

» MANUAL DE MONITOREO Y GUÍA PRÁCTICA DE PROTOCOLOS



**MO-
NITO-
REA**



Integrando la
Evaluación de Ecosistemas
Marino-Costeros



MO- NITO- REA



Integrando la
Evaluación de Ecosistemas
Marino-Costeros



MONITOREA: INTEGRANDO LA EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS MARINO-COSTEROS PARA SU CONSERVACIÓN Y MANEJO MANUAL DE MONITOREO Y GUÍA PRÁCTICA DE PROTOCOLOS

ÍNDICE GENERAL

SOBRE EL MANUAL | P—1

INTRODUCCIÓN | P—3

1. MARCO CONCEPTUAL DEL MONITOREO | P—7

1.1. Ecosistemas marino-costeros: ¿qué son y cuál es su importancia? | P—7

1.1.1. Bosques de manglar | P—7

1.1.2. Pastos marinos | P—11

1.1.3. Arrecifes de coral | P—14

1.1.4. La interconectividad entre los bosques de manglar, los pastos marinos y los arrecifes de coral | P—17

1.2. Monitoreo: ¿qué es y por qué monitorear? | P—19

1.2.1. Significado | P—19

1.2.2. Pilares de un plan de monitoreo | P—19

1.2.2.1. Cobertura geográfica | P—20

1.2.2.2. Cobertura temporal | P—20

1.2.2.3. Reproducibilidad y protocolos de muestreo estandarizados | P—20

1.2.2.4. Manejo de la base de datos | P—21

1.3. Historia del monitoreo de ecosistemas marino-costeros en el Caribe | P—21

1.3.1. Primeros esfuerzos de monitoreo en el Caribe | P—21

1.3.1.1. Bosques de manglar | P—22

1.3.1.2. Pastos marinos | P—23

1.3.1.3. Arrecifes coralinos | P—24

1.3.2. Primera red de monitoreo de manglares, pastos marinos y arrecifes de coral: el programa CARICOMP | P—26

1.3.2.1. Orígenes | P—26

1.3.2.2. Objetivo, misión y legado | P—26

1.3.3. Programa del Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) | P—27

1.3.3.1. Orígenes | P—27

1.3.3.2. Objetivo, misión y legado | P—27

1.3.4. La Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN) | P—28

1.3.4.1. Orígenes | P—28

1.3.4.2. Objetivo y misión | P—29

1.3.5. Otras redes de monitoreo regionales y mundiales | P—29

2. MARCO LÓGICO DEL MONITOREO | P—33

2.1. Principios básicos de muestreo | P—33

2.1.1. Población objetivo, población estadística, muestra y réplicas | P—33

2.1.2. Variables versus parámetros | P—34

2.1.3. Los parámetros de tendencia central y dispersión de una población biológica y de la población objetivo | P—34

2.1.4. Decisiones clave: tipo y tamaño de muestreadores, número de muestras | P—35

2.1.4.1. Número de muestras y precisión de muestreo | P—35

2.1.4.2. Potencia estadística | P—36

2.2. El diseño de un plan de monitoreo | P—36

2.2.1. Basamento racional | P—37

2.2.1.1. La importancia de la articulación de la pregunta | P—37

2.2.1.2. La definición de objetivos claros a corto, mediano y largo plazo | P—39

2.2.2. Estructura factorial (estructura de los tratamientos) | P—39

2.2.2.1. Tipos de factores y la forma en que se relacionan | P—40

2.2.2.2. ¿Por qué es clave decidir el tipo de factor y la forma en que se relacionan? | P—42

