

PROTOCOLOS DE EVALUACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DESPUÉS DE EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS CASO HURACANES: ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA, RB SEAFLOWER, COLOMBIA.

INFORME FINAL

Productos del convenio 002 del 4 de octubre de 2021 entre Coralina
y la Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe.



Dirección: Adriana Santos Martínez, Dra.

**Coordinación Ecosistemas: Julián Prato Valderrama, Cand. PhD. Coordinación Gestión del Riesgo:
Carolina Velásquez, PhD. Coordinación Logística y Divulgación: Robert Hudgson Reeves, Dr.**

**Equipo Científico Ecosistemas Manglares, Pastos Marinos y Corales
Asesoría Jurídica responsabilidades institucionales y Análisis cartográficos SIG.
Asesoría UNAL – ECOMARES - BLUE INDIGO y CEMARIN**

**San Andrés Isla, 2022
Colombia**



Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago
de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

Sede Caribe
Sede Bogotá
Sede Medellín



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Fondo de Compensación Ambiental-FCA

Asesorías y apoyo



El ambiente
es de todos

Minambiente



Participantes

CORALINA

Arne Britton, Dr. Director General.
Dahian Mitchell, Dra.
Mishell Taylor, Dra.
Marcelo Diviola, Biólogo

BLUE INDIGO

María Fernanda Maya, Bióloga
Mariana Genecco, Bióloga

ECOMARES

Elvira Alvarado, PhD.
Valeria Pizarro, PhD.
Juliana Vanegas, Bióloga

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Sede Caribe

Adriana Santos-Martínez, Dra.
Julian Prato MSc. Cand. PhD.
Carolina Velásquez, PhD.
Robert Hudgson Reves Dr.
Juan David Osorio, PhD.
Fady Ortiz, Dr.
Diana Castaño, Cand. MSc.
Yanelis Cantillo, Bióloga
Juan Carlos Mejía, PhD.
Osmani Castellanos, MSc.
Venus Avendaño, Contadora.
Tishanny Mow, Administradora.
Dianira Calderón Lung, Diseñadora
Salma Tabet, Comunicadora.

Sede Bogotá

Ernesto Mancera, PhD.
Brigitte Gavio, PhD.
Lina Ochoa, Bióloga.
Álvaro Sandoval, Biólogo.
Paola Echeverry, Ingeniera

Sede Medellín

Andrés Osorio, PhD.
Juan Pablo Ramírez Monsalve, Ingeniero
Paula Andrea Espinosa Ordoñez, Ingeniera

Asesorías y apoyo



CONTENIDO GENERAL SECCIONES

Presentación

- I. Gestión del riesgo de desastres basado en ecosistemas**
- II. Competencias y responsabilidades institucionales**
- III. Documento técnico detallado protocolo de restauración ecosistemas de Manglares**
- IV. Documento técnico detallado protocolo de restauración ecosistemas de Pastos Marinos**
- V. Documento técnico detallado protocolo de restauración ecosistemas de Arrecifes de coral**
- VI. Participación social para la gestión del riesgo en ecosistemas marinos**
- VII. Documento síntesis protocolos de restauración ecosistemas frente a huracanes (procedimientos restauración manglares, pastos marinos y corales).**
- VIII. Herramientas para la divulgación del conocimiento, Infografías y libros.**

Anexo 1. Mapas de áreas susceptibles a impactos por huracanes.

Anexo 2. Segundo Informe de avance, información secundaria disponible.

Protocolos de evaluación y restauración de ecosistemas después de eventos climáticos extremos caso huracanes: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina - RB Seaflower, Colombia.

SECCIÓN III

Documento técnico Protocolo de Respuesta y Restauración Post Huracán para Ecosistemas Marino-Costeros: Manglares

Lina Ochoa Sanabria, Bióloga.

Yanelys Cantillo Villa, Bióloga.

Julián Alberto Prato Valderrama, Biólogo Marino MSc.

José Ernesto Mancera Pineda, PhD



Fotografía: Julián Prato Valderrama

**Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe
Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San
Andrés, Providencia y Santa Catalina, Coralina.
San Andrés isla
2022**

Tabla de contenido

1	Introducción.....	10
2	Estado del Arte	11
2.1	¿Que son los Ecosistemas de Manglar?.....	11
2.1.1	Disturbios Físicos y Ecosistemas de Manglar	11
2.2	Estado del ecosistema de manglar en el Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	13
2.2.1	Distribución y características	13
2.2.2	San Andrés isla	13
2.2.3	Providencia y Santa Catalina	18
2.2.4	Especies de Manglar que Estructuran los Bosques del Archipiélago	21
2.2.5	Evaluación Ambiental de los Manglares del Archipiélago antes del Huracán Iota	21
2.3	Antecedentes históricos de afectación por huracanes: vulnerabilidad de los manglares 23	
2.3.1	Daños estructurales	24
2.3.2	Escombros y sedimentos.....	26
2.3.3	Inundaciones, colapso de la turbera, compactación y anaerobiosis.....	27
2.3.4	Escenarios de afectación y tolerancia de los ecosistemas	28
2.4	Factores biológicos de vulnerabilidad de los manglares.....	32
2.4.1	Rhizophora mangle	34
2.4.2	Avicennia germinans	35
2.4.3	Laguncularia racemosa.....	36
2.4.4	Disponibilidad de propágulos.....	36
3	Evaluación de Impactos por Ciclones Tropicales en Bosques de Manglar.	38
3.1	Fase preparatoria para mitigar los impactos de un huracán sobre los bosques de manglar.....	39
3.1.1	Establecer áreas de monitoreo, siembra y protección	40
3.1.2	Propagar diferentes especies de manglar en viveros.....	40
3.1.3	Integración comunitaria.....	42
3.1.4	Establecer redes de apoyo	42
3.1.5	Equipos de evaluación, monitoreo y respuesta	43
3.2	Procedimiento de Evaluación del Impacto sobre los Ecosistemas de Manglar del Archipiélago	44
3.2.1	Información previa	44
3.2.2	Índice de verdor (NDVI) e índice de vegetación de Manglar (MVI):.....	45
3.2.3	Definición de Áreas para la Evaluación de Impactos y Monitoreo:.....	45
3.2.4	Atributos estructurales	45
3.2.5	Medición de Variables Ecosistémicas.....	47
3.2.6	Identificación de Estrés Ambiental.....	49
3.2.7	Indicador de Condición de Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM)	49
3.2.8	Definición de predictores asociados al impacto.....	51

3.3	Métodos de Evaluación Ambiental Rápida pre-huracán y Evaluación de Daños post-huracán.	52
3.3.1	Evaluación rápida	52
3.3.2	Evaluación a mediano y largo plazo	53
3.3.3	Teledetección e Imágenes satelitales	54
3.4	Métodos clave de monitoreo: máxima eficiencia costo beneficio.	57
3.4.1	Drones para monitoreo forestal	57
3.4.2	Monitoreo a nivel de parcela	58
4	Protocolos de Respuesta y Restauración Frente a Huracanes.	59
4.1	Respuestas de los manglares a los ciclones tropicales	59
4.2	Restauración Ecológica	60
4.2.1	Conformación del Grupo de respuesta a emergencias AMC frente a ciclones tropicales, Manglares.	61
4.3	Aspectos clave de los protocolos de restauración	62
4.3.1	Elección del área a restaurar	63
4.3.2	Evaluación de costos asociados al programa de restauración	64
4.3.3	Establecimiento de objetivos y metas	65
4.3.4	Diagnóstico del área a restaurar	66
4.3.5	Importancia de restaurar la Hidrología	66
4.3.6	Topografía	67
4.3.7	Disponibilidad de propágulos para vivero y siembra	68
4.3.8	La importancia de la inclusión de las comunidades	68
4.3.9	Variables fisicoquímicas	71
4.3.10	El sedimento	72
4.3.11	Atributos estructurales y clasificación	74
4.4	Acciones de restauración	76
4.5	Restauración hidrológica	76
4.5.1	Dragado de Canales	77
4.5.2	Rehabilitación de pasos de agua	77
4.5.3	Habilitación de canales nuevos	77
4.6	Rehabilitación topográfica	78
4.6.1	Remoción de sedimentos	78
4.6.2	Elevación de la topografía	78
4.7	Reforestación	79
4.7.1	Siembra directa	79
4.7.2	Centros de dispersión asistidos	80
4.7.3	Propagación de plantas en condiciones de vivero	80
5	Monitoreo	81
5.1	Indicadores ecológicos	82
5.2	Indicadores socio económicos	83
5.3	Indicadores de Recuperación	84
5.4	Modelación Ecológica	84

5.5	Divulgación, Vinculación y Gobernanza.....	85
6	Conclusiones	86
7	Bibliografía	90

Lista de Figuras

Figura 1. Ubicación de los manglares de San Andrés y de las parcelas de monitoreo de CORALINA-INVEMAR.	14
Figura 2. Ubicación de los manglares de Providencia y Santa Catalina y de las parcelas de monitoreo de CORALINA-INVEMAR.	18
Figura 3. Principales causantes de estrés ecológico durante los ciclones tropicales en ecosistemas de manglar.	23
Figura 4. Manglar del PNN McBean Lagoon defoliado tras el paso del huracán Iota.....	30
Figura 5. Áreas de afectación de la cobertura vegetal de acuerdo con la pérdida de NDVI en la isla de providencia.....	31
Figura 6. Actores clave en la fase preparatoria para mitigar el impacto de ciclones tropicales sobre los ecosistemas de manglar y acciones por desarrollar.....	44
Figura 7. Diagrama resumen de evaluación de impactos de los ciclones tropicales sobre el ecosistema de manglar.	52
Figura 8. Imágenes del Manglar de Old Point usando VANT (drones).....	58
Figura 9. Importancia de la integración de componente en el proceso de restauración. 1.	62
Figura 10. Etapas de un proyecto de restauración.	63
Figura 11. Costos actualizados para la restauración de los ecosistemas de manglar.....	65
Figura 12. Pasos para la restauración ecológica de manglares.....	67
Figura 13. Diagrama de partida para determinar planes de acción.....	76
Figura 14. Ejemplificación de curvas de funcionamiento en el monitoreo de variables indicadoras de éxito en la restauración ecológica.....	82
Figura 15. Acciones del protocolo de restauración de bosques de manglar.	86

Lista de Tablas

Tabla 1. Descripción y características de los bosques de manglar de la isla de San Andrés de acuerdo con lo descrito por diferentes autores.....	15
Tabla 2. descripción y características de los bosques de manglar de las islas de Providencia y Santa Catalina, previo al paso del huracán Iota de acuerdo con lo descrito por diversos autores.	19
Tabla 3. Huracanes en el Caribe y sus efectos sobre diferentes bosques de manglar.	25
Tabla 4. Velocidad del viento y posibles afectaciones a los manglares	28
Tabla 5. Variables a medir en las áreas de estudio..	48
Tabla 6. Escala de clasificación inicial del Indicador de Condición-Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM) para el Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia-SAMP).....	50
Tabla 7. Indicadores ecológicos y medidas de desempeño claves a evaluar en ecosistemas de manglar.	59
Tabla 8. Clasificación de manglares..	75

1 Introducción

Los ecosistemas de manglar son humedales costeros dominantes en regiones tropicales y subtropicales que proveen de importantes servicios a la sociedad. Son soporte y refugio de numerosas poblaciones de interés ecológico y económico, beneficiando la pesca; acumulan carbono orgánico por largos periodos, mitigando el calentamiento global; retiene sedimentos manteniendo el equilibrio con el aumento del nivel del mar y mitigando la erosión; y protegen las zonas costeras de disturbios generados por eventos climáticos. Sin embargo, el uso indebido de los bosques de manglar y los fuertes disturbios generados por eventos climáticos extremos como los ciclones tropicales pueden deteriorar de manera importante la estructura y/o el funcionamiento de estos humedales. El archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina experimentó en la temporada de huracanes de 2020, el paso de un huracán nivel 5 denominado Iota, el cual devastó las islas de Providencia y Santa Catalina y causó daños en la isla de San Andrés. Si bien los huracanes son eventos recurrentes y moduladores de los manglares en el Caribe, los expertos en cambio climático predicen que estos eventos serán cada vez más intensos, lo que obliga a todos los sectores de la sociedad a gestionar el conocimiento necesario para disminuir la vulnerabilidad social, mitigar los impactos negativos y desarrollar acciones de restauración ecológica. Teniendo en cuenta la variabilidad de tipos de manglar existentes en el planeta y el hecho de que diferentes tipos de manglar generan diferentes bienes y servicios y requieren diferentes acciones de manejo, los planes y protocolos de evaluación y restauración, tienen que ser diseñados a la medida, más aún en San Andrés, donde parte de sus bosques son de interior, un tipo de manglar poco conocido en el mundo. Por lo tanto, el presente documento tiene como objetivos proveer el marco conceptual para la estrategia de prevención, control y mitigación del riesgo ante la amenaza del paso de ciclones tropicales por el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; y orientar acciones clave para la restauración estructural y funcional de los manglares en caso de ser necesario. Dicha estrategia y acciones harán parte del “Protocolo de Respuesta y Restauración Post-huracán para Ecosistemas Marino-Costeros” del Archipiélago. El presente documento parte de un diagnóstico de los bosques de manglar del departamento Archipiélago, analiza los ciclones tropicales como agentes de disturbio que modulan su estructura; propone protocolos para evaluar los impactos de los huracanes, así como acciones de restauración pasiva y activa. Los protocolos resaltan la necesidad de articular diversas instituciones y las comunidades locales, como requisito de éxito en la gestión del riesgo frente a huracanes.

Palabras clave: Cambio climático, servicios ecosistémicos, restauración, islas tropicales, manglares neotropicales

2 Estado del Arte

2.1 ¿Que son los Ecosistemas de Manglar?

Los manglares son ecosistemas costeros predominantes de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Lewis, 2005). Los árboles que estructuran estos bosques se han adaptado a condiciones ambientales adversas, desarrollando características que les permiten vivir en suelos inestables, con alta y variable salinidad y limitadas concentraciones de oxígeno (Zaldivar-Jiménez et al., 2010).

Estos ecosistemas prestan múltiples servicios, entre los que se destacan, la reducción de la energía de las olas y del viento contra las costas y la estabilización de los suelos. Por lo tanto, juegan un papel importante en la protección costera en caso de fenómenos climáticos extremos como los ciclones tropicales. Además, contribuyen con las pesquerías locales, proporcionando alimento y hábitat a numerosas poblaciones de vida silvestre, especialmente aquellas compuestas por organismos marinos en fases tempranas de su ciclo de vida, así como múltiples especies de aves marinas residentes y migratorias (Lewis, 2005). Los manglares también secuestran y almacenan por largos periodos gran cantidad de carbono orgánico contribuyendo así con la regulación climática y la estabilidad del suelo (Donato et al., 2011). La distribución mundial de los bosques de manglar es muy amplia a lo largo de costas tropicales y subtropicales, donde se destacan varios tipos de manglar con diferente composición, estructura y funcionamiento, y por tanto diferente suministro de bienes y servicios (Ewel et al., 1998).

El valor de los servicios ecosistémicos que prestan los manglares ha sido estimado en US\$194.000 por hectárea por año, con un valor global de US\$2,7 billones por año (Barbier et al., 2011; Costanza et al., 2014). De acuerdo con Sippo y colaboradores (2018), durante los últimos 50 años, el 45% de las alteraciones reportadas en la literatura mundial para bosques de manglar fueron atribuidas a ciclones tropicales, clasificándolos quizás, como el principal disturbio no antropogénico que los amenaza. Los ciclones tropicales generan fuertes vientos, lluvias torrenciales, olas de alta energía y marejadas ciclónicas que pueden afectar negativamente estos ecosistemas. En el escenario actual de cambio climático global, se anticipa un aumento en el número de estos eventos climáticos extremos (IPCC 2013; USGCRP, 2017) los cuales, pueden afectar la estructura y función de los ecosistemas y en casos extremos, pueden resultar en el colapso y o pérdida total del ecosistema y de los servicios ecosistémicos que ofrecen a la sociedad (Osland et al., 2020).

2.1.1 Disturbios Físicos y Ecosistemas de Manglar

Debido a que los manglares del Caribe han sido golpeados repetidamente por ciclones tropicales a lo largo de la historia, estos eventos perturbadores, sin duda han jugado un papel importante en la configuración de las características bióticas de estos ecosistemas (Sherman et al., 2001). Los disturbios físicos definidos como cambios relativamente

abruptos en un factor limitante, causando mortalidad o reduciendo la biomasa viva (White, 1979); pueden ser importantes en el equilibrio ecosistémico al modificar las interacciones competitivas entre las especies y permitiendo una mayor biodiversidad, dando evidencia de lo que se ha denominado la hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978; Grime, 1979; Huston, 1979).

Los manglares se describen como comunidades adaptadas a disturbios (Lugo et al., 1981) y a menudo se consideran ecológicamente resilientes (Alongi, 2008), lo que sugiere que pueden hacer frente a las interrupciones estructurales de las tormentas periódicas y recuperarse. Entre los disturbios físicos, los ciclones tropicales son el tipo más común, pero también se encuentran movimientos tectónicos, sequías, incendios e inundaciones. Entre los disturbios de origen antrópico se encuentran la tala, los cambios en el uso del suelo y diversos tipos de contaminación entre los que se destacan, la contaminación con aguas residuales y combustibles fósiles.

Si bien se conoce que los manglares pueden ser resilientes a los impactos de los huracanes, los resultados de Taillie y colaboradores (2020) sugieren que los mega huracanes cada vez más frecuentes en la región del Caribe alterarán drásticamente esta dinámica del disturbio de los ecosistemas. Otro factor importante a tener en cuenta para la recuperación de los manglares, tras el paso de ciclones, es la degradación del ecosistema inducida por el ser humano antes del huracán. Walcker y colaboradores (2020) en el estudio de los efectos del huracán Irma en la isla de Saint Martin en 2017 concluyeron que la degradación de los bosques es la principal causa de la no recuperación forestal. Por esta razón sugieren que los manglares degradados por el ser humano son los más afectados por los eventos climáticos extremos.

De acuerdo con Krauss y Osland (2020) en los ecosistemas de manglar, los efectos de los ciclones, si bien son disruptivos, a menudo no tienen una larga duración, ya que algunas especies de árboles pueden volver a brotar rápidamente (por ejemplo, *Avicennia*), mientras que otras dependen de estrategias de regeneración, por ejemplo, plántulas presentes antes de la tormenta, o siembra posterior a la tormenta. En los lugares donde el disturbio del ciclón tropical es más intenso y frecuente, por ejemplo, en las Antillas menores (Moore, 2018; Taillie et al., 2020), la complejidad estructural de los manglares se reduce a niveles más bajos de estatura del dosel con pocas copas emergentes (Lugo y Snedaker, 1974). De otra parte, Imbert y colaboradores (1996) reportaron disminución en la densidad de tallos y reducción del área basal tras el paso del Huracán Hugo (1989) por la isla de Guadalupe en las Antillas menores. La reducción de la densidad de tallos fue del 78 % en los bosques compuestos por árboles altos y de 59% en el manglar de borde. La reducción del área basal fue de 71 y 68% respectivamente. Roth (1992) documentó una reducción significativa en el área basal de los ecosistemas de manglar tras el paso del huracán Joan por Nicaragua en 1988. Así mismo sugirió que los bajos índices de complejidad estructural en el Caribe podrían deberse al impacto periódico de los ciclones tropicales.

Es importante considerar que los efectos ecológicos de los ciclones tropicales en los manglares son diversos y dependen en gran medida de la intensidad del ciclón y de la ubicación y las características de los bosques. Aspectos como la complejidad estructural, el entorno hidro-geomorfológico, los antecedentes de perturbaciones y el ángulo de la trayectoria del ciclón en relación con la ubicación del bosque, generan una firma de respuesta que implica diferencias en la recuperación y regeneración. Diferencias en las tolerancias, entre diferentes especies de manglares a los factores de estrés ecológico, también contribuyen con la disparidad de efectos (Krauss y Osland, 2020). Es decir que no solamente diferentes tipos de manglar generan diferentes tipos de servicios ecosistémicos (Ewel et al., 1998), sino que también responden de manera diferente a eventos climáticos extremos.

2.2 Estado del ecosistema de manglar en el Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

2.2.1 Distribución y características

2.2.2 San Andrés isla

Los manglares en la Isla de San Andrés ocupan una extensión total de 96.98 ha distribuidas en seis bosques. Sobre el costado oriental se destacan los bosques del Parque Regional Old Point (Bahía Hooker-Bahía Honda), se destacan también los parches de Mount Pleasant, Salt Creek, Sound Bay y Smith Channel. En el costado occidental se presenta un único parche denominado el Cove (Figura 1). En la Tabla 1, se pueden observar características de los manglares de la Isla de San Andrés.

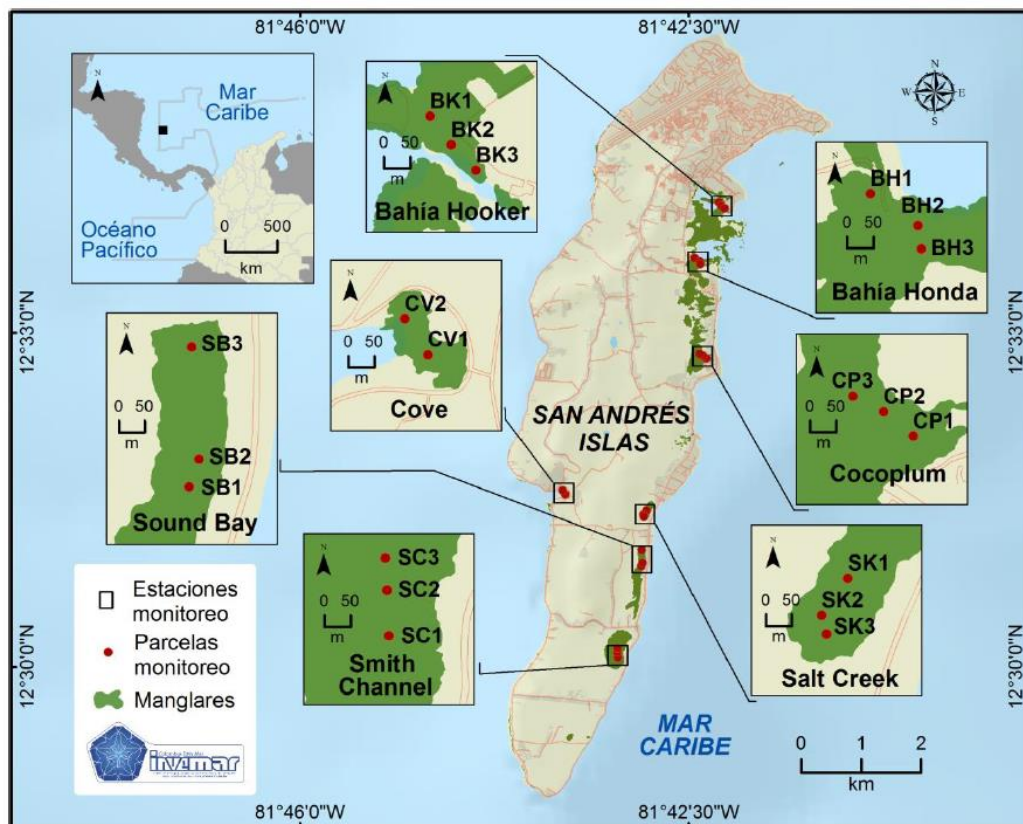


Figura 1. Ubicación de los manglares de San Andrés y de las parcelas de monitoreo de CORALINA-INVEMAR tomado de Rojas-Aguirre y colaboradores (2019).

La más reciente clasificación global de los manglares establece cuatro tipos de bosque: deltaico, representado por el 40,5 % de la cobertura total; estuarino por 27,5 %; lagunar por 21 % y de costa abierta por 11 % (Worthington et al., 2020). No obstante, ni esta clasificación ni las anteriores, han incluido los bosques de interior, es decir, aquellos sin conexión directa con el mar o con cualquier otro tipo de cuerpo de agua salada, salobre o dulce. En San Andrés isla, cerca del 25% de los bosques de manglar corresponden a este tipo de bosque, descrito por Medina-Calderón (2016). Las especies predominantes de manglar en el Archipiélago son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*.

Tabla 1. Descripción y características de los bosques de manglar de la isla de San Andrés de acuerdo con lo descrito por diferentes autores (García-Hansen y Gaviria-Chiquazuque, 1998; Sierra-Rozo et al., 2009; Urrego et al., 2009; Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011; Abril-Howard et al., 2012; Medina-Calderón et al., 2021). En donde DAP =Diámetro a la altura del pecho, DC= diámetro de copa. La dominancia relativa es la relación porcentual entre la dominancia absoluta de una especie con respecto al área basal total de la parcela. Los datos se presentan en forma de los promedios de los diferentes bosques.

Bosque y tipo de bosque	Ubicación y extensión	Características estructurales		Dominancia de Especies (dominancia relativa)	Condiciones ambientales	Observaciones
Bahía Hooker Bahía Honda (Borde y cuenca)	Noreste de la isla km 27 con una extensión de 60,62 ha 12°33'40,622"N 81°42'27,083"W	DAP (cm)	18.7	<i>R. mangle</i> 37% <i>A. germinans</i> 37% <i>L. racemosa</i> 26%	Salinidades entre 1,0 y 43,3 ppt temperatura entre 22,5 y 28 °C	Sedimentos arenosos, compactos y de coloración clara en la entrada, fangosos y de coloración marrón al interior de la bahía. Húmedo la mayor parte del año a causa de las mareas y las lluvias. El nivel máximo de inundación registrado fue de 18,3 cm. En Bahía Hooker y 11cm en Bahía Honda
		DC (m)	2.92			
		Altura (m)	9			
		Densidad (Indv/0.1ha)	130			
El Cove (Borde)	Costado oeste km 10 con una extensión de 1.2 ha 12°31'33,092"N 81°43'36,959"W	DAP (cm)	24.1	Bosque monoespecífico de <i>R. mangle</i>	Salinidades entre 5.9 y 32.4ppt Temperatura entre 25 y 30 °C	Atravesado por un drenaje Semipermanente, inundaciones en la época lluviosa. Humedad del suelo alta en la época seca. Sedimentos lodosos y de color tabaco oscuro.
		DC (m)	3.47			
		Altura (m)	7.6			
		Densidad (Indv/0.1ha)	85			
Mount Pleasant Cuenca	Costado este de la isla km 23 a 25	Norte	DAP (cm)	61.5	Salinidades entre 0 y 20	Al norte los sedimentos son de apariencia lodosa de color gris
			DC (m)	6.25		
				<i>R. mangle</i> 80% <i>L. racemosa</i> 20%		

	con una extensión de 50 ha 12°32'46,349"N 81°42'20,783"W	Sur	Altura (m)	17	<i>R. mangle</i> 0.4% <i>L. racemosa</i> 82% <i>A. germinans</i> 18%	ppt temperatura promedio es 27 °C	oscuro. Permanece inundado la mayor parte del año, alcanzando un nivel de 80 cm, por acción de las lluvias y como consecuencia de un drenaje semipermanente Al sur presenta sedimentos arenosos y consistentes de color café oscuro, inundándose únicamente en la época de fuertes lluvias. Durante el monitoreo realizado en septiembre de 2019, el nivel de inundación fue nulo, por lo que el sustrato estaba seco y de consistencia firme
			Densidad (Indv/0.1ha)	40			
			DAP (cm)	27.6			
			DC (m)	3.74			
			Altura (m)	12			
			Densidad (Indv/0.1ha)	100			
Salt Creek Cuenca Interior	Costado este de la isla km 21 con una extensión de 4.1 h 12°31'24,337"N 81°42'53,042"W		DAP (cm)	71.2	<i>R. mangle</i> 80% <i>L. racemosa</i> 20%	Salinidades entre 0 y 20 ppm temperatura entre 22 y 28 °C	Permanece inundado la mayor parte del año por acción de las lluvias y por aportes recibidos del arroyo denominado Salt Creek, alcanzando niveles entre 10 y 80 cm de agua.
			DC (m)	7.19			
			Altura (m)	15			
			Densidad (Indv/0.1ha)	8			
Sound Bay Cuenca Interior	Suroeste de la isla, con una extensión de 14.4 ha. 12°30'54,331"N	Norte	DAP (cm)	20.56	<i>R. mangle</i> 13% <i>L. racemosa</i> 46% <i>A. germinans</i> 41%	Salinidades entre 0 y 25 ppt Temperatura entre 22 y 28 °C	Al norte del bosque los sedimentos son arenosos, oscuros y de buena consistencia por la gran cantidad de raicillas que emergen del suelo, esta zona permanece húmeda y al
			DC (m)	3.14			
			Altura (m)	11			
			Densidad (Indv/0.1ha)	81			

	81°42'55,721"W	Sur	DAP (cm)	39.9	A. germinans 79%, R. mangle 14% L. racemosa 7%		inundarse el nivel del agua solo alcanza 5 cm. Al sur, hay predominancia de fangos y el área permanece inundada casi todo el año a consecuencia de las lluvias con niveles entre 10 y 50 cm Sectores con distintos niveles de inundación, algunos con un sustrato seco, otros lodoso y otros inundados, con un nivel de agua máximo de 25,3 cm
			DC (m)	4.69			
			Altura (m)	16			
			Densidad (Indv/0.1ha)	21			
Smith Channel Cuenca Interior	Sureste de la isla km 18 con una extensión de 17.8 ha 12°30'5,145"N 81°43'8,562"W	DAP (cm)		46.42	R. mangle 50% L. racemosa 50%	Salinidades entre 0 y 18 ppt temperatura entre 22 y 28 °C	El bosque posee sedimentos consistentes de coloración oscura. Permanece húmedo la mayor parte del tiempo y cuando se inunda el nivel del agua alcanza tan sólo 15 cm.
		DC(m)		5.23			
		Altura (m)		20			
		Densidad (Indv/0.1ha)		24			

2.2.3 Providencia y Santa Catalina

En la isla de Providencia y Santa Catalina, la mayor extensión de manglar se encuentra en el Parque Nacional Natural (PNN) McBean Lagoon, se destacan también los manglares de Manchineel Bay, South West Bay y Old Town. En el suroriente de la isla de Santa Catalina se encuentra también un manglar en la franja litoral (Tabla 2).

