0,36 - 0,26). Mediante el uso de datos de alta resolución sobre estructuras y curvas de daños específicas para cada edificación, estimamos el valor presente de los manglares de Florida para la protección contra inundaciones en USD 50 mil millones (con una tasa de descuento del 4%).



Tabal de Contenido

1.	Introducción	1
2.	Métodos	3
2.1.	Resumen de los métodos	3
2.2.	Zona de estudio y segmentación costera	4
2.3.	Modelado de inundaciones costeras	4
2.4.	Exposición, daño y riesgo a nivel socioeconómico	6
2.5.	Curvas de fragilidad de los manglares	8
3.	Datos	12
3.1.	Datos climáticos	12
3.2.	Datos de hábitat	13
3.3.	Datos batimétricos y topográficos	13
3.4.	Datos socioeconómicos (todo el Caribe)	14
3.5.	Datos socioeconómicos (Florida)	15
3.6.	Costo de la restauración de manglares	16
3.7.	Valor presente y relación costo-beneficio	17
4.	Resultados	19
4.1.	Análisis del valor presente, la relación costo-beneficio de la restauración de manglares para la reducción de inundaciones y los beneficios anuales esperados para las personas (unidades de estudio de 5 km) en la región del Caribe	19
4.2.	Florida: Evaluación de alta resolución de los riesgos económicos y los beneficios de los manglares	25
4.3.	Uso de curvas de fragilidad para evaluar la probabilidad de pérdida de manglar por tormentas	29
5.	Discusión	32
6.	Conclusión	35
	Literatura citada	36

1. Introducción

Los ecosistemas proporcionan beneficios que la sociedad debería tener en cuenta, pero estos servicios casi nunca se valoran espacialmente y de manera rigurosa y, lo más importante, tampoco se valoran en los términos económicos requeridos por inversionistas y agencias de gobierno (Bresch *et al.*, 2010; Reguero *et al.*, 2018). La existencia de datos limitados sobre los beneficios que proporcionan los ecosistemas y el costo de restaurarlos se ha identificado como un impedimento importante para el avance de la adaptación basada en ecosistemas, de las soluciones basadas en la naturaleza y de las características naturales y basadas en la naturaleza (FEMA, 2020; USACE, 2021; IPCC, 2019). Si bien los manglares son uno de los ecosistemas marinos más gravemente degradados, nuestra capacidad de restaurar estos ecosistemas a escala ha aumentado significativamente durante las últimas dos décadas. Sin embargo, existe muy poca información rigurosa sobre cómo financiar y dónde enfocar estos esfuerzos de restauración. Un estudio reciente sugiere que la inversión global en la restauración de manglares podría tener un retorno de USD \$11,8 mil millones para el año 2040 (Earth Security Group, 2021).

Los ecosistemas costeros, como los arrecifes y los manglares, actúan como barreras naturales contra las olas y las marejadas ciclónicas, y reducen los daños por inundación a las personas y las propiedades. También proporcionan otros cobeneficios, como el secuestro de carbono y el suministro de alimentos. Estos beneficios son cruciales en el Caribe, donde ha habido un incremento sustancial en el riesgo de tormentas y una enorme pérdida de hábitats durante los últimos treinta años (Lange *et al.*, 2021). Para identificar los ámbitos en los que la restauración de manglares podría generar un retorno de la inversión significativo, nos basamos en trabajos recientes que evalúan rigurosamente los beneficios anuales que proporcionan los hábitats costeros en términos de reducción del riesgo de inundación (Beck *et al.*, 2018; Menéndez *et al.*, 2020). Luego, combinamos estos beneficios actualizados que proporcionan los manglares en términos de la reducción del riesgo de inundación con información específica de cada ubicación sobre los costos de restauración de manglares, para así evaluar la rentabilidad de la restauración y protección de los manglares.



Manglares a lo largo de la costa de Warderick Wells Cay en Exuma Cays Land & Sea Park, Las Bahamas. © Mark Godfrey/TNC

2. Métodos

2.1. Resumen de los métodos

En este informe, describimos los métodos para evaluar el riesgo de inundación de las comunidades costeras, los beneficios a largo plazo que se derivan de la presencia de manglares, y el retorno de la inversión de los manglares en términos de la reducción del riesgo de inundación. Nuestros métodos y resultados principales están basados en el trabajo de Menéndez *et al.* (2020) y Beck *et al.* (2020, en revisión). Actualizamos sustancialmente los datos y resultados de Beck *et al.* (2020) al: (i) evaluar los riesgos y beneficios a escala detallada (unidades de estudio de 5 kilómetros) en todo el Caribe; (ii) usar datos económicos de muy alta resolución para Florida provenientes del Inventario Nacional de Estructuras (NSI)

de EE.UU.; (iii) aplicar curvas comprensivas de daños por profundidad de inundación específicas para cada estructura, provenientes de Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. (USACE), a los datos del NSI usando la herramienta de FEMA denominada Flood Assessment Structure Tool (FAST); y (iv) usar nuevos datos sobre los costos de restauración en México, Florida y Las Bahamas.

La evaluación principal de este informe se centra en el riesgo de inundación costera y en el valor de los manglares para reducir este riesgo. El informe sigue los enfoques desarrollados con el Banco Mundial para evaluar el riesgo de inundación y los beneficios de los manglares para la reducción del riesgo. Combinamos el análisis probabilístico de los peligros de las tormentas con modelos de inundación costera basados en procesos y con datos detallados de exposición (personas y propiedades), con y sin manglares. Estimamos la extensión



Figura 1: Pasos y datos clave para estimar los beneficios de protección contra inundaciones que prestan los manglares. Paso 1, Dinámica en altamar: se combinan datos oceanográficos para evaluar los estados de altamar. Paso 2, Dinámica cerca de la costa: las olas son modificadas por la hidrodinámica que existe cerca de la costa. Paso 3, Hábitat: se estiman los efectos de los manglares en las olas y la marejada. Paso 4, Impactos: las alturas de inundación se extienden tierra adentro a lo largo de los perfiles (cada kilómetro) para eventos de 10, 25, 50 y 100 años, con y sin manglares. Paso 5, Consecuencias: se estiman las consecuencias para la tierra, las personas y el capital construido (Adaptado de Beck *et al.* 2019). ©Puntoaparte Editores.

de las inundaciones y los daños anuales esperados por inundación mediante la evaluación de eventos de inundación de múltiples períodos de retorno (eventos de 10, 25, 50 y 100 años). Examinamos las inundaciones y la exposición socioeconómica, con y sin manglares. Luego, siguiendo el enfoque de Función del Daño Esperado (Beck *et al.*, 2016), estimamos los beneficios de protección contra inundaciones que proporcionan los manglares con base en los daños por inundación a personas y propiedades evitados al mantener a los manglares en su lugar (Figura 1).

Estos métodos se han aplicado en varios proyectos previos con el fin de evaluar el valor de los arrecifes de coral para la protección costera a nivel global (Beck *et al.*, 2018), y de evaluar el valor de los manglares para la protección costera en Filipinas, Jamaica y a nivel global (Losada *et al.*, 2017; Menéndez *et al.*, 2018; Menéndez *et al.*, 2020; Ortega *et al.*, 2019).

2.2. Zona de estudio y segmentación costera

Evaluamos el riesgo de inundación y los beneficios de los manglares en Norteamérica, con especial atención en México, Florida y Las Bahamas. El análisis del riesgo de inundación se evalúa en diferentes niveles de escalas espaciales. El primer nivel de análisis es a escala local, y considera los riesgos y beneficios sociales y económicos. En trabajos anteriores hemos evaluado los riesgos y beneficios en unidades de estudio de 20 kilómetros. Ahora evaluamos los riesgos y beneficios en una escala sustancialmente más detallada; unidades de estudio de 5 kilómetros. Estas unidades de estudio se extienden hasta 30 km tierra adentro y 10 km hacia el mar, y a lo largo de la costa por ~5 km (Menéndez *et al.*, 2020). Un segundo nivel de este análisis se realizó únicamente en Florida, donde hay disponibilidad de datos socioeconómicos de mayor resolución y puntuales sobre infraestructura y activos, que luego se resumieron en divisiones administrativas denominadas grupos de bloques censales.

En total, se evaluaron 121.000 km de costa, incluyendo más de 31,000 km² de manglares (aproximadamente el 29% de la cobertura global total de manglares) en todo el Caribe.

Empleamos perfiles transversales de costa separados 1 km de distancia para modelar las olas y la propagación de marejadas ciclónicas generadas por ciclones tropicales. Cada perfil contiene la siguiente información: (i) pendiente del perfil (es decir, desde la profundidad media del agua a lo largo del perfil en múltiples intervalos de distancia desde altamar hasta la costa); (ii) altura del arrecife de coral, (iii) alto y ancho total de los manglares. Hay 2170 perfiles en Florida, 9330 perfiles en México y 3542 perfiles en Las Bahamas.

2.3. Modelado de inundaciones costeras

2.3.1. Dinámica en altamar

Usamos datos climáticos históricos globales de altamar (olas, marejadas ciclónicas, nivel del mar y ciclones tropicales) para modelar la dinámica en altamar. La dinámica en altamar se divide en dos categorías diferentes: eventos de alta intensidad (ciclones tropicales) y eventos de baja intensidad (clima regular). Ambas condiciones se modelan de manera independiente, pero comparten algunos componentes como la marea astronómica, que proviene del conjunto de datos de Global Ocean Tides (GOT, (Ray, 1999)), y la serie temporal del nivel medio del mar (de 1979 a 2010) con resolución de 100 km. Otros componentes, como las olas y las marejadas ciclónicas, se calculan por separado para eventos de alta y baja intensidad.

2.3.2. Propagación cerca de la costa

Las olas y las marejadas ciclónicas provocadas por los ciclones tropicales se calculan mar adentro desde el hábitat de manglar, en el lugar más alejado de la costa de cada perfil transversal (cabeza). Usamos el modelo paramétrico desarrollado por Menéndez *et al.*, (2020) para estimar la altura de las olas, el período de las olas, la marejada ciclónica y la duración de la tormenta producidas por cada uno de los ciclones tropicales de la base de datos de IBTrACS (Knapp *et al.*, 2010), en la cabecera de cada perfil transversal de costa. Las variables de entrada del modelo paramétrico son la distancia mínima entre la trayectoria del

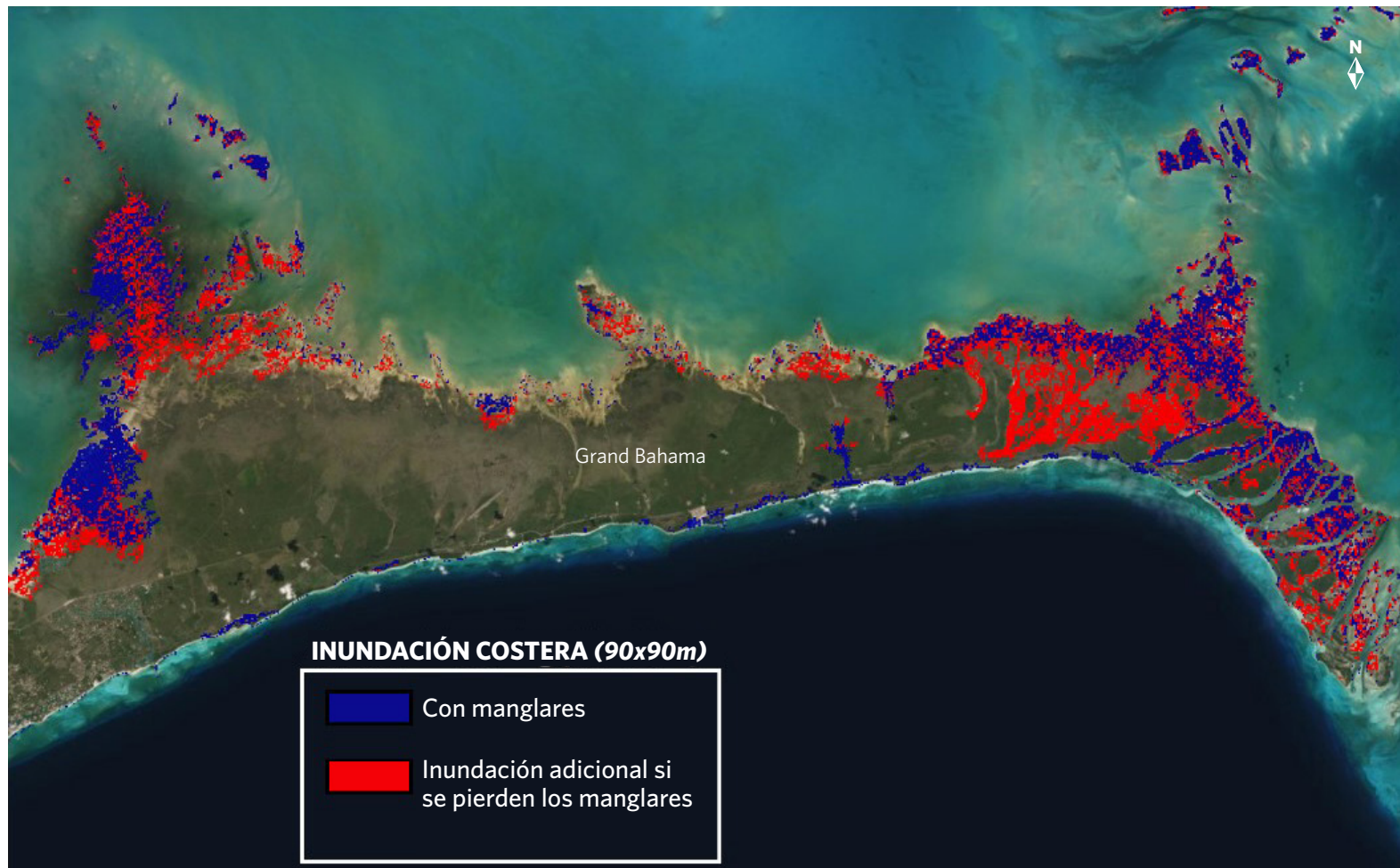


Figura 2: Área inundada en la isla Gran Bahamas (Las Bahamas) por un evento de inundación de 10 años debido a ciclones tropicales. El área azul representa la extensión de la inundación con la cobertura actual de manglares. El área roja representa la inundación adicional sin los manglares.

ciclón y el punto objetivo; la velocidad máxima del viento en la ubicación de distancia mínima, el ángulo entre el perfil transversal de costa y el viento; y la velocidad promedio de la tormenta. Asumimos que la dinámica oceánica de aguas profundas producida por cualquier condición climática diferente a un ciclón tropical se analiza como clima regular.

2.3.3. Modelado hidrodinámico de manglares y cálculo de la altura de inundación

Para transformar las olas y las marejadas ciclónicas mar adentro del hábitat en el nivel total del agua en la costa (altura de inundación), debemos tener en cuenta el efecto de los manglares y los arrecifes de coral en la energía de las olas y la disipación de las marejadas. El cálculo de la altura de inundación se evalúa usando la relación (es decir, las tablas

de consulta) desarrollada por Menéndez *et al.* (2020), que considera la interacción entre el flujo y el hábitat.

2.3.4. Cálculo de la extensión de la inundación

Para transferir a la tierra la altura de inundación usamos el método de bañera de SIG. Usamos cuatro períodos de retorno: 10, 25, 50 y 100 años. La tasa mínima de incidencia está marcada por la limitación de algunas áreas con escasez de eventos extremos, es decir, donde no hay registros de inundaciones frecuentes. Usamos un método de bañera conectado hidráulicamente para conectar los puntos de topografía global de la Misión Topográfica Shuttle Radar (SRTM) (90 metros de resolución horizontal) que están por debajo del nivel del agua. La Figura 2 es un ejemplo de este cuarto paso de la metodología y muestra la inundación costal producida por ciclones tropicales en Las Bahamas para un evento de 10 años.

2.4. Exposición, daño y riesgo a nivel socioeconómico

2.4.1. Resolución para todo el Caribe: funciones de daño del Centro Común de Investigación

La evaluación de las consecuencias (riesgo) de la pérdida de manglares se midió en términos de las personas y las propiedades afectadas. A lo largo de este informe, usamos los términos activos y propiedad indistintamente para referirnos a las edificaciones físicas. El riesgo de inundación es la intersección del impacto (inundación), la exposición (población y propiedades en el área de la planicie de la inundación), y vulnerabilidad (daños por nivel de profundidad del agua). Usamos los datos de población de Gridded

Population of the World (GPW) del Centro de Aplicaciones y Datos Socioeconómicos (SEDAC), con una resolución de 1 km, y la distribución de activos residenciales e industriales del Informe de Evaluación Global (GAR15), con resolución de 5 km. Los datos sobre la población y las propiedades se volvieron a muestrear con píxeles de 90x90 m para que coincidieran con la distribución de las capas de inundación. Sobrepusimos la capa de inundación con los datos socioeconómicos para identificar las personas y las propiedades inundadas con una resolución de 90 m.

Empleamos funciones de daño por profundidad para cuantificar las pérdidas que ocurrirían en diferentes profundidades de agua en términos de población y activos (Figura 3). El daño a la población se basa en la hipótesis de que las profundidades de agua menores a 0,5 metros no afectan a las personas, mientras que las profundidades de agua mayores a los 0,5 metros afectan al 100% de las personas inundadas. A menudo, no se aplican funciones de daño para estimar la cantidad de personas afectadas por una inundación (Hinkel *et al.*, 2014). Sin embargo, esta opción sobreestima la cantidad de personas afectadas, y se recomienda identificar umbrales de inundación por debajo de los cuales los impactos de una inundación para las personas son

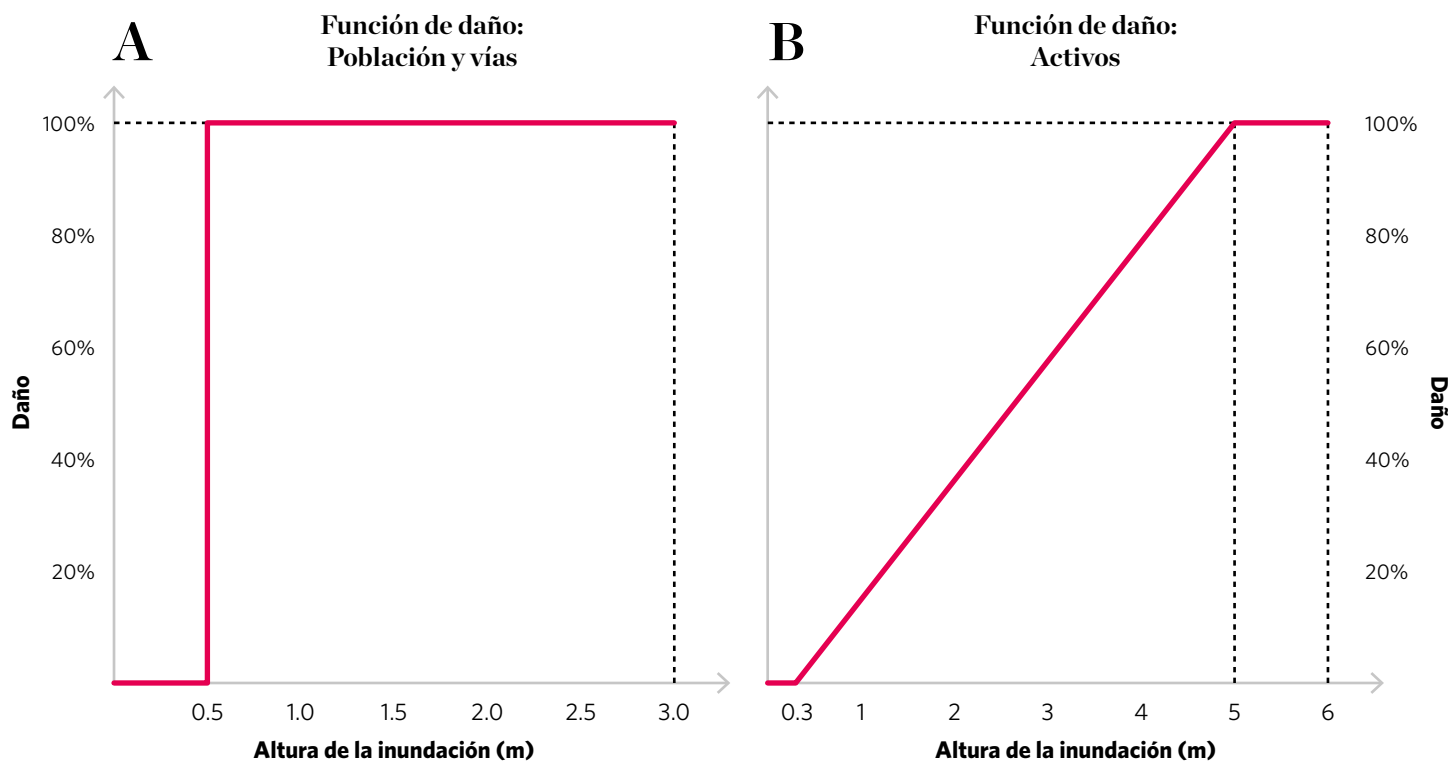


Figura 3: Curvas generalizadas de daño por profundidad usadas en todo el Caribe en casos en los que no había disponibilidad de datos sobre tipos de estructuras y curvas de daño específicos para cada país.