2.2.3. Variables respuesta o indicadores seleccionados (estructura de la respuesta) | P—42

2.2.3.1. ¿Cuántos tipos hay y en qué escala se miden? | P—42

2.2.3.2. Variables que indican estructura de las comunidades | P—43

2.2.3.3. Variables que indican función de los ecosistemas | P—44

2.2.4. Frecuencia de muestreo | P—45

2.2.4.1. ¿Por qué es importante repetir las observaciones? | P—45

2.2.4.2. Criterios de decisión útiles | P—45

2.3. La pseudoreplicación no es un pseudoproblema, es uno real | P—48

2.3.1. ¿Qué es pseudoreplicación? | P—50

2.3.2. Tipos de pseudoreplicación | P—50

2.3.2.1. Pseudoreplicación simple | P—50

2.3.2.2. Pseudoreplicación sacrificio | P—50

2.3.2.3. Pseudoreplicación temporal | P—51

2.3.2.4. Pseudoreplicación por sacrificio sustentado por una prueba estadística | P—51

2.3.3. Implicaciones de la pseudoreplicación en un programa de monitoreo | P—51

3. MARCO DE IMPLEMENTACIÓN DEL MONITOREO | P—55

3.1. Permisología y logística | P—55

3.2. Financiamiento | P—55

3.3. Identificación de actores clave | P—56

3.4. Entrenamientos y capacitaciones | P—57

3.5. Prueba piloto | P—57

3.5.1. Factibilidad | P—57

3.5.2. Análisis de costos | P—58

3.5.3. Definición final de protocolos | P—58

4: PROTOCOLOS DE MONITOREA | P—61

4.1. Marco conceptual | P—61

4.2. Marco lógico | P—61

4.2.1. Misión, objetivos y preguntas del programa | P—61

4.2.2. Estructura factorial | P—62

4.2.3. Variables seleccionadas | P—64

4.2.3.1. Bosques de manglar | P—64

4.2.3.2. Pastos marinos | P—64

4.2.3.3. Arrecifes de coral | P—64

4.3. Marco de implementación | P—68

4.3.1. Criterios de selección de sitios | P—68

4.3.2. Permisología requerida | P—68

4.3.3. Financiamiento y organización | P—69

4.3.4. Procedimientos en campo | P—69

4.3.4.1. Bosques de manglar | P—69

4.3.4.2. Pastos marinos | P—72

4.3.4.3. Arrecifes de coral | P—74

4.3.5. Procedimientos en laboratorio | P—77

4.3.5.1. Bosques de manglar | P—77

4.3.5.2. Pastos marinos | P—81

4.3.5.3. Arrecifes de coral | P—84

5. POLÍTICA DE USO DE DATOS | P—89

6. NOTAS FINALES | P—91

7. GLOSARIO | P—92

8. RECURSOS | P—98

8.1. Sitios sugeridos para consultar | P—98

8.2. Formularios de hojas de campo y base de datos | P—98

9. REFERENCIAS | P—99

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Ejemplo de preguntas bien y mal articuladas | P—38

Cuadro 2. Diferentes combinaciones de permisología | P—54

Cuadro 3. Misión, objetivos y preguntas del programa MONITOREA | P—61

Cuadro 4. Fuentes de variación que se desprenden del diseño experimental de MONITOREA | P—63

Cuadro 5. Resumen de las variables colectadas por MONITOREA y su significado | P—65 —66 —67

Cuadro 6. Resumen del protocolo de mangles de MONITOREA | P—71

Cuadro 7. Resumen del protocolo de praderas de pastos de MONITOREA | P—73

Cuadro 8. Resumen del protocolo de arrecifes de coral de MONITOREA | P—76

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ecosistemas marino-costeros en la República Dominicana, en específico manglares, pastos marinos y arrecifes de coral | P—2

Figura 2. Bosque de manglar y sus diferentes especies | P—6

Figura 3. Patrón de zonación de los manglares | P—8

Figura 4. Áreas de manglares sanas y degradadas | P—9

Figura 5. Pastos marinos y las diferentes especies predominantes en el Caribe | P—13

Figura 6. Paneles de un pólipos, especies de coral, organismos coloniales, especies herbívoras | P—15

Figura 7. Bienes y servicios que proveen los manglares, pastos marinos y arrecifes de corales | P—18

Figura 8. Pilares fundamentales que agregan valor a un plan de monitoreo | P—19

Figura 9. Resumen de la historia del monitoreo en el Caribe | P—21

Figura 10. Tipos de factores y forma en que se relacionan unos con otros | P—39

Figura 11. Árbol de decisiones clave para el diseño de un plan de monitoreo | P—47

Figura 12. Ejemplos de Unidad experimental (UE) y Unidad Operacional (UO) en un experimento manipulativo (a) y en un experimento mensurativo (b) | P—49

Figura 13. Ejemplos de tipos de pseudoreplicación | P—52

Figura 14. Importancia del financiamiento para la sostenibilidad de un plan de monitoreo | P—55

Figura 15. Prueba piloto del proyecto MONITOREA, realizado en Bayahíbe | P—58 —59

Figura 16. Regiones y localidades sugeridas para monitorear | P—69

Figura 17. Esquema de protocolo de mangles | P—71

Figura 18. Esquema de protocolo de pastos | P—74

Figura 19. Esquema de protocolo de arrecifes de coral | P—76

Figura 20. Primer levantamiento de datos en Bayahíbe, República Dominicana | P—80

Figura 21. Reclutas de coral | P—86

Figura 22. Enfermedades coralinas | P—87

El proyecto **MONITOREA** es una iniciativa financiada por el gobierno de Francia a través de su embajada en la República Dominicana, dirigida por la Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR), con el acompañamiento del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la asesoría técnica del Programa de Conservación Marina del Caribe Central de The Nature Conservancy (TNC). El objetivo del proyecto es crear un programa de monitoreo con observaciones de variables que permitan rastrear los cambios espaciales y temporales de los bosques de manglar, los pastos marinos y los arrecifes coralinos con la participación de múltiples actores nacionales.