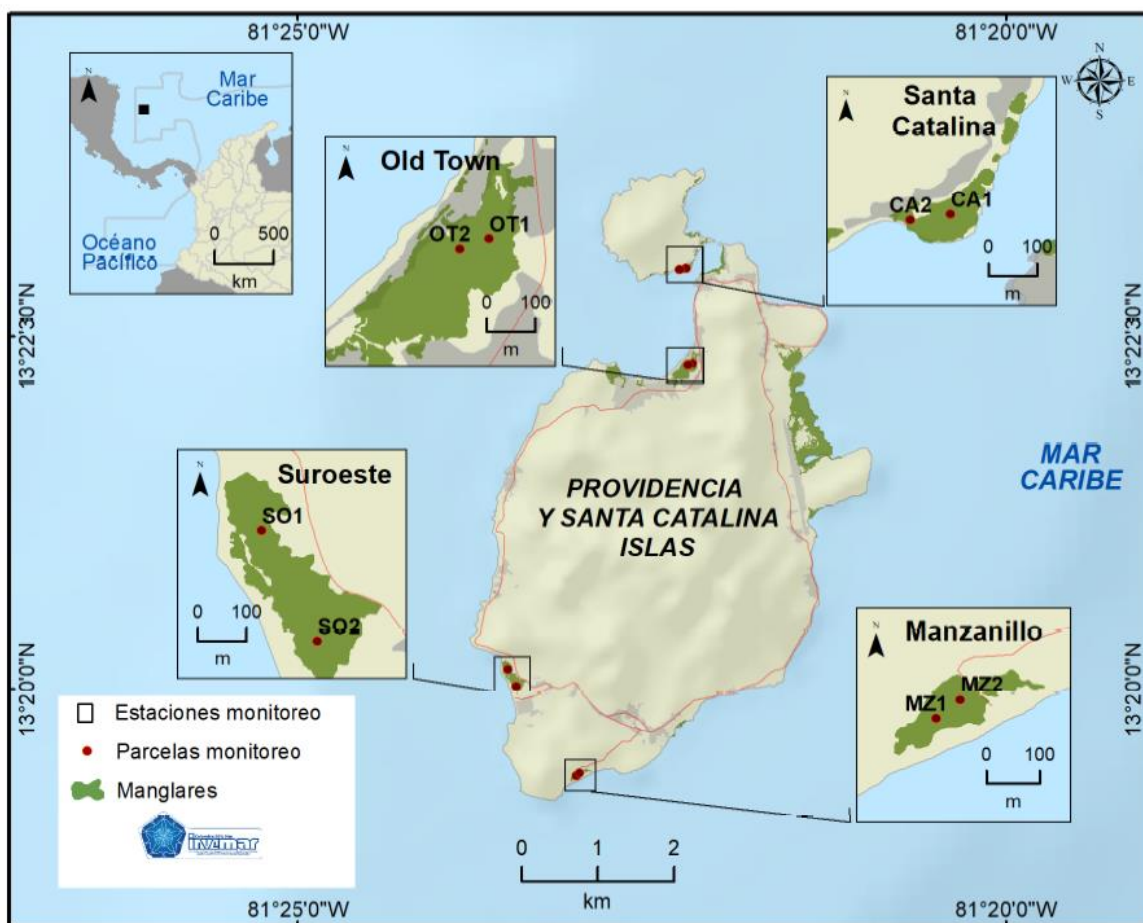


Figura 2. Ubicación de los manglares de Providencia y Santa Catalina y de las parcelas de monitoreo de CORALINA-INVEMAR tomado de Rojas-Aguirre y colaboradores (2019).

Tabla 2. descripción y características de los bosques de manglar de las islas de Providencia y Santa Catalina, previo al paso del huracán Iota de acuerdo con lo descrito por diversos autores (Galeano et al., 2010; Abril-Howard et al., 2012; Rojas-Aguirre et al., 2019). En donde DAP =Diámetro a la altura del pecho, DC= diámetro de copa. La dominancia relativa es la relación porcentual entre la dominancia absoluta de una especie con respecto al área basal total de la parcela. Los datos se presentan en forma de los promedios de los diferentes bosques.

Bosque y tipo de bosque	Ubicación y extensión	Características estructurales		Dominancia Relativa (%)	Condiciones ambientales	Observaciones
McBean Lagoon borde	Costado oriental 35 ha 13° 21' 30"N 81°31' 15"W	DAP (cm)	13.6	<i>R. mangle</i> 53 <i>A. germinans</i> 46 <i>L. racemosa</i> 1	Salinidad promedio 35 ppt temperatura entre 22,5 y 28 °C	Ubicado en la flanja Litoral. Suelo inestable o fangoso con influencia fuerte de mareas y poco flujo laminar de agua dulce.
		DC (m)	-			
		Altura (m)	9.2			
		Densidad (Indv/0.1ha)	-			
Manzanillo Cuenca	Costado Oriental 2 ha 13°19'23,574"N 81°23'02,062"W	DAP (cm)	-	<i>R. mangle</i> <i>L. racemosa</i> <i>C. erectus</i>		Influenciado por el paso del arroyo Manchineel Bay
		DC (m)	-			
		Altura (m)	-			
		Densidad (Indv/0.1ha)	-			
Southwest Cuenca	Costado occidental 7,9 ha 13°20'08,527"N 81°23'31,103"W	DAP (cm)	6.7	<i>L. racemosa</i> 65 <i>R. mangle</i> 35		Separado de la costa por una barra de arena. Laguna interior total o parcialmente inundada dependiendo de la época del año
		DC (m)	-			
		Altura (m)	6.6			
		Densidad (Indv/0.1ha)	-			
Santa Catalina Borde	Suroriente de Santa Catalina 3,8 ha 13°22'58,606"N	DAP (cm)	-	<i>A. germinans</i> 56 <i>R. mangle</i> 39 <i>L. racemosa</i> 7		El sustrato presentó diferentes niveles de inundación, hay parches cuyo sustrato estaba seco, otros con sustrato lodoso
		DC (m)	-			
		Altura (m)	8.5			

	81°22'15,449"W	Densidad (Indv/0.1ha)	-			y otras zonas que se encontraron inundadas
Old Town Borde y cuenca	costado nororiental 6,9 ha 13°22'18,196"N 81°22'12,734"W	DAP (cm)	-	<i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i> , mixtos con <i>L. racemosa</i> y <i>C. erectus</i> , solo en los bordes exteriores del rodal		Sustrato lodoso. Existe una entrada de agua marina, lo que permite la formación de una pequeña laguna en su interior la cual se seca cuando baja la marea debida que tiene poca profundidad
		DC (m)	-			
		Altura (m)	6			
		Densidad (Indv/0.1ha)	-			
		DAP (cm)	-			
		DC (m)	-			
		Altura (m)	-			
		Densidad (Indv/0.1ha)	-			

2.2.4 Especies de Manglar que Estructuran los Bosques del Archipiélago

De acuerdo con la última evaluación presentada por CORALINA e INVEMAR (Rojas-Aguirre *et al.*, 2019) *R. mangle* es la especie de mayor importancia ecológica, con un IVI (Índice de Valor de Importancia) de 146,6, básicamente porque es la especie más abundante, frecuente y dominante en el Archipiélago. Le sigue *L. racemosa*, con un IVI de 107,1 y *A. germinans*, con un IVI de 36,8. Finalmente las otras especies presentan el menor valor de importancia con un IVI de 9,5 toda vez que su abundancia y frecuencia, son menores al 7% y su dominancia (área basal) menor al 0,4%.

El IVI se utiliza para determinar cuáles especies contribuyen en la estructura de un ecosistema (Cottam y Curtis, 1956). Este valor se obtiene sumando la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa

- Frecuencia relativa = Frecuencia de la sp/ Frecuencia de todas las spp x100
- Densidad relativa = Núm. de individuos de la especie/ Núm. total de individuos x 100
- Dominancia relativa = Dominancia de la sp/ Dominancia de todas las spp x 100

2.2.5 Evaluación Ambiental de los Manglares del Archipiélago antes del Huracán Iota

Los manglares del Archipiélago hacen parte de un monitoreo sistemático realizado por CORALINA y INVEMAR desde 1998. Con mediciones en parcelas permanentes, en donde se miden atributos estructurales del bosque, la regeneración natural y la calidad del agua intersticial incluyendo temperatura, pH y salinidad. El estado estructural del bosque (diámetro a la altura del pecho DAP), se mide en dos estaciones CARICOMP¹, una en el Parque Regional de Old Point y la otra en el PNN McBean Lagoon, mientras que para los bosques de cuenca se mide la composición y estructura en otras cuatro parcelas permanentes de crecimiento (PPC) localizadas en Smith Channel, Cocoplum Bay (Mount Pleasant), McBean Lagoon y South West (Abril-Howard *et al.*, 2012).

De acuerdo con estos autores, los manglares del Archipiélago se encuentran en un estado de conservación moderado, pues el 89% se encuentran en aceptables condiciones ambientales que se evidencian en la distribución de las especies y estructura de los bosques de acuerdo con el tipo de manglar. Esto demuestra la calidad del paisaje, el cual presenta una fauna característica.

De acuerdo con la última evaluación presentada por CORALINA e INVEMAR antes de Iota (Rojas-Aguirre *et al.*, 2019) los bosques de manglar del Archipiélago, presentan diferencias

¹ Programa internacional Caribbean Coastal Marine Productivity -CARICOMP- red internacional de laboratorios marinos establecida en 1985 en diferentes lugares del Caribe.

estructurales en cuanto a densidad y área basal, especialmente debido a las condiciones propias del sitio en donde se desarrollan (geomorfología, fisiografía, salinidad de las aguas asociadas, entre otros), el tiempo que llevan establecidos e incluso, los impactos y presiones sobre estos, provenientes principalmente de actividades antrópicas. Entre los estresores de origen antrópico se encuentran, el cambio en el uso del suelo para la expansión de la frontera urbana y hotelera, la extracción de recursos naturales para el consumo y comercio y la exposición a residuos sólidos y sustancias contaminantes como el vertimiento de aguas residuales, los cuales generan, entre otros, cambios en la composición florística, pérdida de biomasa, desaparición de nichos ecológicos y disminución de la biodiversidad (Rojas-Aguirre et al., 2019).

En el estudio del año 2019, el INVEMAR instaló dos estaciones adicionales de monitoreo de manglar, cada una con dos Parcelas de monitoreo permanente. Los manglares seleccionados fueron los correspondientes a Old Town en Providencia, que presenta una cobertura de manglar de 6,9 ha y el manglar del sector sureste de Santa Catalina; isla en la cual, hay una cobertura total de 3,8 ha (Rojas-Aguirre et al., 2019).

Según Rojas-Aguirre y colaboradores (2019) de acuerdo con los resultados promedio obtenidos para el departamento Archipiélago, usando el Indicador de condición tendencia de bosques de Manglar (ICTBM), tanto los manglares de San Andrés como los de Providencia, se encuentran en una “Buena” condición en términos de su densidad de árboles y área basal, para los años 2016 y 2018, respectivamente.

De otra parte, Mancera-Pineda y colaboradores (2019) realizaron un análisis multitemporal a lo largo de 66 años (1944-2010), a partir de aerofotografías e imágenes satelitales, estimando los cambios en la cobertura de cinco de los bosques de manglar de San Andrés. Estos autores identificaron, delimitaron y cuantificaron las variaciones, las áreas más afectadas y los sistemas más vulnerables a fenómenos de erosión y pérdida de cobertura de cada unidad paisajística. El análisis mostró un crecimiento general en área del 100 %, cuatro de los cinco manglares ampliaron su cobertura; solamente el manglar Smith Channel, presentó una pérdida de 26.3 %. Algunos de los cambios observados pudieron ser explicados a partir de factores antrópicos como construcción de vías, viviendas y edificaciones, dragado de arenas, construcción de espolones, rellenos hidráulicos y tala de árboles.

- **Estado de salud de los árboles en San Andrés en 2018**

Se evidenció que Smith Channel presentó el mejor estado de salud, con un alto porcentaje de árboles en “Buen estado”, ausencia de árboles “Muy afectados” y pocos árboles muertos; por el contrario Bahía Hooker, Cocoplum y Sound Bay presentan el menor porcentaje de árboles en “Buen estado” (<50%). Adicionalmente, tanto en Bahía Hooker como en Cocoplum se observó un alto porcentaje de árboles “Moderadamente afectados”

(alrededor del 40%); y en Sound Bay se evidenció un alto porcentaje de árboles “Muertos” (13,7%). La estación Cove presentó un comportamiento contrastante ya que allí se registró un alto porcentaje de árboles en “Buen estado” y también una alta cantidad de árboles “Muertos” (15,6%) (Rojas-Aguirre et al., 2019).

• Estado de salud de los árboles en Providencia y Santa Catalina en 2018

Con respecto al estado de salud, el 85,7% de los árboles se encontraron en “Buen estado” y “Moderadamente afectados”, mientras el 14,3% restante se distribuyen entre los árboles “Muy afectados” y “Muertos”. Al analizar las estaciones se evidencio que Santa Catalina presentó el mejor estado de salud, con un alto porcentaje de árboles en “Buen estado” y la ausencia de árboles muertos; por el contrario, Old Town evidencio un estado de salud más bajo, debido a un bajo porcentaje de árboles en “Buen estado” y un alto porcentaje de muertos (12,2%). Las estaciones Manzanillo y Suroeste presentan similares porcentajes de árboles en “Buen estado”, pero Suroeste presentó un mayor porcentaje de árboles en estado “Muy afectados” y “Muertos” (Rojas-Aguirre et al., 2019).

Se presentó un descenso en la densidad de árboles con porcentajes de disminución menores al 30%. Se reporta por parte de CORALINA, que para el caso de los manglares de McBean Lagoon, fue debido a la muerte de individuos por causas naturales, mientras que para los demás manglares no se especifica una posible causa (Rojas-Aguirre et al., 2019).

2.3 Antecedentes históricos de afectación por huracanes: vulnerabilidad de los manglares

Se considera que el viento con altas velocidades y fuerza, la lluvia, el fuerte oleaje, la hipersalinización por inundación debido a mareas de tormenta y oleaje, la sedimentación excesiva y taponamiento de canales que afectan la hidrología, son factores que se distribuyen espacialmente de formas variables durante los eventos de ciclones tropicales, provocando efectos negativos o estresantes en el ecosistema (Krauss y Osland, 2020; Lagomassino *et al.*, 2021) (Figura 3).

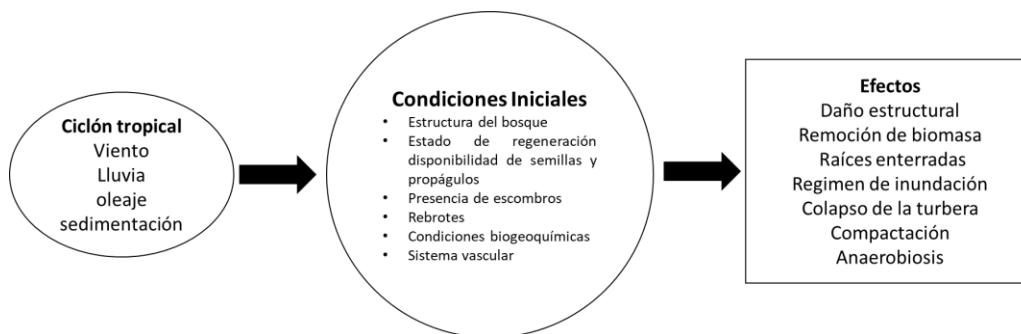


Figura 3. Principales causantes de estrés ecológico durante los ciclones tropicales en ecosistemas de manglar tomado y modificado de (Krauss y Osland, 2020).

De acuerdo con Taillie y colaboradores (2020) en su estudio de los efectos de los huracanes de la temporada de huracanes del Atlántico norte en el año 2017, en donde se utilizaron imágenes satelitales de todo el Caribe y el sur de México, el daño a los manglares resultó principalmente de las **altas velocidades del viento**. Sin embargo, las inundaciones con lluvia acumulada, o **salinidad acumulada** por marea de tormenta (Lagomassino et al., 2021), historial de tormentas previas y la estructura (**altura del dosel**) fueron los factores predictores de daños más importantes.

2.3.1 Daños estructurales

Durante los ciclones, los daños estructurales en individuos ocurren de tres maneras: (1) los tallos se rompen; (2) los árboles se derriban y (3) los árboles que permanecen en pie son azotados por el viento y sufren lesiones estructurales internas y/o defoliación.

Las alteraciones a nivel del dosel son el tipo más común. Este efecto ha sido descrito globalmente y se debe a que la morfología de muchas hojas de mangle (gruesas y grandes) las hace propensas a atrapar el viento y a ser arrancadas de los árboles (Saenger, 2002). Incluso durante ciclones con velocidades de viento bajas, puede ocurrir la alteración sustancial del dosel. Por ejemplo, ramas rotas y tallos retorcidos se encontraron entre el 33 y 71% de los árboles de mangle que se encuentran en Indian River Lagoon, Florida, después de una combinación de huracanes de categorías 2 y 3 Frances y Jeanne, respectivamente (Vogt et al., 2012).

McCoy y colaboradores (1996) y Smith y colaboradores (1994) sugirieron que los árboles más altos, fueron más susceptibles al viento en sus estudios posteriores al paso del huracán Andrew por la Florida, pero Sherman y colaboradores (2001) sugirieron que la influencia del tamaño fue más difícil de discernir entre especies de manglares en la República Dominicana durante el paso del huracán Georges. Roth (1992) describió los efectos estructurales y rastreó la recuperación de manglares durante 17 meses después de que el huracán Joan afectara Nicaragua en 1988. Allí, el 45% de los manglares sufrieron ruptura de tronco, y solo el 41% comenzaron a refoliar, 17 meses después de la tormenta. Adicionalmente, El huracán Joan alteró significativamente el área basal de los manglares. La refoliación fue registrada en los árboles más pequeños, lo que sugiere cierta resistencia al viento por clases de tamaño más pequeño. Además, los árboles más grandes tenían una mayor frecuencia de tallos rotos que los árboles más pequeños. La estructura general del bosque puede ser alterada sustancialmente por la mortalidad de árboles inducida por estos ciclones (Krauss y Osland, 2020). Algunas de las consecuencias de los ciclones tropicales en el Caribe se presentan resumidas en la Tabla 3.

Tabla 3. Huracanes en el Caribe y sus efectos sobre diferentes bosques de manglar.

Huracán (año)	Categoría	ubicación del Bosque	Efectos
Joan (1988)	4	Isla del venado, Bluefields, Nicaragua	índice de complejidad estructural reducido de 3 a 0.1 (Roth, 1992)
Hugo (1989)	4	Isla Guadalupe, Antillas francesas	Reducciones del área basal de $19\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ a 6 en el manglar de borde y de $25\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ a 7 en el manglar de cuenca. Reducción de la densidad de 5334 Indv. ha^{-1} a 2200 en el manglar de borde y de 1983 Indv. ha^{-1} a 433 en el manglar de cuenca (Imbert et al., 1996)
Andrew (1992)	4	Lostman's river, Sur este de la Florida	66% de los árboles desenterrados o rotos (McCoy et al., 1996)
Georges (1998)	3	Samaná Bay, Parque Nacional Natural los Haitises, Republica Dominicana	En parcelas dominadas por <i>A. germinans</i> la reducción del área basal fue de $20.4\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ a solo 6.6 y la reducción en la densidad de tallos fue de 377 a 99 Indv. ha^{-1} . En parcelas dominadas por <i>R. mangle</i> la reducción del área basal fue de $23.8\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ a 13.4. Con una reducción en la densidad de 1098 a 568 Indv. ha^{-1} . En parcelas dominadas por <i>L. racemosa</i> la reducción del área basal fue de $40.9\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ a 33. Con una reducción en la densidad de 1171 a 852 Indv. ha^{-1} (Sherman et al., 2001).

Las especies presentes en el sitio también son importantes para la recuperación. La ruptura de tallos en *R. mangle* y otras especies del mismo género muchas veces equivale a mortalidad, ya que no tienen capacidad para rebrotar de las raíces (Gilly Tomlinson, 1969), mientras que los manglares de los géneros *Avicennia*, *Laguncularia* y *Conocarpus* rebrotan fácilmente (Snedaker, 2002). Esto es muy importante para el Archipiélago, ya que *R. mangle* es la especie de mayor importancia ecológica. Para asegurar la supervivencia del árbol, las hojas del dosel deben volver a crecer rápidamente. Una característica de *Avicennia*, es que posee un tallo prolífico, que rebrota de forma decurrente a las ramas primarias que una vez soportaron las copas, tal vez sirviendo como un mecanismo para restablecer rápidamente la fotosíntesis y ayudar al árbol con las otras reparaciones estructurales (Krauss y Osland, 2020). El nuevo crecimiento de los tallos debe estar respaldado por al menos una estructura vascular intacta (xilema) dentro del tallo. Los vientos pueden afectar la estructura anatómica interna (por ejemplo, inducir embolia) de manglares hasta el punto de la mortalidad. Algunos árboles de mangle muestran recuperación del dosel solamente relacionado con las partes que todavía están soportadas por un sistema vascular intacto en

la estructura del tallo, durante los meses posteriores a un ciclón tropical (Krauss y Osland, 2020).

De acuerdo con Krauss y Osland (2020) la mortalidad de árboles por eventos de ciclones tropicales puede oscilar entre 0 y 100%, y se produce por un efecto combinado de estrés, alteración de estructuras vasculares y limitadas reservas de carbohidratos. Situación que además se agrava cuando la anoxia del sedimento se incrementa a causa de las inundaciones prolongadas después del huracán. La mortalidad puede continuar durante meses (mortalidad retrasada) después que un ciclón toca tierra (Smith et al., 1994), por lo que se deben tener presentes estos tiempos en las ventanas de evaluación.

2.3.2 Escombros y sedimentos

La defoliación del dosel aumenta la caída de hojarasca y escombros leñosos que se acumula en el suelo. Dependiendo del hidroperiodo del bosque, los escombros en la superficie del suelo se pueden redistribuir por todo el manglar o puede ser exportados a aguas adyacentes dependiendo del nivel máximo de agua y la duración de la marejada / marejada ciclónica (Zhao et al., 2021). El movimiento de escombros leñosos durante un ciclón puede causar daño físico a las plántulas y árboles jóvenes. Sin embargo, por otro lado, los desechos leñosos se descomponen más lentamente que la hojarasca, lo que sugiere un papel en la entrega modulada de nutrientes a los bosques a medida que se produce la descomposición de los desechos leñosos con el tiempo (Harmon y Hua, 1991). Por ejemplo, en los ecosistemas de manglares kársticos, como los del Archipiélago, Everglades o a Península de Yucatán (México) que se han desarrollado sobre sustratos calcáreos sin grandes aportes terrígenos de sedimentos, a menudo están limitados en fósforo (Rovai et al., 2018; Twilley et al., 2018); por lo tanto, los sedimentos ricos en fósforo, derivados de tormentas pueden desencadenar respuestas bióticas comparativamente grandes en estos sistemas de nutrientes limitados. Castañeda-Moya y colaboradores (2020) han reportado que estos depósitos de fosforo contribuyeron entre 49% y 98% a las reservas de nutrientes del suelo tras el paso del huracán Irma por los manglares de los Everglades. Como consecuencia de esto, todas las especies mostraron un aumento en el fosforo total de la hojarasca y por lo tanto un aumento en su productividad. Este fenómeno explicaría en parte la resiliencia de estos ecosistemas ante estos eventos. Sin embargo, autores como Adame y colaboradores (2012), reportaron que, en la península de Yucatán, las áreas de manglar con menor nivel de perturbación por parte de ciclones tropicales presentaban mayores concentraciones de fosforo en el suelo y mayor producción de hojarasca.

De acuerdo con Krauss y Osland (2020) los depósitos extensos de materia orgánica, los escombros de gran tamaño y los sedimentos pueden provocar daños físicos al bosque. Los Sedimentos resuspendidos provenientes de tierras altas y autóctonos pueden cubrir las lenticelas de las raíces emergentes, dificultando el intercambio de gases entre las raíces y el medio.

2.3.3 Inundaciones, colapso de la turbera, compactación y anaerobiosis

Las inundaciones que son retenidas por factores antropogénicos barreras o sedimentos transportados por ciclones pueden producir condiciones anaeróbicas, altas concentraciones de sulfuro y / o suelos hipersalinos, que pueden provocar estrés forestal y mortalidad si la inundación persiste o si la conectividad natural de las mareas es obstaculizada durante un período prolongado de tiempo, es decir, meses o años (Lewis et al., 2016). Además, los ciclones pueden provocar el colapso de la turbera al matar árboles y sus raíces, lo que puede conducir a la pérdida de elevación del suelo debido a la compresión de sus poros, la desestabilización de su materia orgánica, la erosión y la compactación de los canales de la raíz y / o descomposición del material muerto (Cahoon et al., 2003; Chambers et al., 2019).

En el caso de pequeñas islas del Caribe como San Andrés, Providencia y Santa Catalina, la formación de suelo en la margen costera sucede gracias a las turberas del manglar y los procesos de sedimentación dados por aportes autóctonos como la caída de la hojarasca (Cahoon et al., 2003, McKee *et al.*, 2007). Esta capacidad de formación de suelo les permite ajustar su elevación vertical, al ritmo de aumento del nivel del mar (Osland et al., 2020). Es por esto, que los cambios de elevación ocasionados por el colapso de la turbera pueden tener efectos desproporcionadamente grandes sobre las propiedades de los ecosistemas (Mendelssohn y Morris, 2000; Friess et al., 2012; Gabler et al., 2017). Específicamente, cambios en regímenes de inundación, que pueden limitar el restablecimiento de las plantas y la recuperación del bosque (Lugo, 1997; Sherman et al., 2000; Wanless y Vlaswinkel, 2005).

Steinke y Ward (1989) incluso descubrieron que el estrés físico de las inundaciones de dos ciclones Domoina e Imboa en el estuario de Santa Lucia en Sudáfrica, contribuyó a la pérdida de 75 m franja costera de *Avicennia marina*, con árboles más grandes directamente muertos a causa de la socavación del suelo junto con la herida del viento. Las Inundaciones prolongadas también pueden provocar el crecimiento de organismos adheridos a las raíces, como por ejemplo los percebes, los cuales son crustáceos con caparazón o las ostras, que son moluscos bivalvos. Es importante resaltar, que las diferentes especies, presentan rangos diferentes de tolerancia a las condiciones ambientales (Robles-Sánchez, 2019).

Estudios recientes como los de Lagomasino y colaboradores, 2021 han evidenciado el impacto de las inundaciones prolongadas ocasionadas por la marejada ciclónica. En su estudio en los manglares del suroeste de la florida, tras el paso del huracán Irma en el 2017. Los autores encontraron que los manglares en sitios bien drenados rebrotaron hojas nuevas aproximadamente un año después de la tormenta. Por el contrario, en sitios tierra adentro con drenaje deficiente, se detectaron mayores mortandades masivas (10,760 ha). Los autores sugieren que la combinación de baja elevación con niveles de marejada ciclónica

(>1.4 m sobre la superficie del suelo) y aislamiento hidrológico impulsaron la vulnerabilidad de los bosques costeros independientemente de la altura de los árboles o el grado de exposición al viento. Nuestros resultados indicaron que la marejada ciclónica y las inundaciones causaron las mortandades masivas, no el viento. Es por esto que se hace mucho énfasis en la importancia de la restauración de las mareas y la gestión hidrológica en estas áreas costeras bajas

2.3.4 Escenarios de afectación y tolerancia de los ecosistemas

Como se ha descrito en la sección anterior, el daño a los bosques de manglares por los ciclones tropicales varía desde la defoliación temporal hasta la mortalidad generalizada de los árboles. Autores como Myers y Van Lear (1998) y Krauss y Osland (2020) han descrito diferentes escenarios de afectación de acuerdo con la categoría del ciclón, los cuales son descritos en la Tabla 4.

Tabla 4. Velocidad del viento y posibles afectaciones a los manglares tomado y modificado de Krauss y Osland (2020); Myers y Van Lear (1998).

Velocidad del viento (km h ⁻¹)	Posibles afectaciones
Categoría 1 (119–153)	Daños leves, pocos arboles susceptibles a mortalidad por rotura de tallo o derribamiento. Escombros formados de estructuras débiles posiblemente de especies con madera menos densa, compensa lo que caería normalmente en meses próximos. Plántulas y arbolitos con daños menores, pero no por viento sino por escombros. Oleajes 1,2 – 1,5 m por encima de los normal. Deposición de materia orgánica limitada, posiblemente conteniendo semillas y propágulos. Sedimentación baja.
Categoría 2 (154–177)	Manglares arbustivos, árboles y follaje con daño considerable, muchos árboles grandes derribados y con ruptura de tallo. Caída de escombros con aporte adicional a lo que caería normalmente en los próximos meses. Plántulas y arboles jóvenes con daño moderado debido a escombros y oleaje. Oleaje 1,8 a 2,4 m por encima de lo normal. Depósito de materia orgánica con semillas y propágulos re depositados, escombros de origen humano. Sedimentación moderada incluiría componentes estuarinos resuspendidos especialmente si los estuarios son poco profundos.
Categoría 3 (178–208)	Arboles de todos los tamaños susceptibles a las ráfagas de viento. Arboles grandes derribados o rotos. Arboles más pequeños con daños moderados a graves, a menudo con daño en las estructuras vasculares. Escombros y ramas rotas aportan adicionalmente a los volúmenes que se producirían normalmente, afectando la fenología de los árboles sobrevivientes. Plántulas con daños moderados y graves por viento, caída de escombros y oleaje. Oleaje 2,7 a 3,6 m por encima de los normal. depósitos extensos de materia orgánica y escombros de gran tamaño como árboles

y otros posibles escombros de origen antrópico capaces de provocar daños físicos al bosque. Sedimentos resuspendidos y proveniente de tierras altas capaces de cubrir las lenticelas de las raíces emergentes.

Categoría 4 (209–251)	Todos los árboles afectados extensamente con la mayoría de los árboles y arbustos derribados y presentando ruptura de tallo. Defoliación extensa del dosel ocasiona mortalidad incluso meses después del evento y afecta la fenología de los árboles sobrevivientes. Plántulas y arbolitos con daños moderados a graves. Oleaje 3,9 a 5,5 m por encima de lo normal, capaz de sumergir completa o parcialmente arboles de baja estatura. Inundaciones se extienden hasta 10 km tierra adentro. depósitos de materia orgánica y escombros de gran tamaño dañan físicamente el bosque. Sedimentación extensa proveniente de tierras altas y fuentes autóctonas capaces de cubrir las lenticelas de las raíces emergentes. El colapso de la turbera es inminente después de la tormenta. Erosión de la playa es extensa, con nuevos canales que se forjan a través de arroyos y barreras, especialmente en aquellas áreas sin una colonización significativa de manglares
Categoría 5 (≥252)	Daños catastróficos a los bosques de un 90 o 100% cuando se encuentran con la pared del ojo del huracán o con áreas del cuadrante derecho. Árboles y arbustos destruidos con solo algunas pocas plántulas en pie. Oleaje 5,5 m por encima del nivel normal capaz de sumergir los bosques. Inundaciones hasta 16km tierra adentro. Depósitos extensos de materia orgánica y escombros de gran tamaño que dañan físicamente el bosque. Sedimentación extensa desde tierras altas y fuentes autóctonas capaces de cubrir las lenticelas de las raíces emergentes. El colapso de la turbera es inminente después de la tormenta. Erosión extensa, con nuevos canales que se forjan a través de arroyos y barreras.

Joan en 1988, César en 1996, Beta en el 2005, Eta en 2020 y Iota en el 2020 son algunos de los ciclones tropicales que han afectado el Archipiélago en los últimos 30 años. Siendo Joan, Beta e Iota las más importantes y con los efectos más fuertes.

En San Andrés isla, las marcadas diferencias estructurales que presentan las zonas norte y sur del bosque de Sound Bay, se deben tanto a las diferencias en la salinidad de los sedimentos, como a la afectación sufrida tras el paso del huracán Joan que derribó una gran cantidad de árboles en la parte norte del bosque (García-Hansen y Gaviria-Chiquazuque, 1998). En el sector de Sound Bay y de Smith Channel, los manglares sufren el efecto directo de los vientos torciendo sus doseles y formando ondas hacia la dirección en que sopla el viento. Estos manglares son bastante vulnerables debido a la altura que alcanzan, lo que los hace muy propensos a sufrir derribos. Adicionalmente, los manglares de cuenca, no se encuentran muy adaptados a sufrir por estrés salino (Robles Sánchez, 2019) lo que los haría vulnerables en caso de encontrarse inundados a causa de la marejada ciclónica.

En Providencia, tras el paso del Huracán Beta categoría 1, la inspección de la formación de manglar ubicada dentro del Parque Nacional Natural Old Providence y McBean Lagoon, no reveló daños de importancia. Si bien el aspecto exterior del follaje del mangle rojo (*R.*

mangle) tenía una apariencia normal. Sin embargo, en el interior del bosque se apreciaron signos de defoliación, lo cual era de esperarse por la intensidad de los vientos. Por otro lado, observaciones aéreas permitieron establecer que los manglares del parque aparentemente no sufrieron mayor pérdida de cobertura (Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, 2008). Tras el paso del Huracán Iota categoría 5, con vientos que alcanzaron los 259 km.h^{-1} se estableció que cerca del 90% de las especies leñosas del bosque seco habían sido afectadas por el huracán. Los árboles se vieron completamente defoliados, con sus ramas principales rotas y numerosos troncos se observaron caídos (Figura 4) (Acosta-Galvis et al., 2021).



Figura 4. Manglar del PNN McBean Lagoon defoliado tras el paso del huracán Iota tomada de (Villegas, 2021) durante la expedición Cangrejo Negro.