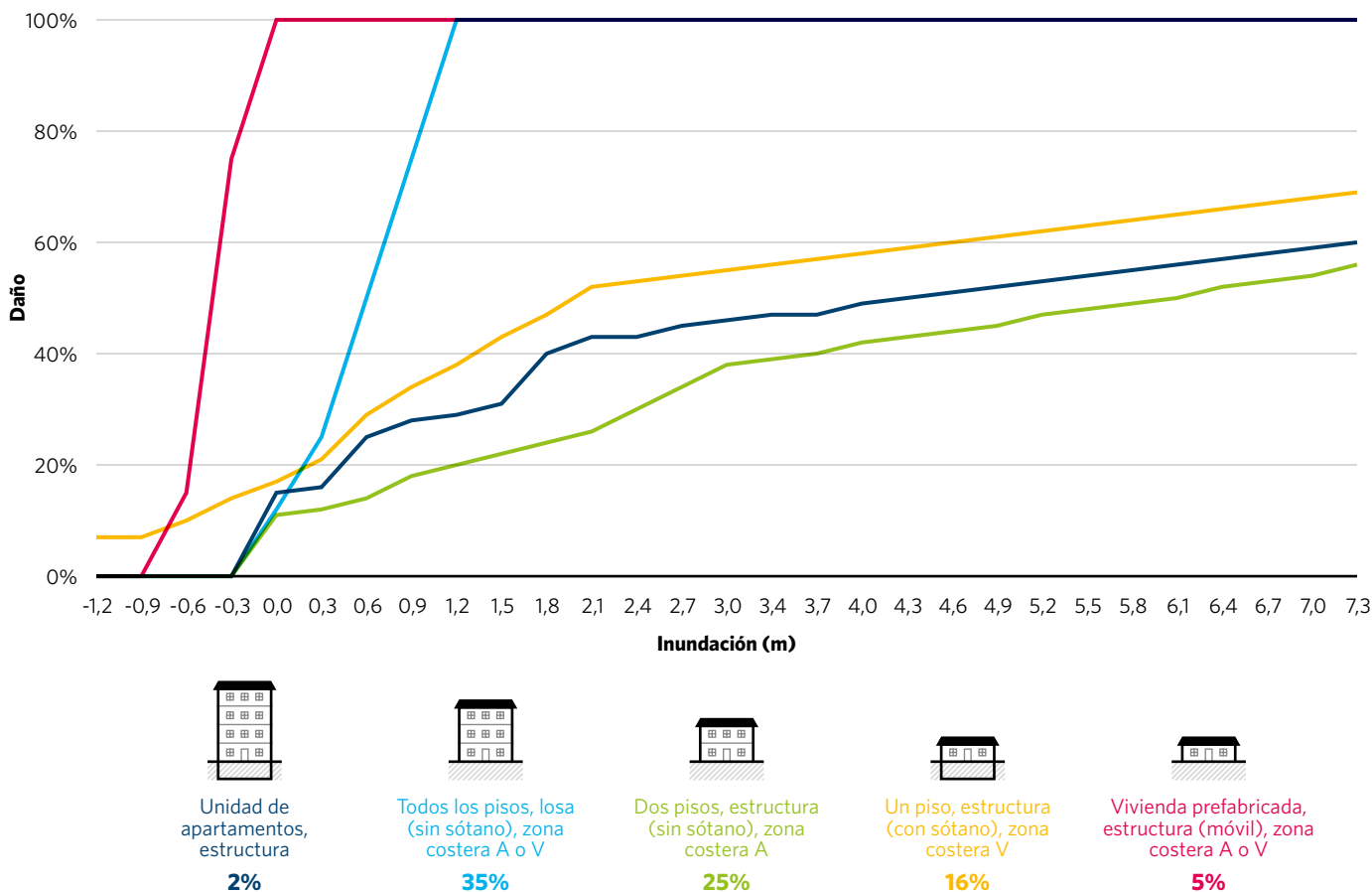


Figura 4: Curvas de daño por profundidad asociadas con los cinco tipos de estructuras más comunes inundadas en el área de proyecto de Florida. Los valores porcentuales al lado de cada renglón muestran el porcentaje de estructura total inundada representada por cada tipo de estructura. Si bien 34 tipos de estructura se inundaron en todos los escenarios de tormenta, estos cinco tipos de edificios constituyeron el 83% de la muestra.

insignificantes (Hallegatte *et al.*, 2013). Establecemos este umbral en 0,5 metros, que es un valor común usado por los servicios de emergencia (en Japón, Países Bajos y Estados Unidos) para determinar cuándo es necesario evacuar a las personas. En el caso de las propiedades, adaptamos las “funciones globales de daño por profundidad en inundaciones” del Centro Común de Investigación (CCI) desglosadas por continente (África, Asia, Oceanía, Norteamérica, Suramérica y Centroamérica) (Huzinga *et al.*, 2017).

La combinación de curvas de daño y la distribución de personas y propiedades expuestas a la inundación nos da las consecuencias para diferentes grados de inundación, definidos aquí de acuerdo con su período de retorno. Luego derivamos los valores anuales esperados por inundación. Resumimos los riesgos de inundación y los beneficios de los manglares por período de retorno en las unidades de estudio de 5 km en toda la región.

2.4.2. Florida: Evaluación de alta resolución de los riesgos económicos y los beneficios de los manglares

En Florida, realizamos evaluaciones de alta resolución de los riesgos de inundación y los beneficios de reducción de inundación que proporcionan los manglares, usando los datos de curvas de daños del NSI y USACE incluidas en la herramienta FAST de FEMA (Figura 4). El NSI incluye datos de activos puntuales, que permiten cálculos económicos de muy alta resolución. En el área de proyecto de Florida (es decir, las costas con manglares en Florida), había 34 tipos diferentes de edificaciones en la base de datos de NSI, y cada tipo de estructura tenía una curva de daños por profundidad específica.

2.5. Curvas de fragilidad de los manglares

En el sector de ingeniería y seguros, las curvas de fragilidad reflejan la probabilidad de exceder diferentes niveles de daño estructural –desde cero daños hasta falla estructural total– por peligros naturales como terremotos y tormentas. Para los manglares, revisamos la literatura en busca de datos que se pudieran emplear para describir su probabilidad de falla durante tormentas, es decir, su curva de fragilidad. Desde la perspectiva de los seguros, estas curvas de fragilidad son importantes por dos motivos. Primero, se pueden usar para ajustar las predicciones de riesgo de inundación y de beneficios de los manglares. Si los manglares fallan en eventos extremos, el riesgo de inundación superará los niveles previstos, y los beneficios previstos de los manglares disminuirán. Segundo, las tormentas son una fuente importante de pérdida de manglares, y este activo natural se puede asegurar contra estas pérdidas cuando estas tasas de falla se puedan identificar y medir de manera razonable. Esta segunda razón es la base del seguro para arrecifes de coral en México (Beck *et al.*, 2019; Secaira *et al.*, 2019). En esta sección, describimos los métodos para estimar la pérdida anual esperada de manglares en la región del Caribe, mediante la construcción de datos sintéticos de ciclones tropicales y la implementación de las tasas de pérdida de manglar disponibles en la literatura.

La velocidad del viento está directamente relacionada con la pérdida de manglares. Dos estudios han evaluado los cambios en la extensión de los manglares después de ciclones tropicales en Florida y el Caribe (Han *et al.*, 2018; Taillie *et al.*, 2020). Las pérdidas de hábitats de manglar inducidas por huracanes se evaluaron en el manglar del Parque Nacional Everglades durante varias décadas (Han *et al.*, 2018) y en todo el Caribe durante la temporada de huracanes severos en 2017 (Taillie *et al.*, 2020).

Taillie *et al.* (2020) también usaron un análisis de detección remota para evaluar la relación entre tormentas y manglares, pero durante un período de tiempo más limitado. Usaron una medida indirecta de los cambios en el hábitat con base en el Índice de Vegetación de Diferencia

Normalizada (NDVI). El NDVI cuantifica la vegetación al medir la diferencia entre el infrarrojo cercano (que la vegetación refleja fuertemente) y la luz roja (que la vegetación absorbe). Asumieron que los manglares resultaban damnificados si el puntaje del índice caía en 0,2 puntos tras una tormenta.

Las curvas de fragilidad desarrolladas a partir de este enfoque del NDVI se centran más en el daño a la vegetación y menos en la pérdida general de manglares. Sus curvas basadas en el NDVI sugieren impactos importantes a los manglares incluso durante huracanes modestos (Taillie *et al.*, 2020). Por ejemplo, predicen que ~25% de los manglares se verían damnificados si la velocidad máxima de viento alcanzara tan solo 100 k/h (es decir, menos que un huracán de categoría 1). En nuestra experiencia, esta es una estimación muy alta de pérdida de manglares por eventos frecuentes.

Han *et al.* (2018) evaluaron la pérdida de hábitat de manglar y la recuperación tras varios huracanes con el paso del tiempo. Emplearon una medida relativamente directa de pérdida y ganancia de hábitat durante múltiples períodos de tiempo antes y después de huracanes mayores. Nos basamos en Han *et al.* (2018) para extraer los valores de daño a los manglares de la gráfica (Figura 5, panel a y b) y desarrollamos una regresión para describir la curva de fragilidad (Ecuación 1).

Luego, ejecutamos una evaluación de ejemplo de cómo los datos de la curva de fragilidad se pueden combinar con las velocidades de viento específicas de cada lugar para identificar la probabilidad de daños a los manglares en México, Florida y Las Bahamas. Reconocemos que los gestores ambientales y de peligros, y en particular las aseguradoras, pueden usar sus propios datos de velocidad del viento para actualizar esta evaluación.

Estimamos la pérdida anual estimada de manglares en diferentes lugares del Caribe mediante el desarrollo de una muestra de gran tamaño de ciclones tropicales históricos que pasaron por el área de estudio. La base de datos de tormentas históricas por sí sola, basada en IBTrACS v4, no incluía suficientes eventos para una evaluación probabilística precisa de la velocidad del viento. Por lo tanto, desarrollamos una simulación estocástica de los ciclones tropicales históricos para incrementar el

tamaño de la muestra de 170 años (1851-2020, con 1140 tormentas) a 1000 años (incluyendo 6635 tormentas). Usamos el modelo de TCWiSE de Deltares (Nederhoff *et al.*, 2021). El modelo TCWiSE simula trayectorias sintéticas de ciclones tropicales para obtener estimaciones confiables de viento y presión. La herramienta usa el método de modelado empírico de trayectorias (ETM) para generar las trayectorias sintéticas de los ciclones desde su génesis hasta los puntos de finalización, con intervalos de tres horas. La trayectoria del ciclón se determina por las coordenadas del ojo del ciclón, el rumbo y la velocidad

de avance. La intensidad del ciclón se determina por la velocidad máxima sostenida del viento. Esto resulta en un conjunto de ciclones tropicales sintéticos con la dirección de la trayectoria, la velocidad de avance y la velocidad máxima sostenida del viento para cada intervalo de tiempo. Cuando un ciclón tropical toca tierra, la velocidad máxima sostenida del viento disminuye exponencialmente de acuerdo con Kaplan y DeMaria (1995). En general, existe un buen acuerdo con la distribución espacial de las trayectorias entre el registro observacional (IBTRACS V4) y el modelo TCWiSE (Figura 5).

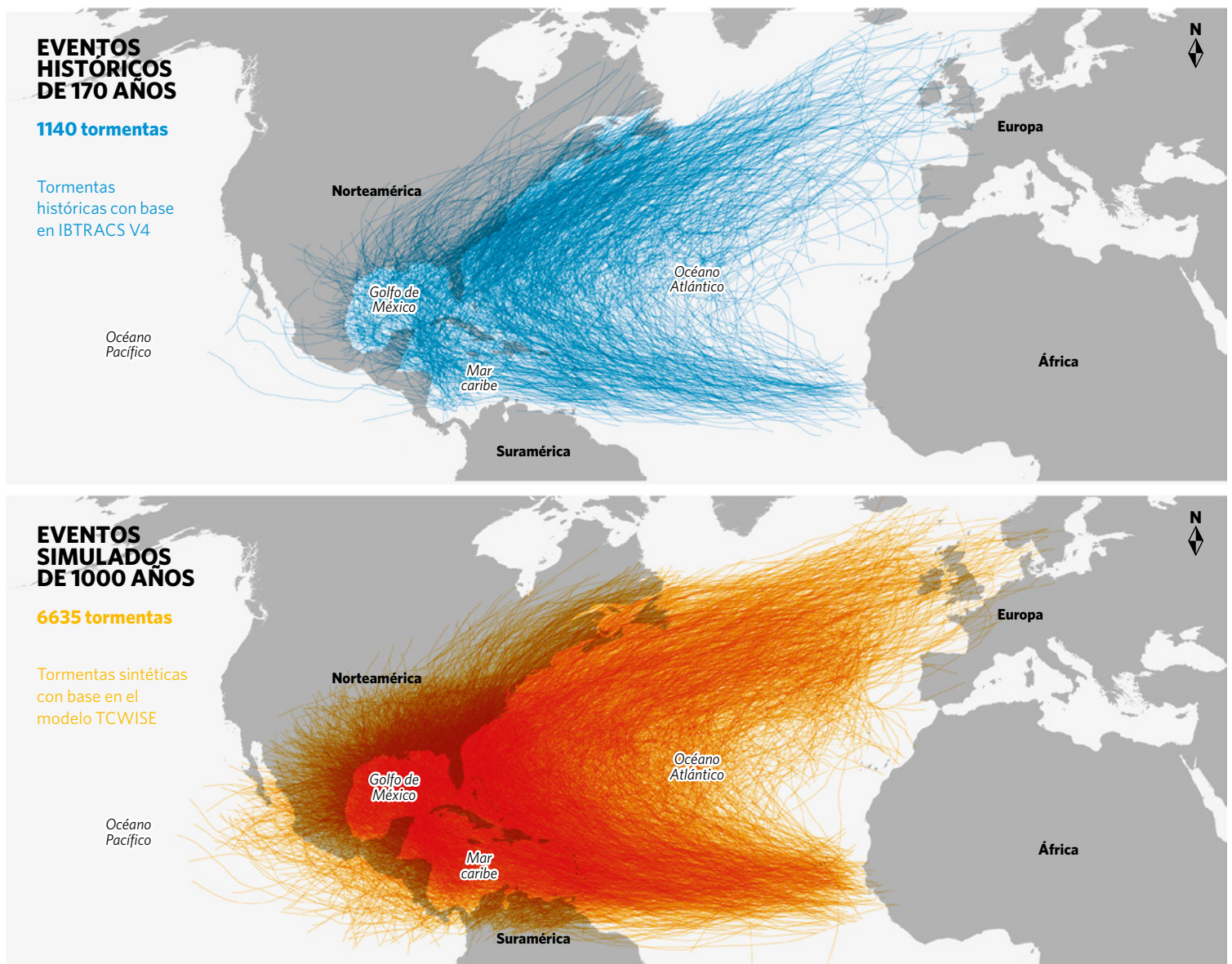


Figura 5: Ciclones tropicales históricos con base en IBTrACS V4 (panel izquierdo) versus ciclones tropicales sintéticos generados con el modelo TCWiSE.



Un bote atraviesa los manglares costeros en la Reserva de la Biósfera la Encrucijada cerca del pueblo de Salto De Agua, Chiapas, México. © Mark Godfrey/TNC

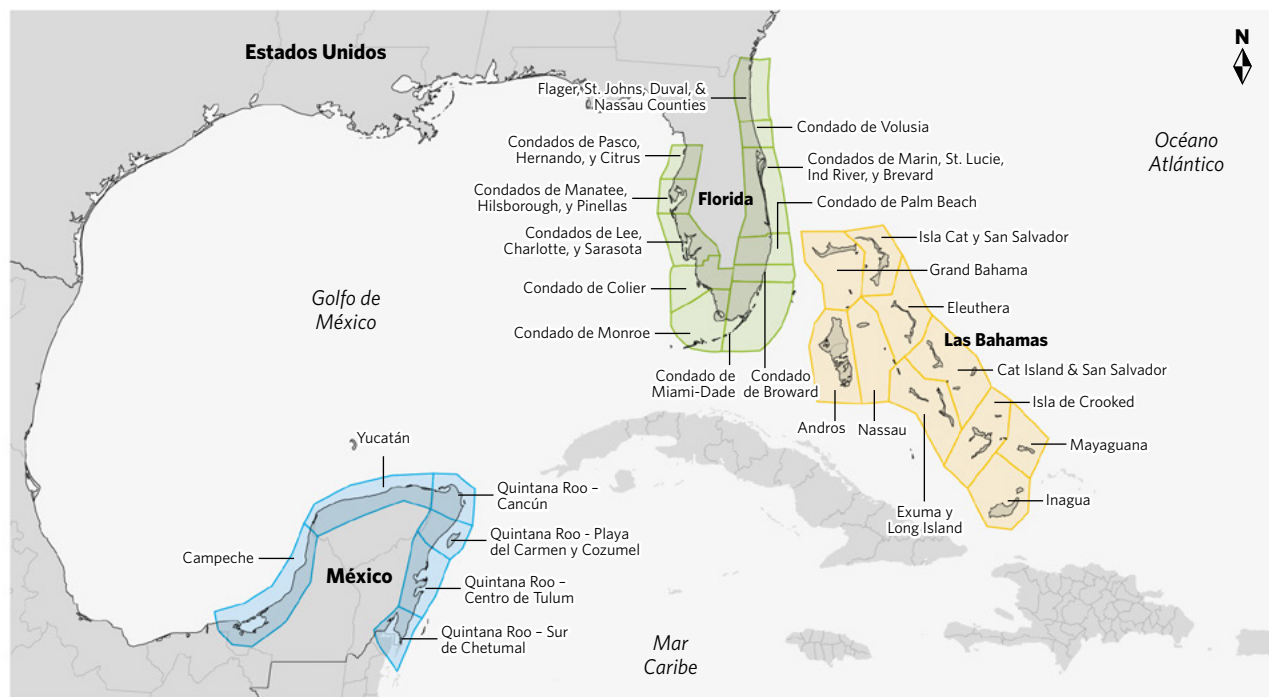


Figura 6: Subregiones usadas para analizar la fragilidad y la pérdida esperada de manglares.

Puesto que la velocidad local del viento tendrá un efecto directo en el daño a los manglares, combinamos las unidades de estudio en subregiones (Figura 6) y analizamos la actividad de ciclones tropicales en cada una. Dividimos Florida en 11 subregiones, México en 6 subregiones y Las Bahamas en 10 subregiones.

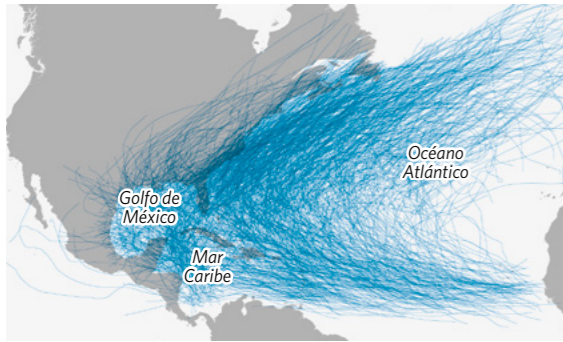
Calculamos la velocidad máxima del viento de las tormentas sintéticas que cruzan cada una de las sub-

regiones. Se reconstruyeron series de tiempo de 1000 años de la velocidad máxima del viento para cada subregión.

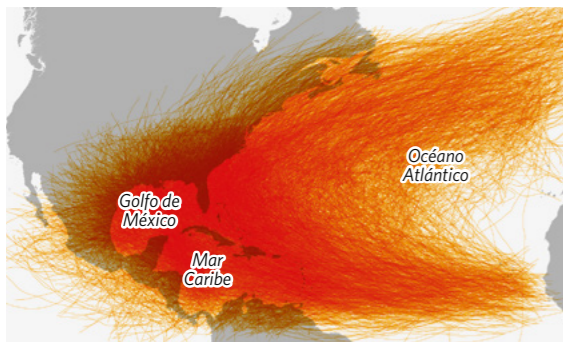
Dada la serie temporal de la velocidad máxima del viento, aplicamos la fórmula de regresión (Ecuación 1) para calcular la serie temporal del daño a los manglares. Luego, ajustamos los datos a una distribución Pareto-Poisson para obtener el porcentaje de pérdida de manglar por período de retorno en cada subregión. Por último, integramos la curva en todos los períodos de retorno para obtener el porcentaje anual esperado de pérdida de manglar. La metodología completa se describe en la Figura 7.

1 Paso 1
Tormentas simuladas

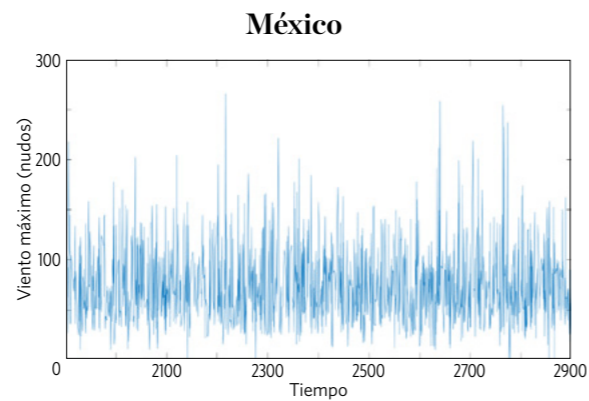
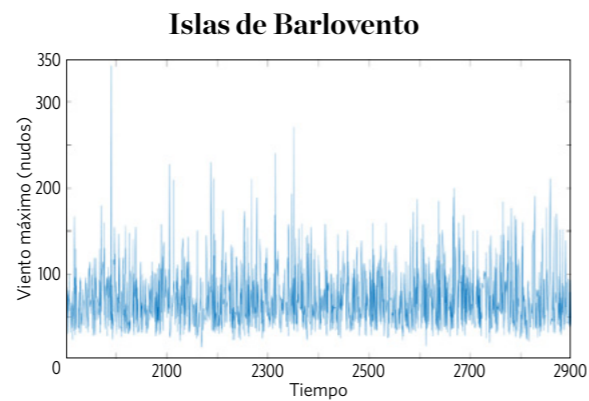
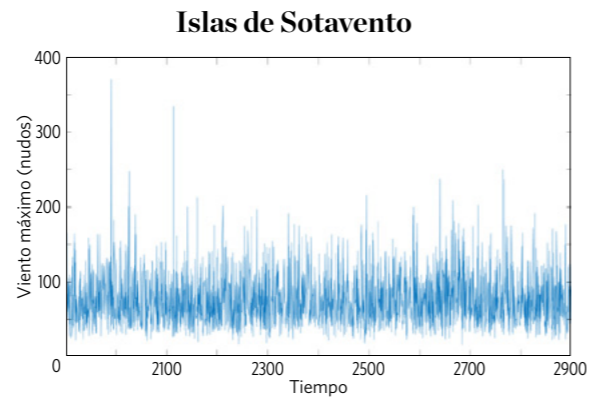
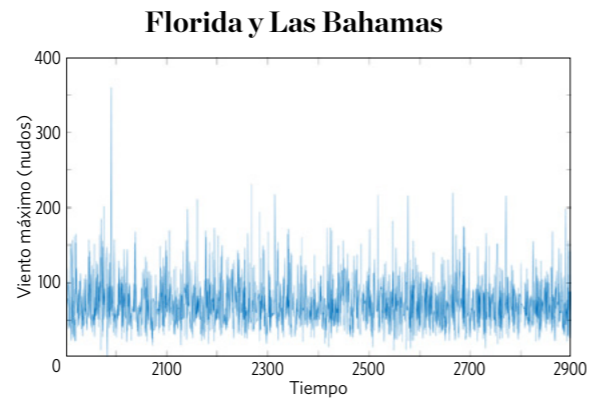
EVENTOS HISTÓRICOS DE 170 AÑOS (1140 TORMENTAS)
Tormentas históricas con base en BTrACS V4



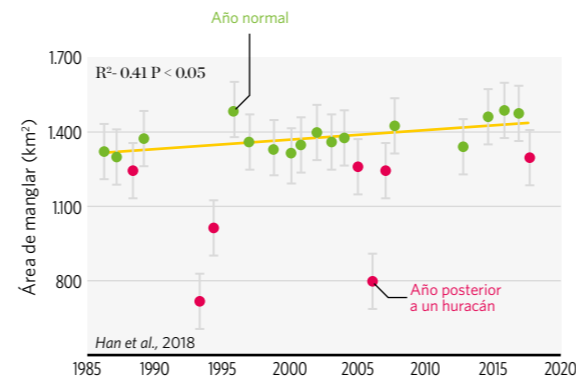
EVENTOS SIMULADOS DE 1000 AÑOS (6635 TORMENTAS)
Tormentas sintéticas mediante el uso de TCWISE



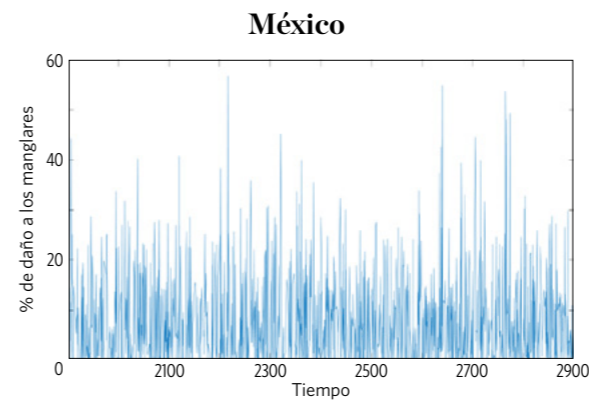
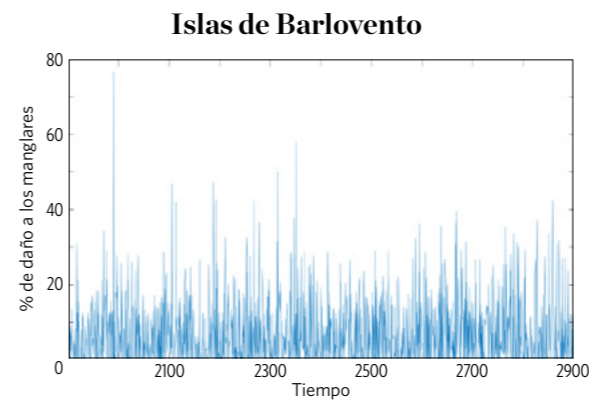
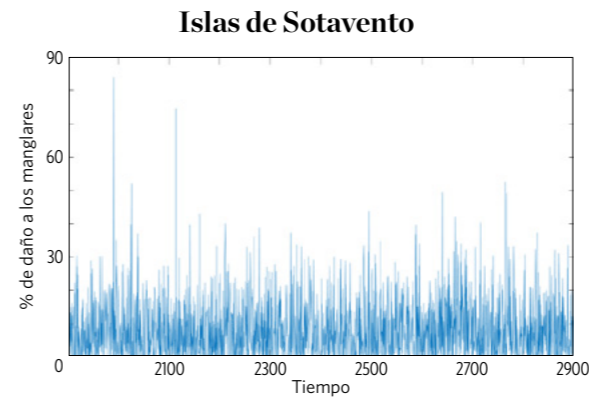
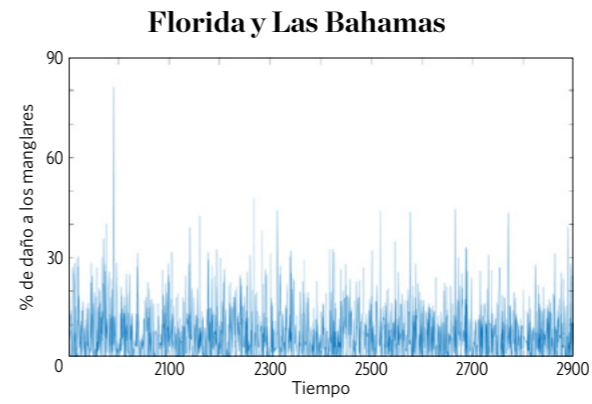
2 Paso 2
Velocidad sintética máxima del viento (serie temporal)



3 Paso 3
Curva de fragilidad



4 Paso 4
Pérdida de manglar (serie temporal)



5 Paso 5
Pérdida de manglar (distribución de valor extremo)

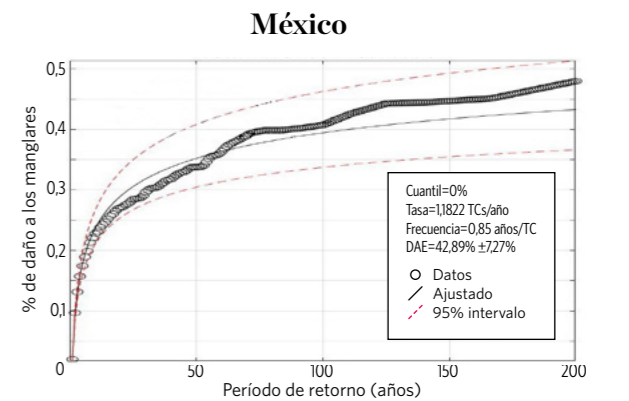
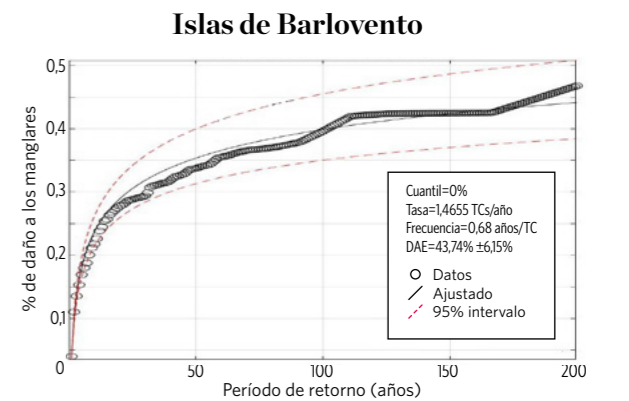
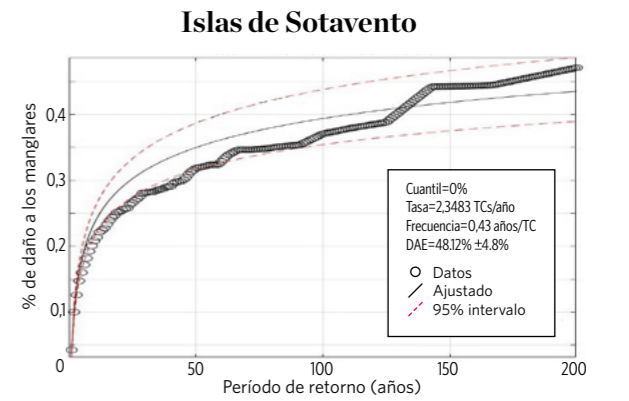
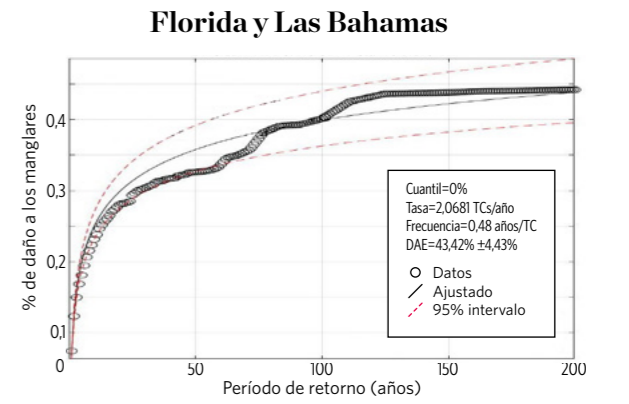


Figura 7: Metodología usada para evaluar el daño anual esperado a los manglares mediante el uso de tormentas sintéticas. El Paso 5 muestra los resultados de solo 4 de las 27 subregiones que se analizaron.

3. Datos

3.1. Datos climáticos

3.1.1. Ciclones tropicales

Los conjuntos de datos sobre ciclones tropicales y olas proporcionan información específica a nivel local de más de 7000 ciclones históricos que han ocurrido en todo el mundo (Knapp *et al.*, 2010). El conjunto de datos de International Best Track Archive for Climate Stewardship (IBTrACS) contiene información de cada 6 horas sobre tormentas tropicales (vientos de entre 63 km/h y 119 km/h) y ciclones tropicales (vientos superiores a 119 km/h) en diferentes cuencas oceánicas (<ftp://eclipse.ncdc.noaa.gov/pub/ibtracs/v03r10/all/shp/>). Cada tormenta tropical está caracterizada por la velocidad de viento máxima en el ojo de la tormenta (viento máximo) y la evolución de la trayectoria con el paso del tiempo (longitud, latitud, tiempo). La base de datos de IBTrACS incluye información de diferentes agencias regionales, nacionales e internacionales (por ejemplo, las agencias meteorológicas de la NOAA, de Japón y de Australia). La heterogeneidad de las fuentes de datos que alimentan la base de datos de IBTrACS produce alta variabilidad en la cobertura espacial y temporal de las cuencas oceánicas. Los datos sobre ciclones tropicales para la cuenca del Atlántico Norte comienzan en 1855.

3.1.2. Olas

Las olas en condiciones climáticas regulares (eventos de baja intensidad) se basan en el nuevo reanálisis global GOW 2 (Global Ocean Waves, Pérez *et al.*, 2017), que es una actualización de GOW 1 (Reguero *et al.*, 2012) que incrementa la precisión de eventos extremos. GOW 2 proporciona datos por hora de las olas desde 1979 hasta 2016 a nivel global con una resolución de 0,25°. Contiene series temporales históricas de altura de olas (Hs), período de olas (Tp, Tm) y dirección de las olas

(Dp, Dm). Los autores usaron el modelo de WaveWatch III (Tolman, 2014) forzado con un reanálisis atmosférico global (reanálisis del sistema de pronóstico del clima) del sistema de pronóstico del clima de los Centros Nacionales de Predicción Ambiental (Saha *et al.*, 2010). Las series temporales de olas se validaron con boyas y datos satelitales. En caso de condiciones de ciclones tropicales, las olas se calculan cerca de la costa usando la fórmula paramétrica de Menéndez *et al.* (2020).

3.1.3. Marejadas ciclónicas

Los datos de marejadas ciclónicas se derivan de la serie de reanálisis creada a partir de la Corrección Dinámica Atmosférica (DAC) y de los campos de presión del Twentieth Century Reanalysis Project de NOAA-CIRES (Compo *et al.*, 2011). La base de datos DAC proporciona una serie temporal por hora de datos de marejadas ciclónicas desde 1871 hasta 2010 con una resolución de 2° a nivel global (Cid *et al.*, 2017). Estos datos carecen de la precisión temporal y espacial para capturar las marejadas ciclónicas provocadas por ciclones tropicales. Por lo tanto, las marejadas ciclónicas producidas por ciclones tropicales se calculan de la misma manera que las olas, mediante el uso de la fórmula para marejadas ciclónicas de Menéndez *et al.* (2020).

3.1.4. Marea astronómica

La marea astronómica se obtiene de la base de datos de Global Oceans Tides (GOT), con una resolución de 25 km y un período de tiempo de 1900 a 2100 (ihdata@icantabria.com). Incluye una serie temporal por hora de la elevación de la superficie marina provocada por la interacción gravitacional entre la Tierra, la Luna y el Sol.

3.1.5. Nivel medio del mar

El conjunto de datos de series temporales históricas del nivel medio del mar (de 1950 a 2010) incluye observaciones sobre variaciones mensuales en el nivel medio del mar en una escala de 100 km (Church *et al.*, 2004). Se emplean datos del altímetro del satélite TOPEX/Poseidón para estimar funciones ortogonales empíricas globales que luego se combinan con datos históricos de mareómetros.

3.2. Datos de hábitat

3.2.1. Manglares

Este estudio utiliza un conjunto de datos globales de cobertura de manglares, el Global Mangrove Partnership Data, que se creó en 2010 para el World Atlas of Mangroves (Spalding, 2010) y cubre el 98,6% de todos los manglares. Estos datos muestran la distribución global de manglares, y se produjeron como una iniciativa conjunta de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT), la Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar (ISME), la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), el Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA-WCMC), el Programa sobre el Hombre y la Biosfera de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO-MAB), el Instituto Universitario de las Naciones Unidas para el Agua, el Medio Ambiente y la Salud (UNU-INWEH) y The Nature Conservancy (TNC). La OIMT proporcionó una financiación considerable mediante una subvención para proyectos del gobierno de Japón, y el proyecto fue implementado por la ISME.

3.2.2. Arrecifes de coral

Usamos datos de distribución mundial de arrecifes de coral (Spalding, 2010), que fueron actualizados por Burke *et al.* (2011). Estos datos proporcionan la distribución espacial de los arrecifes, pero no incluyen la batimetría. Asociamos un coeficiente de fricción a los arrecifes de coral del Caribe con base en el estado de conservación de los arrecifes de

coral (Nunes y Pawlak, 2008) y la tabla de coeficientes de fricción de Sheppard *et al.* (2005). Usamos un coeficiente de fricción de 0,14 en todo el Caribe. La profundidad del agua en la cresta del arrecife se obtuvo de la batimetría de Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor (SeaWiFS) (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/reefs.pl>) que se desarrolló específicamente en áreas de arrecifes de coral a nivel mundial (Robinson *et al.*, 2000).

3.3. Datos batimétricos y topográficos

Recolectar buenos datos batimétricos y topográficos es crucial para este tipo de análisis de inundación (Beck *et al.* en revisión, Banco Mundial, 2016). La disponibilidad y calidad de los conjuntos de datos de batimetría y topografía varía mucho en todo el mundo. Nuestro objetivo era usar los mejores datos globales disponibles para reducir la incertidumbre en la valoración de la protección costera.

Una batimetría precisa de los arrecifes de coral poco profundos cerca de las costas en países tropicales es crucial para predecir las inundaciones, pues los arrecifes ayudan a disipar la energía de las olas, lo que resulta en que llegue menor energía de olas a las costas de manglares. Con una resolución de 1 km, la batimetría de SeaWiFS es la base de datos más precisa de batimetría de arrecifes de coral a nivel mundial. Por lo tanto, para la batimetría, combinamos SeaWiFS con la base de datos global de topobaterías de la Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO) de 1:1,6 km de resolución (1 min de arco) para obtener una malla híbrida con valores de profundidad del agua de alta calidad cerca de la costa.

Los análisis adecuados de las inundaciones requieren datos topográficos de alta resolución, o un modelo digital de terreno. Para la topografía, usamos la información de Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) que, con una resolución horizontal de 90x90 m, fue la mejor información disponible de un modelo digital de terreno de la elevación global.