De acuerdo con el diagnóstico rápido ambiental pos-desastre, realizado por INVEMAR, IDEAM, Instituto von Humboldt, CORALINA y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el 2020; en general, se observó un 90% de defoliación en todos los bosques de manglar. El sector de Southwest evidenció un menor porcentaje, aproximadamente el 70%. Cerca del 70% de los árboles continúan en pie en todos los sectores visitados y un bajo porcentaje fueron arrancados de raíz (cerca del 5%) principalmente de la especie *Rhizophora mangle* dominante en los manglares de borde. Así mismo, cerca del 30% de los árboles se encuentran doblados, cortados o quebrados en todos los sectores; sin embargo, a pesar de esta condición en muchos de estos se observaron procesos de rebrotamiento, principalmente en tallos de mangle blanco (*L. racemosa*).

En zonas internas de los bosques visitados se observaron plántulas e individuos jóvenes en buen estado de salud de mangle negro (*Avicennia germinans*, e.g. en Manzanillo) y blanco (*L. racemosa*) (e.g. en Centro de Providencia) principalmente. Plántulas e individuos jóvenes de *R. mangle* fueron observadas en menor proporción en algunos bosques de borde

visitados (e.g. Santa Catalina y Centro de Providencia). En general, en esta evaluación se consideró que el porcentaje de afectación de estos ecosistemas fue del 80%.

De acuerdo con los análisis de imágenes satelitales presentados en el informe de la expedición cangrejo negro (Acosta-Galvis et al., 2021) y como se puede ver en el mapa de afectación (Figura 5), las coberturas de manglar resultaron fuertemente afectadas por la acción de Iota, las áreas costeras en donde se encuentran estos ecosistemas se cuentan entre las zonas donde se identificó mayor pérdida vegetal de acuerdo con los índices de vegetación normalizada NDVI (Gilbert et al., 1998).

Los valores bajos de los índices de vegetación usualmente indican vegetación poco vigorosa, mientras que los valores altos, indican vegetación muy vigorosa. Se identificó también una alta acumulación de biomasa en las áreas de manglar, dado que son las áreas que tienden a recibir todos los flujos desde las áreas montañosas del centro de la isla.

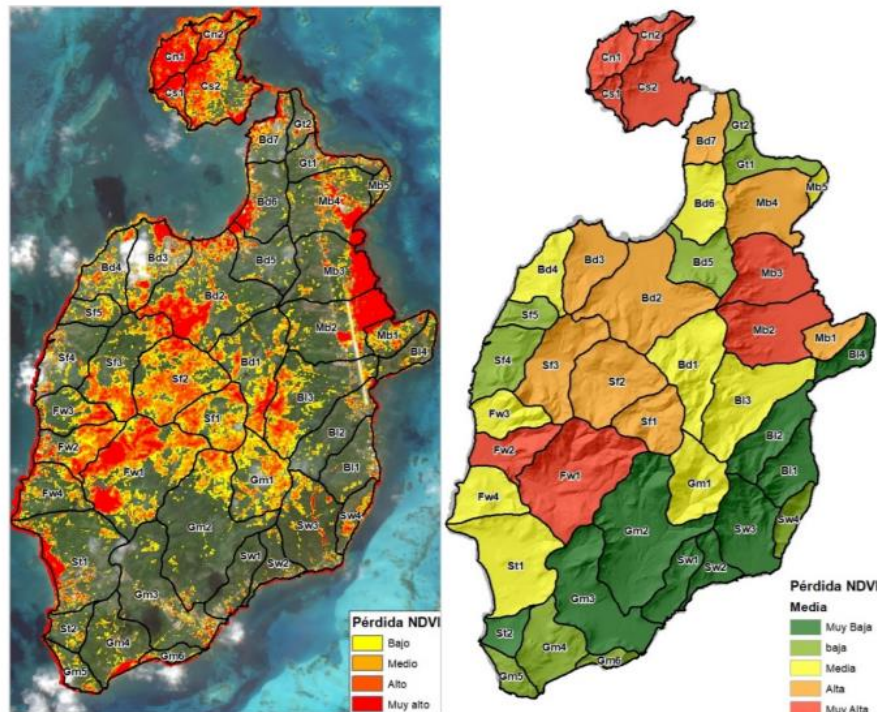


Figura 5. Áreas de afectación de la cobertura vegetal de acuerdo con la pérdida de NDVI en la isla de Providencia, tomado de (Acosta-Galvis et al., 2021).

Los datos permitieron deducir un alto impacto en los manglares, pero con un agravante y es que después de la fecha de cambio no se produce ninguna tendencia de recuperación, esto es visible tanto en las mediciones del índice normalizado de vegetación (NDVI) como el índice de vegetación de manglares (MVI). Los análisis mostraron que Los valores de NDVI pasan de alrededor de 0,8 que se asocia a vegetación densa, a valores de alrededor de 0,3 que suelen asociarse con vegetación de tipo herbazales. Esto es de esperarse, ya que la

recuperación de la vegetación puede tardar meses y hasta años. Por ejemplo, Taillie y colaboradores, (2020) mediante el uso de imágenes satelitales de toda la región del Caribe y el Golfo de México pudo mostrar que durante la temporada de huracanes del 2017 hubo 30 veces más daños desproporcionados en los manglares en comparación con los 8 años anteriores. Esto se evidenció a través de una reducción en el índice NDVI. En este estudio el 72% de este daño persistió durante los siete meses posteriores a la temporada de huracanes según lo indicado por la ausencia de recuperación según el NDVI.

El paso del huracán Iota por la isla de Providencia es comparable con el paso de los huracanes Irma y María por las Islas vírgenes británicas. Irma es considerado como uno de los huracanes atlánticos más poderoso del que se tiene registro, con vientos que promediaron 185 mph, con ráfagas de 215 mph, la súper tormenta causó una gran destrucción a viviendas, edificios, infraestructura y medio ambiente natural (Moore, 2018). En menos de dos semanas después, las islas fueron golpeadas por segunda vez por el huracán María.

Según las observaciones de Moore (2018) en una evaluación rápida de los ecosistemas de manglar de las islas vírgenes, evidenció que aproximadamente el 90% de todos los árboles maduros de *R. mangle* que formaban el sistema de borde costero fueron defoliadas y parecían estar muertos, mostrando poca o ninguna esperanza de recuperación. El sub-dosel, también se vio muy afectado y fácilmente el 50-70% de la capa de arbustos que había antes de la tormenta también parecía dañada, defoliada y con poca esperanza de recuperación. Según Moore (2018) la capacidad natural de regeneración se vio gravemente afectada, ya que la tormenta provocó la pérdida de las plantas maduras que producirían las flores y frutos necesarios como fuentes de la siguiente generación de manglares. En casos como éste, la regeneración exitosa del bosque dependerá principalmente de las raíces y plántulas que se encuentran en parches dispersos del bosque. Sin embargo, hay algunas excepciones, particularmente en lugares más protegidos en donde las plántulas pudieron sobrevivir. Estos lugares servirían como reserva de reclutamiento de plántulas y es muy importante protegerlos. En este escenario es muy importante que, durante las actividades de limpieza de la madera muerta, no se dañen las plántulas y propágulos.

2.4 Factores biológicos de vulnerabilidad de los manglares

Trabajos como los de Paz y colaboradores (2018) sugieren que las especies de árboles en el bosque seco tropical pueden ser dañadas en diferentes grados por los huracanes y como la extensión del daño depende de algunos rasgos funcionales de las especies. En manglares, autores como Walcker y colaboradores (2019) documentaron que tras el paso del huracán Irma por la isla de Saint Martin las especies arbóreas tuvieron respuestas diferenciales. *C. erectus* fue la especie que mejor resistió al huracán, ya que solo el 56% de los árboles sufrieron afectaciones estructurales. Los árboles muertos de *L. racemosa* se encontraron en una proporción de (31%). Los árboles muertos de *A. germinans* y *R. mangle* se encontraron

en proporciones de (65% y 62%, respectivamente). *A. germinans* y *R. mangle* en descomposición se encontraron en las mismas proporciones (31% y 29%, respectivamente), así como para árboles vivos (4% y 9%, respectivamente).

Rasgos funcionales como la altura juegan un papel fundamental en la capacidad de los árboles de sobrevivir a los ciclones. Por ejemplo, en especies de bosque seco tropical se ha encontrado que los árboles de alta estatura o aquellos con copas extendidas presentan los mayores daños, esto se debe a que cuando los árboles son sometidos a las fuerzas laterales del viento, la altura y el diámetro de la copa aumentan la tensión transmitida a las raíces (Curtis, 1943; Frangi y Lugo, 1991; Francis y Gillespie, 1993). Los árboles delgados en relación con su altura o ancho de copa se espera que sufran más daño, ya que experimentan una alta tensión en un poste relativamente débil (King, 1986; Niklas, 1992).

De acuerdo con Paz y colaboradores (2018) otros rasgos como la densidad de la madera pueden afectar la severidad del daño de dos maneras, ya que este rasgo está asociado positivamente a la rigidez de los tallos y ramas y, por lo tanto, a la resistencia a la rotura del tronco. Pero también se relaciona negativamente con la flexibilidad de estas estructuras y, por lo tanto, con la capacidad del árbol para evitar la ruptura de la raíz. Sin embargo, pocos estudios han explorado los efectos de la densidad de la madera, Paz y colaboradores (2018) sugiere que este rasgo puede afectar no solo la gravedad, sino también el tipo de daño.

Paz y colaboradores (2018) encontraron que en parches de bosque seco tropical del Pacífico mexicano, las especies con madera densa tienden a presentar copas extendidas en relación con el diámetro del tronco; es decir, los bosques densos se asocian con árboles delgados en forma de copa, mientras que los bosques de madera ligera se asocian con árboles de tronco ancho con copas estrechas. Los árboles altos tuvieron madera ligera y hojas con un área foliar elevada. Mientras que la altura y la forma del árbol fueron independientes entre sí. La densidad de la madera y el área foliar específica se relacionaron negativamente con la proporción de árboles defoliados, pero positivamente con la proporción de árboles que había perdido ramas principales, había sido arrancado de raíz o experimentado cualquier aparente daño a las raíces (porcentaje de árboles inclinados o arrancados). La altura máxima se relacionó positivamente con la proporción de árboles con ramas principales rotas, pero no con otros tipos de daños. En manglares, estudios como los de Virgulino-Júnior y colaboradores (2020) en Brasil, encontraron que hay diferencias significativas en la densidad de la madera en especies de manglar. *Rhizophora mangle* presenta la madera más densa, con una media de $0,78 \text{ g cm}^{-3}$ (que van desde $0,43$ a $0,92 \text{ g cm}^{-3}$), mientras que la de *A. germinans* fue de $0,64 \text{ g cm}^{-3}$ ($0,54$ – $0,85 \text{ g cm}^{-3}$) y la menos densa fue *L. racemosa*, con $0,57 \text{ g cm}^{-3}$ ($0,54$ – $0,79 \text{ g cm}^{-3}$). Adicionalmente, también se encontró que la densidad de la madera aumentó con el DAP en las tres especies, registrándose las densidades más altas en las clases de diámetro más grandes. De acuerdo con lo que se ha encontrado en esta revisión bibliográfica, las características de los árboles y de la madera podrían estar más relacionadas con la respuesta diferencial de las especies de manglar ante estos eventos

extremos. Es importante resaltar que este tipo de relaciones entre los atributos del bosque y su asociación con los daños ocasionados por ciclones tropicales es susceptible de ser analizada para los bosques de manglar de San Andrés y Providencia, ya que se cuenta con amplia información proveniente de las parcelas de monitoreo permanente. Esta información podría ser utilizada para la construcción de índices de vulnerabilidad específicos para bosques de manglar con amplias aplicaciones en conservación.

En cuanto a la capacidad para rebrotar, está más asociada a la capacidad de recuperarse. En el estudio de Walcker y colaboradores (2019) la recuperación del manglar se atribuyó a la capacidad de *A. germinans* y *L. racemosa* para rebrotar del material vegetal restante, a diferencia de *R. mangle* para el cual la recuperación se atribuyó al crecimiento de juveniles en el sotobosque. Por lo que, la ruptura de tallos en *R. mangle* y *Rhizophora spp.* muchas veces equivale a mortalidad. Un ejemplo de esto, lo evidenciaron Asbridge y colaboradores (2018) quienes encontraron que la recuperación de manglares fue nula o muy limitada después del ciclón Yasi de categoría 5 en un área protegida del noreste de Australia. La causa de esta nula respuesta fue la persistente inundación, la cual impidió el crecimiento de las plántulas y la incapacidad de la especie *R. stylosa* para recuperarse.

Uno de los cambios morfológicos que se observan en los manglares a causa de las inundaciones y la salinidad es la disminución del área foliar, lo cual tiene un impacto en la fisiología de la planta, ya que se disminuye la capacidad fotosintética y la transpiración. Así mismo, la inundación prolongada del suelo causa grandes alteraciones en las propiedades fisicoquímicas ya que promueve la descomposición de la materia orgánica y altera la composición de la flora bacteriana del suelo, generando condiciones anóxicas (Rajaniemi et al., 2008 en Robles-Sánchez, 2019). Estos cambios los resienten primero las raíces, por estar en contacto directo con la solución del suelo. Los ápices de las raíces son los primeros en sufrir las consecuencias de los cambios que ocurren en los suelos inundados, ya que tienen alta demanda de oxígeno, carecen de paredes celulares secundarias y están expuestos a daños mecánicos en su camino debido a los diferentes componentes físicos del suelo (Visser et al., 2007 en Robles-Sánchez, 2019).

2.4.1 *Rhizophora mangle*

Rhizophora mangle tiene un rango óptimo de salinidad para el crecimiento que va de 8 a 60 ppt (Hernández, 2013). Puede llegar a medir entre 25 hasta 30 m y puede llegar a tener entre 60 y 100 cm de DAP, posee raíces fúlcreas cuya función principal es promover la aireación (Ortíz, 2010). Ramírez y colaboradores (2010) determinaron que *R. mangle* presenta anillos anuales los cuales se caracterizan por variaciones en la densidad de la madera y la densidad de sus poros. Según los autores, el leño temprano tiene mayor cantidad de poros y madera menos densa. Este se forma durante el periodo lluvioso (abril-noviembre). El leño tardío, con madera más densa y menor densidad de poros se forma entre diciembre y marzo. Esta característica de la madera en *R. mangle* parece estar

asociada con el estrés hídrico o sequía fisiológica producida por las altas concentraciones de sal durante los periodos de sequía. De acuerdo con estos resultados podríamos inferir que la madera en la época de lluvias sería menos densa, lo que se asocia según Paz y colaboradores (2018) con menor proporción de árboles defoliados, pero con mayor proporción de ramas rotas.

En cuanto al desempeño de los propágulos de *R. mangle*, de acuerdo con Dangremond y colaboradores (2015) éstos responden menos a la variación en la luz y la salinidad. Sin embargo, en alta salinidad, su tasa de crecimiento relativo fue baja en todos los niveles de luz y ninguna de estas plántulas mostró rebrote de hojas.

2.4.2 *Avicennia germinans*

Es la especie que tiene mayor tolerancia a condiciones de alta salinidad, pues se ubica en concentraciones mayores de 40 ppt, hasta 100 ppt, debido a las glándulas secretoras de sal en sus hojas (Cordero y Boshier, 2003) alcanzando a soportar salinidades hasta de 90 ppt (Twilley et al., 1986). Los bosques más desarrollados de esta especie están en las costas de Surinam, Guyana Francesa y norte del Brasil, con árboles de hasta de 30 m de altura y 70 cm de DAP (Ramírez et al., 2004).

Según el estudio de Yáñez y colaboradores (2009) donde se evaluó la variación anatómica de la madera de *A. germinans*, se evidenció que el incremento del diámetro del lumen de fibra de *A. germinans* se asocia con sitios de menor salinidad en la temporada húmeda y se observó una tendencia inversa en el grosor de la pared de la fibra. El mayor diámetro del lumen de fibra, en sitios de menor salinidad podría estar relacionado con una mayor porosidad y menor densidad de la madera. Mayor grosor en la pared de la fibra, pero con menor diámetro del lumen, en sitios con alta salinidad podría asociarse con mayor densidad de la madera. Este resultado sugiere que los árboles que crecen en sitios con mayor salinidad en el período húmedo presentarían mayor resistencia mecánica -madera más densa-, lo que también, se sugiere para *L. racemosa* creciendo en las mismas condiciones y que de acuerdo con esta información les permitiría resistir la inestabilidad de los suelos con inundación prolongada (Yáñez et al., 2009, 2004). Estos hallazgos concuerdan con lo encontrado por Santini y colaboradores (2012) quienes evidencian una relación positiva entre la densidad de la madera, el área total de la luz del vaso y el diámetro del vaso de la xilema en *A. marina*. Esto sugiere que, con inundaciones prolongadas a causa de la marejada ciclónica y un incremento en la salinidad, la eficiencia de la conducción hidráulica de *A. germinans* podría verse afectada en aquellos bosques con condiciones de salinidad baja y madera menos densa ocasionando disminución en su crecimiento y menor resistencia mecánica (Robles-Sánchez, 2019).

Sin embargo, estas hipótesis aún deben ser comprobadas ya que por ejemplo Santini y colaboradores (2012) también evidencian que, al aumentar el espesor de la pared de la

fibra, *A. marina* es capaz de mantener una alta densidad de madera incluso con grandes diámetros del xilema. Invirtiendo en paredes de fibra gruesa y reduciendo la proporción de floema por capa de crecimiento en madera, *A. marina* podría mantener alta conductividad del agua y resistencia mecánica incluso en condiciones de alta salinidad. Es importante resaltar que otros estudios también han evidenciado que la alta densidad de la madera no siempre está asociada con área de luz de xilema baja, lo que indica que los árboles pueden alcanzar alta densidad de madera utilizando una variedad de estrategias anatómicas (Jacobsen et al., 2005; Martínez-Cabrera et al., 2009)

De acuerdo con Dangremond y colaboradores (2015) los propágulos de *A. germinans* sobreviven y crecen bien a baja y media salinidad, independientemente del nivel de luz, pero se desempeñan mal a alta salinidad, particularmente bajo alta luz.

2.4.3 *Laguncularia racemosa*

En el área del Caribe, los rodales de mangle blanco promedian entre 10 y 15 m de altura, pero pueden exceder los 25 m de altura y los 70 cm de diámetro. La especie excreta sal y tolera un gran espectro de salinidad del suelo (de 0 a 90 ppt). Prefiere suelos con bajas concentraciones de sal, promediando entre 15 y 20 ppt. El crecimiento se ve reducido a unas salinidades del suelo altas, de más de 50 ppt (Jiménez, 1990).

Al igual que en *R. mangle* y *A. germinans*, la mayoría de las respuestas vegetales de los propágulos de *L. racemosa* se ven afectadas tanto por la salinidad y por el hidroperiodo. De acuerdo con Cardona-Olarte y colaboradores (2006), el hidroperiodo induce más efectos que la salinidad. En su estudio, en comparación con *R. mangle*, *L. racemosa* tuvo mayor tasa de crecimiento relativo, proporción de área foliar, área foliar específica, alargamiento del tallo, longitud total de las ramas, producción primaria neta y altura del tallo. Por su parte, *R. mangle* tuvo una mayor asignación de biomasa a las raíces. El crecimiento de los propágulos de *L. racemosa* fue mayor en condiciones de baja salinidad, con pocas diferencias entre las dos especies en condiciones de alta salinidad bajo inundaciones permanentes. Estos resultados, sugieren que en condiciones de estrés leve por hidroperiodo y salinidad, los propágulos de *L. racemosa* exhiben respuestas que favorecen su dominio competitivo sobre *R. mangle*. Sin embargo, esta ventaja se reduce considerablemente a medida que aumenta el estrés por salinidad e hidroperiodo.

2.4.4 Disponibilidad de propágulos

En los hábitats costeros, las plantas halófitas han desarrollado adaptaciones asociadas a la supervivencia y reproducción; las primeras están basadas en la tolerancia y eliminación de sales, y las reproductivas en adaptaciones embriológicas como la germinación vivípara y cripto-vivípara (Singh, 1998). Antes de que ocurra la dispersión, las semillas maduras de tendencia vivípara o cripto-vivípara se mantienen activas biológicamente dentro del fruto

(Farnsworth, 2000), lo que conlleva al crecimiento continuo del embrión y la germinación. Aun cuando el fruto no haya alcanzado la madurez o la dehiscencia y abscisión de la planta madre, en el proceso, el embrión aprovecha la humedad del fruto, y en el caso de los ecosistemas de manglar el oxígeno del aire para germinar y continuar su proceso de desarrollo (Cota-Sánchez et al., 2007). Los ejemplos más conocidos de viviparidad verdadera son los mangles. Es por esto por lo que en el caso de los manglares no hablamos de semillas, sino que hablamos de propágulos.

En el Archipiélago, de acuerdo con la investigación de Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda (2011) *R. mangle* florece más abundantemente en periodos de lluvia. La precipitación limita o estimula indirectamente su floración al influir sobre la salinidad. Su floración también está determinada por la foliación que se ve reflejada en forma de actividad meristemática. Esta última, va a depender de la demanda energética de la regulación hídrica y salina de la planta. En el manglar de cuenca, aproximadamente entre un 76 y 85% de la variación de la floración se puede explicar por la generación de hojas. Por su parte, en el manglar de borde e interior es explicada entre un 13 y 15 % respectivamente. Según los autores, *L. racemosa* florece después de picos de precipitación, que serían acompañados por cambios fuertes de la salinidad. La precipitación, sin embargo, solo determina la floración indirectamente pues incide a través de la actividad meristemática foliar, ya que este mangle solo destinaría recursos para crecimiento y reproducción bajo condiciones hídricas favorables. Para el caso de *A. germinans*, este mangle florece en condiciones de déficit hídrico en los periodos de menor precipitación. En los manglares de borde e interior la producción de flores se produjo durante casi todo el año.

3 Evaluación de Impactos por Ciclones Tropicales en Bosques de Manglar.

Si bien los ciclones tropicales en la región del Caribe resultan ser un fenómeno esperable en la temporada de junio a noviembre de cada año, se prevé que pueden llegar a ser más frecuentes y de mayor intensidad, debido al aumento del nivel del mar que causa mayor erosión en las costas y mayor riesgo de inundaciones, a la elevación en la temperatura del agua y a la alteración de las condiciones atmosféricas de circulación, todos estos factores atribuidos a los efectos del calentamiento global acelerado.

En Colombia son muy escasos los estudios sobre la evaluación del impacto de los huracanes en los ecosistemas marinos, ya que las costas del país no se encuentran en zona de mayor frecuencia directa del tránsito de ciclones tropicales y son menos vulnerables a este tipo de eventos extremos en comparación con otras zonas del Caribe (Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, 2008). No obstante, este panorama ha venido cambiando y muy probablemente lo siga haciendo, por lo que es fundamental aunar esfuerzos de investigación, análisis y producción de documentos que se ajusten a la realidad del país y del Archipiélago, en pro de amortiguar los efectos devastadores del paso de ciclones tropicales y dar una respuesta que favorezca la recuperación de los ecosistemas marino-costeros.

El presente documento se ajusta a lo establecido en la política nacional de gestión del riesgo de desastres -Ley 1523 de 2012-, definida como un compromiso de Estado desde lo nacional a lo territorial, en el que la responsabilidad es de todas las autoridades y habitantes de los territorios. De acuerdo con la Ley 1523, se debe incluir el riesgo en la en la planificación e inversión pública y se destaca la importancia de la gestión del conocimiento, para definir la reducción del riesgo y la respuesta en caso de desastres.

El paso de fenómenos climáticos extremos no solo perjudica la vida y el establecimiento de la población humana, el turismo y la economía regional al representar grandes pérdidas e inversiones, sino que también genera grandes disturbios y pérdida de los ecosistemas marinos y costeros, los cuales brindan servicios fundamentales.

En el caso de los bosques de manglar, ecosistema altamente valorado por su gran habilidad para secuestrar carbono en comparación con otros ecosistemas y de esta forma contribuir a la mitigación del cambio climático, cumple una función primordial en la disminución del impacto de los huracanes sobre las costas y al interior de ellas, pues se estima que tiene la capacidad de disminuir el impacto de los vientos (Prato *et al.*, 2020) y amortiguar las altas marejadas, como se pudo evidenciar con el paso del huracán Iota con fuertes vientos de 230 km/hora y aunque ocasionó mortalidad en la vegetación por pérdida foliar, desprendimiento de los árboles, daño estructural y cambios en las dinámicas del ecosistema de manglar, se pudo observar que las zonas con cobertura de manglar redujeron el impacto del huracán sobre las viviendas (Rojas y Ochoa, 2021). Por ello se hace imprescindible tener una guía de fase preparatoria y un protocolo para evaluar el impacto de estos fenómenos

climáticos extremos sobre los ecosistemas de manglar como respuesta inmediata que permita conocer el panorama pre y post huracán tanto del paisaje en una escala macro, como la afectación directa sobre las especies que lo componen para así poder ejecutar planes de acción y/o restauración de la barrera de bosques de manglar en el Archipiélago.

3.1 Fase preparatoria para mitigar los impactos de un huracán sobre los bosques de manglar.

Antes de abordar los planes de acción directa sobre la evaluación de impactos y posterior restauración de los ecosistemas ante el paso de los ciclones tropicales, es importante establecer una fase previa al evento que fortalezca a la preservación de las poblaciones y comunidades de manglar y que ayude a mitigar los impactos negativos sobre estas, obteniendo rutas de respuesta más rápidas y eficientes en caso de una perturbación severa. La ejecución de esta fase contribuirá también a mitigar otros impactos en el Gran Caribe como la deforestación.

Por otro lado, es importante la preparación y fortalecimiento institucional, tanto a nivel financiero como de capacidades en capital humano y equipos, de manera que se cuenten con los recursos necesarios para implementar las acciones de restauración en los tiempos adecuados, así como los procesos de monitoreo y mantenimiento.

Como puntos clave, se encuentran la protección de la vida e integridad de las personas que harán parte del Grupo de Respuesta para realizar las evaluaciones de daños e implementar acciones de restauración, incluyendo a las personas de la comunidad que participan en estas actividades.

Por otro lado, resulta de gran importancia generar o contar con sitios seguros para proteger las herramientas, equipos, materiales e insumos para ejecutar las acciones de evaluación de daños y métodos de restauración, así como para almacenar de manera segura propágulos, semillas y/o plántulas que sirvan como reservorio para la restauración de manglares.

Fuentes de disturbio controlables

En aras de evitar el fracaso futuro de las acciones preventivas y para la recuperación de los ecosistemas de manglar ante un evento extremo, se deben evaluar e identificar las fuentes de disturbio ya presentes, como la tala, la sobreexplotación de especies, el relleno de humedales, vertimiento de aguas residuales, el asentamiento y construcción de estructuras y viviendas entre otros factores de contaminación (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021; Rojas y Ochoa, 2021), para crear planes de mitigación de acciones y asegurar un mayor éxito en la aplicación de acciones para la reforestación y conservación de los bosques de manglar.

3.1.1 Establecer áreas de monitoreo, siembra y protección

(priorizando zonas ya deforestadas y con mayor probabilidad de impacto).

La capacidad de respuesta por parte de los bosques de manglar ante los efectos climáticos esperados por el calentamiento global dependerá también de su estado de conservación (Ramírez y Ortiz, 2019). Es necesario establecer áreas de protección, siembra y monitoreo que permitan evidenciar y salvaguardar un estado saludable de los bosques de manglar y ejecutar posteriores planes de restauración de los ecosistemas ante el paso de un ciclón tropical.

La investigación y el monitoreo son fundamentales para medir variables fisicoquímicas, analizar la hidrología, describir las características morfo anatómicas de los individuos, evidenciar el cambio de la composición y estructura ecosistémica, medir su salud, y realizar comparaciones certeras evaluando las respuestas a diferentes eventos climáticos presentados a lo largo del ciclo anual. Por otro lado, se deberán establecer zonas de protección y conservación, asegurando ausencia de disturbios antropogénicos en la medida de lo posible y realizando monitoreos en parcelas permanentes de crecimiento (PPC) que permitan dar cuenta de la evolución de los bosques y sus respuestas a los eventos presentados a lo largo del año.

3.1.2 Propagar diferentes especies de manglar en viveros.

El estado de regeneración natural de los ecosistemas de manglar tras el paso de un huracán o un fenómeno extremo que resulte en la pérdida considerable de cobertura se ve fuertemente afectado tanto por factores abióticos como por factores biológicos como la herbivoría (Krauss et al, 2008), que resulta en pérdida de área fotosintética, alterando el balance de carbohidratos, interfiriendo con el consumo del agua y nutrientes, y debilitando la estructura de la planta. Lo que incrementa la probabilidad de muerte (Oyama y Espinoza, 1986). Debido a los mecanismos reproductivos de los manglares, en los que las semillas permanecen unidas a los parentales hasta su germinación, no hay un banco de semillas disponibles y la herbivoría resulta entonces un factor crítico en las primeras etapas de desarrollo, generando mortalidad en los propágulos liberados al suelo y limitando la capacidad de regeneración del bosque por sí mismo. Es por ello por lo que resulta importante adoptar medidas de propagación en viveros, evitando la muerte temprana de las especies y fomentando el soporte para una mejor restauración de los ecosistemas.

Teniendo en cuenta que la composición de especies de los ecosistemas de manglar es variable dependiendo de la zona, y que para el Archipiélago de San Andrés Providencia y Santa Catalina, el orden de mayor a menor importancia de estas es, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (García-Hansen y Gaviria-Chiquazuque), se propone evaluar diferentes métodos de propagación según la especie de interés.

El trasplante de propágulos resulta ser la técnica más fácil y económica empleada, la reproducción asexual por estacas que tiene una eficiencia media a baja y no es recomendable según revisión de estudios previos (Castillo et al., 2021; Elias et al., 2021; Glasenapp et al., 2019) a excepción de *L. racemosa* que ha demostrado supervivencia posterior de establecimiento en campo (Hernandez et al., 2014), y el cultivo invitro, que puede resultar muy eficiente pero con la desventaja de costos más elevados.

Para llevar a cabo el método de germinación mediante propágulos en vivero, estos deberán ser colectados en su etapa óptima de maduración que se da aproximadamente después de un mes de dispersión, es importante tener claro los tiempos de floración, pues esto determinará la disponibilidad de propágulos a emplear (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011).

El material vegetal deberá ser colectado de las zonas conservadas aledañas al sitio, considerando su composición para la elección de las especies. Se recomienda obtener el material de puntos separados por al menos 20 m para propiciar una mayor diversidad genética al evitar tomar todos los propágulos del mismo individuo o de parientes cercanos, estos se pueden mantener en contenedores de paredes abiertas o permeables y dentro del agua del sistema sin ahogar el material biológico (Teutli-Hernandez et al., 2021). Posteriormente se deberán trasplantar en recipientes de polietileno virgen color negro, para no afectar el sistema radicular por efecto de la luz y con guías internas, las cuales sirven para dirigir el sistema radicular hacia abajo.

El sedimento para la siembra puede estar compuesto de peat moss, agrolita, vermiculita, fertilizantes de lenta liberación, biofungicida triconderma y endomicorrizas (Agraz-Hernández et al, 2007). Una vez sembrados los propágulos se fertilizan cada tres días y cada seis en estado de plántulas, con fertilizante foliar 12-16-12. Durante los primeros tres meses se deben regar con agua dulce para el acondicionamiento de las plántulas y al tercer mes se puede iniciar la aspersión con agua estuarina, incrementando la salinidad paulatinamente hasta llegar a la salinidad registrada en las parcelas. Con objetivo de medir el éxito de la calidad y producción de plántulas en el vivero se determina el crecimiento y la mortalidad, con una frecuencia quincenal (Agraz-Hernández, 2010).