3.4. Datos socioeconómicos (todo el Caribe)

3.4.1. Datos de activos

Estimamos el valor de las propiedades en el área de la llanura de inundación como la suma de dos distribuciones espaciales de activos (industriales y residenciales). La distribución espacial de activos residenciales e industriales proviene de la base de datos del Informe de Evaluación Global sobre la Reducción del Riesgo de Desastres (GAR15) (Desai *et al.*, 2015) y tiene una resolución espacial de 5 km a nivel mundial, con una resolución espacial detallada de 1 km en áreas costeras. Los datos de GAR15 se basan en datos económicos del informe “La Riqueza Cambiantes de las Naciones”, del Banco Mundial (De Bono y Chatenoux, 2015). Las variables incluidas en la base de datos son la cantidad de residentes y el valor económico de las edificaciones residenciales, comerciales e industriales (De Bono y Chatenoux, 2015). La base de datos GAR15 sigue un enfoque de arriba hacia abajo y usa la distribución geográfica de la población y el producto interno bruto (PIB) como proxies para distribuir el resto de las variables socioeconómicas (por ejemplo, ingresos, educación, salud, tipo de edificaciones). Estas variables a nivel nacional sobre las características socioeconómicas, el tipo de edificaciones y los activos de capital se trasladan a cuadrículas de 5x5 km o 1x1 km (UNISDR, 2015). El estudio redujo la escala de los activos residenciales e industriales tomados de GAR15 de la siguiente manera:

1. Para cada punto de la capa GAR15, se calculó la población total. Se sumaron ocho campos: ingresos altos, medios altos, medios bajos y bajos para la población urbana y para la población rural. Los datos de GAR15 se refieren a 2014, así que se ajustaron a las estimaciones de 2015 de WorldPop.
2. En cada punto de la capa GAR15 se calculó el total de edificaciones residenciales. Se sumaron ocho campos: ingresos altos, medios altos, medios bajos y bajos para los activos residenciales rurales y urbanos.

3. En cada punto de la capa GAR15 se calcularon los activos residenciales per cápita al dividir los activos residenciales por la población ajustada.
4. Se creó una capa ráster para los activos residenciales per cápita. Se utilizó interpolación ponderada de distancia inversa para la creación de este ráster.
5. Por último, usando el ráster de población de WorldPop (resolución de 100 m), se calculó la capa ráster residencial multiplicando los activos residenciales per cápita por la población (Tatem, 2017). Se realizó una verificación de escala, y se comprobó que la suma de los activos residenciales de la capa de GAR15 fueran iguales a la suma de los activos residenciales de la capa ráster creada. Se redujo la escala de los datos sobre los activos industriales de manera similar.

3.4.2. Funciones de daño: CCI

Se obtuvo la sensibilidad de la población y de los activos ante diferentes niveles de inundación mediante el uso de funciones de daño (Figura 3). Las funciones de daño proporcionan información sobre los activos afectados por las inundaciones costeras como función de la profundidad del agua. Para las propiedades, adaptamos las funciones globales de daño por profundidad de la inundación del CCI desglosadas por continente y por tipo de activo: residencial e industrial (Huizinga *et al.*, 2017).



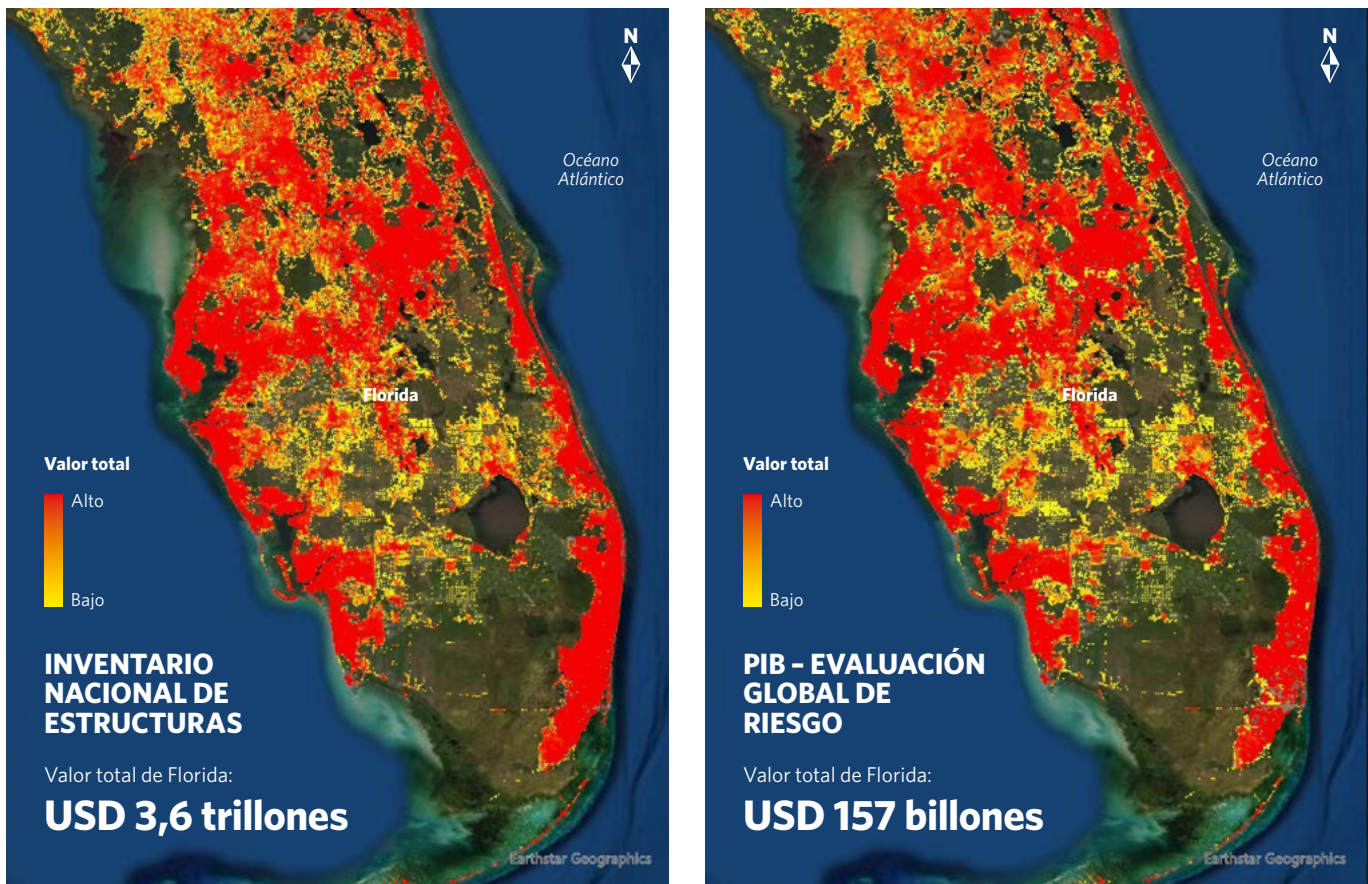


Figura 8: Comparación de datos de activos del National Structure Inventory (NSI) y del GDP-Global Assessment on Risk (GAR). Existe una alta correlación en la distribución espacial de activos económicos en estas dos bases de datos ($r=0,78$). Sin embargo, los valores generales son significativamente diferentes, y el NSI identifica un valor total para Florida mucho mayor. Ambos conjuntos de datos se muestran en la resolución nativa de GAR de 1 km y con 10 cuantiles de categoría.

3.5. Datos socioeconómicos (Florida)

3.5.1. Datos de propiedad: NSI

La existencia de datos de activos de alta resolución para Florida permitió calcular el riesgo a nivel de edificación. Usamos el NSI para calcular el riesgo a más de 7 millones de estructuras individuales en toda Florida. Además de una alta precisión espacial y una integridad razonable, el NSI incluye atributos que permiten una aplicación más concreta de curvas de daño por profundidad específicas para cada estructura. A continuación, se muestra una comparación de los valores totales y la distribución espacial de los valores de NSI y GAR (Figura 8).

3.5.2. Funciones de daño: FAST de FEMA

La herramienta Flood Assessment Structure Tool (FAST) es una herramienta de FEMA para evaluar la pérdida esperada de valor de edificaciones y contenido como función de la profundidad de la inundación. Cuando se usa junto con los atributos estructurales del NSI, permite la aplicación de las funciones de daños de USACE que son específicas para cada estructura, lo que permite un cálculo de pérdidas más preciso.

Para cada período de retorno de tormenta, los datos del NSI se pasaron por FAST, para calcular la pérdida esperada a nivel de cada edificación. Luego, se agregaron los datos de activos a nivel de punto a geografías significativas, incluyendo unidades de estudio de 5 km y grupos de bloques censales. Se calculó el beneficio anual esperado usando la metodología de Menéndez (2020).

3.6. Costo de la restauración de manglares

En este informe, describimos los costos de la restauración de manglares en la región del Gran Caribe, con un enfoque particular en México, Florida y Las Bahamas. TNC proporcionó los costos de restauración de manglares en México, Florida y Las Bahamas con base en estudios de caso de restauración de manglares y revisiones de literatura de cada uno de esos lugares (Herrera-Silveira et al., 2022). Usamos costos de restauración de manglares específicos de cada lugar para estas tres áreas, y otro valor para evaluar la relación costo-beneficio en el resto de la región de estudio.

Los costos de la renovación de manglares en Florida se dividieron en dos regiones: el este y el oeste de Florida. El este de Florida cubre la costa desde Jacksonville hasta Miami, e incluye todos los Cayos de Florida. El oeste de Florida incluye la costa desde el área de Ten Thousand Islands hasta Tampa. Los costos más altos de restauración de manglares se registraron en el este de Florida. El costo

mediano de restauración de los 16 proyectos incluidos en el análisis del este de Florida fue de USD \$111,524 por hectárea. Los 26 proyectos en el oeste de Florida resultaron en un valor mediano de USD \$54,653 por hectárea. En México, se consideraron 16 proyectos, con un costo mediano de restauración de USD \$4,538 por hectárea. El costo mediano por hectárea para los 5 proyectos de Las Bahamas fue de USD \$35,955 por hectárea. La Tabla 1 contiene un resumen de todos los costos de restauración de manglares.

Además de los valores suministrados por TNC, estudios previos evaluaron los datos sobre los costos de restauración de 72 proyectos en el Caribe (Narayan et al. 2019). Estos datos se obtuvieron mediante una revisión sistemática de la literatura de los costos reportados para los proyectos de restauración de manglares en la región. Este análisis fue una extensión de otras revisiones realizadas por Bayraktarov et al. (2016) y Narayan et al. (2016). Todos los costos se calcularon por hectárea. El costo mediano de restauración de manglares en todas las demás regiones del Caribe fue de USD \$23,000 por hectárea.

Hay varios factores que determinan el costo de los proyectos de restauración de manglares, y los costos por hectárea suelen ser más bajos para los proyectos de restauración de mayor tamaño. En general, los factores

	México	Oeste de Florida	Este de Florida	Las Bahamas	Resto del Caribe
Altos (percentil 75)	\$9,942	\$115,098	\$198,720	\$53,843	-
Bajos (percentil 25)	\$1,865	\$13,659	\$70,941	\$33,097	-
Medianos	\$4,538	\$54,653	\$118,524	\$35,955	\$23,000

Tabla 1: Costos de restauración de manglares en México, Florida y Las Bahamas (en USD de 2020 por hectárea). Los valores altos corresponden al percentil 75 o superior, y los valores bajos corresponden al percentil 25 o inferior. Fuente: Herrera-Silveira et al., 2022 and Narayan et al., 2016.

que influyen en el costo de los proyectos de restauración de manglares son: (i) los costos de la tierra y de los permisos; (ii) los costos de obtención y transporte de material; (iii) los costos de diseñar y construir el proyecto y; (iv) los costos de monitoreo y mantenimiento del proyecto después de la construcción (Narayan *et al.*, 2019). Puesto que la restauración de manglares ocurre en la zona intermareal, la disponibilidad y el precio de la tierra y los permisos necesarios son un factor importante que afecta los costos. Otro factor que incluye en los costos es la técnica de restauración. La restauración mediante la siembra de manglares jóvenes puede resultar económica, en particular si estos proyectos también utilizan mano de obra local y voluntaria. Los proyectos que implican restauración hidrológica pueden ser más costosos debido a la necesidad de mano de obra y equipos especializados, y de compra y transporte de sedimento. El mantenimiento y el monitoreo también son componentes importantes de los costos, aunque a menudo no se reportan en los proyectos de restauración. Encontramos que las acciones específicas de mantenimiento, como cercar los lugares de restauración para reducir las perturbaciones, pueden aumentar significativamente los costos totales del proyecto (Narayan *et al.*, 2019).

3.7. Valor presente y relación costo-beneficio

En este análisis, estimamos el valor presente de los manglares en la región del Gran Caribe a un nivel de 5 km. Los países y estados que fue posible incluir en los análisis completos fueron México, Florida, Las Bahamas, Belice, Cuba, República Dominicana, Jamaica, Anguila, Antigua y Barbuda, Colombia, Costa Rica, Dominica, Granada, Guatemala, Haití, Honduras, Nicaragua, Panamá, Santa Lucía,

Trinidad y Tobago, Islas Turcas y Caicos, Islas Vírgenes de EE.UU y Venezuela.

Calculamos el valor presente de los manglares como la suma de los beneficios anuales esperados durante la vida útil del proyecto de 30 años utilizando una tasa de descuento del 4 o 7%. La relación costo-beneficio refleja la relación total entre los costos de un proyecto propuesto de restauración de manglares y los beneficios previstos de protección contra inundaciones (o pérdidas futuras evitadas).

Para estimar los beneficios de restauración, asumimos que los beneficios futuros de restauración serán similares a los beneficios actuales de reducción del riesgo de inundación por hectárea dentro de cada unidad de estudio. Esta suposición es conservadora pues aplica el valor promedio de los beneficios para todos los manglares en una unidad de estudio. En realidad, un proyecto de restauración de manglares para reducción del riesgo de inundación se ubicaría y diseñaría para maximizar la reducción del riesgo de inundación (o por lo menos para que funcione mejor que el promedio) en una unidad de estudio.

Con base en los datos sobre el beneficio de los manglares (valor presente) y los costos de su restauración, calculamos la relación costo-beneficio para cada unidad de estudio. Adicionalmente, calculamos los beneficios de los manglares por hectárea para cada unidad de estudio. Mapeamos los datos en ArcGIS para visualizar las diferencias espaciales en relación costo-beneficio y valor presente por hectárea.

Asumimos que los proyectos de restauración de manglares representan un activo de infraestructura costera de 30 años. Aplicamos dos tasas diferentes de descuento durante esta vida útil del proyecto: 4% y 7%. El 4% es consistente con los valores que estamos usando en las evaluaciones de proyectos con el Banco Mundial. El 7% concuerda con las tasas de descuento recomendadas para los proyectos de FEMA.



A mangrove outbreak under the Milky Way fights to survive desertification in the north of Quintana Roo, Mexico. © Carlos Gustavo Blanco Matus/TNC Photo Contest 2021.

4. Resultados

4.1. Análisis del valor presente, la relación costo-beneficio de la restauración de manglares para la reducción de inundaciones y los beneficios anuales esperados para las personas (unidades de estudio de 5 km) en la región del Caribe

Estimamos el valor presente de los activos de manglar y comparamos estos beneficios con los costos potenciales de restauración en todo el Caribe. Proporcionamos gráficas y mapas de los resultados clave a nivel de 5 km en la región y luego resumimos los resultados clave por país en la Tabla 2.

4.1.1. Daño por inundación debido a tormentas

El valor presente y la relación costo-beneficio se basan en los beneficios anuales esperados de los manglares. Para una mejor comprensión del servicio de protección contra inundaciones en diferentes escenarios de tormentas, mostramos las pérdidas económicas con y sin manglares bajo cuatro períodos de retorno (eventos de 10, 25, 50 y 100 años). En el oeste de Florida, los daños con y sin manglares aumentan al mismo ritmo que aumenta el período de retorno (Figura 9, a), lo que significa que los manglares proporcionan casi la misma protección para diferentes tipos de tormentas. Por el contrario, los manglares del este de la Florida proporcionan mayores beneficios bajo las condiciones de tormenta más intensas (Figura 9, b), al igual que en Las Bahamas (Figura 9, d) y México (Figura 9, c), donde los beneficios son más notables bajo los eventos más extremos.

4.1.2. Valor presente de los manglares

El valor presente medio de 30 años por hectárea de manglar en la región del Gran Caribe, dentro de unidades de estudio de 5 km, fue de USD \$8,094 por hectárea, con una tasa de descuento del 4% (Figura 10 y Tabla 2). El valor presente total de los manglares en el Caribe es de USD \$25,17 mil millones. Las cinco regiones principales con mayor valor presente de los manglares en términos de la protección contra inundaciones son México (USD \$6,26 mil millones), Florida (USD \$13,10 mil millones), Las Bahamas (USD \$2,29 mil millones), Cuba (USD \$1,24 mil millones) y Guatemala (USD \$42 millones).

Entre las tres áreas focales, Las Bahamas presenta el valor presente medio por hectárea más alto (USD \$54,570), seguida de Florida (USD \$34,680) y México (USD \$6,659). Sin embargo, hay otros cuatro países donde el valor presente por hectárea de manglar excede los USD \$10,000: Antigua y Barbuda, Jamaica, Guatemala y las Islas Vírgenes de EE.UU.

Con una tasa de descuento del 7%, el valor presente medio de 30 años por hectárea de manglar en el Gran Caribe,

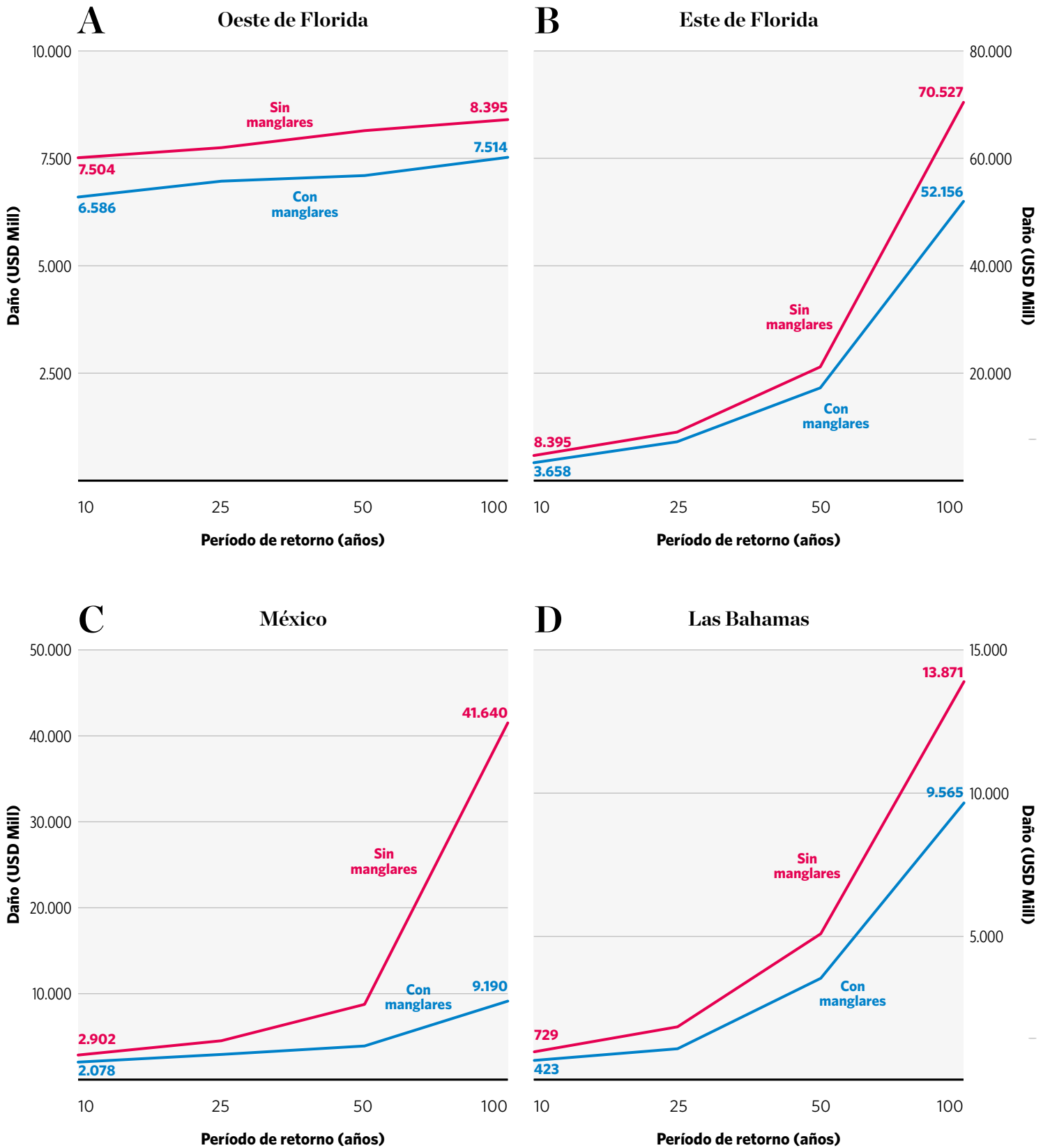


Figura 9: Daño por inundación con manglares (línea verde) y sin manglares (línea roja) por período de retorno en (a) Oeste de Florida, (b) Este de Florida, (c) México y (d) Las Bahamas.