Se recomienda no elevar la concentración de sal por encima de 15 ppt, pues se ha evidenciado que reducen la tasa de crecimiento de las plantas de *A. germinans* y *L. racemosa* (Glasenapp et al., 2019), mientras que la especie *R. mangle* parece tolerar rangos más amplios de salinidad y tener mayor capacidad de supervivencia en condiciones euhalinas de 23.93 a 47.70 ppt (Robles et al., 2019). Otra variable indispensable a tener en cuenta para la propagación en vivero es la humedad, se ha demostrado que el uso de cajas de niebla ayuda a mejorar las tasas de enraizamiento y generación de brotes antes de ser trasplantados a condiciones de invernadero (Glasenapp et al., 2019; Milbocker, 1983). También se debe acondicionar sombra entre 50% y 80% sobre la plantación para evitar

insolación, sequía y pérdida foliar, todo con el fin de imitar tanto como sea posible, las condiciones naturales de crecimiento. Cuando las plántulas estén ya adaptadas a diferentes salinidades en el vivero (aproximadamente cuatro meses) y tengan una altura en promedio de 35 a 40 cm, se pueden trasladar a las parcelas para ser reforestadas.

Si la siembra se va a realizar en centros de dispersión en hábitat natural, se debe contar con la información de elevación, topografía, hidrobiología y variables físico químicas edáficas, de las áreas de producción, con el objetivo de asegurar que las plántulas tengan la capacidad de sobrevivir y desarrollarse con mayor éxito.

3.1.3 Integración comunitaria

Un trabajo para adelantar estrategias orientadas al manejo y recuperación de los ecosistemas en el Archipiélago debe resultar de un trabajo interdisciplinario en sinergia con las comunidades locales, entidades y tomadores de decisión en el que se identifiquen necesidades y oportunidades (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021; Rojas y Ochoa, 2021) para la ejecución de planes de acción pre y post huracán.

Según el diseño del módulo de apropiación social del conocimiento científico en biodiversidad y ecosistemas (2020), para proceder a realizar la integración social, primero hay que identificar, establecer y priorizar, el público estratégico (identificar los actores comunitarios, regionales, estatales, productivos y aliados). Es imprescindible definir un módulo de capacitación acerca de las características, servicios, estado, métodos de recuperación, manejo, hidrología, factores de disturbio y posibles problemas socioambientales por deterioro y/o pérdida de los ecosistemas de manglar en el Archipiélago, interiorizando en la comunidad la importancia por aprovisionamiento de madera y alimento, purificación del agua, mitigación de la sensación térmica y escudo ante tormentas tropicales entre otros múltiples servicios ecosistémicos.

Mediante programas pedagógicos y ejecución de rutas metodológicas a través del método participativo de ciencia ciudadana, el diálogo social y de saberes y el desarrollo de habilidades comunicativas se permite la apropiación social del conocimiento científico y un empoderamiento comunitario consciente (Bayraktarov et al., 2020) ineludible para el bienestar de los bosques de manglar. Se propone un monitoreo social participativo, para lo cual es necesaria la capacitación integral.

3.1.4 Establecer redes de apoyo

Es indispensable contar con canales que den cuenta del conocimiento del riesgo constantemente, y con mayor ahínco previo y durante la época de ciclones tropicales, con el fin de obtener los datos actualizados, caracterizar los eventos y tener un panorama de los posibles impactos sobre los ecosistemas de manglar. La instancia encargada del

conocimiento de riesgo, responsable de generar información técnica acerca de la evolución potencial de afectación del fenómeno y encargada de las recomendaciones específicas para diferentes grupos de interés a nivel nacional, es la Mesa Técnica de Alerta de ciclones tropicales, la cual está conformada por: El instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), responsable de monitorear y hacer seguimiento a las condiciones meteorológicas relacionadas con la actividad ciclónica en el océano Atlántico y mar Caribe, con el fin de determinar los niveles de alerta y establecer conexión con el Centro Nacional de Huracanes de la NOAA; el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas de la Dirección Nacional Marítima (DIMAR-CIOH), encargado del Monitoreo y seguimiento de las condiciones meteomarinas, de elaborar los pronósticos de altamar y para las áreas costeras, insulares, marítimas y portuarias del Caribe; y la Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres (UNGRD) y la Aerocivil (Civil, 2021).

La conexión con estas instituciones servirá de apoyo en la obtención de datos, imágenes satelitales, y reportes de variables y parámetros. El trabajo a la par con otras instituciones académicas y financieras como Coralina, El instituto SINCHI, INVEMAR, Parques Nacionales Naturales (PNN), el Instituto von Humboldt, La Universidad Nacional de Colombia, El jardín botánico de San Andrés, el Ministerio de Ciencia y Tecnología e Innovación, así como la Red Colombiana de Estuarios y Manglares y el apoyo de instancias internacionales, será fundamental para el desarrollo de proyectos de estudio previo, de acciones y planes a ejecutar ante el paso de un evento climático extremo, y como soporte de recursos financieros.

3.1.5 Equipos de evaluación, monitoreo y respuesta

La formación de estos equipos es necesaria en la fase preparatoria para realizar las revisiones y mediciones periódicas sobre las áreas protegidas, áreas de siembra y de estudio, para analizar y ejecutar los protocolos de evaluación de impactos y de restauración, dando una respuesta rápida para la recuperación progresiva de los bosques de manglar del Archipiélago. Estos protocolos deberán ser analizados y evaluados periódicamente, con el fin de realizar posibles modificaciones, elaborando un plan de trabajo ajustado a las características del evento en el momento dado (Figura 6).

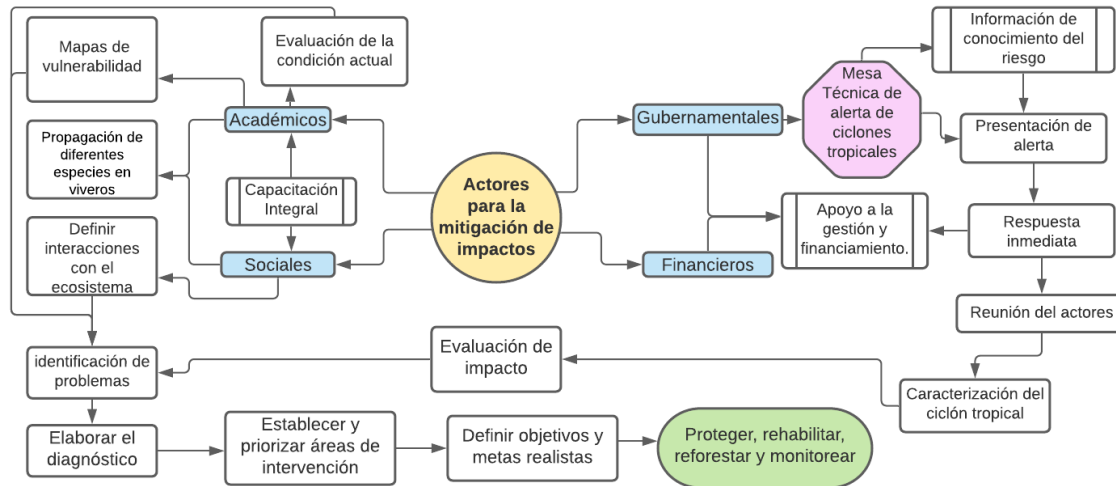


Figura 6. Actores clave en la fase preparatoria para mitigar el impacto de ciclones tropicales sobre los ecosistemas de manglar y acciones por desarrollar.

3.2 Procedimiento de Evaluación del Impacto sobre los Ecosistemas de Manglar del Archipiélago

Como se mencionó anteriormente, la evaluación de los impactos de los ciclones tropicales sobre los ecosistemas de manglar ha sido poco estudiada en Colombia, lo cual hace aún más urgente, determinar la ruta de acción que permitan avanzar en dichas evaluaciones de manera efectiva. Tomando como base el estudio de Tillie y colaboradores (2017) y el de Rojas y Ochoa (2021) se plantea una ruta de trabajo que permite medir el estado del ecosistema de manglar tras el paso de huracanes por el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

3.2.1 Información previa

La disponibilidad de información pertinente y actualizada acerca del estado de los ecosistemas de manglar previo a la presentación del fenómeno y de acuerdo con la fase preparatoria es de gran soporte a la hora de evaluar los impactos, pues establece el punto comparativo para ejercer evaluaciones y aproximaciones más certeras sobre los impactos en las poblaciones y comunidades de manglar. Se debe entonces disponer de imágenes satelitales, datos de atributos estructurales, medidas de variables hidrológicas y fisicoquímicas previas al fenómeno climático, información de trayectoria, características y categorización meteorológica del ciclón tropical para integrar esta información en los análisis de medidas del impacto.

La primera sección del presente documento presenta una síntesis de información previa sobre los bosques de manglar del Archipiélago.

3.2.2 Índice de verdor (NDVI) e índice de vegetación de Manglar (MVI):

Para identificar los cambios ocurridos en la vegetación tras el paso de un ciclón tropical en el Archipiélago, se puede tomar la serie temporal de imágenes satelitales Sentinel-2, Landsat 8 Operational Land Imager y Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper +. También se pueden descargar imágenes de paisaje en la plataforma digital del IGAC, que dispone de 723 registros de fotografías aéreas y satelitales desde el año 1995.

Se selecciona un grupo de imágenes sin nubosidades sobre los ecosistemas, se estiman los índices de vegetación por pixel (NDVI y MVI) y se saca el valor de variación en el tiempo previo y posterior al paso del ciclón tropical, el píxel representa un daño persistente si la tendencia del NDVI es cercana o menor a cero. Así se pueden identificar qué zonas a nivel de paisaje presentan las mayores afectaciones y definir zonas prioritarias de intervención que necesiten de mayores e inmediatos esfuerzos para la recuperación, rehabilitación y restauración del ecosistema.

Para confirmar que las repuestas de cambios de los índices reflejen realmente el cambio en la vegetación se propone comparar los datos de altura del dosel dentro de las áreas de estudio, estos datos se pueden obtener del LiDAR de alta resolución de cámara térmica e hiperespectral tanto antes como después del paso de ciclón. La relación lineal entre el cambio de los índices de vegetación y la altura del dosel debe ser significativa ($p < 0$).

3.2.3 Definición de Áreas para la Evaluación de Impactos y Monitoreo:

Estas mediciones se iniciarán tan pronto como las condiciones de seguridad en las áreas de estudio sean reestablecidas. Las áreas se escogerán teniendo en cuenta la comparación de imágenes satelitales y fotografías aéreas pre y post huracán, y la visita a los ecosistemas del Archipiélago por parte del equipo de evaluación de impactos. Para establecer las estaciones de estudio y siguiendo el método de muestreo estratificado, el cual permite la subdivisión de áreas extensas y heterogéneas en unidades más pequeñas y teniendo como criterio de división los cuerpos de agua, debido a que son el eje central del que depende el manglar, se escogerá un número de estaciones proporcional a la cobertura abarcada por manglar, y de esta manera disminuir el sobre muestreo en áreas geográficas pequeñas y submuestreo en las más grandes. Se escogerán parcelas de 100 m x 10 m, ubicándolas desde las orillas del espejo de agua hacia el interior del bosque y se dividirán en 10 estaciones de 10 m x 10 m.

3.2.4 Atributos estructurales

La caracterización estructural de los bosques de manglar permite cuantificar la densidad de árboles, diversidad de especies, área basal, altura y diámetro, así como la distribución de especies en patrones espaciales (Valdez, 2002). Para medir estos atributos se sugiere seguir los métodos empleados en Moreno y Rosas 2009. En cada estación se harán las mediciones de diámetro a la altura del pecho (DAP, considerando la altura del pecho a 1.30 m sobre el suelo) de los árboles con diámetros mayores a 2.5 cm. La densidad, frecuencia relativa, índice de valor de importancia (IVI) y dominancia del manglar se obtienen de los siguientes cálculos:

- **Área basal:**

$$2 BA = \pi / 4 (DAP)$$

Donde:

BA = área basal en metros cuadrados

DAP = diámetro a la altura del pecho (1.3 m) en metros, y

$\pi = 3.14159$

- **Densidad** = número de individuos muestreado por cuadrante / número total de cuadrantes.
- **Densidad relativa** = densidad de una especie / suma de las densidades para todas las especies x 100.
- **Dominancia** = área basal de la especie / suma de las áreas de todas las unidades de muestreo.
- **Dominancia relativa** = (dominancia de la especie / suma de los valores de dominancia de todas las especies) x 100
ó
- **Dominancia relativa** = (área basal de la especie / área basal de todas las especies) x 100.
- **Frecuencia** = número total de cuadrantes en los que una especie aparece / número total de cuadrantes.
- **Frecuencia relativa** = (frecuencia de las especies / suma de la frecuencia de todas las especies) x 100.
- **El valor de importancia relativa (VIR)** es un resumen de los valores cuantitativos de cada especie y permite ordenar a las especies de mayor a menor. Da cuenta de cuáles son las especies más importantes en la comunidad de acuerdo con la abundancia o espacio que ocupan. Es la suma de la frecuencia relativa, la

densidad y la dominancia relativas, siendo 300 el máximo valor esperable para una especie.

También se realizará una descripción cualitativa del estado de los árboles (vivos, muertos) y condición en que se encontraron (en pie, inclinados o rotos) (Hernández y Belmonte, 2004; Reilly, 1991; Roth, 1992; Brokaw y Grear, 1991) con el fin de establecer el estado de los árboles post huracán.

Biomasa

Para conocer los impactos causados por retención de biomasa se analizan modelos digitales del terreno que permitan identificar zonas que por sus condiciones topográficas reúnan propiedades para la acumulación de flujo y que debido a la pérdida de vegetación se conviertan en áreas de acumulación de biomasa, en donde eventos como incendios forestales, erosión, inundaciones, pérdida de flujo hídrico y alteraciones sobre la bioquímica de los manglares por el cambio de aportes de los flujos ecológicos desde las partes más elevadas de las islas, sean más probables (Rojas y Ochoa, 2021).

3.2.5 Medición de Variables Ecosistémicas

Con el fin de conocer, comparar y analizar las condiciones características de las áreas de estudio, se deberán registrar variables topográficas, hidrológicas, fisicoquímicas del agua y del sedimento (Tabla 5) que den cuenta de la ecología forense de las áreas con cobertura de manglar tras el impacto. Se propone seguir el método empleado por Teutli-Hernández et al., 2021. Para medir la elevación y determinar las zonas más afectadas por su alteración se sugiere establecer la microtopografía de las zonas marcando transectos equidistantes con siete puntos de muestreo por cada 100 m lineales, en cada punto se debe medir el nivel topográfico con un GPS diferencial o con la técnica de la manguera con agua, con estas mediciones se forman curvas de nivel y se crea un modelo digital que da cuenta de la elevación, para así identificar zonas de acumulación y de drenaje, y dirección del flujo hídrico. Para conocer el nivel de agua y frecuencia y duración de la inundación se pueden, usar los mapas de vulnerabilidad como soporte, instalar medidores automáticos de presión y registrar datos durante 30-40 días o instalar piezómetros y realizar mediciones periódicas. Las variables fisicoquímicas del agua intersticial regulan el desarrollo, establecimiento y estructura del manglar, y permiten conocer el nivel de perturbación del ecosistema, en cada punto de muestreo se debe coleccionar agua del sedimento intersticial y superficial. El agua intersticial se puede extraer a 40 cm con ayuda de un tubo acrílico de 5 mm conectado a una manguera y a una jeringa (Medina-Calderón et al., 2021), a partir de esta muestra se mide in situ la temperatura y salinidad con un sensor de conductividad, el pH y potencial redox con un pH-metro y potenciómetro de campo respectivamente. Para la determinación de la concentración de sulfuro (H_2S) se añade una segunda muestra de agua intersticial a un volumen igual de tampón antioxidante (pH 12) en el campo para preservar la muestra, y

se determina la concentración de sulfuro dentro de las 12 h de la recolección usando un electrodo de plata/sulfuro (Modelo 9616 BN Orión; McKee et al., 1988).

Para la determinación de los nutrientes inorgánicos disueltos en agua, se obtiene una muestra en botellas de plástico inerte, las cuales deben mantenerse en frío hasta su análisis en el laboratorio. Se debe realizar una observación en campo, determinando color y grosor de capa de materia orgánica, y también se debe realizar un análisis en laboratorio de densidad aparente, materia orgánica, carbono, nitrógeno y fósforo total.

La densidad aparente, contenido de materia orgánica, N y P totales, se determinan a partir de núcleos tomados con un Russian Peat Corer. Los núcleos se dividen en tres submuestras de acuerdo con la profundidad (0-15, 15-30 y 30-45 cm), se empacan en bolsas ziploc y se trasladan en frío al laboratorio. Allí se secan a 60 °C por 72 horas, para estimar la densidad aparente. El contenido de materia orgánica se determina por combustión de las muestras durante 2 horas a 550 °C; otra fracción de la muestra se pulveriza para determinar la concentración de N. El P total se analizó a partir de la incineración de submuestras de suelo a 550 °C, disolviendo las cenizas en HCl 1N durante 16 h; los extractos se miden por colorimetría a 885 nm. Las concentraciones de N y P son expresadas en volumen (mg cm^{-3}) en función de la densidad aparente (Medina-Calderón, 2016).

Tabla 5. Variables a medir en las áreas de estudio. Adaptado de Teutli-Hernandez et al, 2021.

VARIABLES	
TOPOGRAFÍA	Nivel topográfico (zonas de mayor y menor elevación).
HIDROLOGÍA	Hidroperíodo (nivel, duración y frecuencias de inundación). Fuente de agua (marina, dulce).
FISICOQUÍMICAS DEL AGUA (Superficial e intersticial)	Salinidad, potencial redox, temperatura, nutrientes inorgánicos (nitratos+nitritos, amonio, fosfatos y silicatos, sulfuros).
FISICOQUÍMICAS DEL SEDIMENTO	Densidad aparente, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total y carbono total.
VEGETACIÓN	Composición, densidad, altura, diámetro, área basal, índice de valor de importancia, regeneración potencial (densidad y altura de plántulas y juveniles), densidad y altura de pneumatóforos.

3.2.6 Identificación de Estrés Ambiental

Con el objetivo de conocer la capacidad de recuperación, regeneración y sucesión natural del bosque de manglar y así estimar medidas del impacto, deberá evaluarse la posible existencia de factores de estrés ante el paso del ciclón tropical, como las alteraciones hidrológicas (precipitación, marejadas ciclónicas, cambios de salinidad, etc.) y la sedimentación (Krauss y Osland, 2020). Por ejemplo, las tasas de precipitación extremas pueden generar inundaciones y extensos depósitos de sedimentos transportados por el agua, lo que probablemente limite la disponibilidad de oxígeno en suelo, induzca cierre de estomas, limite la fotosíntesis y termine con la mortalidad de las especies (Taillie et al., 2020).

Para cuantificar las variables hidrológicas se propone:

1. Determinar el régimen de inundación: Mediante la instalación de medidores automáticos de presión (dentro de tubos de PVC hidráulicos de tres pulgadas) a una profundidad de 50 cm en cada área de muestreo. Estos sensores permitirán registrar valores cada hora durante el periodo de estudio, la duración, nivel y frecuencia de inundación se deben calcular mensualmente.
2. Medir los nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos), la concentración de sulfuros y las variables fisicoquímicas del agua intersticial. Esto se logra mediante la extracción de muestras de agua, a 5 cm y 30 cm de profundidad, empleando una jeringa y tubos de acrílico. De no ser posible la extracción del agua intersticial por este método, se puede hacer un hueco en el sedimento y posteriormente recoger el agua que inunde dicho hueco.
3. Para los análisis químicos se deben transportar las muestras al laboratorio, determinar la concentración de iones con ayuda de un espectrofotómetro y la concentración de sulfuros (H_2S) mediante la reacción con azul de metileno, los iones restantes se pueden analizar utilizando cloruro de Estaño.

También es importante observar y registrar la presencia de enfermedades (Navarrete y Rodríguez, 2014) y cualquier evidencia anormal en la estructura de los árboles como crecimiento atípico y presencia de parásitos.

3.2.7 Indicador de Condición de Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM)

Midiendo atributos estructurales y funcionales de los bosques de manglar en las estaciones de muestreo a través de la asignación de un valor numérico, se puede evaluar la condición general de integridad biótica, esto es posible mediante el uso de las variables (Navarrete y Rodríguez, 2014):

1. Densidad de árboles de mangle por especie (D): Número de individuos de cada especie por hectárea con diámetro a la altura del pecho DAP mayor a 2,5 cm.

2. Sumatoria de área basal por especie de mangle (AB): Espacio ocupado por los troncos de los árboles de cada especie con DAP mayor a 2,5 cm, expresado en metros cuadrados por hectárea.

3. Reclutamiento (R): Numero de propágulos, plántulas y juveniles con DAP menor a 2,5 cm por metro cuadrado.

4. Densidad de aves residentes (Av): Número de individuos de aves residentes presentes de al menos tres grupos tróficos de la estación en el mangle por hectárea.

Estas variables se registrarán y emplearan en la fórmula (teniendo en cuenta que cada variable tiene el mismo peso y que la sumatoria de los pesos es igual a 1):

$$ICT_{BM} = \left(\frac{D_{sp1}}{V_{ref} D_{sp1}} + \frac{D_{sp2}}{V_{ref} D_{sp2}} + \frac{D_{spX}}{V_{ref} D_{spX}} \right)^{0,25} \times \left(\frac{AB_{sp1}}{V_{ref} AB_{sp1}} + \frac{AB_{sp2}}{V_{ref} AB_{sp2}} + \frac{AB_{spX}}{V_{ref} AB_{spX}} \right)^{0,25} \times \left(\frac{R_{progsp1}}{V_{ref} Sp1} + \frac{R_{Plantsp1}}{V_{ref} Sp1} + \frac{R_{progsp2}}{V_{ref} Sp2} + \frac{R_{Plantsp2}}{V_{ref} Sp2} + \frac{R_{progspX}}{V_{ref} SpX} + \frac{R_{PlantspX}}{V_{ref} SpX} \right)^{0,25} \times \left(\frac{AvR}{V_{ref} AvR} \right)$$

Donde;

sp: corresponde a las especies de mangle presentes en el bosque,

1: es la especie dominante, y consecutivamente entre mayor es el número, la especie es menos representativa.

Las variables de Densidad de Especies de mangle y Área Basal cuentan con una base de datos Nacional por departamento realizada a partir de la integración de los registros numéricos de los trabajos de monitoreo realizados en los últimos 20 años en manglares según Gómez-Cubillos (2014) en Navarrete y Rodríguez (2014).

Para obtener la clasificación de condición general de integridad del bosque de manglar evaluado desde el valor obtenido del ICTBM, se cuenta con la siguiente escala de valores de referencia Tabla 6:

Tabla 6. Escala de clasificación inicial del Indicador de Condición-Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM) para el Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia-SAMP. Tomada de Navarrete y Rodríguez (2014).

CONDICIÓN GENERAL DE INTEGRIDAD BIÓTICA	VALOR ICTBM
Deseable	0,80-1,00
Buena	0,60-0,79
Regular	0,40-0,59

Alerta	0,21-0,39
No deseable	0,00-0,20

Teniendo así, que los bosques de manglar más deteriorados (condición general de condición- tendencia en alerta y no deseable) obtendrán los valores más bajos (0,00-0,39), y los más conservados (condición-tendencia regular, buena y deseable) los valores más altos (0,40-1,00).

Es importante también aclarar que, para escalas espaciales mayores, como a nivel regional o del Sistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP), no es posible calcular el ICTBM directamente, pues no es conveniente unir los datos de las distintas AMP. Por lo tanto, para estos casos la condición general de integridad biótica del ecosistema se expresa como el porcentaje de AMPs en las distintas categorías, pudiendo también analizar la tendencia a través del tiempo.

3.2.8 Definición de predictores asociados al impacto

A través de regresión simple, se pueden relacionar los valores del cambio de los índices de vegetación, con los predictores de la velocidad máxima del viento, la duración de fuerza del huracán, precipitación, número de tormentas experimentadas y medidas del dosel de altura dentro de los manglares analizados, creando un modelo con la mitad de estos datos, que permita definir qué factores están más fuertemente asociados con el daño a los manglares en la temporada de ciclones tropicales y validar dicho modelo con la otra mitad de los datos obtenidos.

Evaluación del impacto a mediano y largo plazo

- Se tendrán en cuenta las zonas con ausencia o con mínimas afectaciones como grupo control para medir la capacidad de recuperación forestal después del paso de ciclón tropical en el Archipiélago a mediano y largo plazo, teniendo en cuenta que se trate del mismo tipo de manglar respecto a composición, atributos estructurales, calidad de suelos, etc.
- Se propone evaluar los índices de vegetación NDVI y MVI entre periodos de finalización y comienzo de la temporada de ciclones tropicales para definir las afectaciones sobre los bosques de Manglar con mayor precisión.
- Se deberán registrar y analizar los ICTBM anualmente, haciendo parte de los productos de monitoreos con dicha periodicidad, con el objetivo de conocer en términos generales, si la condición de integridad biótica del ecosistema está mejorando o empeorando con el paso del tiempo.
- Se tomarán medidas de los valores de variables fisicoquímicas constantes para determinar la capacidad de recuperación de las condiciones óptimas de desarrollo

de las comunidades de manglar a largo y mediano plazo mediante monitoreo en Parcelas Permanentes de Crecimiento definidas.

- Para distinguir entre daños menores, como defoliación, y daños estructurales persistentes más graves, se sugiere cuantificar la capacidad de recuperación durante los meses en el que no se presentan ciclones tropicales, específicamente, calculando la pendiente lineal de los valores del NDVI en un píxel dado en todas las imágenes durante la temporada posterior a los huracanes (Figura 7).

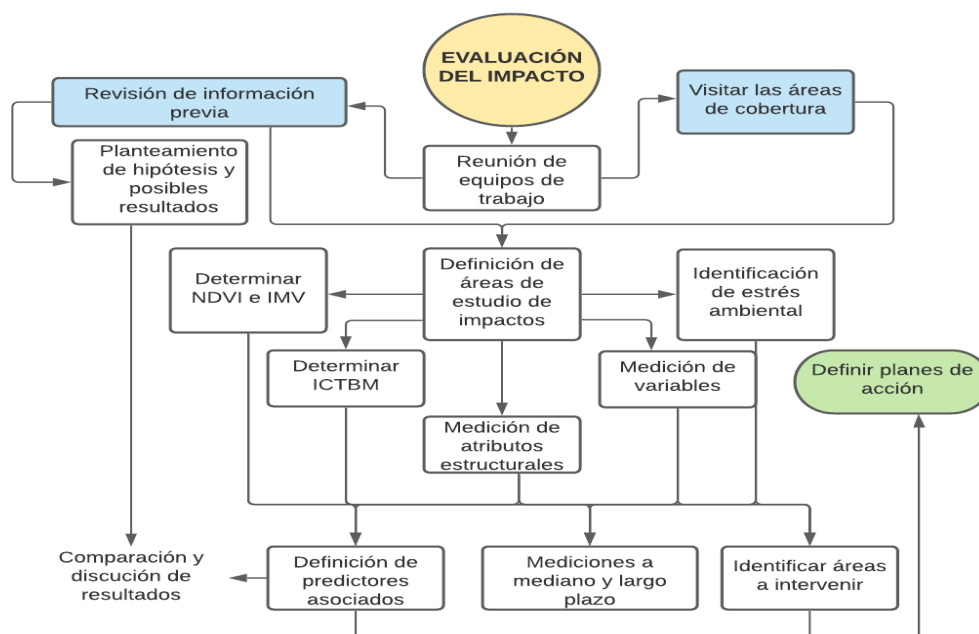


Figura 7. Diagrama resumen de evaluación de impactos de los ciclones tropicales sobre el ecosistema de manglar.

3.3 Métodos de Evaluación Ambiental Rápida pre-huracán y Evaluación de Daños post-huracán.

3.3.1 Evaluación rápida

Las evaluaciones rápidas post ciclón juegan un papel muy importante en cuanto a definir la magnitud y el grado de afectación de las diferentes áreas. De acuerdo con lo descrito por Moore (2018), debido al área que se requiere cubrir y a la limitación de tiempo, la mayoría de las observaciones de evaluación rápida se pueden realizar desde el borde del mar vía

acuática. Para el caso de bosques de borde, mientras que los bosques de cuenca se pueden visitar en automóvil. También es posible realizar reconocimientos aéreos en vehículos no tripulados (drones) en algunos lugares. Para llevar a cabo la evaluación, en todos los sitios se debe documentar el estado dominante del manglar (vivo/muerto), el potencial de reclutamiento (plántulas o propágulos presentes/ausentes), y si los árboles muertos han sido cortados. Donde quedaron plantas maduras vivas, se debe estimar visualmente la altura del dosel y se debe anotar una estimación de la densidad aproximada.

En Colombia, en el año 2016, la Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y de Recursos Acuáticos, del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible generó el documento: “Evaluación de Daños y Análisis de Necesidades Ambientales Costeras en zonas Impactadas por eventos naturales y/o antrópicos” EDANA-AMC. Esta evaluación rápida se efectúa con carácter urgente, en intervalos de tiempo cortos.

Las variables a evaluar propuestas en la metodología EDANA para la determinación del daño ambiental, han sido validadas a partir del criterio de expertos, reconocidas por sus conocimientos, investigaciones, experiencia, trayectoria, estudios, etc., y que pueden dar información, evidencia, juicios y valoraciones en diferentes escenarios (Escobar y Cuervo, 2008). En esta metodología, a cada variable evaluada se le asigna un valor y posteriormente este valor se pondera para determinar el nivel de impacto ambiental (leve, moderado, grave). Para conocer los detalles de cómo aplicar esta metodología se deben consultar las fichas disponibles en la página del ministerio. Esta metodología debe ser aplicada por las autoridades ambientales.

En Providencia ya fue aplicada para hacer la evaluación rápida tras el paso del huracán Iota.

3.3.2 Evaluación a mediano y largo plazo

Las evaluaciones a mediano y largo plazo implican el uso de indicadores, de acuerdo con Navarrete Ramírez y Rodríguez Rincón (2014) los indicadores de condición-tendencia (ICT) de los ecosistemas estratégicos marino-costeros hacen parte de los indicadores de estado desarrollados por INVEMAR para evaluar la situación general de integridad o salud y sus cambios a través del tiempo, a diferentes escalas espaciales, de áreas coralinas someras, bosques de manglar y praderas de pastos marinos presentes en las áreas protegidas del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia (SAMP). El Indicador de Condición Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM) evalúa la condición general de integridad biótica y, por tanto, el estado de conservación de bosques de manglar y sus cambios a través del tiempo, a partir de la incorporación de información de cinco variables, que miden atributos estructurales y funcionales de este ecosistema, en un solo valor numérico. Las variables a tener en cuenta son:

- Densidad de árboles de mangle por especie (D): Número de individuos de cada especie por hectárea con diámetro a la altura del pecho DAP mayor a 2,5 cm.

- Sumatoria de área basal por especie de mangle (AB): Espacio ocupado por los troncos de los árboles de cada especie con DAP mayor a 2,5 cm, expresado en metros cuadrados por hectárea.
- Reclutamiento (R): Número de propágulos, plántulas y juveniles con DAP menor a 2,5 cm por metro cuadrado.
- Densidad de aves residentes (Av): Número de individuos de aves residentes presentes de al menos tres grupos tróficos de la estación en el mangle por hectárea.

Este indicador ha sido utilizado por CORALINA e INVEMAR para hacer monitoreos en ecosistemas de manglar en el archipiélago (Rojas-Aguirre et al., 2019) por lo que su utilización se recomienda para evaluar también los efectos de los ciclones tropicales. Esto permitiría hacer de manera rápida y fácil una comparación con años anteriores.

Este indicador aún no se puede calcular en su totalidad en el Archipiélago, ya que entre las variables que lo integran, aún no se cuenta con los valores de referencia de la regeneración natural (densidad de plántulas y propágulos) y de especies de aves indicadoras, requeridos para su cálculo. Sin embargo, la medición y evaluación de estas variables, sí se registra y se analiza en conjunto con las variables estructurales que sí presentan valores de referencia (densidad y área basal), lo cual permite hacer una aproximación del estado y condición del ecosistema de manglar (Rojas-Aguirre et al., 2019). Es importante que se hagan los ajustes necesarios para calcular el indicador en su totalidad

Como vimos más arriba, el monitoreo regular de los indicadores clave para determinar si se están cumpliendo los objetivos y metas de un proyecto de rehabilitación o restauración, también requiere desencadenantes claros o puntos de decisión para una intervención y acción apropiadas si los objetivos o metas no se están cumpliendo (Gann et al., 2019).

3.3.3 Teledetección e Imágenes satelitales

Se ha demostrado ampliamente que la teledetección es esencial para el seguimiento y la cartografía de ecosistemas de manglares. Durante más de dos décadas, la información obtenida por teledetección se ha utilizado para registrar hechos y datos sobre la condición y extensión de estos. Sin embargo, debido a que los manglares son difíciles de diferenciar, un requisito previo básico para cualquier análisis de imágenes es el enfoque y la realización de una campaña de campo intensiva, así como una comprensión adecuada de la situación local. Se requiere también de actividades de estudio del terreno para verificar y calibrar los resultados de los análisis de imágenes. Sin embargo, este trabajo de campo intensivo a menudo es obstaculizado por la inaccesibilidad de las áreas dentro del ecosistema de manglar (Gónima et al., 1998; Kuenzer et al., 2011). Esta situación puede verse exacerbada

en un escenario de ciclón tropical. Es por esto que, las imágenes satelitales pueden ser de gran utilidad en estas situaciones.

El objetivo principal de utilizar imágenes satelitales de alta resolución es la identificación de especies o grupos de especies asociadas a diferentes condiciones con respecto a su ubicación. El beneficio de la alta resolución espacial es la creciente variedad y finura de las texturas obtenidas. Por ejemplo, Blasco y colaboradores (1992) evaluaron y mapearon la magnitud de las inundaciones después de dos ciclones en Sundarbans, Bangladesh con la tecnología SPOT XS. Comparando y analizando conjuntos de datos de SPOT XS, y utilizando interpretación visual antes y durante varias semanas después de las inundaciones, el resultado demostró la importancia de los manglares como escudo protector contra las inundaciones. La resolución temporal resultó ser un punto crítico, pues les tomó mucho tiempo (un promedio de 5 a 10 semanas) después del ciclón poder capturar imágenes ópticas sin nubes y así evaluar los daños relacionados con las inundaciones.

Simard y colaboradores (2008) describieron una metodología para medir la altura de los manglares y la biomasa aérea mediante sensores remotos. El método se basa en datos de elevación SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), formas de onda ICESat/GLAS (Ice, Cloud, and Land Elevation Satellite/Sistema de altímetro láser geocientífico) y datos de campo. Esta relación se usó para generar el mapa de altura de los manglares y estimar la distribución de la biomasa aérea para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). La altura media del dosel de los manglares en CGSM es de 7,7 m y la mayor parte de la biomasa se concentra en bosques de alrededor de 9 m de altura. Estos mapas de biomasa permiten la estimación de las tasas de regeneración de los bosques bajo rehabilitación hidrológica a gran escala espacial durante las próximas décadas. También se pueden utilizar para evaluar la respuesta de estos bosques altamente perturbados, al aumento del nivel del mar en los escenarios actuales de cambio climático global.

Otra herramienta que nos permite monitorear las respuestas de la vegetación a los ciclones tropicales es el NDVI (índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, por sus siglas en inglés), el cual también juega un papel importante en el desarrollo de mapas de cobertura terrestre, este índice es muy importante en el enfoque directo o análisis de primer orden de la ocurrencia de especies (Turner et al. 2003).

Dependiendo de la escala, el bioma y el ecosistema en cuestión, los mapas de cobertura terrestre proporcionan datos implícitos y/o explícitos sobre la composición, abundancia, y distribución de individuos o conjuntos de especies. El uso de NDVI en el monitoreo y evaluación de la vegetación tiene como objetivo mejorar nuestra comprensión, predicciones e impactos de perturbaciones en los ecosistemas como son los ciclones tropicales (Pettorelli et al. 2005, 2014). Un Índice de Vegetación, como el NDVI es un parámetro calculado a partir de los valores de la reflectancia a distintas longitudes de onda, y que es particularmente sensible a la cubierta vegetal (Gilbert et al., 1998). Los valores

bajos de los índices de vegetación usualmente indican vegetación poco vigorosa, mientras que los valores altos, indican vegetación muy vigorosa.

Los análisis de fotografías aéreas e imágenes satelitales pueden ayudar a identificar la magnitud de la afectación. Por ejemplo, en el estudio de Taillie y colaboradores, (2020), el análisis de imágenes satelitales utilizando herramientas computacionales resultó esencial para la investigación de tendencias en la dinámica huracán-manglar donde el estudio de campo a gran escala fue impedido por las desafiantes condiciones del terreno. Debido a que la distribución espacial de los manglares es tal que las imágenes de baja resolución pueden no captar la dinámica de la vegetación en estos sistemas por lo tanto se hacen necesarios análisis multitemporales a escalas detalladas (10 y 30 m).

Las métricas espectrales como el NDVI pueden estar sesgadas por cambios ambientales independientes de la vegetación, como el agua superficial; sin embargo, de acuerdo con lo propuesto por Taillie y colaboradores (2020), en su estudio de los impactos del huracán María en el Caribe y el Golfo de México, los cálculos previos y posteriores de NDVI ayudaron a abordar estos problemas cuando se incorporaron siete meses de imágenes en cada imagen compuesta. Alternativamente, el NDVI puede simplemente revelar defoliación y por lo tanto puede que no refleje verdaderamente los cambios en la estructura de la vegetación.

En este estudio, La observación mostró que el 73% de los manglares dañados no se recuperaron después del huracán. El período de tiempo capturado ilustra que la mayor parte de este daño fue duradero. Además, la fuerte relación que observamos entre el NDVI y el cambio de altura del dosel de los manglares proporcionan más evidencia de que gran parte de los daños que observamos eran, de hecho, estructurales. Estos resultados son consistentes con otro estudio reciente que mostró que el daño estructural del huracán María (2017) en los bosques de Puerto Rico fue mayor que el observado después de otros huracanes severos. Por lo tanto, aprovechar los datos de teledetección contemporáneos y las herramientas de análisis puede proporcionar medidas precisas de la dinámica de la vegetación a pequeña escala y en grandes extensiones. De manera similar, los datos de viento GMAO ² (Global modeling and assimilation office) espacialmente explícitos permiten relacionar las respuestas de los manglares cubriendo una gran región.

De acuerdo con Taillie y colaboradores (2020), aunque los análisis locales pueden incorporar medidas de las velocidades del viento, tales datos no están disponibles a escala regional. En lugar de ello, los análisis regionales típicamente involucran viento modelado a velocidades promedio, por ejemplo, asumiendo que la velocidad del viento varía en función de la intensidad total de la tormenta y la distancia desde el centro de la tormenta. Alternativamente, franjas de viento como las archivadas en el National Hurricane Center, proporciona velocidades del viento categorizadas según intervalos grandes, p. ej. > 119 km

h^{-1} . En contraste con estos datos, los datos de viento de GMAO ²proporcionaron velocidades del viento precisas que variaba en el espacio y tiempo, lo que permitió cuantificar el papel de la velocidad del viento para predecir el daño de los manglares en una gran región (Taillie et al., 2020).

3.4 Métodos clave de monitoreo: máxima eficiencia costo beneficio.

3.4.1 Drones para monitoreo forestal

Koh y Wich (2012) experimentaron con el uso de drones para estudiar y cartografiar los bosques tropicales en Indonesia debido a los altos costos de los datos de teledetección satelital de alta resolución, la nubosidad frecuente y levantamientos terrestres difíciles o costosos. El experimento implicó una inversión económica moderada que utilizó un dron de ala fija alimentado por una batería de 2200 mAh y una cámara de fotos y video. Este dron es capaz de volar 25 min por misión y cubre una distancia total de 15 km. Los investigadores reunieron las imágenes de los drones para desarrollar mapas de uso/cobertura de la tierra con una resolución espacial de 5.1 cm, usando el material en video para detectar actividades humanas (p. ej., quema y tala), y combinando la fotografía e información de video para estudiar las especies de vida silvestre e identificar la flora.

A modo de conclusión sugirieron que el uso de drones de control remoto podría generar ahorros significativos en términos de tiempo, mano de obra y recursos para la conservación local y para apoyar el trabajo de trabajadores e investigadores en los trópicos en desarrollo. Especialmente las aplicaciones tienen sentido para las comunidades que trabajan en programas de monitoreo forestal y silvicultura en países en vías de desarrollo (Paneque-Galvez et al., 2014).

Muchos topógrafos forestales han comenzado a mejorar las mediciones forestales gracias a la teledetección con drones. En Colombia, en trabajos como el de Castellanos-Galindo y colaboradores (2019), los drones se han empleado para evaluar aspectos como la cobertura del dosel en ecosistemas de manglar, con buenos resultados en términos de la relación costo-beneficio.

En el marco del presente convenio, se realizaron salidas de campo para generar insumos para la formulación de protocolos de restauración, y como uno de los resultados se lograron obtener múltiples imágenes aéreas utilizando Vehículos Aéreos no Tripulados-VANT (Drones), estas imágenes se obtuvieron en el manglar de Old Point. Mediante el Software especializado Metashape Agisoft, se realizó un porcesamiento de dichas imágenes para lograr la construcción de un Ortofotomosaico que se presenta a continuación como ejemplo

² Organización que utiliza modelos informáticos y técnicas de asimilación de datos para mejorar el programa de Observaciones de la Tierra de la NASA. Generan y distribuyen una serie de productos que hacen un uso extensivo de las observaciones satelitales de la NASA.

de la capacidad de estas herramientas de sensoramiento remoto para el monitoreo de ecosistemas de manglar y evaluación de daños o recuperación luego de un evento ciclónico, con resultados de alta resolución y nivel de detalle (Figura 8).



Figura 8. Imágenes del Manglar de Old Point usando VANT (drones). La imagen satelital de la izquierda muestra la ubicación del manglar Old Point, la imagen central representa un ortofotomosaico del área muestreada del manglar. La imagen de la derecha presenta un acercamiento en el que se pueden ver en gran detalle algunas características del bosque e incluso un área desfoliada en la esquina inferior derecha de la imagen. Imágenes y mosaicos tomadas y elaborados por Juan Carlos Mejía, análisis de la imagen por Julián Prato.

3.4.2 Monitoreo a nivel de parcela

Una vez que se ha identificado un sitio y las causas de los problemas, es necesario describir las variables geomorfológicas, hidrológicas y biológicas (Zaldivar-Jiménez et al., 2010). Los métodos clave de monitoreo a nivel de parcela implican las evaluaciones de la mortalidad y las reducciones del área basal después de un ciclón tropical. Se pueden utilizar al menos tres enfoques diferentes: (1) las parcelas se establecen antes de que el ciclón afecte el bosque de manglar, con efectos medidos en el tiempo después el ciclón (por ejemplo,

Sherman et al., 2001); (2) se establecen parcelas después de que el ciclón afecta el bosque de manglar, y se restablece su estructura conjeturada mediante la reconstrucción de tallos rotos (por ejemplo, Smith et al., 1994); y (3) se establecen parcelas en diferentes ubicaciones en relación con la trayectoria de la tormenta, para evaluar las influencias de los ciclones en el espacio.

Los estudios de manglares también deben centrarse en establecer, medir y volver a medir parcelas forestales a largo plazo después de ciclones tropicales singulares y repetitivos para comprender la recuperación y la resiliencia con efecto iterativo, una condición que puede volverse más común en el futuro con el cambio climático (Krauss y Osland, 2020). Los indicadores ecológicos y las medidas de desempeño claves a evaluar a nivel de parcela se encuentran resumidos en la Tabla 7.

Tabla 7. Indicadores ecológicos y medidas de desempeño claves a evaluar en ecosistemas de manglar, tomado y modificado (Zaldivar-Jiménez et al., 2010).

Indicadores ecológicos	Medidas de desempeño
Estructura del manglar y regeneración	<ul style="list-style-type: none"> ● Dominancia de especies ● Condición Tendencia de Bosques de Manglar (ICTBM) ● Densidad de plántulas, retoños y árboles
Hidrología	<ul style="list-style-type: none"> ● Inundaciones (hidroperiodo): nivel, frecuencia y período ● Agua: fuente, temperatura y procesos de movimiento ● Descarga de agua subterránea ● Salinidad intersticial ● Tasa de precipitación / evaporación
Suelo	<ul style="list-style-type: none"> ● Materia orgánica (MO) ● Nutrientes (Carbono, Nitrógeno, Fosforo (P)) ● Sulfuros ● Compactación ● Microtopografía

4 Protocolos de Respuesta y Restauración Frente a Huracanes.

4.1 Respuestas de los manglares a los ciclones tropicales

Lo primero que hay que tener en cuenta al activar un protocolo, es entender cuáles son las posibles respuestas del bosque ante un evento específico. De acuerdo con Osland y colaboradores (2020), Las respuestas de los manglares a los ciclones tropicales pueden

simplificarse en las siguientes cuatro relaciones generalizada: (1) un bosque de manglar puede ser resistente y no mostrar signos de afectación en ninguna propiedad del ecosistema, (2) las propiedades del ecosistema pueden verse afectadas negativamente por un ciclón tropical pero se recuperan rápidamente (resiliencia ecológica) (3) una propiedad del ecosistema de manglar puede ser mejorado por un ciclón tropical (mejora ecológica) o (4) en los casos más extremos, un ciclón tropical puede desencadenar una transformación abrupta y duradera donde un bosque de manglar se transforma de manera duradera y potencialmente se convierte en otro ecosistema costero.

4.2 Restauración Ecológica

Los ecosistemas se recuperan por sí solos cuando no hay limitantes que impidan su regeneración, si se encuentran degradados y se eliminan dichas limitantes, se dará paso a la regeneración o sucesión natural, es decir, una restauración pasiva (Vargas et al., 2012). La restauración ecológica (RE) definida como el apoyo a la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido con el fin de reestablecer propiedades intrínsecas al ecosistema y proveer bienes y servicios a las poblaciones humanas (Martin, 2017), depende de múltiples factores asociados tanto al ecosistema, como al nivel de degradación. El primer paso para restaurar un área dependiendo del estado de degradación resultante en la evaluación de impactos, es retirar los factores que impiden los procesos de regeneración natural de los bosques cuando no existen tensores o barreras que limiten el auto desarrollo de recuperación. En casos en que los ecosistemas muestren un grado de destrucción que imposibilite el desarrollo natural, se hace necesaria la asistencia para su recuperación, es decir, restauración activa (Vargas et al., 2012).

De acuerdo con el grado de intervención humana requerida se distinguen dos tipos de restauración, restauración pasiva y activa. En el primera tipo se eliminan factores que degraden el ecosistema y/o limiten su desarrollo natural, mejorando los procesos hidrogeomorfológicos para el restablecimiento del flujo hídrico, promoviendo así la capacidad de auto recuperación de la comunidad biológica y funcionalidad del ecosistema. La restauración activa requiere de intervención antropogénica para recuperar la estructura y el ecosistema de humedal con el objetivo de restaurar, crear o mejorar el proceso natural de los bosques de manglar.

El éxito de la restauración en manglares posterior a un fenómeno de ciclón tropical extremo, depende, tanto del conocimiento del estado de los ecosistemas pre y post fenómeno, la hidrología, condiciones fisicoquímicas, topografía, composición y clasificación de los bosques, como del establecimiento de objetivos realistas y concretos de la restauración, de la sinergia de actores académicos, sociales, gubernamentales y financieros, de la ejecución y selección de acciones pertinentes de restauración, de los monitoreos, de la divulgación de resultados y lecciones aprendidas (Teutli- Hernández et al., 2021) y del conocimiento del fenómeno climático como tal. La recuperación de los bosques de manglar

es indispensable para la salud ecológica de los ecosistemas relacionados, como pastos y arrecifes coralinos, y para la provisión de servicios ecosistémicos que involucran y benefician a la comunidad (Herrera et al., 2020).

Esta sección del presente documento que presenta una guía para la restauración de los ecosistemas de manglar tras el paso de un ciclón extremo, está basado en los pasos propuestos en el manual para la restauración ecológica de Manglares del SAM (Sistema Arrecifal Mesoamericano) y el Gran Caribe 2021, y se espera que brinde una solución basada en la naturaleza y sirva de incentivo para activar acciones de restauración ecológica que sirvan paralelamente para mitigar los impactos por el cambio climático en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

4.2.1 Conformación del Grupo de respuesta a emergencias AMC frente a ciclones tropicales, Manglares.

El establecimiento de grupos de trabajo en la restauración de manglares es clave para un desarrollo integral de las acciones, pues una labor en sinergia de actores sociales, técnicos, académicos, gubernamentales y financieros es indispensable para el éxito de los planes de recuperación de los ecosistemas, establecer la toma de decisiones de la restauración ecológica y ejecutar en conjunto para cumplir eficiente y eficazmente con los objetivos de la restauración a realizar (Figura 9).

La participación social es indispensable y debe estar presente desde la planeación de la restauración hasta los monitoreos posteriores a ella, los saberes locales y tradicionales, y los intereses de las comunidades guían los objetivos de esfuerzos de recuperación, y propician el empoderamiento y apropiación del conocimiento, fundamental para la continuidad y permanencia a largo plazo de los proyectos (Teutli-Hernández et al., 2021).

El grado de participación de la sociedad vinculado a su beneficio económico, determinará en gran medida el éxito de la restauración a largo plazo. Por tanto, se hace fundamental desarrollar una etapa de capacitación e intercambio de saberes con los actores sociales involucrados, tanto para evidenciar herramientas de conocimiento de los servicios ecosistémicos, uso, manejo y conservación de los bosques de manglar en el Archipiélago, como para establecer una retroalimentación durante y posterior al proceso de restauración de estos ecosistemas frente al paso del fenómeno. Por otra parte, los actores académicos y profesionales son necesarios en la ejecución de labores técnicas y científicas, aplicando principios teóricos de la restauración ecológica para tomar decisiones acerca de las acciones basadas en características hidrológicas, topográficas, geomorfológicas, funcionales y estructurales de los bosques de manglar en diferentes escalas espaciales y temporales en las áreas a restaurar. Las autoridades gubernamentales, administradoras del sector ambiental, organizaciones civiles y representantes de las fuentes financiadoras resultan imprescindibles al acompañar los procesos de restauración, establecer conexiones

interdisciplinarios, mediar permisos de intervención, evaluar legislaciones y asegurar la sostenibilidad económica, antes, durante y después de la restauración ecológica (Teutli-Hernández et al., 2021).

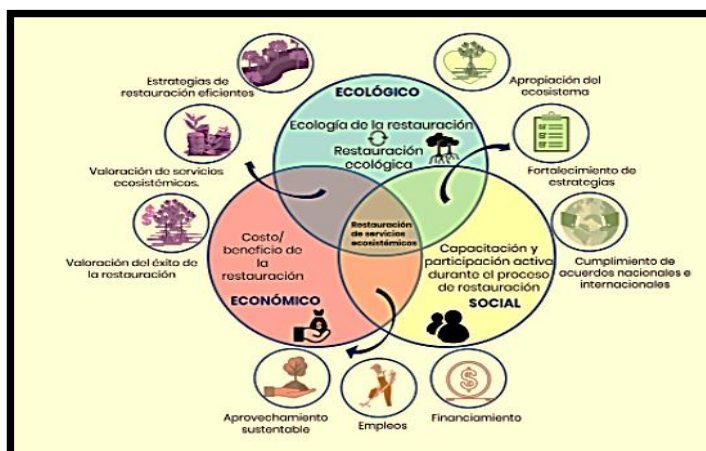


Figura 9. Importancia de la integración de componente en el proceso de restauración. Tomado de Teutli-Hernandez et al., 2021.

4.3 Aspectos clave de los protocolos de restauración

Los proyectos de restauración ecológica deben establecer objetivos claves: 1) donde se debe poner el esfuerzo de restauración; 2) qué se va a recuperar (funciones, procesos, estructura, entornos ambientales); 3) cuál es la mejor manera de llevar acciones de recuperación, (que estén basadas en una ciencia sólida que respalde el desarrollo de la teoría de restauración de manglares); y 4) como el proyecto se medirá, y sobre qué escalas de tiempo espacial y temporal (Zaldivar-Jiménez et al., 2010). Esto es muy importante ya que restaurar no es lo mismo que rehabilitar y que existen muchos enfoques diferentes para estas prácticas, la rehabilitación ecológica consiste en devolver algunas funciones al ecosistema o fomentar otras funciones nuevas deseadas, mientras que la restauración consiste en devolver el ecosistema a un estado previo a la perturbación.

Para manglares, diversos autores han hablado de diferentes clases de rehabilitación y métodos de restauración, entre los cuales se incluyen (1) la incorporación de los manglares en estructuras duras de defensa costera las cuales pueden ser diseñadas para un lugar en particular (Cheong et al., 2013; Lai et al., 2015; Mayer-Pinto et al., 2017; Morris et al., 2018, 2019); (2) plantaciones de monocultivos (por ejemplo, Chan, 1996; Field, 1998; Ellison y Farnsworth, 2001; Matsui y col., 2012; Chow, 2018); y (3) “restauración ecológica de manglares” (EMR, por sus siglas en inglés) con enfoques, en los que se manipula la zona intermareal (p. ej., recalificado, dragado, llenado) de modo que las condiciones biofísicas (particularmente inundaciones) están dentro de límites tolerables para que los manglares se establezcan, crezcan y puedan reproducirse (por ejemplo, Lewis, 2005; Lee et al., 2019;

Lewis *et al.*, 2019; Suman, 2019). Zimmer (2018) ha propuesto un método adicional, (4) “diseño de ecosistema de manglares”, que pone en primer plano a las personas y sus necesidades, y luego utiliza esas necesidades para definir el conjunto de servicios ecosistémicos que se incluirán en el proyecto.

Sin importar el enfoque, la restauración ecológica debe estar basada en la ecología del ecosistema y en el conocimiento de los factores que modificaron las condiciones naturales. Se puede recomendar la restauración o rehabilitación cuando el ecosistema ha sido alterado hasta tal punto que ya no puede auto repararse (Lewis, 2016). En tales condiciones, la homeostasis del ecosistema se ha detenido permanentemente y los procesos normales de sucesión secundaria o recuperación natural del daño se inhiben de alguna manera. Por ejemplo, en caso de que la Hidrología natural haya sido modificada o alterada de forma irreversible. Las etapas de desarrollo de los protocolos de restauración se encuentran resumidos en la Figura 10.

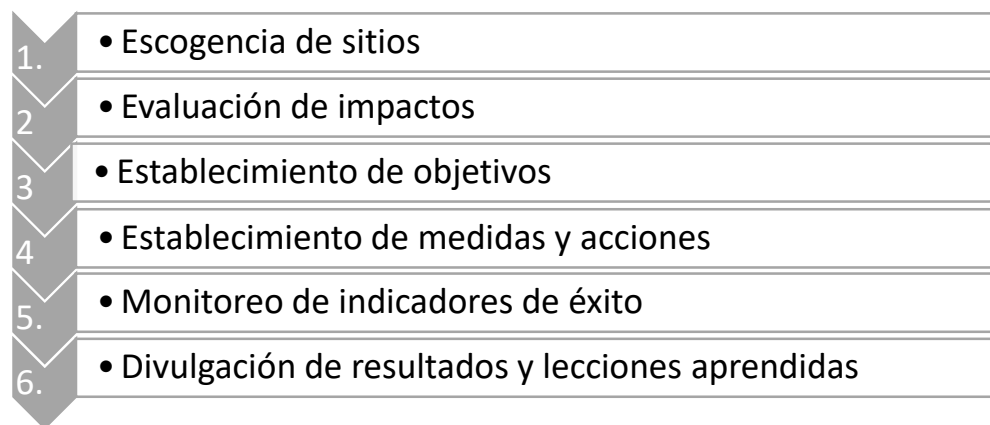


Figura 10. Etapas de un proyecto de restauración de acuerdo con Zaldivar-Jiménez y colaboradores (2010).

Estas etapas y los aspectos claves aquí mencionados se han resaltado en diversos protocolos y manuales alrededor del mundo que se pueden consultar gratuitamente en línea. Como por ejemplo UNEP-Nairobi Convention/USAID/WIOMSA (2020) entre otros.

Se ha informado que los bosques de manglar en todo el mundo se pueden auto-reparar o experimentar una sucesión secundaria exitosa durante periodos de 15 a 30 años, siempre y cuando: **(1)** la hidrología normal no se haya alterado y **(2)** la disponibilidad de semillas transmitidas por el agua o las plántulas (propágulos) de manglares de parches adyacentes no está limitada (Lewis, 2016).

4.3.1 Elección del área a restaurar

Para escoger las áreas a restaurar se deben tener en cuenta los siguientes factores:

- ✓ El análisis de evaluación de impactos posterior al paso del ciclón tropical conociendo el nivel de perturbación en los diferentes bosques de manglar sobre el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.
- ✓ El conocimiento de necesidades y beneficios de los habitantes locales a través del diálogo de saberes.
- ✓ La certeza de financiamiento.
- ✓ Los permisos para la intervención.
- ✓ La accesibilidad segura al sitio, y
- ✓ Disponibilidad de sitios referencia que presenten degradación constante y que se encuentren conservados.

Una herramienta para delimitar el sitio a restaurar es el mapa de restauración potencial de uso libre en la plataforma de mapas de restauración de manglares.

4.3.2 Evaluación de costos asociados al programa de restauración

La relación de costos y beneficios de la implementación y desarrollo de acciones de restauración en los ecosistemas de manglar se debe evaluar previamente a la ejecución de la rehabilitación o restauración, pues del presupuesto depende la cantidad y el tipo de acciones que se pueden ejercer, evitando establecer objetivos inalcanzables que pueden resultar limitados por falta de financiación.

Los costos para el caso del Gran Ecosistema Marino del Mar Caribe por hectárea va de US\$ 2,050-25,000 según datos actualizados a 2021 y según Beck et al., 2020, el beneficio económico que traen los manglares reduciendo la vulnerabilidad de las costas de la región ante fenómenos como huracanes, tiene un valor estimado de USD\$ 23,000 a 45,000 por hectárea solo para el Caribe, lo que justifica la inversión económica para establecer y ejecutar planes de acción para la restauración de los ecosistemas de manglar (Figura 11).

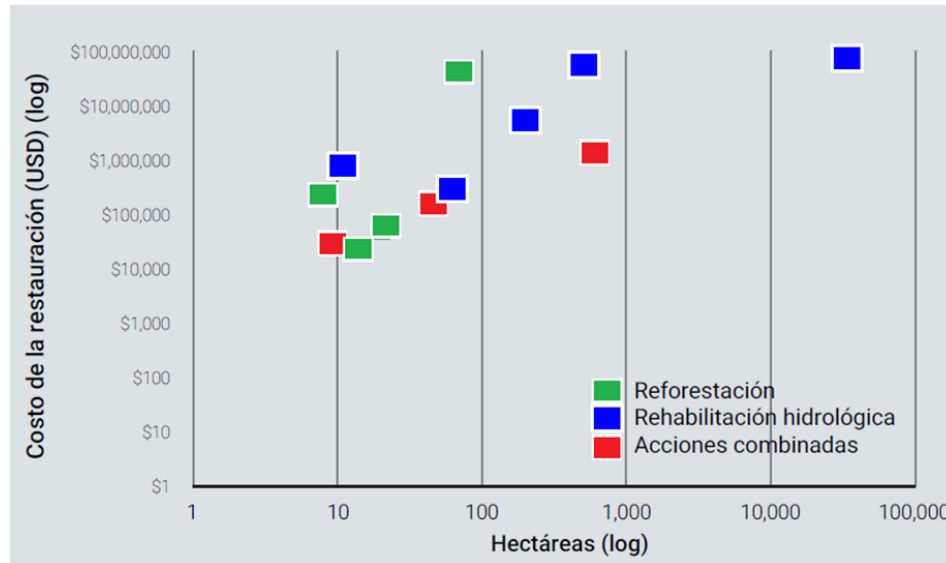


Figura 11. Costos actualizados para la restauración de los ecosistemas de manglar. Tomado de Teutli-Hernández et al., 2021 en Manual para la restauración del ecosistema de manglar de la Gran región del Caribe.

A partir de la figura anterior se infiere que los costos de la restauración dependen del tipo y tamaño de la acción. La reforestación puede variar entre US\$3000 y 1.250.000/ha; la rehabilitación hidrológica entre US\$2000 y 100000/ha; y las acciones combinadas entre US\$1200 y 5000/ha. Este último cálculo coincide con el costo estimado para el proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, estimado en US\$4.115/ha (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021).

Se hace pertinente evaluar y establecer la relación de costos-beneficios de la implementación de los proyectos de restauración sobre los bosques de manglar, para poder asegurar el éxito y permanencia de la recuperación de los ecosistemas y el funcionamiento ideal de sus servicios ecosistémicos.

4.3.3 Establecimiento de objetivos y metas

En aras de establecer objetivos realistas, alcanzables y medibles, que se amolden a la situación del Archipiélago se deben responder a preguntas como: ¿Qué se quiere recuperar? la comunidad, la vegetación, el flujo hidrológico, la protección a la costa, etc.; ¿Por qué se quiere restaurar? porque hubo pérdida de hábitat de especies de importancia comercial, porque es necesario restablecer un servicio ecosistémico específico, porque se debe solucionar un problema social; etc.; ¿Cuánto tiempo tarda la restauración aproximadamente? ¿Cuál es el costo?; ¿Quiénes dirigen y ejecutan la restauración?, ¿Cómo se evalúa el progreso?. Para contestar estas preguntas, se deben establecer metas y

objetivos específicos cuantificables, que permitan evaluar el desarrollo del proyecto a corto mediano y largo plazo, y realizar ajustes en caso de ser necesario (Teutli-Hernández et al., 2021).

En este punto debemos conocer muy bien acerca del éxito y falencias de proyectos anteriores para evitar establecer objetivos y metas irrealizables. Los proyectos de restauración de manglares casi siempre se conciben y ejecutan como proyectos aislados a la transferencia de información sobre éxitos, fracasos o conocimientos técnicos anteriores que podrían proporcionar herramientas que aseguren el éxito del proyecto, y no atienden a los monitoreos rigurosos para evaluar el proceso de restauración. La mayoría de las fallas resultan de la falta de participación de la comunidad, estructuras de gobernanza adecuadas y alineación de objetivos y metas de agentes externos y habitantes locales. Estos factores reflejan la tasa de fracaso de los proyectos de restauración y rehabilitación de manglares, que aún sigue siendo inaceptablemente alta (Ellison et al., 2020; Rodríguez-Rodríguez et al., 2021).

4.3.4 Diagnóstico del área a restaurar

Con el fin de caracterizar el sitio a restaurar, se propone realizar tanto la medición de variables topográficas, hidrológicas, fisicoquímicas y estructurales que den cuenta del estado de los ecosistemas.

4.3.5 Importancia de restaurar la Hidrología

Los manglares son humedales, por eso el primer paso en la restauración de manglares es restaurar la hidrología natural del sitio, para luego observar si es necesario realizar la siembra de propágulos, siempre y cuando se compruebe que no ha sido posible su inserción de manera natural; así se evita la pérdida de recursos y de tiempo (Nello et al., 2018). De acuerdo con Lewis (2016) la interrupción de hidrológica de un bosque es suficiente para matarlo, ya que factores como la hipersalinización, debida a las variaciones en la precipitación y la interrupción de los flujos normales de agua dulce, pueden producir mortalidad. La frecuencia de las inundaciones de las mareas y las modificaciones a ese factor, también pueden estresar y matar los árboles. Es por esto por lo que, entender y restablecer la hidrología se considera un factor fundamental en los ecosistemas de manglar (Figura 12).