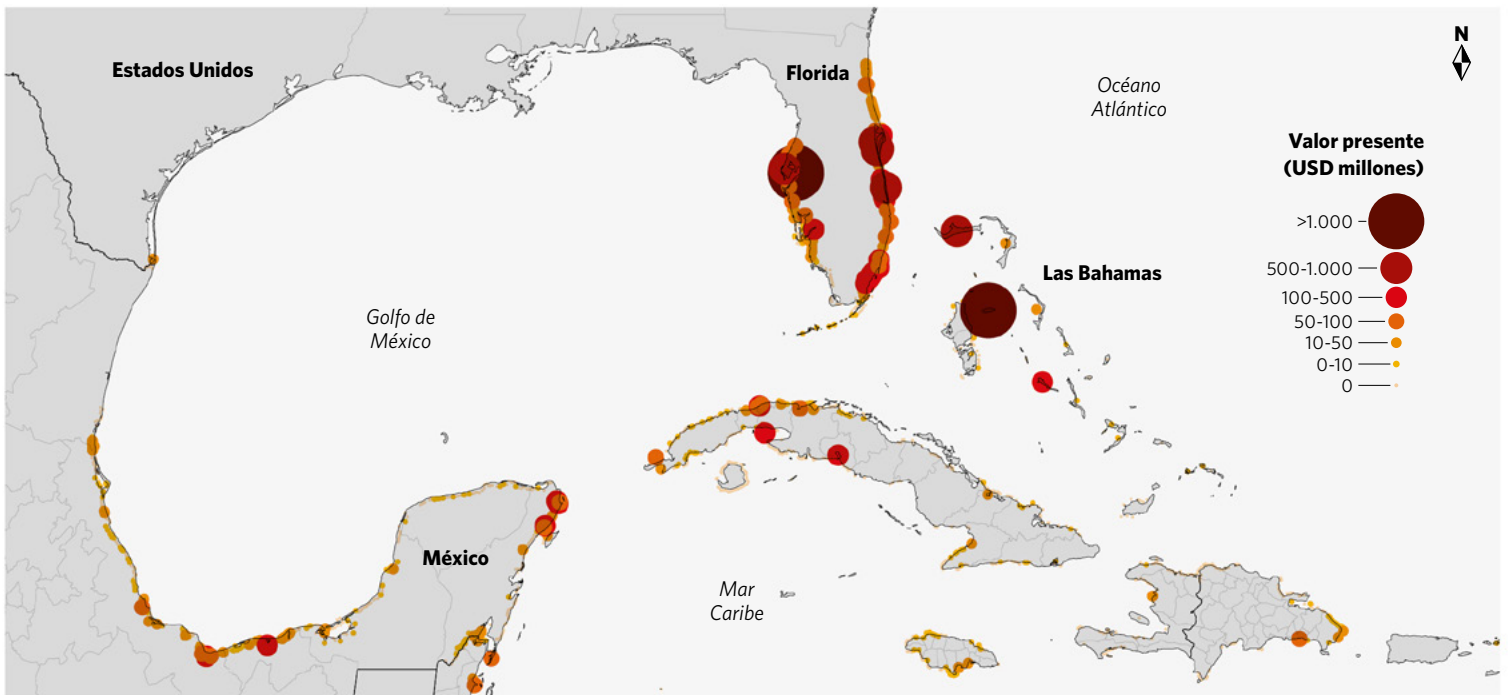


Figura 10: Valor presente de los manglares con una tasa de descuento de 4% durante 30 años, por cada 5 km de costa.

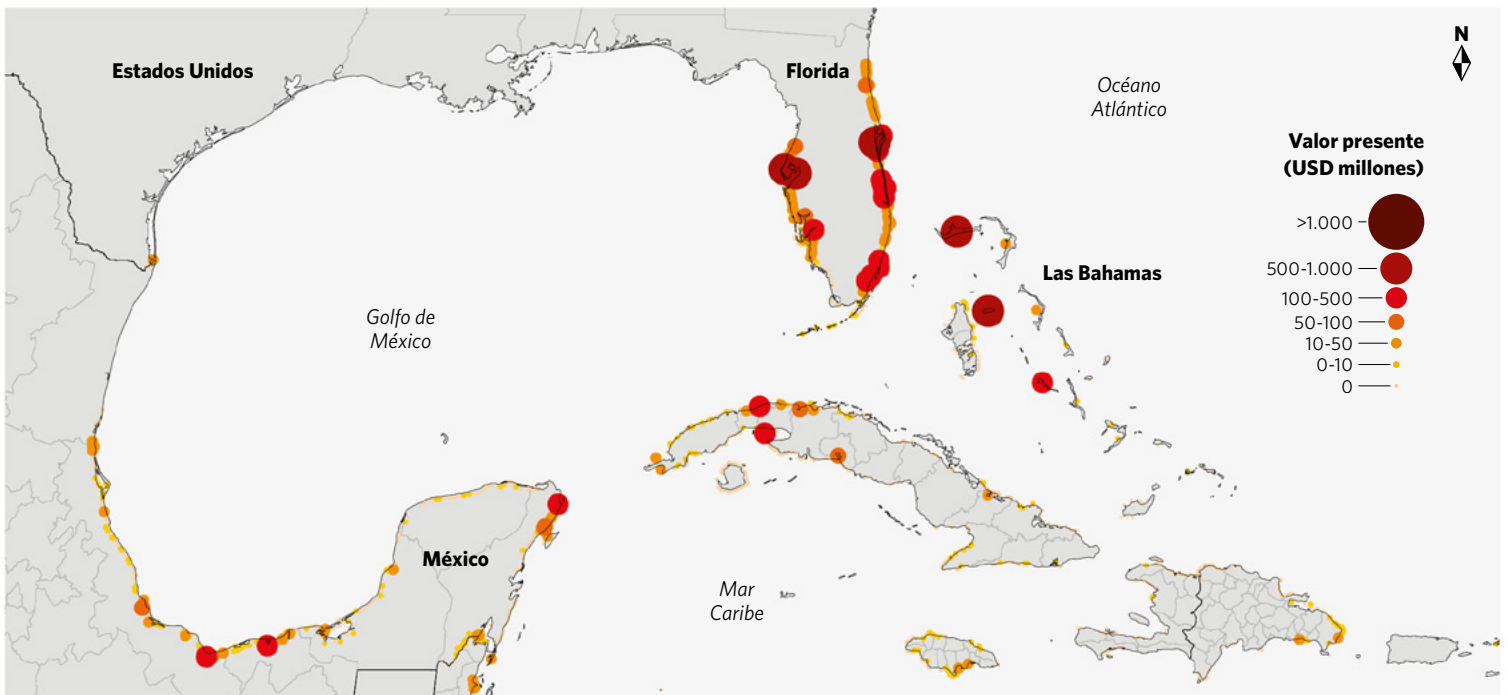


Figura 11: Valor presente de los manglares con una tasa de descuento de 7% durante 30 años, por cada 5 km de costa.

en unidades de estudio de 5 km, fue de USD \$5,877 por hectárea (Figura 11 y Tabla 2). Entre las tres áreas focales, Las Bahamas presenta el mayor valor presente medio por hectárea (USD \$39,625), seguido de Florida (USD \$25,183) y México (\$4,835). El valor presente total de los manglares en el Caribe es de USD 18,28 mil millones. Las cinco regiones principales son Florida (USD \$9,50 mil millones), México (USD \$4,55 mil millones), Las Bahamas

(USD \$1,66 mil millones), Cuba (USD \$90 millones), y Guatemala (USD \$31 millones).

Identificamos ocho unidades de estudio de 5 km en las que el valor presente de los manglares supera los USD \$500 millones. Estas incluyen seis unidades de estudio en Florida, alrededor de Tampa, Pto. Santa Lucía y justo al norte de Palm Bay y dos islas en Las Bahamas.

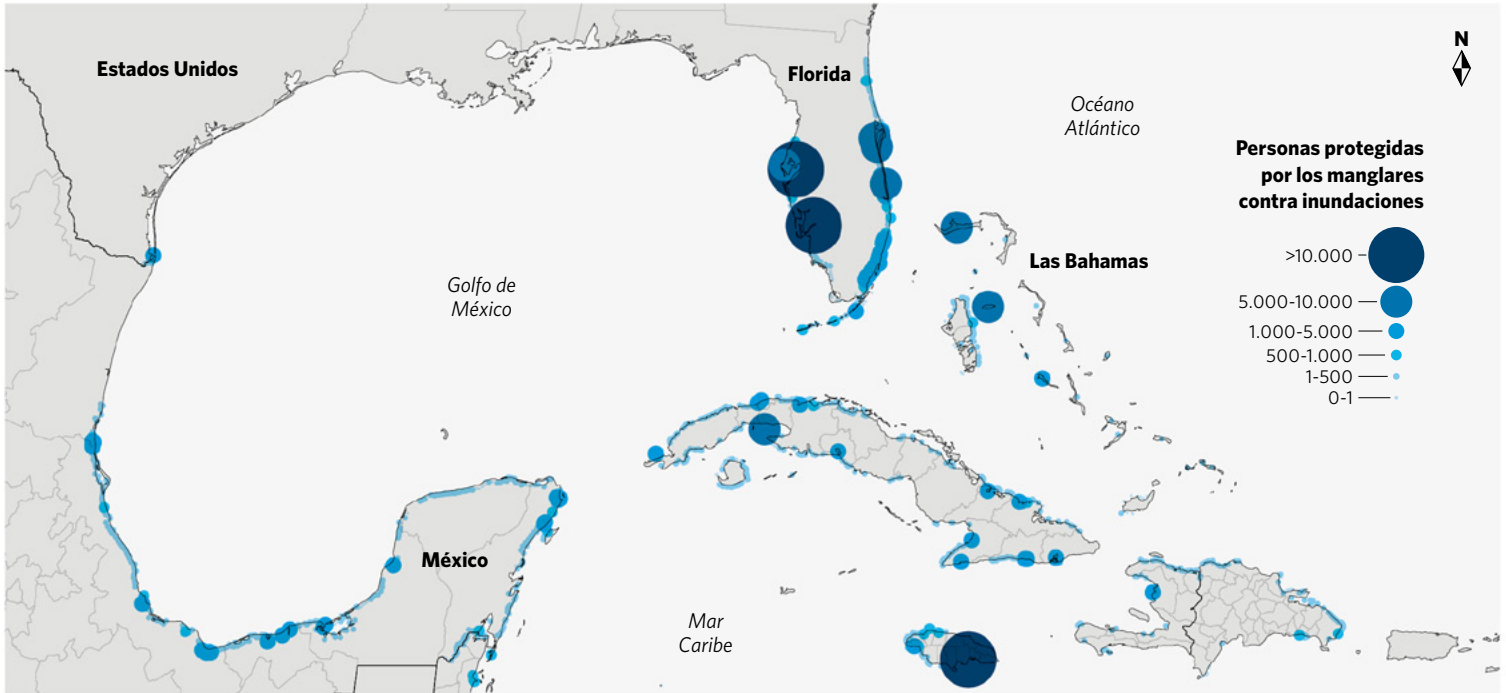


Figura 12: Beneficios anuales esperados para las personas.

4.1.3. Beneficios anuales esperados para las personas

También evaluamos el impacto social de las inundaciones costeras y los beneficios que proporcionan los manglares en términos de proteger a la población (Figura 12 y Tabla 2). Los mayores beneficios anuales esperados para las personas se observaron en Florida, donde 191,820 personas reciben la protección directa de los manglares en contra de las inundaciones cada año; seguida de México (110,243 personas), Jamaica (49,198 personas), Cuba (44,857 personas), Venezuela (25,219 personas) y Colombia (24,868 personas). El número total de personas protegidas contra las inundaciones por los manglares es de 533,187. Identificamos 5 unidades de estudio de 5 km en Cape Coral y Tampa (Florida), Venezuela, Jamaica y Colombia, donde más de 10,000 personas están protegidas por los manglares contra las inundaciones (Figura 12).

4.1.4. Beneficio: Análisis de costos

La relación costo-beneficio promedio de los manglares en el Caribe, en unidades de estudio de 5 km, fue de

0.3, con una tasa de descuento de 4% durante 30 años (Figura 13 y Tabla 2). Con una tasa de descuento del 7% durante 30 años, la relación costo-beneficio promedio de los manglares en el Gran Caribe, en unidades de estudio de 5 km, fue de 0.22 (Figura 14 y Tabla 2).

Analizamos las relaciones costo-beneficio en México, Florida y Las Bahamas, usando el costo mediano de restauración por hectárea para cada país. En estas tres regiones, identificamos una cantidad significativa de oportunidades de restauración rentables. Entre estas áreas, Las Bahamas tiene la mayor relación costo-beneficio (1.52 con una tasa de descuento del 4% y 1.10 con una tasa de descuento del 7%), seguida de México (1.47 con una tasa de descuento del 4% y 1.07 con una tasa de descuento del 7%), y Florida (0.36 con una tasa de descuento del 4% y 0.26 con una tasa de descuento del 7%).

Algunos de los lugares con las mayores relaciones costo-beneficio (>5) incluyen Tampico, Campeche, Cancún, Puerto Morelos, Playa del Carmen y Chetumal en México; Fort Pierce, Jupiter, Miami, Homestead, Englewood, Osprey y Palm Harbor en Florida; y Nassau, Grand Bahama y Andros Town en Las Bahamas.

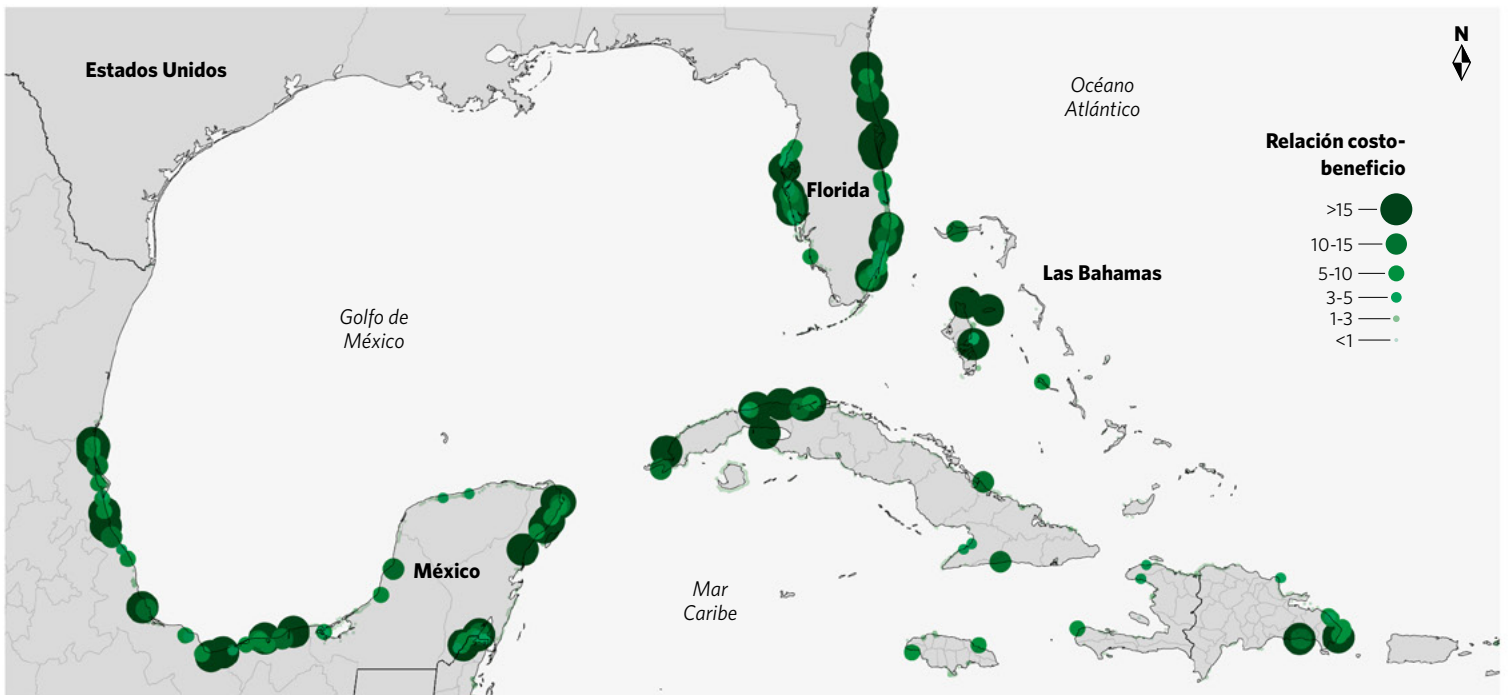


Figura 13: Relación costo-beneficio de los manglares, con una tasa de descuento del 4%, durante 30. Los valores son la relación entre el valor presente de los manglares restaurados como activo de infraestructura –asumiendo un proyecto de 30 años con una tasa de descuento del 4%– y los costos de restauración. Los valores de los beneficios se basan en Menéndez *et al.* (2020). Asumimos un costo mediano de restauración de USD 4.538 por hectárea en México, USD 54.653 por hectárea en el oeste de Florida, USD 118.524 por hectárea para proyectos en el este de Florida, y USD 35.955 por hectárea en Las Bahamas. En cualquier otro sitio asumimos un valor de USD \$23,000 por hectárea. Las relaciones costo-beneficio se resumen en unidades de estudio costeras de 5 km (ver métodos).

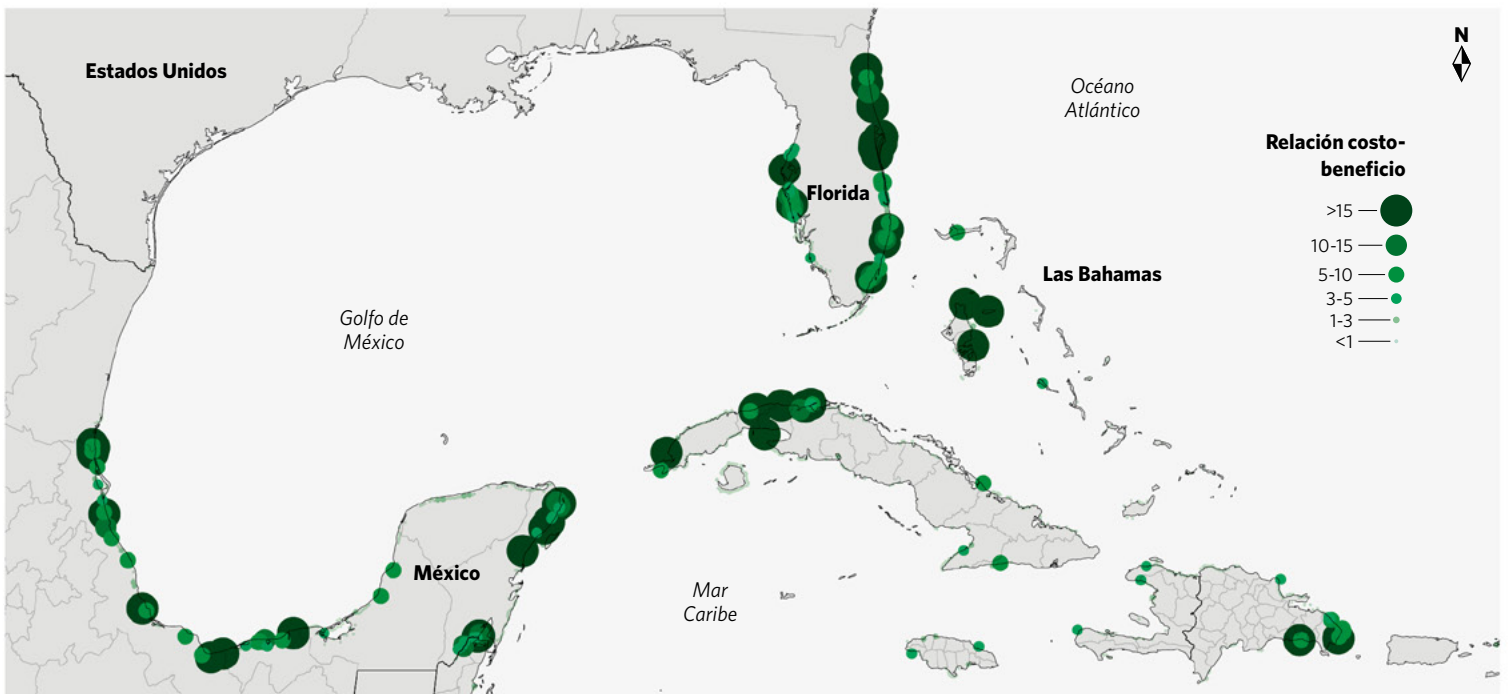


Figura 14: Relación costo-beneficio de los manglares, con una tasa de descuento del 7%, durante 30 años. Los valores son la relación entre el valor presente de los manglares restaurados como activo de infraestructura –asumiendo un proyecto de 30 años con una tasa de descuento del 7%– y los costos de restauración. Los valores de los beneficios se basan en Menéndez *et al.* (2020). Asumimos un costo mediano de restauración de USD \$4,538 por hectárea en México, USD \$54,653 por hectárea en el oeste de Florida, USD \$118,532 por hectárea para proyectos en el este de Florida, y USD \$39,599 por hectárea en Las Bahamas. En cualquier otro sitio asumimos un valor de USD \$23,000 por hectárea. Las relaciones costo-beneficio se resumen en unidades de estudio costeras de 5 km (ver métodos).