Los cambios en la hidrología dentro del ecosistema de manglar, es uno de los factores principales en la degradación de los bosques, el cambio en el hidropereodo modifica los patrones de inundación, que pueden limitar la oxigenación del sitio, hipersalinizar el sedimento y en casos extremos atravesar el umbral de tolerancia fisiológica de las especies causándoles la muerte. Para esto se hace necesario medir las siguientes variables:

- Nivel de inundación:** Es la altura de la columna de agua por encima del nivel del suelo, esta se mide en metros y promedio mensual
- Frecuencia de inundación:** Es el número de días al mes que una columna de agua se encuentra por encima del nivel del suelo
- Tiempo de inundación:** Es la cantidad de horas que permanece inundado el suelo del manglar por mes.

Para conocer el nivel, frecuencia y duración de la inundación se pueden, usar los mapas de vulnerabilidad como soporte, instalar medidores automáticos de presión en sitios de mayor y menor nivel y registrar datos durante 30-40 días o instalar piezómetros y realizar mediciones periódicas.

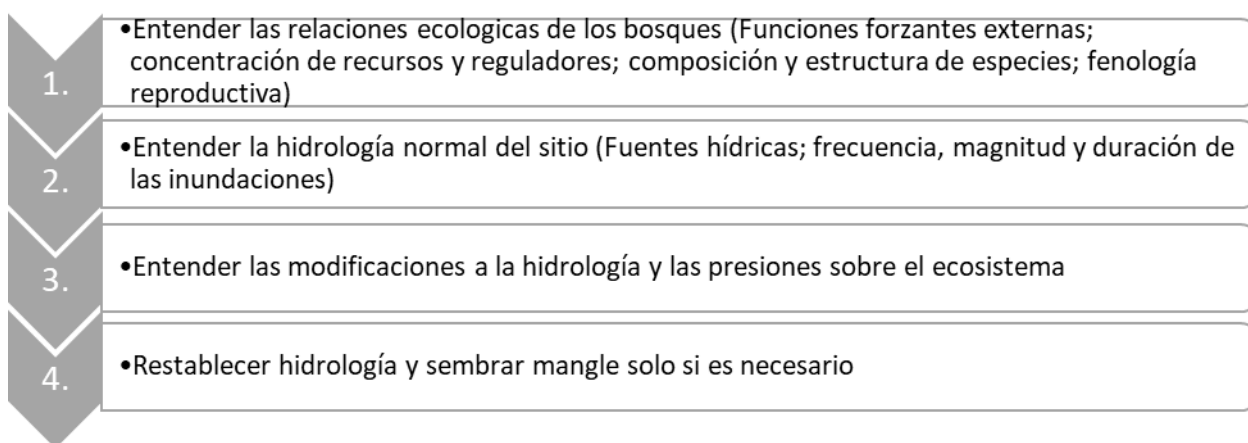


Figura 12. Pasos para la restauración ecológica de manglares tomado de Nello y colaboradores (2018).

4.3.6 Topografía

Las condiciones topográficas son alteradas tras el paso de un fenómeno climático extremo como un huracán, el nivel del suelo puede perderse por los fuertes vientos y precipitaciones, o puede aumentar por retención de biomasa, cambios en la hidrología y sedimentación. Es importante conocer la elevación de las zonas a restaurar, pues esta controla la cantidad de inundaciones que experimenta un árbol de manglar, la distribución de ciertas especies y es clave para el establecimiento de zonas eficientes de restauración (Leong et al., 2018), pues permite identificar las zonas que requieren ser modificadas a través de relleno o reducción topográfica, así como las trayectorias más favorables para los canales. Es recomendable realizar análisis batimétricos que permitan la creación de modelos hidrodinámicos para identificar flujos y determinar acciones de restauración de acuerdo con la topografía específica del bosque (Pérez-Ceballos et al., 2017). La microtopografía de las zonas se halla marcando transectos equidistantes con siete puntos

de muestreo por cada 100 m lineales, en cada punto se debe medir el nivel topográfico con un GPS diferencial o con la técnica de la manguera con agua, con estas mediciones se forman curvas de nivel y se crea un modelo digital que da cuenta de la elevación. Otra forma es la creación de ortomosaicos mediante un levantamiento fotogramétrico, estas técnicas nos ayudaran a identificar zonas de acumulación y de drenaje, y dirección del flujo hídrico.

Otro factor clave de acuerdo con Lewis (2016) es determinar exactamente por qué no se ha producido la recuperación natural. Se ha documentado que en ocasiones puede haber una gran inversión de capital en el cultivo de plántulas de manglares en un vivero antes de evaluar los factores de estrés y esto a menudo, resulta en fallas importantes en los esfuerzos de plantación.

Teniendo en cuenta que los ecosistemas de manglar son humedales costeros, el primer paso en la restauración ecológica, es restaurar la hidrología natural del sitio. Posteriormente se decide si es necesario realizar siembra de propágulos, siempre y cuando se compruebe que no ha sido posible su inserción de manera natural.

4.3.7 Disponibilidad de propágulos para vivero y siembra

Los patrones de floración (fenología reproductiva) se deben tener en cuenta para la restauración posterior al paso de un ciclón tropical, el cual provoca estrés por defoliación, ya que la salinidad, la disponibilidad de agua y de nutrientes y los polinizadores, influyen en la cantidad de energía que la planta puede utilizar para la producción de flores y la maduración de frutos. Esto determinaría la disponibilidad de semillas y propágulos para la regeneración y para la siembra (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011).

De cualquier forma, la plantación real de propágulos, aunque se utiliza a menudo, rara vez se necesita (Field, 1998), a no ser que el objetivo sea una plantación forestal monoespecífica, o cuando los objetivos de densidad de tallos deban alcanzarse más rápidamente de lo que permitiría la regeneración natural (Field, 1998; Ellison, 2000; Lewis, 2005).

4.3.8 La importancia de la inclusión de las comunidades

Es muy importante resaltar que el éxito de los proyectos de rehabilitación y restauración no depende solamente de factores técnicos (Gann et al., 2019; Lovelock y Brown, 2019). De acuerdo con Ellison y colaboradores (2020) la mayoría de los proyectos de restauración o rehabilitación de manglares han fracasado debido a diferentes factores, como, por ejemplo: la falta de seguimiento, la no inclusión de las comunidades, el no tener estructuras de gobernanza adecuadas y la falta de alineación de los objetivos y metas entre las partes interesadas.

Ellison y colaboradores (2020) proponen un modelo de restauración basado en la “Gestión adaptativa”, con base en un proceso de “aprender haciendo” y de toma de decisiones en escenarios de cambio continuo e incertidumbre. La restauración adaptativa de los ecosistemas puede y debe ser el enfoque estándar para cualquier proyecto de restauración ecológica, independientemente de los recursos que tenga el proyecto.

De acuerdo con Gann y colaboradores (2019), monitorear regularmente los indicadores de evaluación del proyecto, depende en gran medida de las decisiones tomadas con la información recolectada, de este modo es posible alinear las metas y objetivos de acuerdo con las intervenciones necesarias. Asimismo, Mazón y colaboradores (2019) observaron que, para los proyectos de rehabilitación y restauración de manglares, el monitoreo a largo plazo y el manejo adaptativo rara vez se aplica. Sin embargo, Eriksson y colaboradores (2016) mostraron claramente que el manejo adaptativo de un “enfoque ecosistémico” mejoraba los resultados asociados con el manejo de manglares para la pesca en pequeña escala en Indonesia (Lombok), Filipinas, las Islas Salomón y Tanzania. Esta mejora se logró utilizando el marco de diagnóstico participativo y la gestión adaptativa (Andrew et al., 2007) incluyendo aquellos participantes que representaban los intereses de los ecosistemas naturales, los medios de vida de las personas (impulsores económicos), las instituciones y la gobernanza, y los impulsores externos, incluidos la inestabilidad macroeconómica, el cambio climático y la incertidumbre ambiental. Su objetivo fue determinar las prioridades de las partes interesadas e identificar las intervenciones clave para apoyar la transición de la pesca puramente explotadora hacia una más sostenible.

Una conclusión clave de los estudios sobre manejo de recursos naturales ha sido que el fortalecimiento de la gobernanza era tan importante como la rehabilitación de los manglares, así mismo, la mejora económica, y otros aspectos técnicos basados en datos obtenidos gracias a la *Gestión adaptativa* (Eriksson et al., 2016). Esta conclusión no se limita al manejo de la pesca (Eriksson et al., 2016), sino que es posible aplicarla de manera más amplia a cualquier proyecto de protección, conservación, rehabilitación o restauración de manglares (Lovelock y Brown, 2019; Suman, 2019).

Gilman y colaboradores (2007) probaron métodos de restauración de bajo costo en los manglares de Nu'uuli, Isla Tutuila y Samoa Americana. Allí, hace ya 27 años, el manglar se había convertido en una marisma, el ecosistema se alteró lo suficiente como para que no pudiera autocorregirse y no mostró rebrote natural a pesar de un amplio suministro de propágulos. Las técnicas de restauración (de bajo costo) del proyecto, utilizaron materiales fácilmente disponibles, como por ejemplo el trasplante de las plántulas a neumáticos llenos de sedimento como un método simple y de bajo costo para elevar la superficie del sedimento. También se trasplantaron árboles adyacentes a varillas para brindarles soporte o sin ningún mecanismo de soporte. Dichas técnicas demostraron ser moderadamente exitosas, con un 38% de supervivencia de los propágulos después de seis meses. En todo caso, serán necesarios varios años de seguimiento para determinar si el pequeño déficit de

elevación del sitio de restauración en relación con un sitio de referencia requiere, en última instancia, modificar el terreno físico del sitio, o instalar una estructura para corregir la hidrología.

Si bien varios años de seguimiento pueden, ser necesarios para determinar el éxito del proyecto, se podrían requerir varias décadas para devolver la suite completa de funciones. De acuerdo con Gilman y colaboradores (2007) La participación directa de la comunidad en el proyecto fue fundamental para reducir el riesgo de perturbación del sitio de restauración. Los costos del proyecto de un año fueron de entre USD \$2,150 a USD \$13,030. Esto incluyó la mano de obra que representó un 84% de los gastos, aunque replicar el proyecto de restauración en los países en desarrollo costaría menos debido a los niveles salariales más bajos.

También se observó que seis meses después de las actividades iniciales de restauración, hubo una diferencia muy significativa entre la supervivencia de *Bruguiera gymnorrhiza* y las plántulas de *Rhizophora mangle*. Solo entre el 21% y el 45% de las 42 plántulas originales de *R. mangle* sobrevivieron mientras que el 95% de *B. gymnorrhiza*, tuvo una propagación exitosa. La supervivencia más baja de *R. mangle* puede deberse al haber obtenido los árboles jóvenes de un área con condiciones ambientales diferentes a las del sitio de restauración. Tampoco hubo diferencias significativas en la supervivencia de los retoños por tratamiento para individuos o especies combinadas.

Para Gilman y colaboradores (2007) los proyectos de restauración deben tener un modelo de enfoque comunitarios, simples y de bajo costo. Puede que valga la pena emprender proyectos piloto que utilicen técnicas similares en países y territorios donde los manglares son nativos.

Los proyectos de restauración adaptativa y rehabilitación brindan oportunidades y sitios ideales para experimentos a escala del “mundo real” para determinar si, por ejemplo, soluciones de ingeniería particulares, patrones de plantación o interacciones facilitadoras (positivas) entre especies podrían mejorar el éxito de la restauración (Halpern et al., 2007; Gedan y Silliman, 2009), pero estos aún no se han integrado en ningún proyecto de restauración o rehabilitación de manglares (Renzi et al., 2019), más allá del ejemplo de Gilman y colaboradores (2007).

Los experimentos formales, ya sea dentro de un marco de observación antes-después-control-impacto (BACI) (por ejemplo, Stewart-Oaten et al., 1986) o utilizando manipulaciones con controles apropiados y tamaños de muestra adecuados, podrían mejorar la interpretación causal de los patrones observados e identificar procesos clave en la implementación de estos (Gann et al., 2019). Para mitigar las pérdidas, la rehabilitación ocupa un lugar destacado en la agenda de conservación. Sin embargo, la funcionalidad relativa y la entrega de manglares rehabilitados en diferentes ubicaciones intermareales rara vez se evalúa. En un estudio de caso de la isla Panay, Filipinas, utilizando métodos de

campo y derivados de satélites, se evaluaron las reservas de carbono y el potencial de protección de la zona costera rehabilitada frente a manglares naturales de referencia. Debido a los grandes tamaños y condiciones apropiadas del sitio, se encontró que la reversión selectiva de estanques de peces abandonados a antiguos manglares fue favorable para mejorar servicios de adaptación y mitigación al cambio climático (Duncan et al., 2016).

Al mismo tiempo, se ha propuesto el diseño intencional de ecosistemas con características funcionales para brindar servicios particulares como una alternativa a la rehabilitación. O para reemplazar proyectos de restauración con altos costos o bajas probabilidades de éxito, que aproveche especies no nativas con funcionalidad equivalente o que sea efectivo en condiciones ambientales que cambian rápidamente (Hobbs et al., 2006; Morse et al., 2014; Miller y Bestelmeyer, 2016). Estos ecosistemas diseñados ponen en primer plano a las personas, las sociedades y los servicios de los ecosistemas que las sustentan, y utilizan principios de ingeniería y conocimientos técnicos, ensamblando un grupo de impuestos en entornos apropiados (Zimmer, 2018). En Bangladesh y Singapur se han ensayado sistemas de manglares deliberadamente diseñados o modificados (Cheong et al., 2013). Se construyó un paisaje de manglares más completo que proporciona gestión de aguas pluviales, protección contra inundaciones y oportunidades recreativas en el Parque Ecológico Fengxinglong. También nos podemos referir a la unión de los ríos Sanya y Linchun en la provincia de Hainan al sur de China (Nengshi et al., 2018).

En Colombia entre 1995 y 2018 se desarrollaron 163 acciones de restauración de manglares en seis tipologías biofísicas, empleando cuatro tipos de restauración y diez técnicas frente a problemas de deforestación, alteración hidrológica y derrames de petróleo (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021). Estos autores encontraron que el éxito dependió en gran medida del tipo de restauración y la técnica utilizada. El tipo de restauración más efectivo fue la Restauración Ecológica Basada en la Comunidad. La técnica más utilizada y común fue la siembra de plántulas y propágulos, que han sido comúnmente utilizada independientemente de la amenaza antrópica, pero con un bajo nivel de éxito. Según los resultados del programa de restauración de manglares más grande de América Latina, el desarrollado en la Ciénaga Grande de Santa Marta, las técnicas se pueden complementar dando buenos resultados a un costo de US\$4115 por hectárea (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021).

Es necesario unir los temas ecológicos, socioeconómico y de gobernanza en discursos que definen la rehabilitación y restauración de ecosistemas. La *Gestión adaptativa*, incluido el monitoreo y los desencadenantes de la intervención y modificación del manejo, requieren la participación de individuos con experiencia técnica y aquellos que puedan tomar decisiones culturalmente informadas.

4.3.9 Variables fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas regulan la función y estructura de los ecosistemas de manglar. La salinidad es un indicador que debe ser medido durante el proceso de restauración debido a que de ella depende la supervivencia, desarrollo y distribución del manglar, una salinidad fuera de los rangos de tolerancia de las especies de manglar representa un estrés fisiológico que limitan su crecimiento y distribución. De acuerdo con Herrera-Silveira et al., 2013, el potencial redox permite, conocer los niveles de descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS), afectados también por el pH y el contenido de oxígeno libre, y estimar la estabilidad de diferentes compuestos que regulan la disponibilidad de nutrientes y metales en los sedimentos. El pH y la temperatura determinan condiciones adecuadas para la disponibilidad de nutrientes y da cuenta de procesos biogeoquímicos del sedimento. Por otra parte, los nutrientes inorgánicos disueltos establecen la calidad del agua, su origen y grado trófico, las concentraciones y variaciones de los nutrientes inorgánicos permiten explicar la conexión que hay entre las variables fisicoquímicas del sedimento y la hidrología (Herrera-Silveira et al., 2012).

La medición de estas variables en los sitios de referencia en buena y mala condición y en el sitio a restaurar, permite determinar qué variables han sido alteradas y conocer su magnitud.

Para conocer estos valores es necesario tomar muestras del agua intersticial y superficial en todos los sitios y mediante una sonda multiparamétrica registrar pH, salinidad (también se puede emplear un refractómetro), temperatura y potencial redox. Mediante un espectrómetro portátil o el análisis en laboratorio de muestras de agua almacenadas en botellas plásticas estériles en una nevera se pueden hallar las concentraciones nutrientes inorgánicos (nitritos + nitratos, fosfato, amonio) y sulfuro. Según Twilley y Rivera-Monroy (2005), el análisis de estas variables permitirá tener una aproximación del grado de degradación y de recuperación del sitio restaurado, pues se relacionan con la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes como el Fósforo (P) y el Nitrógeno (N), interviniendo en la reactivación de los ciclos biogeoquímicos y regulando a su vez el establecimiento, supervivencia y crecimiento de la flora y fauna del humedal.

4.3.10 El sedimento

Teniendo en cuenta que el sedimento de los bosques de manglar es el mayor depósito de carbón orgánico y que el conocimiento de sus variables fisicoquímicas son necesarias como indicadores de las condiciones hidrológicas, biológicas y geológicas de las características ecológicas de los manglares, se propone hallar el contenido de materia orgánica, la densidad aparente y la relación carbono-nitrógeno-fósforo para identificar el contenido de nutrientes disponibles en el sedimento. De esta manera se puede determinar la fertilidad del suelo y si es apto para el crecimiento de los árboles en escenarios de restauración. Según Hooijer et al. (2006) citado en Teutli-Hernández et al. (2021) si bien los cambios más rápidos se dan a los primeros 30 cm del suelo, siendo la capa más vulnerable, en los humedales las capas más profundas del suelo también pueden ser afectadas.

Dependiendo del tamaño del área muestral se instala un número de núcleos de PVC o acero inoxidable de 50 cm de alto y 5.5 cm de diámetro, en el sitio conservado, degradado y a restaurar (mínimo 3 núcleos por sitio), estos núcleos permiten la colecta de sustrato para la medición de materia orgánica, carbono, nitrógeno y fósforo total en laboratorio. Las muestras de suelo deben almacenarse en recipientes herméticos y permanecer en frío hasta su análisis. De otro lado, las medidas de variables proxy como el color y grosor de los estratos, y la materia orgánica visible en los núcleos de sedimento, pueden determinarse por observación directa en el campo.

La materia orgánica del suelo (MOS) estabiliza la acidez, contribuye a la capacidad de intercambio catiónico, modifica los fenómenos de adsorción de nutrientes y modula la descomposición de los minerales, es factor determinante de la porosidad y por lo tanto, de la capacidad de infiltración, retención de humedad, resistencia a la erosión hídrica y eólica y es fuente básica de fertilidad química (Manríquez, 2007). La MOS puede ser medida por combustión según el método de Schulte y Hopkins (1996) en el que se ponen 5 g de suelo a secar en horno a 105 °C por 24 horas para eliminar la humedad remanente de la muestra obteniendo el peso inicial, acto seguido se calcina la muestra en una mufla a 360 °C por dos horas y se pesa nuevamente, la diferencia de estos dos dan cuenta de la materia orgánica del suelo; otro método de conocer la MOS es la combustión húmeda de Walkley y Black (1934) que resulta ser más costosa, emplear mayor cantidad de reactivos analíticos y requerir de un equipo de laboratorio certificado y personal calificado.

La densidad aparente se halla dividiendo el peso seco de la muestra en g sobre volumen del cilindro del núcleo en cm³. El carbono total se puede determinar mediante el método de Walkley y Black (1934) para determinar la cantidad de ácido crómico que se reduce producto de la digestión húmeda, por medio de la oxidación de dicromato de potasio en un medio ácido, provocando la formación de CO₂. El nitrógeno total se determina a través del método Kjeldahl (1883), el cual está basado en una oxidación en medio ácido de la materia orgánica y la conversión del nitrógeno orgánico a amonio, este último se cuantifica por destilación y titulación con ácido (López, 2020). Por último, el fósforo se puede determinar de acuerdo con Sánchez y colaboradores (2003) por digestión húmeda, empleando el método del peróxido y determinación por el método colorimétrico azul de molibdeno de acuerdo con el protocolo estandarizado de Murphy y Riley (1962) modificado a sustratos geológicos según Rivera, 2008 (citado en Romero y Meléndez, 2013).

Para el análisis estadístico de los datos se calculan valores de la media y la desviación estándar, se realizan pruebas de hipótesis t de Student para realizar comparaciones entre las áreas y se realiza un análisis estadístico multivariado, para el cual es necesario realizar pruebas de normalidad ajustando las variables que no presenten un comportamiento normal. Para el análisis multivariado se puede realizar agrupación de variables y muestras en forma de dendrogramas (Romero y Meléndez, 2013).

4.3.11 Atributos estructurales y clasificación

Las variables estructurales del manglar son indicadores de la condición del ecosistema, son un proxy del resultado de la restauración, y está en función del tipo fisionómico del tipo de manglar en el que se esté trabajando. El repoblamiento en el sitio de referencia ayuda a establecer la dinámica de la población y saber si el bosque produce los suficientes propágulos y semillas para el establecimiento de nuevos individuos. La composición de especies del sitio conservado da cuenta de las especies que se espera puedan regenerarse naturalmente en el sitio, o bien de aquellas que podrían servir en caso de ser necesaria la reforestación (Tautli et al., 2021). Para medir estos atributos se sugiere seguir los métodos empleados en Moreno y Rosas 2009. En cada estación se harán las mediciones de diámetro a la altura del pecho (Altura del pecho = 1.30 m) de los árboles con diámetros mayores a 2.5 cm. La densidad, frecuencia relativa, índice de valor de importancia (IVI) y dominancia del manglar se obtienen según las fórmulas antes presentadas y la complejidad estructural del bosque (CI);

$CI = [densidad\ total\ del\ manglar\ (\acute{arbol\ 0.1ha^{-1}}) \times \acute{Area\ Basal\ Total\ (m^2 0.1ha^{-1}) \times Altura\ Promedio\ del\ manglar\ (m) \times N\acute{umero\ de\ Especies}] \times 10^{-3}$ (Samper-Villarreal y Silva-Benavides, 2015).

Se propone realizar una clasificación del tipo de manglar con el fin de ejercer comparaciones más precisas y establecer las parcelas de grupos control de crecimiento, de acuerdo con Snoek (2016) se pueden hacer dos tipo de clasificaciones, una dependiendo de la hidromorfología de las zonas: manglares marginales, los que se distribuyen en la zona intermareal adyacente al mar y por ende la salinidad tiende a ser más alta, son más susceptibles a impacto del oleaje (Friess, 2016) y son excelentes protectores de la costa por las numerosas raíces de apoyo y neumatóforos, que reducen el impacto de las olas creando barreras físicas; los manglares ribereños, ocupan las orillas de los ríos en ambientes salobres, la salinidad es moderada, es más susceptible a inundaciones, son fundamentales en la captura de sedimentos, alimento y hábitat para la fauna, tienen una alta conectividad con otros hábitats y poseen alto valor estético; y los bosques de cuenca, que se distribuyen en el área más alejada del mar, se ven menos afectados por las mareas o las inundaciones de los ríos, la salinidad varía dependiendo del agua subterránea, de las lluvias y la elevación, se inundan con menos frecuencia, tienen alta capacidad de sumidero de carbono, mejoran la calidad del agua y producen bienes maderables y medicinales. La segunda clasificación que se puede realizar es la implementada por Balke y Friess (2016). En donde se hace una clasificación de acuerdo con el contenido de materia orgánica del suelo (MOS), concentración de sedimentos en suspensión (SSC) y rango de mareas (diferencia entre nivel del agua de la marea baja y la marea alta), así se pueden clasificar en: organogénico, tiene un contenido de MOS mayor al 35% y un rango de marea bajo; minerogénico con un

contenido de MOS menor al 35% y un rango de marea bajo; y minerogénico con un contenido de MOS de menos del 35%.

Lugo y Snedaker (1974) sugieren una clasificación según la estructura forestal, dependiendo de las mediciones de altura del árbol y el dosel basado en los procesos geo fisiológicos y paisaje (PNUD Y MiAMBIENTE, 2017), mientras Worthington et al., 2020 proponen una clasificación biofísica que integra y evalúa tipologías anteriores, proporciona una línea base para evaluar el potencial de restauración y cuantificar la provisión de servicios ecosistémicos de manglares (

Tabla 8). Sin embargo, se propone realizar la clasificación dependiendo de los objetivos y las áreas escogidas a restaurar. Esta clasificación como se mencionó anteriormente tampoco reconoce los manglares interiores (aquellos sin conexión directa con un cuerpo de agua salada, salobre o dulce), como los existentes en la isla de San Andrés.

Es importante también tener en cuenta la selección de especies, pues los manglares naturales siguen una zonificación distintiva que debe adaptarse durante la restauración con el fin de fomentar la sucesión natural (Paniagua, 2015), asemejando las características de distribución de las especies, que depende de la formación del suelo y la hidrología, así se tiene que diferentes especies pueden ser adecuadas para la plantación en el mismo sitio.

Tabla 8. Clasificación de manglares. Tomado de Worthington et al., 2020. A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation.

TIPO SEGÚN SEDIMENTO	TIPO SEGÚN GEOMORFOLOGÍA	CARACTERÍSTICAS
TERRIGENOSO	Deltaico	Protuberancia costera tipificada por una amplia llanura aluvial en forma de abanico derivada de grandes volúmenes de sedimentos transportados por el río
	Estuarino	Canal principal en forma de embudo con corrientes de marea bidireccionales, caracterizado por una gran área de captación y una gran entrada de precipitaciones
	Lagunar	Masa de agua costera poco profunda, separada intermitentemente de las entradas del océano. Por lo general, se forma paralela a la orilla
	Costa abierta	Ensenadas protegidas como valles rocosos ahogados
CARBONATADO	Lagunar	Masa de agua costera poco profunda, separada intermitentemente de las entradas del océano. Por lo general, se forma paralela a la orilla

	Costa abierta	Ambientes protegidos en islas oceánicas detrás de arrecifes de coral y bancos de carbonatos
--	---------------	---

4.4 Acciones de restauración

Con el objetivo de recuperar las condiciones ambientales que favorezcan el establecimiento y crecimiento del manglar, se proponen diferentes acciones o métodos de restauración, siguiendo los métodos propuestos en el Manual para la Restauración Ecológica de Manglares del Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Gran Caribe Proyecto Manejo Integrado de la Cuenca al Arrecife de la Ecorregión del Arrecife Mesoamericano, dependiendo del diagnóstico del área a restaurar, las cuales se presentan el siguiente esquema como una guía inicial para la toma de decisiones (Figura 13).

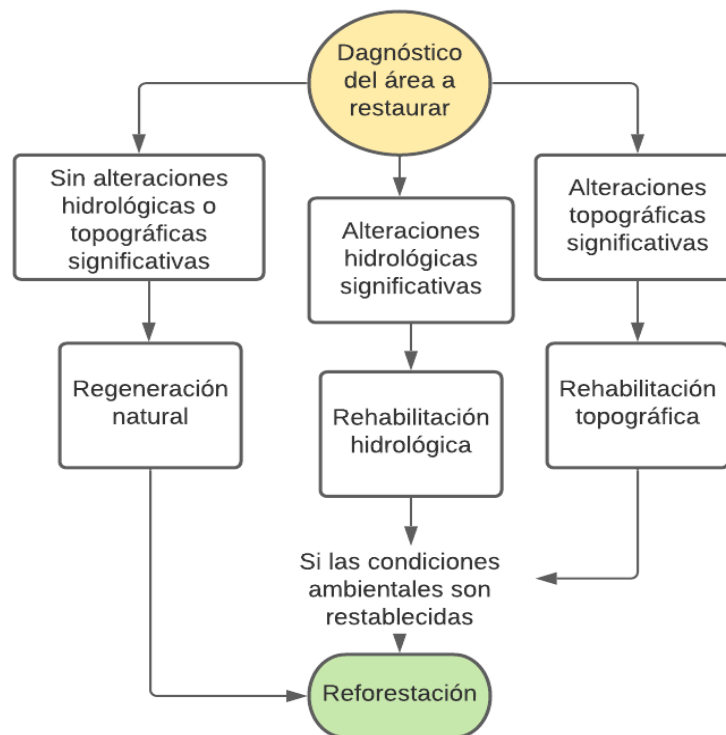


Figura 13. Diagrama de partida para determinar planes de acción. Adaptado de Teutli-Hernández et al., 2021.

4.5 Restauración hidrológica

Con el objetivo de restablecer la hidrología de las áreas a restaurar, se propone una reconexión entre los flujos hídricos y las fuentes de agua dulce y/o marina- salobre en la zona impactada, con el fin de restaurar el nivel, duración y frecuencia de la inundación, para

así restaurar las condiciones fisicoquímicas del agua y el suelo. Esta acción pasiva de restauración se puede ejecutar mediante labores de, desazolve de canales naturales y pasos de agua y habilitación de nuevos canales.

4.5.1 Dragado de Canales

La consecuencia de un canal sedimentado es que limita la comunicación entre el humedal y las fuentes de agua, se acumula suelo de un lado de la costa y del otro se pierde, provocando cambios en las propiedades del suelo y pérdida del reflujo de agua, en estas condiciones las plantas del manglar no sobreviven y tampoco se establecen (PNUD y MiAMBIENTE, 2017). El dragado o desazolve de los canales consiste en remover los depósitos de material sólido orgánico e inorgánico o de sedimentos que obstruyen los flujos del cauce hidrológico obteniendo mayor capacidad de desagüe y mejorando la circulación del agua dentro del sitio. Primero se deben identificar las zonas de azolve con la ayuda de imágenes satelitales del área, fotografías aéreas o capturas de imágenes por drones, seguidamente se realiza el marcaje mediante equipo GPS o marcación por estacas en campo y finalmente se ejecuta la labor de desazolve con ayuda de palas, picas y costales de rafia. Este proceso también es considerado parte del mantenimiento que se debe realizar a canales nuevos y es recomendable realizarlo periódicamente según el grado de azolve, considerando fenómenos como el ENSO (Sánchez-Núñez, 2019) y preferiblemente en época seca. Esta acción consigue restaurar la hidrología del sitio y las condiciones adecuadas para desencadenar el proceso de sucesión secundaria la cual permite el restablecimiento de la vegetación. La materia orgánica removida debe dejarse dentro del área de la restauración para que pueda continuar con su proceso de descomposición y contribuir con el almacenamiento de carbono, teniendo precaución de no alterar la hidrología natural del sitio. Para la ejecución de esta acción es fundamental contar con la participación del personal técnico especializado en el área y la participación comunitaria activa.

4.5.2 Rehabilitación de pasos de agua

Cuando hay limitación o bloqueo para el intercambio de agua entre dos puntos, se hace necesaria la creación de pasos de agua que permitan el flujo de ambos lados. Para esto se debe identificar los puntos de obstrucción, trazar canales en Y invertida mediante el uso de tubos de PVC considerando una profundidad mínima de un metro para asegurar el flujo de agua entre cada punto y retirar el sedimento acumulado con la ayuda de palas, picos, carretillas y retroexcavadoras si es necesario. La estrategia de desazolve junto con una adecuada modificación de los pasos de agua aumenta la probabilidad de que el agua fluya en diversas direcciones y disminuye el riesgo de colmatación, lo que reduce la frecuencia de acciones de mantenimiento.

4.5.3 Habilitación de canales nuevos

Cuando el desazolve de canales naturales no es suficiente en la restauración de la hidrología del sitio, se debe asegurar el flujo de agua de manera continua con puntos de entrada y salida. Para establecer las rutas de la red de canales nuevos se debe tener en cuenta el diagnóstico del área a restaurar. La elaboración de estos canales requiere herramientas de uso manual o maquinaria pesada como retroexcavadoras según sea el caso, la profundidad y ancho de los canales variará de acuerdo con las condiciones específicas de los sitios, siempre intentando imitar la configuración de los canales naturales, las paredes de los canales deben tener una inclinación de 30° a 45°, una profundidad mínima de 1 m, y debe combinar trazos rectos y curvos en forma de zigzag con el fin de brindar heterogeneidad y que el flujo-reflujo del agua no erosione con facilidad. El sedimento extraído de los canales se puede disponer en las orillas de los canales, evitando que el canal se expanda más allá de sus orillas, también puede ser usado para otras acciones como el relleno de sitios que requieren aumentar su elevación.

4.6 Rehabilitación topográfica

Cuando la zona a restaurar es afectada por cambios a nivel topográfico, se presentan alteraciones en la hidrología del sitio, lo que puede alterar los niveles del sedimento y modificar la frecuencia de la inundación, limitando a su vez el establecimiento de propágulos y el desarrollo natural del manglar. Dependiendo de la pérdida o ganancia de sedimentos, se sugiere realizar remoción o relleno de sedimentos para establecer las adecuadas elevaciones topográficas, obteniendo un sistema heterogéneo que favorecerá el repoblamiento de las especies, promoviendo un proceso de sucesión secundaria, y proporcionando mayor probabilidad de resistencia y posterior recuperación al paso de un fenómeno climático extremo.

4.6.1 Remoción de sedimentos

Esta acción está enfocada en la reducción topográfica del nivel del terreno de las partes altas, identificadas a través de modelación topográfica y de la hidrología del sitio. Se puede realizar un rastrillado del sedimento, que contribuye además en la nivelación de los bordes de los canales y en la remoción de placas contribuyendo a la regeneración natural en el sitio. El material removido debe ser transportado a zonas de menor nivel de elevación, o a centros de dispersión.

4.6.2 Elevación de la topografía

Para compensar la pérdida de elevación de suelo posterior al paso de huracán, se recomienda elevar las áreas a tratar con suelo producto de canales secundarios que serán distribuidos a cada lado de la zona que requerimos elevar y tendrán la función de favorecer mantener el flujo de agua entre los centros de dispersión. Se recomienda que las dimensiones de estos canales sean de 1 m de ancho por 0.8 m de profundidad, favoreciendo

el transporte de propágulos y el suministro de agua. Pueden construirse de forma circular con conexión de alado y también de forma linear cuando une a otro centro de nucleación (PNUD y MinAMBIENTE, 2017).

4.7 Reforestación

Esta ha sido la actividad predominante para la restauración de manglares hasta el momento (Hernández et al., 2020) y se puede lograr, mediante la reforestación directa, que resulta factible cuando las condiciones ambientales no han sido modificadas; la reforestación con plantas de vivero, que tiene la ventaja de dar una mayor probabilidad de sobrevivencia respecto a las plántulas sembradas directamente facilitando una plantación de menor densidad pero con la desventaja de incrementar los costos por los gastos de mantenimiento del vivero; la ejecución de ambas actividades al tiempo (Flores et al., 2006), y la dispersión por translocación de individuos de una zona cercana en buenas condiciones. Sin embargo, es importante aclarar que la reforestación por sí sola no es restauración, es una de las estrategias posibles que debe considerarse en conjunto con otras acciones que ayuden a mejorar el medio abiótico (Hernández et al., 2011).

La reforestación se sugiere cuando la dispersión de semillas y propágulos no es suficiente en el sitio, debido a una tasa baja de regeneración natural, pues acelera la recuperación de la estructura y funciones del manglar, y sirve como una medida para reforzar la participación comunitaria en el sitio.

Al decidir como estrategia la reforestación, es necesario que el sitio a restaurar tenga las condiciones hidrológicas, topográficas y fisicoquímicas antes de la plantación, así mismo las plántulas deben estar previamente aclimatadas a estas condiciones de salinidad y exposición de luz. También es fundamental implementar una reforestación que propicie la heterogeneidad del ambiente, evitando monocultivos que no garanticen la recuperación de las funciones ecológicas del ecosistema. Para la elección de las especies a sembrar se debe tener como referencia las registradas en el sitio conservado o de referencia. Esta acción de restauración es una actividad que permite reforzar el involucramiento social de diferentes tipos de actores y la apropiación del ecosistema. Sin embargo, siempre debe hacerse tomando en cuenta la ecología de la especie.

4.7.1 Siembra directa

Consiste en sembrar propágulos en áreas naturales para que las plántulas crezcan desarrollando estrategias funcionales apropiadas a las condiciones ambientales en las que se encuentran (Cisneros-de la Cruz, 2019), esto permite que haya mayor supervivencia y resiliencia de las plantas. Para coleccionar el material vegetal de siembra se sugiere que el origen sea de zonas conservadas aledañas al sitio de restauración y considerando su composición para la elección de las especies, se deben tomar propágulos de diferentes

árboles, de preferencia con al menos 10 m de separación entre sí, con el fin de lograr una mayor diversidad genética. En este punto también se hace pertinente la participación de las comunidades, capacitadas previamente para coleccionar propágulos que estén maduros, sanos y que no presenten signos de enfermedades.

4.7.2 Centros de dispersión asistidos

Cuando no se permite el establecimiento y desarrollo de las plántulas porque los niveles topográficos son menores a los de referencia o los niveles de inundación son muy altos, se sugiere crear Centros de Dispersión (CD). Los CD son modificaciones topográficas que elevan el nivel para que las condiciones de inundación sean adecuadas para el establecimiento de plántulas. Estos centros de dispersión deben habilitarse con diferentes niveles, a fin de que haya heterogeneidad topográfica que propicie una mayor diversidad y resiliencia en el ecosistema.

Para elaborar los CD se necesita que el material a usar sea permeable, permitiendo el paso de agua y evitando el lavado del sedimento, se puede emplear malla geotextil o malla sombra. Se sugiere que los CD se elaboren artesanalmente y con el apoyo de la comunidad local a una altura del cinco al 10% menor a la altura máxima de inundación del sitio a restaurar (esta se define con el nivel al que presenta el sitio de referencia en buena condición). El sedimento que se utiliza para el relleno de los CD puede ser obtenido de las acciones de desazolve o de la elaboración de los canales. Se debe asegurar que los CD tengan buen drenaje que permite una mayor estabilidad y que la salinidad sea la adecuada para el establecimiento de las plántulas, por lo que los sedimentos con alto contenido de limo y/o arcilla se pueden mezclar en un 20-30% con arenas.

La distribución, número y ubicación de los CD dependerá de la extensión y condiciones iniciales del área a restaurar, de la topografía y los flujos preferenciales, así como de la disponibilidad de los recursos económicos. El área de los CD puede ser variable, pero entre 1 y 5 m de diámetro han demostrado mayor eficiencia en el restablecimiento de la vegetación.

4.7.3 Propagación de plantas en condiciones de vivero

El estado de regeneración natural de los ecosistemas de manglar tras el paso de un huracán o un fenómeno extremo que resulte en la pérdida considerable de cobertura se ve fuertemente afectado tanto por factores abióticos como por factores biológicos como la herbivoría (Krauss et al, 2008). La especial forma de reproducción de los manglares, en la que las semillas permanecen unidas a los parentales hasta su germinación, la inexistencia de un banco de semillas disponibles y la herbivoría, resultan ser factores imprescindibles en la supervivencia de los manglares en las primeras etapas de desarrollo. La herbivoría genera

mortalidad en los propágulos liberados al suelo y limita la capacidad de auto regeneración del bosque.

Los viveros son una alternativa de restauración activa que puede ser de gran ayuda en la restauración de los bosques de manglar, ofreciendo una garantía de mayor éxito en la reforestación, ejemplo de ello son los trabajos realizados en Bangladesh, Tailandia, India, Australia, Vietnam, Indonesia, Arabia Saudita, Cuba, Colombia, Panamá y México. La implementación de un vivero radica en la necesidad de reforestar algunas zonas de manglar deteriorado, o cuando la regeneración de la plantación directa es difícil de lograr, o bien, cuando es necesaria la producción de plántulas con cierto grado de desarrollo como fuente importante de obtención de plantas para los programas de reforestación a gran escala (Agraz-Hernández, 1999). Otra ventaja es que los viveros aseguran la disposición de las semillas todo el año y que las plantas desarrolladas bajo estas condiciones tienen una mayor supervivencia que la siembra directa de propágulos en los programas de reforestación. Según Millian (1996), se ha encontrado que cuando existe influencia directa de mareas y oleaje, y hay erosión, las plantas generadas en vivero con 10 y 12 meses de edad tienen una mejor respuesta en la forestación y reforestación (PNUD y MiAMBIENTE, 2017). Aquí también es fundamental continuar con la participación integral que involucre a la comunidad, pues es de gran ayuda como apoyo en la construcción de estructura para los viveros, siembra de propágulos, controles y mantenimiento de las condiciones para el correcto desarrollo de las plántulas en condiciones de vivero evitando el fracaso de estas acciones.

5 Monitoreo

El monitoreo de los indicadores clave es necesario para evaluar el éxito de las metas y objetivos de los proyectos de rehabilitación o restauración y para orientar la gestión adaptativa y la toma de decisiones (Ellison et al., 2020; Rodríguez-Rodríguez et al., 2021). Con el fin de medir la respuesta del ecosistema restaurado respecto a los objetivos y metas establecidas con anterioridad, es indispensable realizar un seguimiento durante por lo menos cinco años, empleando variables indicadoras como atributos específicos y cuantificables sobre las áreas conservadas, degradadas y en proceso de restauración, esto con el objetivo de determinar el grado de recuperación del ecosistema intervenido y conocer las posibles falencias y aciertos de las acciones empleadas, para poder modificar actividades o replantear acciones que mejoren continuamente los métodos empleados en la restauración en el marco de una gestión adaptativa. El número de indicadores y frecuencia de monitoreos se debe determinar de acuerdo con los objetivos y recursos de cada proyecto, sin embargo, se sugiere que estas acciones estén acompañadas por la comunidad, involucrando actores sociales que den cuenta de la evolución del proceso de restauración y ejerzan control y vigilancia sobre las áreas. Es importante resaltar que de acuerdo con Biswas y colaboradores (2009) (citado en Hernández et al., 2021), el monitoreo

debe abordarse desde un enfoque adaptativo que cuente con la incertidumbre y complejidad del ecosistema, por si en algún momento de la ejecución se requiere adecuar estrategias para mejorar resultados.

Una manera de representar la evaluación de indicadores de restauración de manera cuantitativa es a través de mediciones a corto mediano y largo plazo sobre los sitios conservados, degradados y en proceso de restauración; su representación gráfica puede obtenerse por medio de curvas de funcionamiento (Kentula et al., 1992), trayectorias de equivalencia funcional (Simenstad y Thom, 1996) o según Hobbs y Norton (1996) por trayectorias de restauración, en estas trayectorias se grafican atributos medidos en el ecosistema a través del tiempo (Rodríguez, 2015) y se monitorean variables establecidas en el sitio restaurado y en el sitio de referencia para realizar las comparaciones debidas, indispensables para conocer el éxito de la restauración y reducir la posibilidad de fracaso (Teutli-Hernández, 2021) (Figura 14). La frecuencia del monitoreo debe ser mayor en las primeras etapas de implantación de las acciones de restauración para dar seguimiento a la respuesta inmediata y realizar ajustes, en caso de ser necesarios. Se recomiendan monitoreos cada tres a seis meses durante el primer año, cada seis meses durante el segundo año, y cada seis meses a partir del tercer año. Estos tiempos de monitoreo pueden adaptarse de acuerdo con las condiciones particulares de cada proyecto (Hernández et al., 2021).

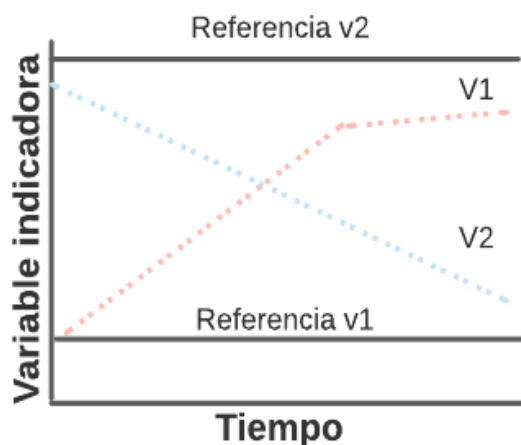


Figura 14. Ejemplificación de curvas de funcionamiento en el monitoreo de variables indicadoras de éxito en la restauración ecológica. Las líneas negras representan variables indicadoras en el sitio de referencia en buen estado (V1, V2) y las líneas punteadas representan esas mismas variables en el sitio en restauración y sus diferentes trayectorias de cambio hasta llegar a valores similares al sitio de referencia con diferentes velocidades. Adaptado de Hernández et al., 2021.

5.1 Indicadores ecológicos

Los indicadores ecológicos expresan las condiciones ambientales del sitio restaurado, muestran patrones a diferentes escalas, y ayudan a determinar acciones apropiadas durante y posterior a las acciones de la restauración. Estos indicadores se derivan de mediciones de, estructura y composición del manglar, características fisicoquímicas del agua y del sedimento y evaluación de la fauna posterior a las acciones de restauración (Figura 15).

A continuación, se presenta una lista de criterios e indicadores ecológicos sugeridos para medir durante los monitoreos de restauración y sus respectivos plazos de respuesta: corto (días hasta meses); mediano (1-5 años); y largo (> 5 años):

- ✓ **Hidrológicos:** Hidroperiodo: Frecuencia, nivel y tiempo de inundación.
- ✓ **Biológicos:** Reclutamiento, tasa de supervivencia, composición. Altura, densidad, diámetro, área basal, índice de valor de importancia (IVI), cobertura vegetal, abundancia, densidad, diversidad, índices de diversidad, riqueza, presencia/ausencia de grupos funcionales (peces, aves, moluscos). Abundancia, densidad, diversidad, riqueza
- ✓ **Variables fisicoquímicas:** Salinidad intersticial y superficial, pH, Potencial redox, Temperatura, Sulfatos, Nutrientes inorgánicos.
- ✓ **Sedimento:** Materia orgánica del suelo (MOS), densidad aparente, grosor de los estratos, textura y coloración del sedimento.
- ✓ **Análisis del paisaje:** Cobertura vegetal, fragmentación, flujos de materias orgánicas y nutrientes.

5.2 Indicadores socio económicos

Los manglares se consideran sistemas socioecológicos al proporcionar una amplia gama de servicios ecosistémicos, el éxito a largo plazo de cualquier proyecto de restauración debe integrar la ecología, sociología, economía y gobernanza a través de la participación de la comunidad para establecer, medir, monitorear, y modificar los objetivos y metas del proyecto, así como ejercer acciones de rehabilitación y restauración (Ellison et al., 2020). Los criterios para medir los beneficios e impactos de las acciones de restauración en la sociedad son fundamentales, dentro de la lista de criterios e indicadores socioeconómicos para evaluar el éxito de las acciones de restauración se encuentra:

- ✓ **Participación colaborativa para evaluar la representatividad de los diferentes actores involucrados en la restauración:** Número de instituciones/organizaciones/sectores participantes, Acuerdos institucionales creados, percepción del cumplimiento de los objetivos por sector (representantes).
- ✓ **Valoración social del ecosistema:** La participación y aceptación del proyecto por la comunidad, depende en gran medida de la percepción social que se tiene del ecosistema: Percepción de la sociedad sobre el ecosistema, participación de la

comunidad (número de participantes y permanencia), Implementación de talleres de educación ambiental, capacitaciones y cursos: (número de actividades e instituciones o grupos beneficiados, asistencia).

- ✓ **Sustentabilidad económica para determinar en términos económicos los beneficios generados a la sociedad como resultado de la restauración y análisis costo-beneficio del proyecto:** Análisis costo-beneficio, cantidad de empleos generados / empresas contratadas, auto sustentabilidad de la comunidad (generación de oportunidades de aprovechamiento sustentable), valoración económica de servicios ecosistémicos recuperados, número de familias beneficiadas, número de jornales durante las diferentes fases del proyecto.
- ✓ **Políticas públicas y financiamiento:** Disponibilidad de financiamiento sostenible, aumento de inversión en conservación y restauración Influencia en políticas pública.

5.3 Indicadores de Recuperación

La recuperación completa se define como el estado o condición en que todas las categorías de atributos ecosistémicos clave se asemejan a aquellos modelos de referencia. El ecosistema restaurado según la Society for Ecological Restoration International (SER), 2004 (citado en PNUD y Minambiente, 2017) cuenta con las siguientes características:

- ✓ Contiene un conjunto característico de especies que habitan en el ecosistema de referencia y que proveen una estructura apropiada de la comunidad.
- ✓ Consta de especies autóctonas hasta el grado máximo factible.
- ✓ Todos los grupos funcionales necesarios para el desarrollo y/o la estabilidad continua del ecosistema restaurado se encuentran representados o tienen el potencial de colonizar por medios naturales.
- ✓ El ambiente físico tiene la capacidad de sostener poblaciones reproductivas de las especies necesarias para la continua estabilidad o desarrollo a lo largo de la trayectoria deseada.
- ✓ Funciona normalmente de acuerdo con su estado ecológico de desarrollo y no hay señales de disfunción.
- ✓ Integración del paisaje, con los cuales interactúa a través de flujos e intercambios bióticos y abióticos.
- ✓ Se han eliminado o reducido, tanto como sea posible, las amenazas potenciales del paisaje que lo rodea a la salud e integridad del ecosistema.
- ✓ Posee suficiente capacidad de recuperación como para aguantar los acontecimientos estresantes periódicos y normales del ambiente local.
- ✓ Es auto sostenible al mismo grado que su ecosistema de referencia.

5.4 Modelación Ecológica

Considerando los largo periodos de tiempo que requiere la evaluación de los proyectos de restauración ecosistémica, los modelos ecológicos dinámicos han resultado ser una herramienta importante para la selección de medidas de éxito y la evaluación de su progreso (Twilley y Rivera-Monroy, 2005). Estos modelos diseñados para simular objetivos específicos pueden ser usados también para establecer trayectorias de respuesta de manera temprana en diferentes escenarios y focalizar esfuerzos de investigación y monitoreo para cuantificar efectos y probar hipótesis en procesos ecológicos (Twilley et al., 1998).

A partir de los resultados parciales del proyecto PROCENAGA, rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) Twilley y colaboradores (1998) adaptaron el modelo ecológico FORMAN, para simular trayectorias de restauración en la CGSM. Posteriormente Rodríguez-Rodríguez y colaboradores (2016), verificaron y calibraron el modelo para las tres especies de mangle *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* de la CGSM. Así mismo simularon dos escenarios futuros de potenciales respuestas de cada especie: (1) Asumiendo estabilidad en el intervalo de variación de la salinidad y, (2) aumentado la salinidad de acuerdo con el incremento promedio de los últimos años. Bajo un escenario en el que la salinidad se mantiene en un intervalo estable, el sistema alcanzaría la estabilidad en el largo plazo (>100 años). Un incremento promedio constante en la salinidad intersticial resultaría en una disminución severa del Área Basal en el corto plazo (menos de 20 años), demostrando la vulnerabilidad de la CGSM a los incrementos en salinidad y la necesidad de implementar medidas de manejo sostenibles en el tiempo (Rodríguez-Rodríguez et al., 2016).

5.5 Divulgación, Vinculación y Gobernanza

Según Comín et al., 2005 (citado en Hernández et al., 2020) la práctica de la restauración requiere vincular a las comunidades o pueblos afectados por la degradación del ecosistema, los grupos de interés locales pueden colaborar positivamente en el desarrollo de proyectos de restauración y ser beneficiarios de sus resultados que abarcan desde empleos hasta protección frente a eventos meteorológicos y, en conjunto, bienestar social, lo cual contribuye a su desarrollo socioeconómico.

La gobernanza permite la sostenibilidad de las acciones ambientales, pues la restauración de ecosistemas requiere la integración de numerosos aspectos legales administrativos y de relaciones entre entidades participantes. Así, el éxito de la restauración requiere también integrar en la planificación, en la ejecución y en la evaluación de las realizaciones del proyecto reglas y prácticas de buena gobernanza como proporcionar la información a tiempo, detallada y clara de los objetivos y avances de un proyecto de restauración, también de las dificultades que surjan. De otro lado las regulaciones propias de cada área en la que se planifique la actuación deben cumplirse, lo que vuelve necesario contar con los permisos de obras necesarios antes del inicio de las actuaciones, es importante mantener constante

relación y colaboración, con entidades oficiales responsables del control administrativo y de las regulaciones ambientales.

Finalmente se recomienda producir contenidos que permitan la divulgación de experiencias de la restauración, los usos futuros de la o las áreas restauradas, y la eficiencia y equidad de los beneficios de la restauración mediante el trabajo en sinergia con todos los actores implicados que trabajan en la ejecución de las actividades de restauración.

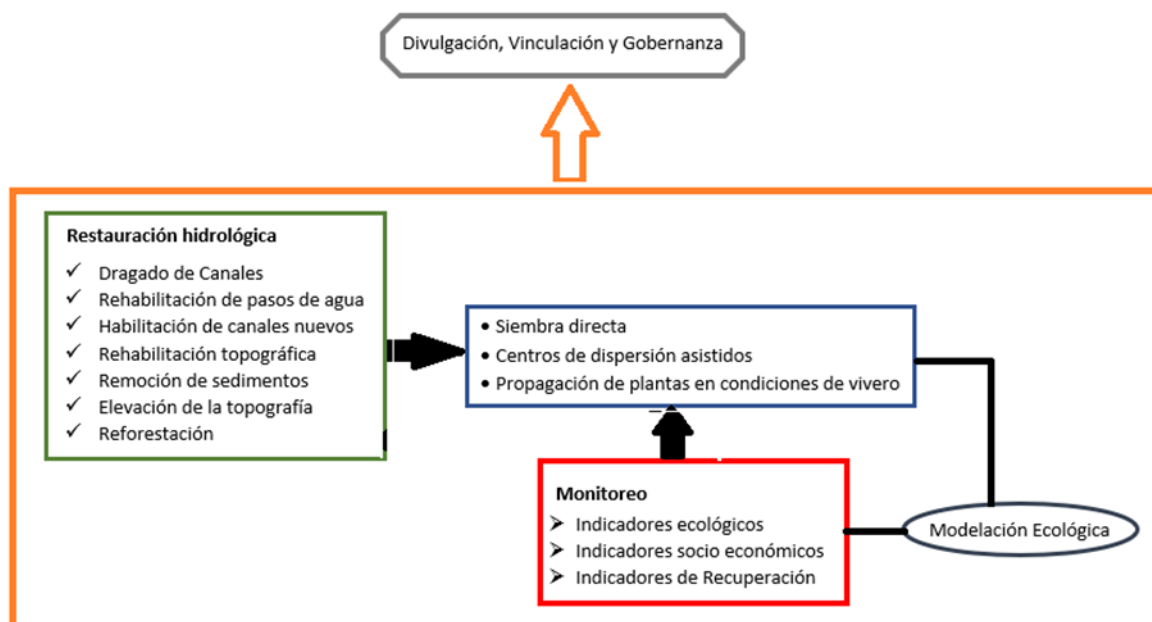


Figura 15. Acciones del protocolo de restauración de bosques de manglar.

6 Conclusiones

Si bien los bosques de manglar cubren menos del 5% del territorio emergido del departamento archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, dicho ecosistema es estratégico para el desarrollo socioeconómico del departamento. La existencia de los humedales de manglares es fundamental para la pesca, la calidad de las aguas costeras, la mitigación del calentamiento global, la mitigación de la erosión y la protección de la zona costera. El valor global de estos servicios ecosistémicos se estima en US\$2,7 billones por año y para el Archipiélago en cerca de US\$40 millones por año.

La isla de San Andrés, además, posee bosques de manglar de interior, poco conocidos mundialmente, cuyo valor ecosistémico aún no ha sido estimado.

Históricamente ha habido una estrecha relación entre los bosques de manglar y los habitantes del Archipiélago, no obstante, el modelo de desarrollo de las islas sumado a los

disturbios por eventos climáticos extremos, podrían vulnerar la integridad de estos ecosistemas, con graves consecuencias para la sociedad isleña.

Hasta antes del disturbio generado por el huracán Iota, los bosques de manglar del Archipiélago se encontraban en un estado de conservación moderado. En bosques de San Andrés como Smith Channel los árboles presentaban buen estado de salud mientras que en Bahía Hooker, Cocoplum y Sound Bay menos del 50% de los individuos presentaron óptimas condiciones. En Providencia y Santa Catalina, el 86% de los árboles se encontraron entre buen estado y moderadamente afectados, mientras el 14% se distribuyen entre los árboles muy afectado y muertos. Santa Catalina presentó el mejor estado de salud, Old Town evidencio un estado de salud más bajo, Manzanillo y Suroeste presentaron similares porcentajes de árboles en buen estado, pero Suroeste presentó un mayor porcentaje de árboles muy afectados y muertos.

En el periodo 1944 a 2010, hubo un incremento general de cobertura en la mayoría de los bosques, sin embargo, factores como construcción de infraestructura, dragado de arenas, construcción de espolones, rellenos hidráulicos y tala de árboles, fueron asociados a la disminución de cobertura de bosques como el de Smith Channel.

El estado de conservación de los bosques de manglar es un atributo crítico en la posible respuesta del ecosistema ante un disturbio fuerte como el generado por un huracán. La mortalidad de árboles por ciclones tropicales puede oscilar entre 0 y 100%, y se produce por un efecto combinado de estrés, alteración de estructuras vasculares y limitadas reservas de carbohidratos. Situación que además se agrava cuando la anoxia del sedimento se incrementa a causa de las inundaciones prolongadas después del huracán. La mortalidad puede continuar durante meses.

Si bien se conoce que los manglares pueden ser resilientes a los impactos de los huracanes, los mega huracanes cada vez más frecuentes en la región del Caribe alterarán drásticamente esta dinámica de disturbio. Sumado a esto, la recuperación de los manglares, tras el paso de ciclones, dependerá en gran medida del grado de conservación ecosistémica antes del huracán.

Aspectos como, la complejidad estructural, el entorno hidro-geomorfológico, los antecedentes de perturbaciones y el ángulo de la trayectoria del ciclón en relación con la ubicación del bosque, generan una firma de respuesta que implica diferencias en la recuperación y regeneración. Adicionalmente, las diferencias en las tolerancias, entre las diferentes especies de manglares a los factores de estrés ecológico contribuyen en gran medida a la disparidad de efectos. En este sentido los proyectos de restauración jugaran un papel muy importante para la conservación de estos ecosistemas y de los servicios que ofrecen a la comunidad.

Rasgos funcionales como la altura, diámetro de la copa, diámetro del tronco, densidad de la madera y área foliar, juegan un papel fundamental en la capacidad de los árboles de resistir y sobrevivir a los ciclones. Generalmente árboles de mayor: altura, diámetro de copa, densidad y área foliar, presentan mayor afectación por eventos ciclónicos fuertes o muy fuertes (huracanes nivel 4 y 5). Si el evento no es muy fuerte, los árboles de madera más densa suelen resistir mejor el impacto físico de los vientos y el agua. La especie más abundante en el Archipiélago, *R. mangle*, presenta al menos en otros países, mayores valores de densidad de la madera. Así mismo en bosques de interior, los individuos presentan alturas superiores a los 20 m. Troncos defoliados de esta especie no pueden rebrotar como ocurre con *A. germinans*, lo cual obliga a iniciar la restauración desde la fase de propágulo o plántula.

Los proyectos de restauración ecológica deben establecer objetivos claros y precisos: 1) donde se debe poner el esfuerzo de restauración; 2) qué se va a recuperar (funciones, procesos, estructura, entornos ambientales); 3) cuál es la mejor manera de llevar acciones de recuperación basados en una ciencia sólida que respalde el desarrollo de la teoría de restauración de manglares; y 4) como el proyecto se medirá en escalas de tiempo y espacial.

La restauración debe estar basada en el conocimiento de la ecología del ecosistema y de los factores que modificaron las condiciones naturales y que están impidiendo la regeneración natural del sitio. La restauración o rehabilitación se recomienda cuando el ecosistema ha sido alterado hasta tal punto que ya no puede auto repararse y esto, debe ser evaluado cuidadosamente para evitar el despilfarro de tiempo y recursos.

Teniendo en cuenta que los manglares son humedales costeros, mantener, restaurar o rehabilitar el sistema hidrológico (fuentes de agua salada, salobre o dulce; y frecuencia, intensidad y duración de las inundaciones) es de vital importancia para el desarrollo biótico.

Los manglares son ecosistemas resilientes y en muchos casos solo requieren restauración pasiva. De requerirse plantar nuevos individuos, se recomienda tener viveros experimentales con propágulos y plántulas de los mismos bosques del Archipiélago y de todas especies. Esta disponibilidad de plántulas es fundamental, teniendo en cuenta los problemas de herbivoría que enfrentan los individuos al ser plantados.

Es muy importante resaltar que el éxito de los proyectos de rehabilitación y restauración no depende solamente de factores técnicos. La mayoría de los proyectos fracasan debido a factores como la falta de seguimiento, la falta de inclusión de las comunidades, el no tener estructuras de gobernanza adecuadas y la falta de alineación de los objetivos y metas entre las partes interesadas.

El monitoreo regular de los indicadores es clave para determinar si se están cumpliendo los objetivos y metas del proyecto de restauración. Adicionalmente, los proyectos requieren

puntos de decisión claros para desarrollar intervenciones y acciones apropiadas si los objetivos o metas no se están cumpliendo.

Según la literatura disponible, los costos de la restauración de los manglares dependen del tipo y tamaño de la acción, en función del nivel de impacto del disturbio y los objetivos propuestos. La reforestación puede variar entre US\$3000 y US\$ 1.250.000/ha; la rehabilitación hidrológica entre US\$2000 y US\$ 100000/ha; y las acciones combinadas entre US\$1200 y US\$ 5000/ha. Este último cálculo coincide con el costo estimado para el proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, estimado en US\$41115/ha. Según este cálculo, en un caso hipotético de tener que restaurar la totalidad de manglar del Archipiélago, el costo estaría alrededor de US\$1.000.000. Este dinero calculado, en cualquier caso, es poco, considerando el valor estimado de los servicios ecosistémicos provistos por los manglares que asciende a US\$194000 /ha/año.

Para el caso de Colombia se han reportado experiencias en restauración de manglares desde la década de los 90, siendo la más importante el proyecto PROCINAGA adelantado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y considerado uno de los más ambiciosos en América Latina. Entre 1995 y 2018, 163 acciones de restauración, sobre seis tipologías biofísicas de manglares, cuatro tipos de restauración y diez técnicas en respuesta a la deforestación, alteración hidrológica y derrames de petróleo. Se encontró que el éxito dependió en gran medida del tipo de restauración y la técnica utilizada. El tipo de restauración más efectiva y exitosa fue la restauración Basada en la Comunidad en donde se emplearon técnicas de restauración hidrológica.

7 Bibliografía

- Abril-Howard, A., N. Bolaños, I. Machacón, J. Lasso, D. I. Gómez y V. Ward. (2012). Actualización del conocimiento de los ecosistemas marinos en la Reserva de Biósfera Seaflower, con énfasis en las islas de San Andrés y Providencia. pp (129-152). En: CORALINA-INVEMAR. 2012. Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” -INVEMAR- y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA-. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 28. Santa Marta, Colombia. 180 p.
- Acosta-Galvis, A. R., Orozco-Archbold, S., Garzón-Ramos, F. C., González-Martínez, R., Lasso-Alcalá, C. A., Ocampo-Rincón, D., Reyes, N., Salinas-Vargas, L.V., Sánchez, C. Soto-Vargas, C., Ward, V., Barona, A., Caicedo, J. R., López, R., Moreno, M., Murcia, G.A., González-Martínez, R. Ramírez-Hernández, W. A. (Eds) Villegas-Vélez, F. (2021). Expedición Cangrejo negro. Isla de Providencia 17 al 24 de enero de 2021. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Agraz-Hernández, C.M. (1999). Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León).
- Agraz-Hernández, C.P. (2010). Estrategias de restauración de ecosistemas de manglar en México. Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica.
- Agraz-Hernández, C.M.; J. Osti-Sáenz, Jiménez-Zacarías, C. García-Zaragoza, E. Chan-Canul, L. González-Durán, A. Palomo-Rodríguez. (2007). Restauración con manglar: Criterios y técnicas hidrológicas de reforestación y forestación. Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal. 132 p.
- Alongi, D.M. (2008). Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 1–13.
- Andrew, N. L., Béné, C., Hall, S. J., Allison, E. H., Heck, S., Ratner, B. D. (2007). Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries*. 8 (3), 227–240.
- Asbridge, E., Lucas, R., Rogers, K. Accad, A. (2018). The extent of mangrove changes and potential for recovery following severe tropical cyclone Yasi, Hinchinbrook Island, Queensland, Australia. *Ecol. Evol.* 8, 10416–10434.
- Balke, T., Friess, D.A. (2016). Geomorphic knowledge for mangrove restoration: a pan-tropical categorization. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(2), 231-239.
- Barbier, E.B. (2007). Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Economic Policy* núm. 49, vol. 22, pp. 177–229.
- Bautista, J. I., Hernández, J. J. A. (2021). Determinación del carbono orgánico por el método químico y por calcinación. *Ingeniería y Región*, 26, 20-28.