País	Hectáreas de manglar	Costos de restauración de manglares -mediana (USD/ha)	Tasa de descuento de 4% por 30 años			Tasa de descuento de 7% por 30 años			Cantidad esperada de personas protegidas al año
			Valor presente (USD millones)	Valor presente por hectárea (USD)	Relación costo beneficio	Valor presente (USD millones)	Valor presente por hectárea (USD)	Relación costo - beneficio	
Anguila	432	23.000	2,31	5.343	0,23	1,68	3.880	0,17	0
Antigua y Barbuda	773	23.000	58,11	75.175	3,27	42,20	54.587	2,37	312
Bahamas	41.908	35.955	2.286,90	54.570	1,52	1.660,61	39.625	1,10	21.027
Belice	74.480	23.000	338,04	4.539	0,20	245,46	3.296	0,14	5.044
Colombia	389.980	23.000	123,90	318	0,01	89,97	231	0,01	24.868
Costa Rica	49.457	23.000	314,97	6.369	0,28	228,71	4.624	0,20	9.810
Cuba	441.610	23.000	1.243,04	2.815	0,12	902,62	2.044	0,09	44.857
Dominica	159	23.000	0,69	4.367	0,19	0,50	3.171	0,14	0
República Dominicana	23.685	23.000	197,77	8.350	0,36	143,61	6.063	0,26	4.156
Granada	191	23.000	0,04	189	0,01	0,03	137	0,01	0
Guatemala	27.827	23.000	423,71	15.227	0,66	307,67	11.057	0,48	5.553
Honduras	124.590	23.000	23,72	190	0,01	17,22	138	0,01	4.828
Haití	17.588	23.000	21,26	1.209	0,05	15,43	878	0,04	19.600
Jamaica	10.060	23.000	155,09	15.417	0,67	112,62	11.195	0,49	49.198
Santa Lucía	170	23.000	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0
México	940.170	4.538	6.260,61	6.659	1,47	4.546,07	4.835	1,07	110.243
Nicaragua	73.906	23.000	386,88	5.235	0,23	280,93	3.801	0,17	6.129
Panamá	141.490	23.000	235,68	1.666	0,07	171,13	1.210	0,05	9.077
Islas Turcas y Caicos	3.430	23.000	3,25	948	0,04	2,36	689	0,03	701
Trinidad y Tobago	6.286	23.000	0,33	53	0,00	0,24	39	0,00	745
EE.UU. (Florida)	377.100	97.580	13.077,83	34.680	0,36	9.496,32	25.183	0,26	191.820
Venezuela	364.790	23.000	18,75	51	0,00	13,61	37	0,00	25.219
Islas Vírgenes de EE.UU.	172	23.000	2,07	12.017	0,52	1,50	8.726	0,38	0
Todo el Caribe	3.110.082	27.109	25.172,86	8.094	0,30	18.279,00	5.877	0,22	533.187

Tabla 2: Tabla de resumen que resalta la extensión de los manglares, los costos de restauración, la relación costo-beneficio con tasas de descuento de 4 y 7% para un período de 30 años, y las personas protegidas en 23 geografías del Gran Caribe.

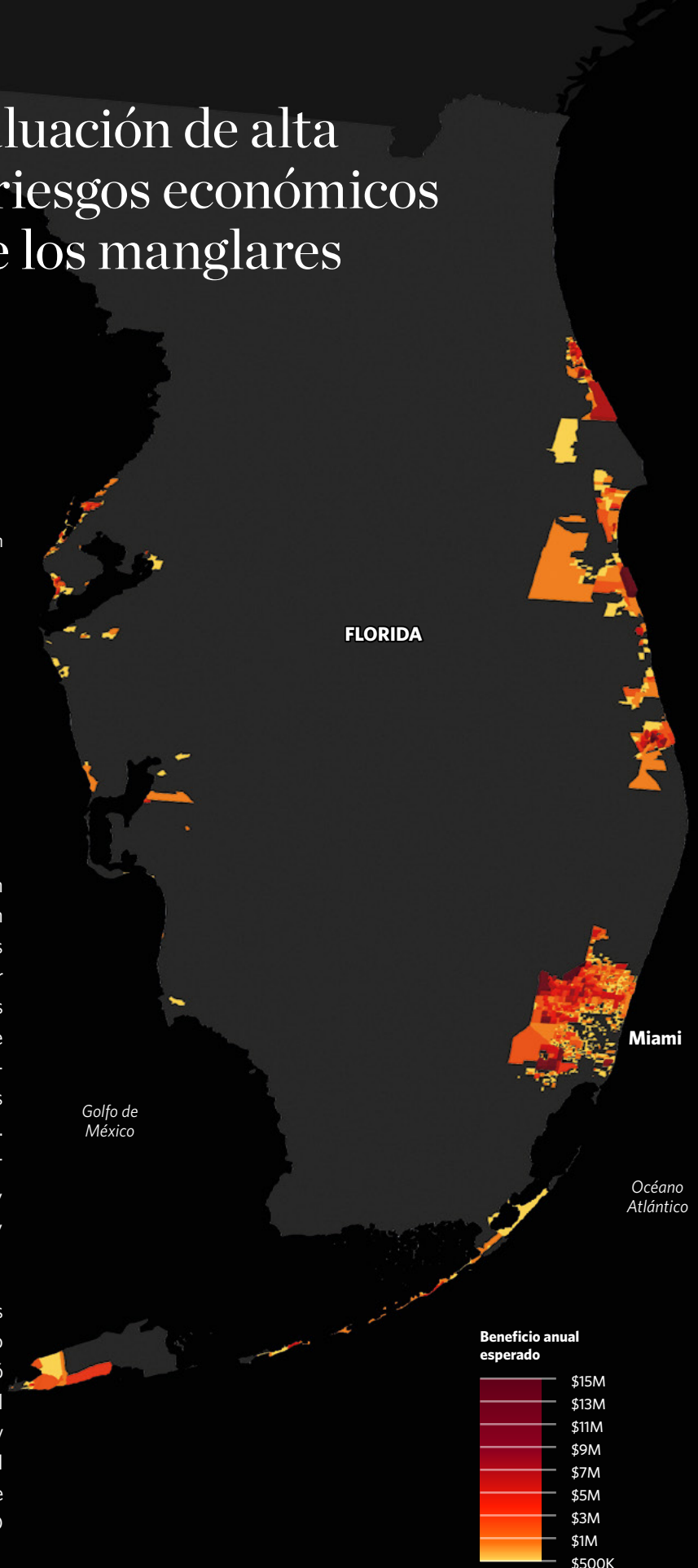
4.2. Florida: Evaluación de alta resolución de los riesgos económicos y los beneficios de los manglares

Figura 15: Beneficios anuales esperados de los manglares para las propiedades en términos de la reducción de inundación por grupos de bloques censales en Florida usando datos del NSI y curvas de daño por profundidad de USACE con la herramienta FAST de FEMA. Hay algunos beneficios alrededor del Lago Okeechobee porque se observaron algunas inundaciones tierra adentro en el evento más extremo del modelo de inundación global que fueron reducidas por manglares.

4.2.1. Beneficio anual esperado y valor presente de los manglares usando datos del NSI

En Florida, usamos los datos de alta resolución del NSI y la herramienta FAST de FEMA con las curvas de daño por profundidad específicas para cada estructura de USACE para evaluar el riesgo de inundación y los beneficios de los manglares en todo el estado. Estos datos de alta resolución nos permiten evaluar la variación en el riesgo y el beneficio en diferentes escalas relevantes para la toma de decisiones. La Figura 15 y la Figura 16 ilustran los resultados a nivel de grupo de bloques censales, pero otras unidades relevantes son posibles, incluyendo municipios y condados.

Mediante el uso de datos del NSI y mejores curvas de daño por profundidad, el beneficio anual esperado de los manglares se calculó en USD \$2,7 mil millones por año en todo el estado. Al aplicar tasas de descuento del 4 y el 7% durante un período de 30 años, el NSI arroja un valor presente de los beneficios de los manglares de USD \$50 mil millones y USD \$37 mil millones respectivamente.



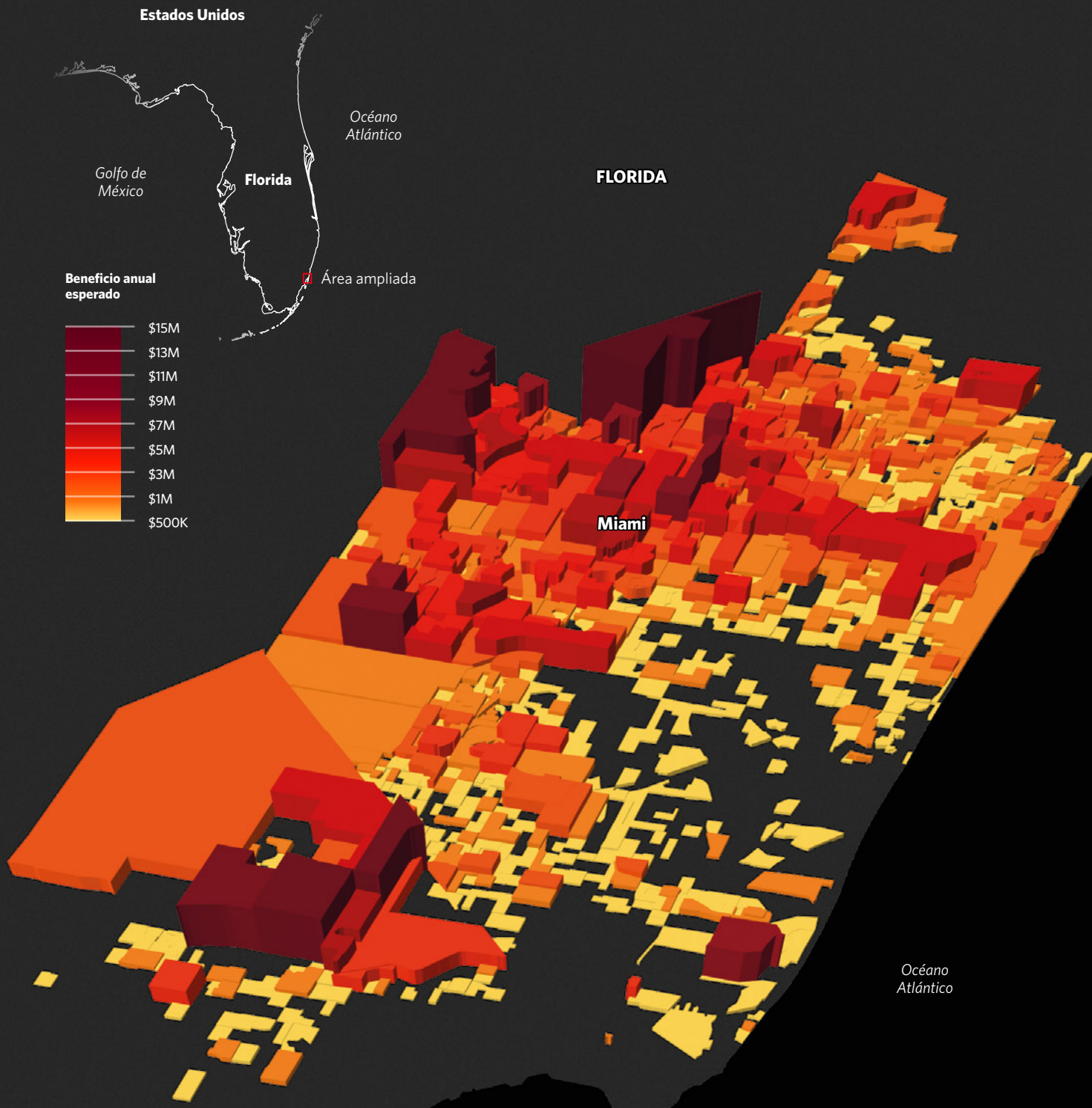
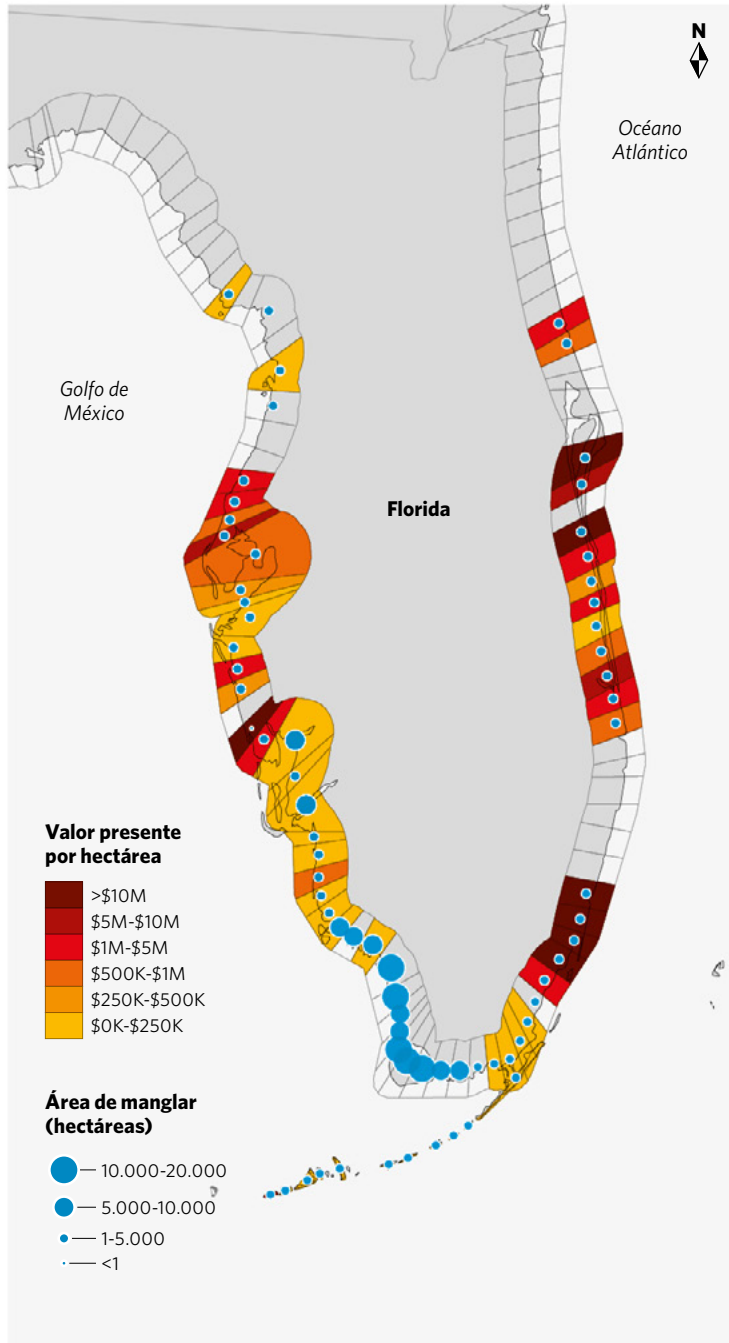


Figura 16: Beneficios anuales esperados de los manglares para las propiedades en términos de la reducción de inundación alrededor de Miami, Florida. Los resultados se resumen por grupos de bloques censales en Florida usando datos del NSI y curvas de daño por profundidad de USACE con la herramienta FAST de FEMA. Los beneficios tierra adentro surgen por varias razones con base en la distribución de los manglares, las vías fluviales y los valores de las edificaciones, y también por la diferencia en la extensión y altura de las inundaciones; algunas áreas cerca de la costa se inundan con o sin manglares.

A Tasa de descuento de 4% por 30 años



B Tasa de descuento de 7% por 30 años

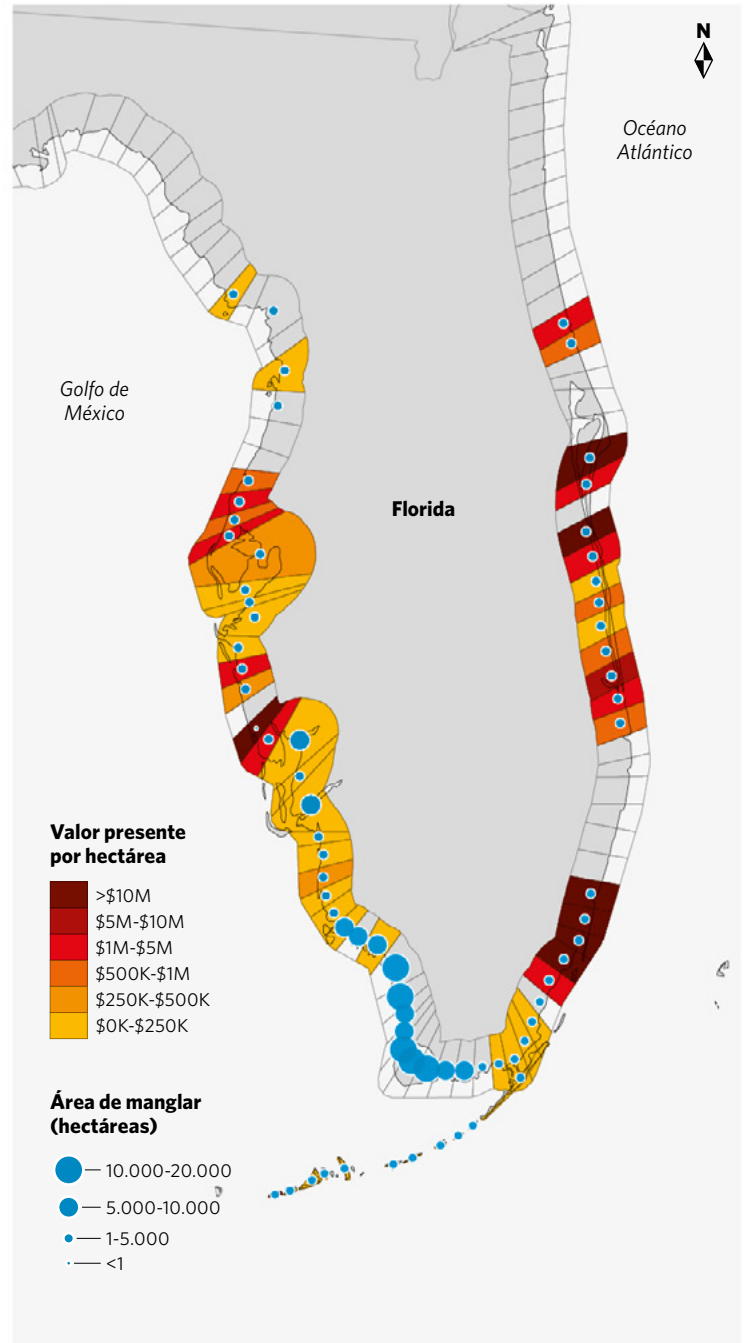
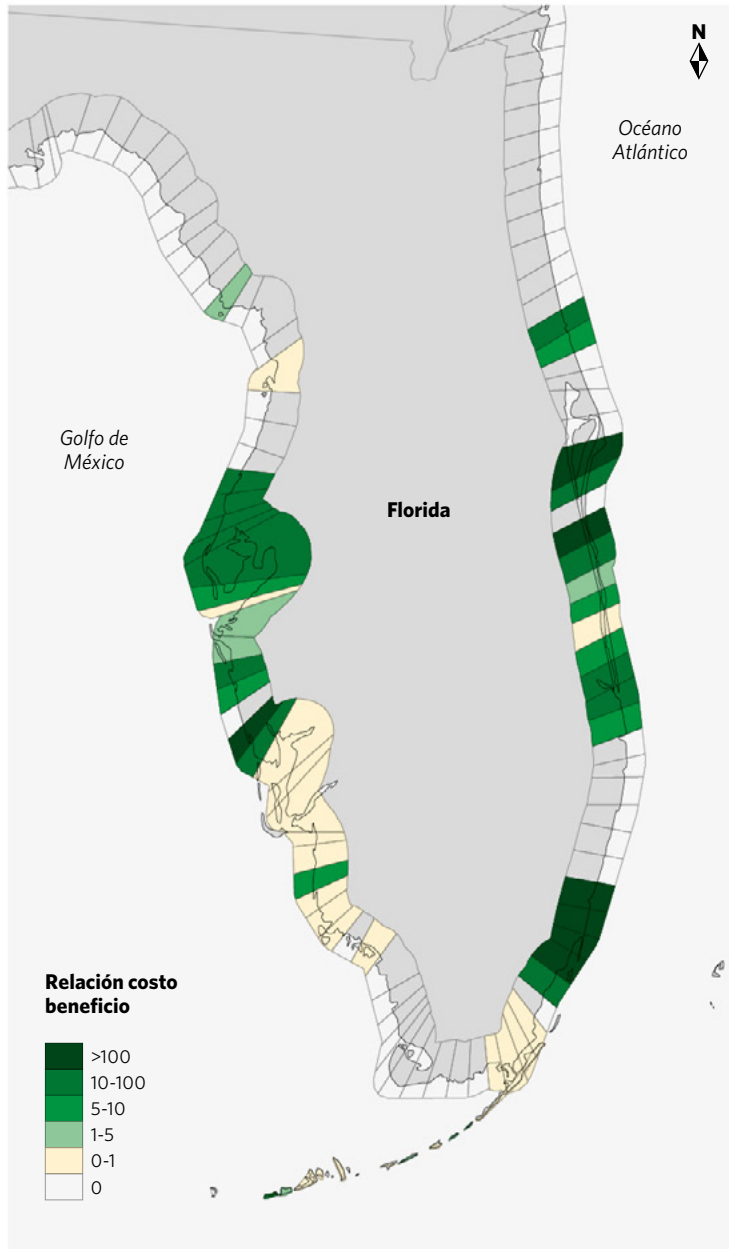