- Bayraktarov, E., Banaszak, A. T., Montoya Maya, P., Kleypas, J., Arias-González, J. E., Blanco, M., Frías-Torres, S. (2020). Coral reef restoration efforts in Latin American countries and territories. *PloS one*, 15(8), e0228477.
- Beck, M.W., Heck, N., Narayan, S., Menéndez, P., Torres-Ortega, S., Losada, I.J., Way, M., Rogers, M. McFarlane-Connelly, L. (2020). Reducing Caribbean Risk: Opportunities for Cost-Effective Mangrove Restoration and Insurance. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Blasco, F., Bellan, M. F., Chaudhury, M.U. (1992). Estimating the extent of floods in Bangladesh using SPOT data. *Remote Sensing of Environment*, 39(3y), 167-178.
- Cahoon, D. R., Hensel, P., Rybczyk, J., McKee, K. L., Proffitt, E., Perez, B. C. (2003). Mangrove peat collapse following mass tree mortality: implications for forest recovery from Hurricane Mitch. *Journal of Ecology*, 91(6), 1093.
- Cardona-Olarte, P., Twilley, R. R., Krauss, K. W., Rivera-Monroy, V. (2006). Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. *Hydrobiologia*, 569(1), 325-341.
- Carranza Ortiz, M.G. (2017). Indicadores de resiliencia para manglares de México. Indicadores de resiliencia para manglares de México, 119-138.
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., Chambers, R. M., Zhao, X., Lamb-Wotton, L., Gorsky, A., Hiatt, M. (2020). Hurricanes fertilize mangrove forests in the Gulf of Mexico (Florida Everglades, USA). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(9), 4831-4841.
- Castellanos-Galindo, G. A., Casella, E., Mejía-Rentería, J. C., Rovere, A. (2019). Habitat mapping of remote coasts: Evaluating the usefulness of lightweight unmanned aerial vehicles for conservation and monitoring. *Biological Conservation*, 239, 108282.
- Castillo Elías, B., Gervacio Jiménez, H., Vences Martínez, J. Á. (2021). Propagación vegetativa del mangle (*Laguncularia racemosa* (L.) CF Gaertn.) bajo condiciones de vivero. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 12(67), 168-184.
- Chambers, L. G., Steinmuller, H. E., Breithaupt, J. L. (2019). Toward a mechanistic understanding of “peat collapse” and its potential contribution to coastal wetland loss. *Ecology*, 100(7), e02720.
- Cheong, S. M., Silliman, B., Wong, P. P., Van Wesenbeeck, B., Kim, C. K., Guannel, G. (2013). Coastal adaptation with ecological engineering. *Nature climate change*, 3(9), 787-791.
- Chow, J. (2018). Determinants of household fuelwood collection from mangrove plantations in coastal Bangladesh. *For. Policy Econ.* 96, 83–92.
- Civil, A. (2021). Protocolo nacional de alerta por ciclones tropicales.
- Comín, F.A., Menéndez, M., Pedrocchi, C., Moreno, S., Sorando, R., Cabezas, A., García, M., Rosas, V., Moreno, D., González, E., Gallardo, B., Herrera, J.A., Rubio J.C. Ciancarelli, C. (2005). Practical Approaches for Planning and Developing the Ecological Restoration of Wetlands. *Ecological Restoration*, 3, 182- 186.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

- Cordero, J., Boshier, D. (2003). Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza - CATIE, Oxford, Reino Unido. 1079 p.
- Cota-Sánchez J.H., Abreu D.D. (2007). Vivipary and offspring survival in the epiphytic cactus *Epiphyllum phyllanthus* (Cactaceae). *Journal of Experimental Botany* 58:3865-3873.
- Cottam, G., Curtis, J.T. (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37(3), 451-460.
- Dangremond, E. M., Feller, I. C., Sousa, W. P. (2015). Environmental tolerances of rare and common mangroves along light and salinity gradients. *Oecologia*, 179(4), 1187-1198.
- Duncan, C., Primavera, J. H., Pettorelli, N., Thompson, J. R., Loma, R. J. A., Koldewey, H. J. (2016). Rehabilitating mangrove ecosystem services: A case study on the relative benefits of abandoned pond reversion from Panay Island, Philippines. *Marine pollution bulletin*, 109(2), 772-782.
- Elías, B. C., Jiménez, H. G., Martínez, J. Á. V. (2021). Propagación vegetativa del mangle (*Laguncularia racemosa* (L.) CF Gaertn.) bajo condiciones de vivero. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67).
- Ellison, A. M., Farnsworth, E. J. (1996). Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica* 28, 549–565
- Ellison, A. M., Felson, A. J., Friess, D. A. (2020). Mangrove rehabilitation and restoration as experimental adaptive management. *Frontiers in Marine Science*, 7, 327.
- Eriksson, H., Adhuri, D. S., Adrianto, L., Andrew, N. L., Apriliani, T., Daw, T., et al. (2016). An ecosystem approach to small-scale fisheries through participatory diagnosis in four tropical countries. *Glob. Environ. Change Hum. Policy Dimens.* 36, 56–66
- Farnsworth E. 2000. The ecology and physiology of viviparous and recalcitrant seeds. *Annual Review Ecology Systematics* 31:107-138
- Flores-Verdugo, F. J., Agraz-Hernández, C. M., Benítez-Pardo, D. (2006). Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. Estrategia para el Manejo Costero Integral: El Enfoque Municipal, 1093-1110.
- Friess, D. A., Krauss, K. W., Horstman, E. M., Balke, T., Bouma, T. J., Galli, D., Webb, E. L. (2012). Are all intertidal wetlands naturally created equal? Bottlenecks, thresholds and knowledge gaps to mangrove and saltmarsh ecosystems. *Biological Reviews*, 87(2), 346-366.
- Gabler, C.A., Osland, M. J., Grace, J. B., Stagg, C. L., Day, R. H., Hartley, S. B., McLeod, J. L. (2017). Macroclimatic change expected to transform coastal wetland ecosystems this century. *Nature Climate Change*, 7(2), 142-147.
- Galeano, E., Mancera-Pineda, J.E., Medina- Calderón, J.H. (2010). El efecto del sustrato sobre la descomposición de hojarasca en tres especies de mangle en la reserva de biosfera Seaflower, caribe colombiano. *Caldasia*, 411-424.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*. 27 (S1): S1-S46., 27(S1), S1-S46.

- García-Hansen, I., Gaviria-Chiquazuque, J. (1998). Estructura, extensión y distribución de Los manglares de La Isla de San Andrés, Caribe Colombiano. Memorias XI Seminario Ciencias y Tecnologías Del Mar.
- Gill, A. M., Tomlinson, P. B. (1969). Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) 4. The adult root system. *Biotropica*, 145-155.
- Gilman, E., Ellison, J. (2007). Efficacy of alternative low-cost approaches to mangrove restoration, American Samoa. *Estuaries and Coasts*, 30(4), 641-651.
- Glaserapp, Y., Korth, I., Nguyen, X. V., Papenbrock, J. (2019). Sustainable use of mangroves as sources of valuable medicinal compounds: Species identification, propagation and secondary metabolite composition. *South African journal of botany*, 121, 317-328.
- Gómez, C., L. Licero, L. Perdomo, D. Romero, D. Ballesteros, D.I. Gómez, A. Melo, J. García, L. Chasqui, M. Bastidas, C. Ricaurte, C. (2014). Elementos técnicos que permiten establecer medidas de manejo, control, uso sostenible y restauración de los ecosistemas costeros y marinos del país. Convenio interadministrativo no 190 de 2014 entre el Ministerio de Ambiente y Desarrollo - MADS y el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”- INVEMAR. Código Act-Bem-001-014. 287 pp + anexos y mapas.
- Gónima, L., Mancera-Pineda, J. E., Botero, L. (1998). Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Serie publicaciones especiales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR. 4, Santa Marta 56p.
- Grime, J.P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. John Wiley and Sons.
- Harmon, M.E., Hua, C. (1991). Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems. *BioScience*, 41(9), 604-610.
- Hernández Carmona, S., Carmona Díaz, G., García Orduña, F. (2014). Potencial vegetativo de las especies de mangle para programas de propagación. *Revista Científica Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 2(4), 866-874.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Ruiz, P. G., Comín, F. (2020). Restauración ecológica de manglares de México. *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Incertidumbre*, 649.
- Herrera-Silveira, J.A., Teutli-Hernández. C., Zaldívar-Jiménez, A., Pérez-Ceballos, R., Cortés-Balán, O., OsorioMoreno, I., Ramírez-Ramírez, J., Caamal-Sosa, J., Andueza-Briceño M.T., Torres, R. Hernández Aranda, H. (2013). Programa Regional Para La Caracterización Y El Monitoreo De Ecosistemas De Manglar Del Golfo De México Y El Caribe Mexicano: Inicio De Una Red Multi-Institucional. Península De Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1307-FN009/08. Informe Final, noviembre 2013.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., et al. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 1–7.
- Huston, M.A. (1979). A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113:81-101.

- INVEMAR, IDEAM, Instituto von Humboldt, CORALINA y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2020. DIAGNÓSTICO RÁPIDO AMBIENTAL POS DESASTRE - PASO DEL HURACÁN IOTA EN LAS ISLAS DE PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA.
- IPCC. (2013). Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Islebe, G. A., Torrescano-Valle, N., Valdez-Hernández, M., Tuz-Novelo, M., Weissenberger, H. (2009). Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 11(1), 1-6.
- Jiménez, J.A. (1990). *Laguncularia Racemosa* (L.) Gaertn. F., White Mangrove: Combretaceae, Combretum Family. U.S. Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Institute of Tropical Forestry.
- Kjeldahl, C. (1883). A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Z Anal Chem*, 22, 366.
- Koh, L.P., Wich, S.A. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Trop Conserv Sci* 5:121–132.
- Krauss, K. W., Osland, M. J. (2020). Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Annals of Botany*, 125(2), 213-234.
- Krauss, K.W., C.E. Lovelock, KL McKee, L. López-Hoffman, SML Ewe, WP Sousa. (2008). Impulsores ambientales en el establecimiento y desarrollo temprano de manglares: una revisión. *Aquat. Bot.* 89: 105-127.
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., Dech, S. (2011). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3(5), 878–928.
- Lagomasino, D., Fatoyinbo, T., Castañeda-Moya, E., Cook, B. D., Montesano, P. M., Neigh, C. S., Morton, D. C. (2021). Storm surge and ponding explain mangrove dieback in southwest Florida following Hurricane Irma. *Nature Comunicativos*, 12(1), 1-8.
- Lai, S., Loke, L. H., Hilton, M. J., Bouma, T. J., Todd, P. A. (2015). The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: a Singapore case study. *Ocean Coast. Manage.* 103, 78–85.
- Lara, S., González, L. F. (2007). Evolución geomorfológica de la planicie lodosa de La Macolla, Península de Paraguaná, Estado Falcón, Venezuela. *Investigaciones geográficas*, (62), 7-30.
- Lee, S.Y., Hamilton, S., Barbier, E.B., Primavera, J., Lewis, R.R. (2019). Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 870–872.
- Leong, R. C., Friess, D. A., Crase, B., Lee, W. K., Webb, E. L. (2018). High-resolution pattern of mangrove species distribution is controlled by surface elevation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202, 185-192.
- Lewis III, R. R., Milbrandt, E. C., Brown, B., Krauss, K. W., Rovai, A. S., Beever III, J. W., Flynn, L. L. (2016). Stress in mangrove forests: Early detection and preventive rehabilitation are essential for future successful worldwide mangrove forest management. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 764-771.

- Lewis, R.R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4), 403-418.
- Lewis, R.R., Brown, B. M., Flynn, L. L. (2019). "Methods and criteria for successful mangrove forest rehabilitation," in Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach, 2nd Edn, eds G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, and C. S. Hopkins (Amsterdam: Elsevier), 863–887.
- Lovelock, C.E., Brown, B.M. (2019). Land tenure considerations are key to successful mangrove restoration. *Nat. Ecol. Evol.* 3:1135.
- Lugo, A.E. (1997). Old-Growth Mangrove Forests in the United States: Bosques Maduros de Manglares en los Estados Unidos. *Conservation Biology*, 11(1), 11-20
- Lugo, A. E., Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 39–64. <http://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351>
- Lugo, A.E., Cintrón, G., Goenaga, C. (1981). Mangrove ecosystems under stress. In: Barret GW, Rosenberg R, eds. *Stress effects on natural ecosystems*. Chichester, UK: John Wiley and Sons Limited, 129–153.
- Maldonado, J. H., Moreno Sánchez, R. D. P., Morales, M. E. V., Henao, J. P. H., Tarazona, Y. G., Compeán, R. G., Schling, M. (2020). Análisis económico de proyectos para protección costera y restauración de ecosistemas en el Gran Caribe: métodos, desafíos e innovaciones (Economic Analysis of Coastal Protection and Ecosystem Restoration Projects in the Wider Caribbean: Methods, Challenges and Innovations).
- Mancera Pineda, J.E., Poveda, A.P., Gavio. B. (2019). Cambios en la cobertura de playas y manglares en la isla de San Andrés a lo largo de siete décadas: 1944-2010. En: Ciencias de mar, una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia. Campos, N.H. y A. Acero Pizarro (Eds.). Colección 20 años de presencia – Sede Caribe. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C. 220 p. ISBN 978-958-783-911-1.
- Manríquez, J. L. N. (2007). Variación del contenido de materia orgánica de suelos volcánicos sometidos a distintos manejos agrícolas. Doctoral dissertation, UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE.
- Martin, D.M. (2017). Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. *Restoration Ecology*, 25(5), 668-673.
- Maselli, F., Gilabert, M. A., Conese, C. (1998). Integration of high and low resolution NDVI data for monitoring vegetation in Mediterranean environments. *Remote Sensing of Environment*, 63(3), 208-218.
- Matsui, N., Morimune, K., Meepol, W., Chukwamdee, J. (2012). Ten-year evaluation of carbon stock in mangrove plantation reforested from an abandoned shrimp pond. *Forests* 3, 431–444.
- Mayer-Pinto, M., Johnston, E. L., Bugnot, A. B., Glasby, T. M., Airoidi, L., Mitchell, A., et al. (2017). Building 'blue': an eco-engineering framework for foreshore development. *J. Environ. Manage.* 189, 109–114.
- Mazón, M., Aguirre, N., Echeverría, C., Aronson, J. (2019). Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. *Restor. Ecol.* 27, 992–999.

- McCoy, E. D., Mushinsky, H. R., Johnson, D., Meshaka Jr, W. E. (1996). Mangrove damage caused by Hurricane Andrew on the southwestern coast of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 59(1), 1-8.
- Medina-Calderón, J.H., Mancera-Pineda, J.E., Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V.H. (2021). Hydroperiod and Salinity Interactions Control Mangrove Root Dynamics in a Karstic Oceanic Island in the Caribbean Sea (San Andres, Colombia). *Front. Mar. Sci.* 7:598132.doi: 10.3389/fmars.2020.598132.
- Medina-Calderón, J.H. (2016). Estructura, Biomasa y Producción Primaria Neta de Bosques de Manglar en Ambientes Kársticos de Islas Oceánicas. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Doctorado en Ciencias, línea Biología Marina.
- Mendelssohn, I.A., Morris, J.T. (2000). Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. In: Weinstein MP, Kreeger DA (eds) Concepts and controversies in tidal marsh ecology. Springer, Dordrecht, Netherlands, pp 59–80.
- Milbocker, D. C. (1983). Ventilated high humidity propagation. Combined proceedings-International Plant Propagators' Society (USA).
- Miller, J. A., Bestelmeyer, B.T. (2016). What's wrong with novel ecosystems, really? *Restor. Ecol.* 24, 577–582.
- Moore, G.E. (2018). Mangrove rapid assessments post-Hurricane Irma – Preliminary results and recommendations for the British Virgin Islands. Technical Report prepared for the Jost Van Dyke Preservation Society, BVI. pp 1-7
- Moreno-Casasola, P., Rosas, H. L. (2009). Muestro y análisis de la vegetación de humedales. Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no1. RAMSAR, Instituto de Ecología, AC, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, México, 145-167.
- Morse, N. B., Pellissier, P. A., Cianciola, E. N., Brereton, R. L., Sullivan, M. M., Shonka, N. K., et al. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecol. Soc.* 19, 12–21.
- Murphy, J. A. M. E. S., Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta*, 27, 31-36.
- Navarrete Ramírez, S. M., Rodríguez Rincón, A.M. (2014). Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invenmar No. 67, Santa Marta. 40 p.
- Nello, T., Fonseca, F., Raes, L., Sanchún, A., Saborío, J., Chacón, Ó. (2018). Restauración de manglar y bosque de galería. Serie de guías técnicas para la restauración en El Salvador, 6. San José, Costa Rica: UICN-ORMACC. xii, 24 p.
- Nengshi, Z., Haoran, M., Chiyan, P., Yuan, L., Grotewal, R., Klaus, U. (2018). Resilient ecology and landscape systems of the Fengxinglong Ecological Park, Sanya. *Landsc. Architect. Front.* 6, 32–41.
- Oh, R. R. Y., Friess, D. A., Brown, B.M. (2017). The role of surface elevation in the rehabilitation of abandoned aquaculture ponds to mangrove forests, Sulawesi, Indonesia. *Ecological Engineering*, 100, 325-334.

- Osland, M. J., Feher, L. C., Anderson, G. H., Vervaeke, W. C., Krauss, K. W., Whelan, K. R. T., Balentine, K. M., Tiling-Range, G., Smith, T. J., Cahoon, D. R. (2020). A Tropical Cyclone-Induced Ecological Regime Shift: Mangrove Forest Conversion to Mudflat in Everglades National Park (Florida, USA). *Wetlands*, 40(5), 1445-1458.
- Otero, F. G. (2018). Metodología para monitoreo de la recuperación del manglar en la desembocadura del río San Cristóbal. *Revista Cubana de Ciencias Forestales: CFORES*, 6(2), 240-256.
- Oyama, K. Espinoza, A. F. (1986). Hervíboros y plantas ¿cómo interactúan?. *Revista de difusión en ciencias 009. Biología UNAM, México*
- Palmaven, F. D. P. D. V. (1992). Análisis de suelo y su interpretación, Serie Técnica, publicaciones de divulgación científica. Caracas, Venezuela.
- Paniagua Cano, E.I. (2015). Sinecología del manglar de Mandinga, Veracruz: Bases para su restauración ecológica.
- Paz, H., Vega-Ramos, F., Arreola-Villa, F. (2018). Understanding hurricane resistance and resilience in tropical dry forest trees: A functional traits approach. *Forest Ecology and Management*, 426, 115-122.
- Perdomo-Trujillo, L. V., Mancera-Pineda, J. E., Medina-Calderón, J. H., Sánchez-Núñez, D. A., Schnetter, M.L. (2021). Effect of Restoration Actions on Organic Carbon Pools in the Lagoon—Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Water*, 13(9), 1297.
- Pérez-Ceballos, R., Echeverría-Ávila, S., Zaldívar-Jiménez, A., Zaldívar-Jiménez, T., Herrera-Silveira, J. (2017). Contribution of microtopography and hydroperiod to the natural regeneration of *Avicennia germinans* in a restored mangrove forest. *Ciencias Marinas*, 43(1), 55-67.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C. (2005) Using the satellite derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol Evol* 20(9):503–510
- PNUD, MiAmbiente. (2017). Guía de Buenas Prácticas para la Restauración de Áreas degradadas de Manglar. Proyecto Protección de Reservas y Sumideros de Carbono en los Manglares y Áreas Protegidas de Panamá. PNUD, Ciudad del Saber, Panamá. 64p.
- Prato J., Santos-Martínez A., Castaño D., Cupul-Magaña A., Schuhmann P., Mancera-Pineda J.E. Robles A., Macariz A., Hudson A. Medina J. 2020. Natural shields for Caribbean insular territories: Wave and wind attenuation by coral reef barriers and mangroves at San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean. GCFI 73th. Book of abstracts. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 72 pp.
- Ramírez Yela, S. M., Ortiz, J.R. (2019). Océanos y ecosistemas marino-costeros. En E. J. Castellanos, A. Paiz-Estévez, J. Escribá, M. Rosales-Alconero, & A. Santizo (Eds.). Primer reporte de evaluación del conocimiento sobre cambio climático en Guatemala. (pp. 170–191). Guatemala: Editorial Universitaria UVG.
- Ramírez, A. R., Ruiz, J. N., Ferreira, J. G. (2004). Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicennia germinans* en la bahía de Chengue (Caribe Colombiano). *Boletín de investigaciones marinas y costeras*, 33(1), 223-244.

- Rivas, A. B., González, C., Canty, S., Rodríguez Olivet, C., Flamenco, X., González, M. J., Escobedo, M. (2020). Estrategia Regional de Manejo, Conservación, Restauración y Monitoreo de Manglares en el Arrecife Mesoamericano. 2020-2025.
- Rivera, A. (2008). Optimización de metodología analítica para la determinación de fósforo en sustratos geológicos. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Escuela de Química.
- Robles Sánchez, A. (2019). Respuestas morfoanatómicas de *Rhizophora mangle* a diferentes regímenes de salinidad en la isla de San Andrés–Colombia-Caribe colombiano. [Tesis para la obtención del título Magister en Ciencias – Biología]. Universidad Nacional de Colombia. Repositorio Institucional – UNAL [<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/76362>]. pp 1-50.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A. (2015). Trayectorias de Rehabilitación del Bosque de Manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Luego de su Reconexión con el Río Magdalena. Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe. Maestría en Ciencias, línea Biología Marina.
- Rodríguez-Ramírez, A., y Reyes-Nivia, M. C. (2008). Evaluación rápida de los efectos del huracán beta en la Isla Providencia (Caribe colombiano).
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Mancera-Pineda, J.E., Rodríguez-P., J.M. (2016). Validación y aplicación de un modelo de restauración de manglar basado en individuos para tres especies en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Caldasia* 38(2): 285-299. <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v38n2.55360>.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Mancera-Pineda, J.E., Tavera, H. (2021). Mangrove restoration in Colombia: Trends and lessons learned. *Forest Ecology and Management* 496:119414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119414>.
- Rojas, S.E., Ochoa, J.M. (2021). Análisis espacial para la priorización de la recuperación de los servicios ecosistémicos de las islas de Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Rojas-Aguirre, A. S., L. Cardona-Acuña, M. A. Mutis-Martinezguerra, D. I. Gómez-López, J. Vega C. Daza, (2019). 20 años (1999-2018) de monitoreo de los manglares en las islas de San Andrés y Providencia. Serie de Publicaciones Generales No. 107. INVEMAR-CORALINA, Santa Marta, 48 p.
- Romero, G., Meléndez, W. (2013). Caracterización geoquímica de los suelos asociados a distintas especies de mangle de la zona oeste del Golfete de Coro y noreste de la Península de Paraguaná, estado Falcón.
- Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Pagliosa, P.R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, 8(6), 534-538.
- Samper-Villarreal, J., Silva-Benavides, A. M. (2015). Complejidad estructural de los manglares de Playa Blanca, Escondido y Rincón de Osa, Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63, 199-208.

- Sánchez-Arias, L. E., Paolini, J., Rodríguez, J. P. (2010). Dinámica de las propiedades del suelo en bosques de *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae) en Isla de Margarita, Venezuela. *Revista de biología tropical*, 58(2), 547-564.
- Sánchez-Núñez, D. A., Mancera-Pineda, J. E. (2011). Flowering patterns in three neotropical mangrove species: Evidence from a Caribbean Island. *Aquatic Botany*, 94(4), 177-182.
- Santini, N. S., Schmitz, N., Lovelock, C. E. (2012). Variation in wood density and anatomy in a widespread mangrove species. *Trees*, 26(5), 1555-1563.
- Sathirathai, S., Barbier, E.B. (2001). Valuing mangrove conservation, Southern Thailand.
- Sherman, R. E., Fahey, T. J., y Battles, J. J. (2000). Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology*, 88(1), 165-178.
- Sherman, R. E., Fahey, T. J., Martinez, P. (2001). Hurricane Impacts on a Mangrove Forest in the Dominican Republic: Damage Patterns and Early Recovery. *Biotropica*, 33(3), 393-408.
- Sierra-Rozo, O., Mancera-Pineda, J.E., Santos-Martínez, A. (2009). Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, (38), 59-84.
- Simard, M, V. H. Rivera-Monroy, J.E. Mancera Pineda, E. Castañeda-Moya, R.R. Twilley.2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICE sat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Remote Sensing of Environment* 112:2131–2144.
- Singh V.P. 1998. The new perspective in the halophyte. En: Agarwal S.K., Kaushik J.P., Koul K.K. y Jain A.K. Eds. *Perspectives in Environment*, pp. 189-204.
- Sippo, J. Z., Lovelock, C. E., Santos, I. R., Sanders, C. J., Maher, D.T. (2018). Mangrove mortality in a changing climate: An overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 215, 241-249.
- Smith, T. J., Robblee, M. B., Wanless, H. R., Doyle, T. W. (1994). Mangroves, hurricanes, and lightning strikes. *BioScience*, 44(4), 256-262.
- Snedaker, S.C. (2002). *Mangrove ecology, silviculture, and conservation*. Springer Science & Business Media.
- Snoek, M. (2016). *Ecological Mangrove Rehabilitation* (Doctoral dissertation, Faculty of Science and Engineering).
- Steinke, T. D., Ward, C.J. (1989). Some effects of the cyclones Domoina and Imboa on mangrove communities in the St Lucia Estuary. *South African Journal of Botany*, 55 (3), 340-348.
- Stubbs, B.J., Saenger, P. (2002). The application of forestry principles to the design, execution, and evaluation of mangrove restoration projects. *Bois et forêts des tropiques*, 273, 5-21.
- Suman, D. O. (2019). "Mangrove management: challenges and guidelines," in *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, 2nd Edn, eds G. M.E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, and C. S. Hopkins (Amsterdam: Elsevier), 1055–1079.

- Taillie, 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), 064010.
- Teutli-Hernández, C., Jorge A. Herrera-Silveira, Diana J. Cisneros-de la Cruz, Daniel Arceo-Carranza, Andrés Canul-Cabrera, Pedro Javier RoblesToral, Oscar J. Pérez-Martínez, Daniela Sierra-Oramas, Karla Zenteno, Heimi G. Us-Balam, Eunice Pech-Poot, Xavier Chiappa-Carrara, Francisco A. Comín. (2021). Manual para la restauración ecológica de manglares del Sistema Arrecifal Mesoamericano y el Gran Caribe. Proyecto Manejo integrado de la cuenca al arrecife de la ecorregión del Arrecife Mesoamericano - MAR2R, UNEP-Convención de Cartagena, Mesoamerican Reef Fund. Guatemala City, Guatemala.
- Teutli-Hernández C., J.A. Herrera-Silveira, D.J. Cisneros-de la Cruz., R. Roman-Cuesta. (2020). Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 42pp.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol Evol* 18(6):306–314.
- Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation
- Twilley, R. R., Rovai, A. S., Riul, P. (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(9), 503-508.
- Twilley, R. W., Lugo, A. E., Patterson-Zucca, C. (1986). Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67(3), 670-683.
- Twilley, R.R., Rivera-Monroy, V.H. (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, 79-93.
- Twilley, R.R., Rivera-Monroy, V.H., Chen, R., Botero, L. (1998). Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin* 37: 404-419.
- Ulloa, G., H. Sánchez-Pérez, W. Gil-Torres, J. Pino-Rengifo, H. Rodríguez-Cruz, R. Álvarez-León. 1998. Conservación y Uso sostenible de los Manglares del Caribe Colombiano. Proyecto PD/171/91 REV.2 (F) Fase II. MINAMBIENTE, ACOFORE, OIMT. Santafé de Bogotá.
- UNEP-Nairobi Convention/USAID/WIOMSA. (2020). Guidelines on Mangrove Ecosystem Restoration for the Western Indian Ocean Region. UNEP, Nairobi, 71 pp. A digital copy of this report is available at: www.nairobiconvention.org/; www.wiomn.org/; www.wiomsa.org
- Urrego, L. E., Polanía, J., Buitrago, M. F., Cuartas, L. F., Lema, A. (2009). Distribution of mangroves along environmental gradients on San Andres Island (Colombian Caribbean). *Bulletin of Marine Science*, 85(1), 27-43.
- USGCRP. (2017). Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment, Volume I. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA.

- Valdez, J.I. (2002). Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, 8(1), 129-145.
- Vargas, O., Díaz, J. E., Reyes, S., Gómez, P. A. (2012). Guías técnicas para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia. Bogotá: Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Grupo de Restauración Ecológica-Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/260365693>.
- Villegas, F. Expedición Cangrejo negro. Isla de Providencia 17 al 24 de enero de 2021.
- Villegas, F. Expedición Cangrejo negro. Isla de Providencia 17 al 24 de enero de 2021.
- Virgulino-Júnior, P. C., Gardunho, D. C., Silva, D. N., y Fernández, M. E. (2020). Wood density in mangrove forests on the Brazilian Amazon coast. *Trees*, 34(1), 51-60.
- Vogt, J., Skóra, A., Feller, I. C., Piou, C., Coldren, G., Berger, U. (2012). Investigating the role of impoundment and forest structure on the resistance and resilience of mangrove forests to hurricanes. *Aquatic botany*, 97(1), 24-29.
- Walcker, R., Laplanche, C., Herteman, M., Lambs, L., Fromard, F. (2019). Damages caused by hurricane Irma in the human-degraded mangroves of Saint Martin (Caribbean). *Scientific reports*, 9(1), 1-11.
- Walkley, A., Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Woodroffe, C. D. (1992). Mangrove sediments and geomorphology. In A. I. Robertson & D. M. Alongi (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. (pp. 7–41). Washington DC: American Geophysical Union.
- Worthington, T. A., zu Ermgassen, P. S. E., Friess, D. A., Krauss, K. W., Lovelock, C. E., Thorley, J., Tingey, R., Woodroffe, C. D., Bunting, P., Cormier, N., Lagomasino, D., Lucas, R., Murray, N. J., Sutherland, W. J., Spalding, M. (2020). A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation. *Scientific Reports*, 10, 14652.
- Zaldivar-Jiménez, A., Silveira, J., C., T., Comín, F., Andrade, J., Coronado, C., R. (2010). Conceptual Framework for Mangrove Restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28.
- Zhao, X., Rivera-Monroy, V. H., Farfán, L. M., Briceño, H., Castañeda-Moya, E., Travieso, R., Gaiser, E. E. (2021). Tropical cyclones cumulatively control regional carbon fluxes in Everglade's mangrove wetlands (Florida, USA). *Scientific Reports*, 11(1), 1-17.
- Zimmer, M. (2018). "Ecosystem design: when mangrove ecology meets human needs," in *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*, Vol. 25 of Coastal Research Library, eds C. Makowski and C. W. Finkl (Cham: Springer International Publishing, AG), 367–376.