Figura 17: Valor presente por hectárea de manglar para unidades de estudio de 5 km en Florida, con base en el NSI y FAST de FEMA, usando una tasa de descuento del 4 (panel a) y del 7% (panel b) durante un período de tiempo de 30 años. Los valores promedio por hectárea son bajos en algunas áreas, en particular en el suroeste de Florida, donde el valor total de los activos es bajo y la abundancia total de manglares es alta dentro de las unidades de estudio.

También resumimos los resultados en las unidades de estudio de 5 km. Identificamos áreas de manglares a lo largo de más 100 km de costa en Florida, donde el valor presente de los manglares supera USD 1 millón por hectárea, con base en los datos del NSI y las curvas de daño por profundidad de USACE, usando una tasa de descuento del 4% y un período de 30 años (Figura 17, a).

Los resultados son similares con una tasa de descuento del 7% y un período de 30 años, con más de 90 km de costa valorados en más de USD 1 millón por hectárea (Figura 17, b). Estos manglares de gran valor existen a lo largo de la costa del centro y sur de Florida.

A Tasa de descuento de 4% por 30 años



B Tasa de descuento de 7% por 30 años

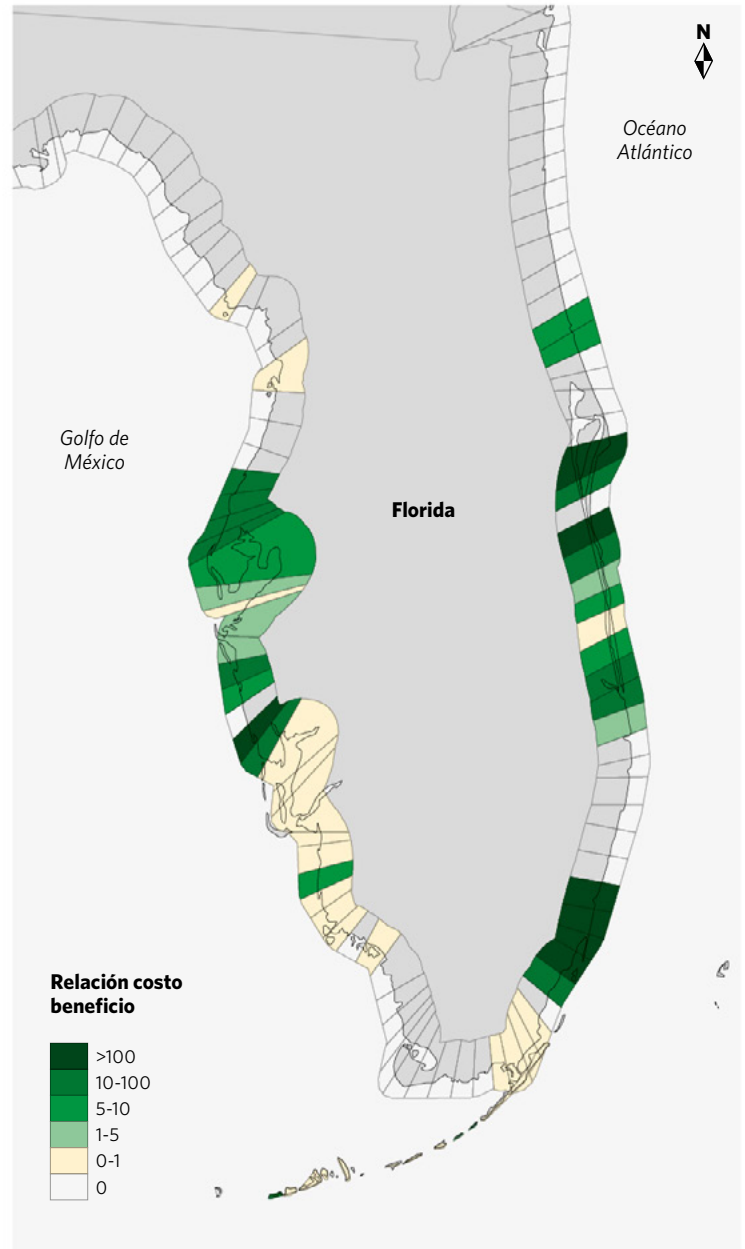


Figura 18: Relaciones costo-beneficio de los proyectos de restauración de manglares en Florida con tasas de descuento del 4 (izquierda) y 7% (derecha) durante 30 años. Los resultados se presentan en unidades de estudio de 5 km. Las relaciones costo-beneficio son bajas en algunas áreas donde los manglares son muy abundantes y el valor total de los activos es relativamente bajo (por ejemplo, en el suroeste de Florida). La adición de una hectárea de manglar en estas áreas en promedio solo tiene un valor marginal. Sin embargo, si se ubican de manera estratégica en frente de activos clave, los manglares podrían tener beneficios altos incluso en estas áreas.

4.2.2. Relaciones costo-beneficio usando datos del NSI

Usamos los resultados del NSI y los datos sobre los costos de los proyectos presentados anteriormente (Tabla 1) para evaluar las relaciones costo-beneficio de la restau-

ración de manglares en Florida, asumiendo una tasa de descuento del 4% y un período de retorno fijo de 30 años. Para la estimación de costos medianos (USD \$54,653 por hectárea en el oeste de Florida, y USD \$118,524 en el este de Florida) esto arrojó 33 unidades de estudio de 5 km distribuidas en el centro y sur de Florida y en los Cayos de Florida, donde es probable que la restauración de manglares resulte rentable (Figura 18).

4.3. Uso de curvas de fragilidad para evaluar la probabilidad de pérdida de manglar por tormentas

Usamos los datos en Han et al. (2018) para identificar los valores de daño de los manglares (Figura 19, panel a y b) y desarrollamos un análisis de regresión para describir la curva de fragilidad (Ecuación 1). Encontramos una correlación positiva entre la velocidad del viento y el porcentaje de pérdida de manglar (Figura 19, panel c):

$$D(\%) = 0.0026 \cdot \text{Viento}(\text{nudos}) - 0.1242 \text{ si Viento} > 60\text{nudos Eq., 1}$$

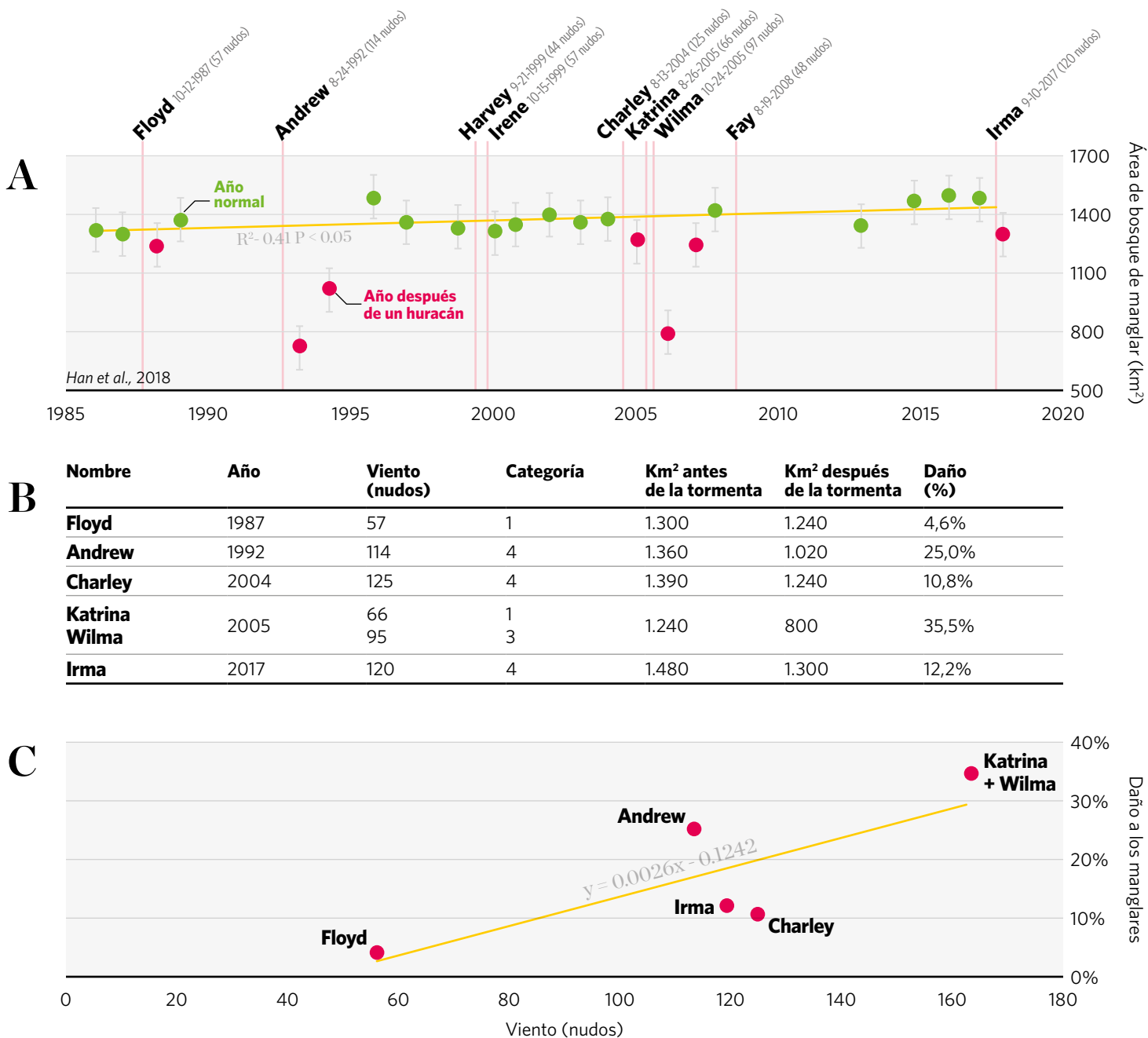


Figura 19: La curva de fragilidad de los manglares se desarrolló usando datos originales de Han et al. (2018) que muestran cambios en el área de los manglares tras 9 ciclones tropicales (a); valores derivados de (a) conectar el daño y la velocidad del viento (b); y una regresión lineal entre la velocidad del viento y la pérdida de manglares (c).

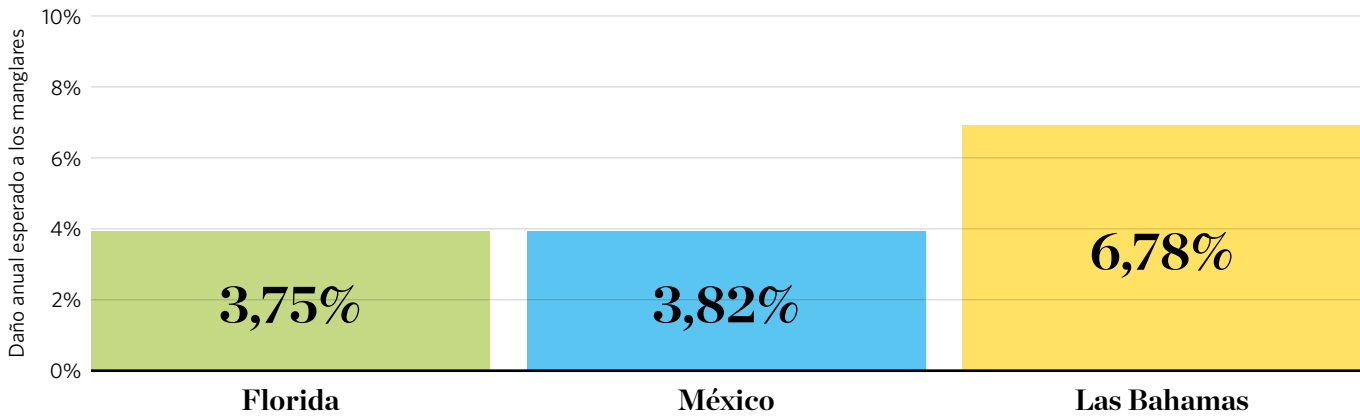


Figura 20: Daño anual esperado a los manglares (5) producido por ciclones tropicales en Florida (verde), México (azul) y Las Bahamas (amarillo).

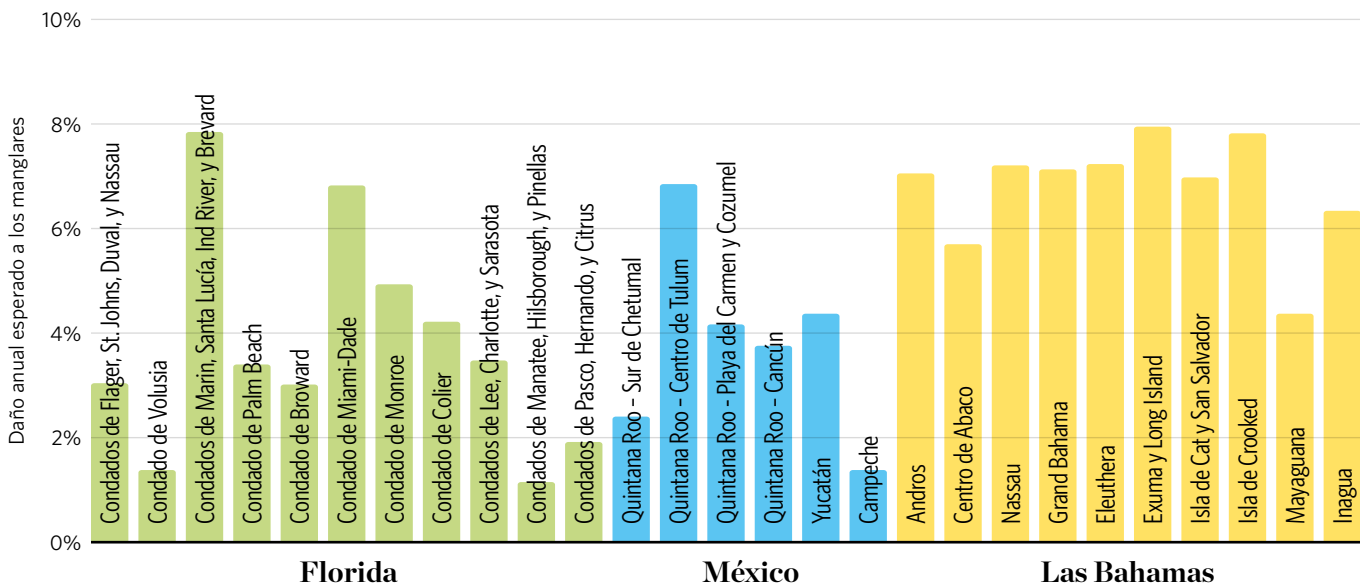


Figura 21: Daño anual esperado a los manglares (5) producido por ciclones tropicales en las subdivisiones regionales en Florida (verde), México (azul) y Las Bahamas (amarillo).

Con base en la curva de fragilidad expresada en la Ecuación 1 y la variación espacial en las velocidades pronosticadas de los vientos de las tormentas, estimamos la pérdida anual esperada probable para tormentas en México, Florida y Las Bahamas. Las pérdidas previstas de manglar por tormentas varían (Figura 20), con el mayor porcentaje de pérdida en Las Bahamas (6,8%), seguida de México (3,8%) y Florida (3,7%).

Existe una variabilidad sustancial en el daño anual esperado a los hábitats de manglar en las 27 subregiones de México, Florida y La Bahamas (Figura 21). En México, la región central de Quintana Roo experimenta una pérdida anual de manglar del 6,85%, mientras que se espera

que solo el 1,4% de los manglares de Campeche sufran daños por tormentas tropicales. Las pérdidas esperadas en Florida fueron particularmente variables: las unidades de estudio en los condados de Martin, Santa Lucía, Indian River y Brevard tenían pérdidas esperadas de manglar del 7,9%, mientras que las unidades de estudio en los condados de Manatee, Hillsborough, Pinellas y Volusia tenían pérdidas anuales de manglar pronosticadas mucho más bajas, de aproximadamente 1,4%. En Las Bahamas, todas las islas tienen pérdidas esperadas superiores al 4%. Se espera que el mayor daño ocurra en Exuma y Long Island (7,9%), seguido de Crooked Island (7,8%). La isla de New Providence, donde está ubicada la capital, Nassau, tiene una pérdida anual esperada de manglar del 7,2%.



Tiburones limón subadultos nadan por cerca del manglar en Bimini, Las Bahamas. © Jillian Morris/TNC

5. Discusión

Hay muchas oportunidades de inversión en los manglares debido a sus beneficios sustanciales de protección contra inundaciones, su amplia distribución y sus costos relativamente económicos de restauración. En estos análisis, mostramos que los manglares en el Caribe y Florida tienen beneficios de reducción de inundación que superan sustancialmente los posibles costos de restauración. Mostramos que, en muchas áreas, la restauración de manglares puede generar retornos de la inversión de 15:1 o mayores.

Se sabe que los costos de restauración pueden ser altamente variables, así que se deben tomar las relaciones costo-beneficio específicas como guías para saber en qué lugares es probable que el retorno de la inversión sea alto. Sin embargo, los mapas de valor presente proporcionan un fuerte indicador de la escala de los beneficios de restauración y de dónde es probable que los beneficios fácilmente superen cualquier costo de restauración. Algunas unidades de estudio de 5 km tienen valores presentes de los beneficios de los manglares en términos de protección contra inundaciones que superan los USD \$500 millones durante un periodo de 30 años. Algunos estados y países tienen valores presentes promedio por hectárea que se encuentran en los cientos de miles de dólares. Esto quiere decir que, siempre y cuando los costos de restauración sean inferiores a, digamos, USD 100.000 por hectárea, entonces los beneficios superarían con creces los costos en muchas áreas.

En las nuevas curvas de fragilidad, mostramos que los manglares enfrentan impactos significativos por las tormentas. Sin embargo, los manglares pueden recuperarse rápidamente después de las tormentas y esto podría acelerarse con inversiones oportunas en restauración. Los datos de otros lugares muestran que los pantanos y los manglares de Florida se recuperan de los huracanes con mayor rapidez si se encuentran en áreas gestionadas (Castagno *et al.*, 2021; Lagomasino *et al.*, 2021).

Nuestros esfuerzos representan evaluaciones, basadas en procesos de última generación, de los riesgos de inunda-

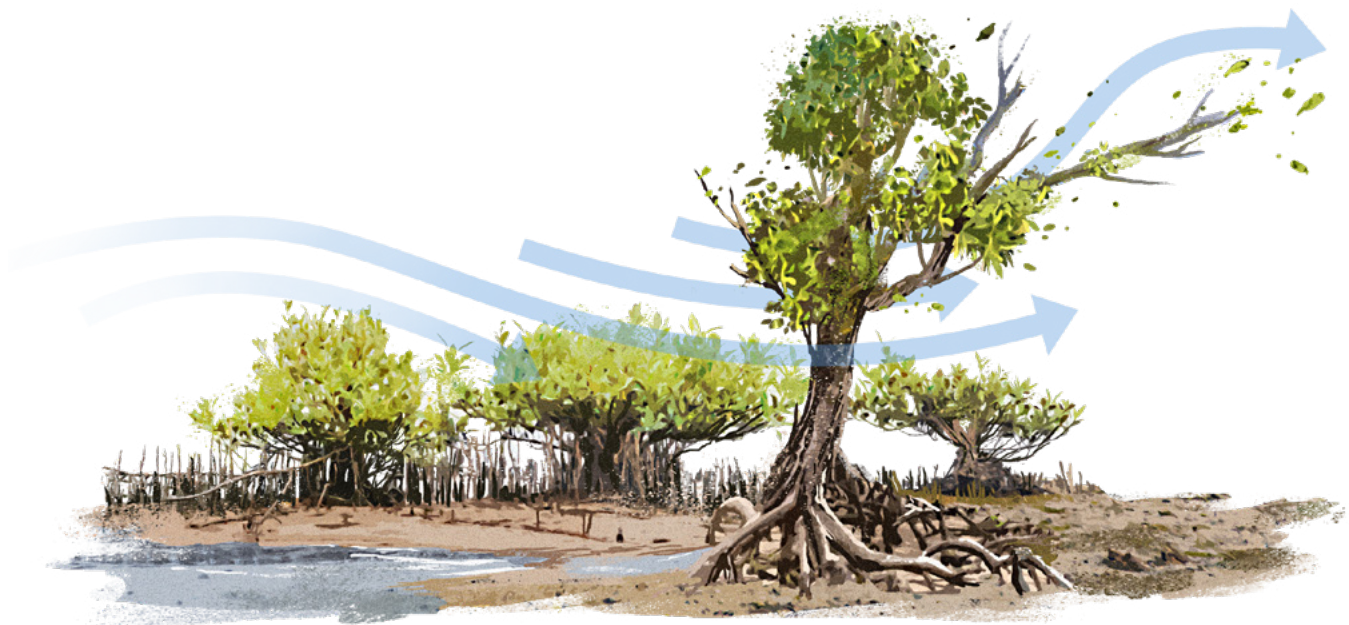
ción y de los beneficios de los manglares en el Gran Caribe. Para la mayoría de los países con manglares, estos son los mejores datos y modelos para estimar los beneficios de los manglares y, para muchos otros países, la mejor estimación a nivel nacional de los riesgos de inundación. De acuerdo con trabajos previos y nuestros propios análisis de sensibilidad, las mayores fuentes de incertidumbre en las evaluaciones del riesgo de inundación costera son las estimaciones de topografía (Menéndez *et al.*, 2019). Adicionalmente, la batimetría cercana a la costa sigue siendo una brecha importante, aunque hay avances en teledetección que podrían ayudar a mejorar las evaluaciones del riesgo de inundación. En cuanto a la cobertura de los manglares, solo tenemos información sobre su extensión, y no contamos con información sobre edad, densidad, especies, nivel de degradación ni sobre otros factores que pueden afectar la capacidad de los manglares de reducir las inundaciones. Usamos datos de distribución de manglares de 2010, pero ahora se cuenta con información más actualizada, por ejemplo, mediante el proyecto Global Mangrove Watch. Las principales limitaciones que aún existen para los modelos globales de inundación costera incluyen que se considere las inundaciones como un proceso unidimensional, y la dificultad de representar bien las inundaciones en islas pequeñas.

Existen limitaciones para estas relaciones costo-beneficio pero, en general, esperamos que sean conservadoras por varias razones. Primero, no consideramos los beneficios indirectos de evitar inundaciones –como evitar la paralización de los negocios– que usualmente son dos veces mayores que los beneficios directos (Sultana *et al.*, 2018). Tampoco sumamos los valores de los servicios ecosistémicos adicionales, como el secuestro de carbono (Jakovac *et al.*, 2020), el turismo (Spalding *et al.*, 2019), y la producción pesquera (Hutchison *et al.*, 2014). No incluimos los cambios en el aumento del nivel del mar (Kopp *et al.*, 2014) y de las tormentas (Knutson *et al.*, 2021), que está asociado con el cambio climático y que puede incrementar las inundaciones y, en la mayoría de los casos, los beneficios de los manglares para la reducción de inundaciones.

Al comparar los beneficios de los manglares basados en los datos del NSI con aquellos basados en los datos de GAR, vemos patrones muy similares en los resultados de Florida en general. Sin embargo, el valor presente de los beneficios de los manglares en Florida, durante 30 años con una tasa de descuento del 4% y con base en los datos del NSI (USD \$50 mil millones), es más alto que el basado en los datos de GAR en nuestros análisis globales. Esperamos que la razón principal de esta diferencia se deba a las curvas de profundidad por daño (Figuras 3 y 4).

Estos resultados abren nuevas oportunidades para apoyar la restauración de manglares con fondos para la mitigación del riesgo, adaptación climática y recuperación de desastres. Por ejemplo, en EE.UU., la financiación para la subvención de mitigación previa al desastre de FEMA fue de USD 660 millones en 2020 (Tabla 1), y la financiación posterior al desastre de FEMA y de otras agencias oscila desde decenas hasta cientos de miles de millones de dólares al año (Airoldi *et al.*, 2021; Reguero *et al.*, 2020). Hasta la fecha, muy poco de estos fondos se ha usado para apoyar la restauración de hábitats para la reducción del riesgo y la adaptación, en gran parte porque no se contaba con datos sobre costos y beneficios (Airoldi *et al.*, 2021).

Algunos de los mayores financiadores de la reducción de riesgos incluyen agencias de gestión de emergencias, bancos de desarrollo y aseguradoras. Estos financiadores están empezando a considerar cómo invertir en la restauración de hábitats costeros para reducir los futuros riesgos y generar resiliencia (Airoldi *et al.*, 2021; National Academies of Sciences and Medicine, 2019); Reguero *et al.*, 2020). FEMA recientemente redujo los requisitos de relación costo-beneficio para que sea más fácil apoyar proyectos basados en la naturaleza con fondos para la mitigación de inundaciones y la recuperación de desastres. FEMA ha indicado que las relaciones costo-beneficio podrían ser de 0,75:1 para la reducción de inundaciones basada en la naturaleza si se puede cuantificar un 0,25:1 adicional en los beneficios de otros servicios, como el secuestro de carbono. En 2021, se identificaron USD \$1,16 mil millones en nuevas oportunidades de financiación, incluyendo para el proyecto de construcción de infraestructuras y comunidades resilientes, que han establecido prioridades para soluciones basadas en la naturaleza (FEMA, 2020). Las reaseguradoras han vendido pólizas para proteger los arrecifes y están desarrollando enfoques que se podrían usar para invertir en la restauración por adelantado para generar resiliencia y reducir los pagos futuros (Kousky y Light, 2019; Reguero *et al.*, 2020).





Plántulas de mangle crecen en una marisma en el AMP (Área Marina Protegida) de Woburn Bay, Granada. © Marjo Aho

6. Conclusión

Podemos cuantificar de manera rigurosa el valor de los manglares para la reducción de inundaciones y demostrar que proporcionan beneficios significativos para las personas y las propiedades en Florida y el Caribe. Estos resultados quedan claros a partir de datos globales y datos de alta resolución sobre estructuras y activos en Florida, evaluados con herramientas de FEMA y USACE. Es probable que los beneficios de los manglares para la reducción de inundaciones por sí mismos superen con creces los costos de la restauración en más de 20 países del Caribe. Los manglares pueden resultar damnificados tras tormentas, y esta fragilidad también es cuantificable. Las inversiones oportunas en la restauración de manglares después de tormentas pueden acelerar su recuperación.



Literatura citada

- Airoldi, L., Beck, M. W., Firth, L. B., Bugnot, A. B., Steinberg, P. D., & Dafforn, K. A. (2021). Emerging solutions to return nature to the urban ocean. *Annual Review of Marine Science*, 13, 445–477.
- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., Mumby, P. J., & Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4), 1055–1074.
- Beck, M. W., Heck, N., Narayan, S., Menéndez, P., Reguero, B. G., Bitterwolf, S., ... & Losada, I. J. (2022). Return on investment for mangrove and reef flood protection. *Ecosystem Services*, 56, 101440.
- Beck, M. W., Lange, G. M., & Accounting, W. (2016). *Managing coasts with natural solutions: Guidelines for measuring and valuing the coastal protection services of mangroves and coral reefs*. The World Bank.
- Beck, M. W., Losada, I. J., Menéndez, P., Reguero, B. G., Díaz-Simal, P., & Fernández, F. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04568-z>
- Beck, M. W., Quast, O., & Pfliegner, K. (2019). Insurance and Ecosystem-based Adaptation: Successes, Challenges and Opportunities. *Insuresilience Secretariat, Germany*.
- Bresch, D. N., & group, E. C. A. working. (2010). *Enhancing the climate risk and adaptation fact base for the Caribbean: Preliminary results of the ECA Study*. ETH Zurich.
- Bridges, T. S., King, J. K., Simm, J. D., Beck, M. W., Collins, G., Lodder, Q., & Mohan, R. K. (2021). *Overview: International Guidelines on Natural and Nature-Based Features for Flood Risk Management*.
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). Reefs at risk revisited: technical notes on modeling threats to the world's coral reefs. *Washington, DC: World Resources Institute*.
- Castagno, K., Tomiczek, C. C. Shepard, M. W. Beck, A. A. Bowden, K. O'Donnell, S. B. Scyphers. 2021. Resistance, resilience, and recovery of salt marshes in the Florida Panhandle following Hurricane Michael. *Scientific Reports* 11:20381.
- Church, J. A., White, N. J., Coleman, R., Lambeck, K., & Mitrovica, J. X. (2004). Estimates of the regional distribution of sea level rise over the 1950–2000 period. *Journal of Climate*, 17(13), 2609–2625.
- Cid, A., Camus, P., Castanedo, S., Méndez, F. J., & Medina, R. (2017). Global reconstructed daily surge levels from the 20th Century Reanalysis (1871–2010). *Global and Planetary Change*, 148, 9–21.
- Compo, G. P., Whitaker, J. S., Sardeshmukh, P. D., Matsui, N., Allan, R. J., Yin, X., Gleason, B. E., Vose, R. S., Rutledge, G., & Bessemoulin, P. (2011). The twentieth century reanalysis project. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 137(654), 1–28.
- De Bono, A., & Chatenoux, B. (2015). A global exposure model for GAR 2015. *UNEP-GRID, GAR*.
- Desai, B., Maskrey, A., Peduzzi, P., De Bono, A., & Herold, C. (2015). *Making development sustainable: the future of disaster risk management, global assessment report on disaster risk reduction*.
- Earth Security Group (2020). *Financing the Earth's Assets: The Case for Mangroves as a Nature-based Climate Solution*
- (FEMA), F. E. M. A. (2020). *Building Community Resilience with Nature-Based Solutions: A Guide for Local Communities*. Federal Emergency Management Agency Washington, DC, USA.
- Hallegatte, S., Green, C., Nicholls, R. J., & Corfee-Morlot, J. (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, 3(9), 802–806.
- Han, X., Feng, L., Hu, C., & Kramer, P. (2018). Hurricane induced changes in the Everglades National Park mangrove forest: Landsat observations between 1985 and 2017. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(11), 3470–3488.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernandez, C., Secaira-Fajardo, F., Geselbracht, L., Musgrove, M., Rogers, M., Schmidt, J., Robles-Toral, P. J., Canul-Cabrera, J. A., & Guerra-Cano, L. (2022). "Hurricane Damages to Mangrove Forests and Post-Storm Restoration Techniques and Costs." The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A. T., Perrette, M., Nicholls, R. J., Tol, R. S. J., Marzeion, B., Fettweis, X., Ionescu, C., & Levermann, A. (2014). Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3292–3297.
- Huizinga, J., de Moel, H., & Szewczyk, W. (2017). *Global flood depth-damage functions: Methodology and the database with guidelines*. Joint Research Centre (Seville site).
- Hutchison, J., Spalding, M., & zu Ermgassen, P. (2014). The role of mangroves in fisheries enhancement. *The Nature Conservancy and Wetlands International*, 54.
- Jakovac, C. C., Latawiec, A. E., Lacerda, E., Lucas, I. L., Korys, K. A., Iribarrem, A., ... & Strassburg, B. B. N. (2020). Costs and carbon benefits of mangrove conservation and restoration: a global analysis. *Ecological Economics*, 176, 106758.
- Kaplan, J., & DeMaria, M. (1995). A simple empirical model for predicting the decay of tropical cyclone winds after landfall. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 34(11), 2499–2512.
- Knapp, K. R., Kruk, M. C., Levinson, D. H., Diamond, H. J., & Neumann, C. J. (2010). The international best track archive for climate stewardship (IBTrACS) unifying tropical cyclone data. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(3), 363–376. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3109-9_26

- Knutson, T. R., Chung, M. V., Vecchi, G., Sun, J., Hsieh, T. L., & Smith, A. (2021). Climate change is probably increasing the intensity of tropical cyclones. In *Critical issues in climate change science*. ScienceBrief Review.
- Kopp, R. E., Horton, R. M., Little, C. M., Mitrovica, J. X., Oppenheimer, M., Rasmussen, D. J., ... & Tebaldi, C. (2014). Probabilistic 21st and 22nd century sea level projections at a global network of tide gauge sites. *Earth's future*, 2(8), 383-406.
- Kousky, C., & Light, S. E. (2019). Insuring Nature. *Duke LJ*, 69, 323.
- Lagomasino, D. et. al. 2021 Storm surge and ponding explain mangrove dieback in southwest Florida following Hurricane Irma. *Nature Communications* 12:4003.
- Lange, G-M, M. W. Beck, V. Lam, P. Menéndez, R. Sumaila. 2021. Blue natural capital: mangroves and fisheries in G. M. Lange et al. (eds). *Changing Wealth of Nations 2021: Managing Assets for the Future*. World Bank.
- Losada, Í. J., Beck, M., Menendez, P., Espejo, A., Torres, S., Diaz-Simal, P., Fernandez, F., Abad, S., Ripoll, N., & Garcia, J. (2017). *Valuing protective services of mangroves in the Philippines*.
- Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W., Torres-Ortega, S., Espejo, A., Narayan, S., Díaz-Simal, P., & Lange, G.-M. (2018). Valuing the protection services of mangroves at national scale: The Philippines. *Ecosystem Services*, 34. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.005>
- Menéndez, Pelayo, Losada, I. J., Torres-Ortega, S., Narayan, S., & Beck, M. W. (2020). The Global Flood Protection Benefits of Mangroves. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>
- Menéndez, Pelayo, Losada, I. J., Torres-Ortega, S., Toimil, A., & Beck, M. W. (2019). Assessing the effects of using high-quality data and high-resolution models in valuing flood protection services of mangroves. *PLoS One*, 14(8), e0220941.
- Narayan, S., Beck, M. W., Reguero, B. G., Losada, I. J., Van Wesenbeeck, B., Pontee, N., Sanchirico, J. N., Ingram, J. C., Lange, G.-M., & Burks-Copes, K. A. (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PLoS One*, 11(5), e0154735.
- Narayan, S., Thomas, C., Matthewman, J., Shepard, C. C., Geselbracht, L., Nzerem, K., & Beck, M. W. (2019). Valuing the Flood Risk Reduction Benefits of Florida's Mangroves. *Conservation Gateway*.
- National Academies of Sciences and Medicine, E. (2019). *Building and measuring community resilience: Actions for communities and the Gulf research program*.
- Nederhoff, K., Hoek, J., Leijnse, T., van Ormondt, M., Caires, S., & Giardino, A. (2021). Simulating synthetic tropical cyclone tracks for statistically reliable wind and pressure estimations. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(3), 861-878.
- Nunes, V., & Pawlak, G. (2008). Observations of bed roughness of a coral reef. *Journal of Coastal Research*, 24 (10024), 39-50.
- Ortega, S. T., Losada, I. J., Espejo, A., Abad, S., Narayan, S., & Beck, M. W. (2019). *The Flood Protection Benefits and Restoration Costs for Mangroves in Jamaica*.
- Perez, J., Menendez, M., & Losada, I. J. (2017). GOW2 : A global wave hindcast for coastal applications. *Coastal Engineering*, 124(April), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.03.005>
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., & Weyer, N. M. (2019). *The ocean and cryosphere in a changing climate*. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Ray, R. D. (1999). *A global ocean tide model from TOPEX/POSEIDON altimetry: GOT99. 2*. National Aeronautics and Space Administration, Goddard Space Flight Center.
- Reguero, B G, Menéndez, M., Méndez, F. J., Mínguez, R., & Losada, I. J. (2012). A Global Ocean Wave (GOW) calibrated reanalysis from 1948 onwards. *Coastal Engineering*, 65, 38-55. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.03.003>
- Reguero, Borja G, Beck, M. W., Bresch, D. N., Calil, J., & Meliane, I. (2018). Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: A case study from the Gulf Coast of the United States. *PLoS One*, 13(4), e0192132.
- Reguero, Borja G, Beck, M. W., Schmid, D., Stadtmüller, D., Raepplé, J., Schüssele, S., & Pflieger, K. (2020). Financing coastal resilience by combining nature-based risk reduction with insurance. *Ecological Economics*, 169, 106487.
- Robinson, W. D., Schmidt, G. M., McClain, C. R., & Werdell, P. J. (2000). Changes made in the operational SeaWiFS processing. *SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 2*, 12-28.
- Saha, S., Moorthi, S., Pan, H.-L., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., & Behringer, D. (2010). The NCEP climate forecast system reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), 1015-1058.
- Secaira Fajardo, F., Baughman McLeod, K., & Tassoulas, B. (2019). A Guide on How to Insure a Natural Asset. *The Nature Conservancy*.
- Sheppard, C., Dixon, D. J., Gourlay, M., Sheppard, A., & Payet, R. (2005). Coral mortality increases wave energy reaching shores protected by reef flats: examples from the Seychelles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), 223-234.
- Spalding, M. (2010). *World atlas of mangroves*. Routledge.
- Spalding, M., & Parrett, C. L. (2019). Global patterns in mangrove recreation and tourism. *Marine Policy*, 110, 103540.
- Sultana, Z., Sieg, T., Kellermann, P., Müller, M., & Kreibich, H. (2018). Assessment of business interruption of flood-affected companies using random forests. *Water*, 10(8), 1049.
- Taille, P. J., Roman-Cuesta, R., Lagomasino, D., Cifuentes-Jara, M., Fatoyinbo, T., Ott, L. E., & Poulter, B. (2020). Widespread mangrove damage resulting from the 2017 Atlantic mega hurricane season. *Environmental Research Letters*, 15(6), 64010.
- Tatem, A. J. (2017). WorldPop, open data for spatial demography. *Scientific Data*, 4(1), 1-4.
- Tolman, H. L. (2014). WAVEWATCH III Development Group. *User Manual and System Documentation of WAVEWATCH III Version, 4*.

Creando capital natural con manglares

Evaluar la relación costo-beneficio de la restauración de manglares en el Gran Caribe