En este documento se presenta la argumentación y estructura lógica que sustenta la creación de una red de monitoreo nacional de tres de los ecosistemas marino-costeros más importantes del Caribe y la República Dominicana.

MONITOREA reconoce esfuerzos pasados y se proyecta hacia el futuro a través de cuatro mecanismos:

(1) complementación-incorporación de bases de datos existentes, (2) reactivación de esfuerzos que ya existían, (3) expansión de los esfuerzos de monitoreo y (4) contribución de los datos generados a nivel nacional a los esfuerzos regionales y mundiales. Este documento se ha diseñado para comparar los datos, con el reconocimiento de lo que se ha hecho en el país, y para mejorar con base en la adopción de protocolos exitosos.

El documento se divide en cuatro secciones:

(1) marco teórico del monitoreo, (2) marco lógico, (3) marco de implementación y (4) descripción detallada de los protocolos de **MONITOREA**.

En la primera sección se discute la historia de los esfuerzos de monitoreo de manglares, pastos y arrecifes de coral en el Caribe, así como también todas las herramientas necesarias para entender la importancia de estos programas y promover un mejor manejo y conservación de estos tres ecosistemas y de la biodiversidad que albergan, mediante la utilización de una estructura conceptual sólida. En la segunda sección se explican las bases del diseño experimental y de muestreo del plan de monitoreo, la descripción de las variables respuesta seleccionadas, además de presentar un árbol de decisiones clave para facilitar la comparación entre diferentes programas de monitoreo. En la tercera sección se describe todo lo relativo a los requerimientos para la implementación de un plan de monitoreo. La cuarta sección aborda todo lo relativo a la implementación del plan de monitoreo nacional. Finalmente, se presenta un glosario de términos claves, de modo que los lectores de la guía, implementadores del plan y sus usuarios hablen el mismo lenguaje, además de otros recursos relacionados con planes de monitoreo establecidos.

El contenido de esta guía surge a partir de consultas con expertos a nivel nacional e internacional, talleres de socialización de las metas, objetivos y alcances del proyecto, y presentaciones en congresos internacionales. No obstante, con el rápido avance de la ciencia del monitoreo de ecosistemas marino-costeros y la rapidez con la que estos están cambiando, la revisión periódica de este documento, sus métodos y alcances debe ser prioritaria. Solo a través de la participación de múltiples actores y la inversión público-privada continua, se lograrán los objetivos que se establecen en este documento.



Durante las últimas décadas, los ecosistemas marino-costeros tropicales han cambiado de manera vertiginosa (Gladstone 2009). El acelerado ritmo de alteración de su ambiente físico, debido a prácticas de uso no sostenibles, la creciente extirpación de especies nativas, la introducción de especies exóticas y el cambio climático global, son solo algunos de una larga lista de estresores que, al desencadenar disturbios y perturbaciones cada vez más intensas y frecuentes, han contribuido y siguen contribuyendo a la pérdida extensiva de estos ecosistemas (Nichols et al. 2019).

Con la pérdida de los atributos que definen la estructura de las comunidades biológicas y la función de los ecosistemas marino-costeros, la disponibilidad de los bienes y servicios que nos proveen se ve amenazada (Hernández-Delgado 2015, Hall-Spencer & Harvey 2019). Según las Naciones Unidas, cerca de un 40% de la población mundial vive en los márgenes de los ecosistemas marino-costeros y, de esta, un 71% se localiza en una franja de 50 km de la costa (UNEP 2006). Adicionalmente, los ecosistemas marino-costeros abarcan solo el 4% de la superficie de los océanos (UNEP 2006, 2022), lo que implica que su destrucción, y el riesgo de perder los beneficios que nos proveen, representa una amenaza real al bienestar, los medios de vida y la subsistencia de miles de millones de personas (Martínez et al. 2007, UNEP 2022).

FIGURA 1. Ecosistemas marino-costeros en la República Dominicana, en específico manglares, pastos marinos y arrecifes de coral.

En países insulares dentro de la región del Caribe, como Grenada, Barbados y la República Dominicana, los ecosistemas marino-costeros son vitales, dado que su valor económico asciende al billón de dólares anuales (Wielgus et al. 2010, Banerjee et al. 2018, Mengo et al. 2022), en tanto que el valor estético, social y cultural es difícil de calcular. En República Dominicana, con varios millones de turistas al año, es claro que lo que determina y define, en gran medida, al país como destino turístico son (de manera directa o indirecta) sus ecosistemas marino-costeros.

Por su valor e importancia biogeoquímica, biológica, ecológica, cultural, social y económica, en las próximas décadas se debe priorizar la conservación de los ecosistemas marino-costeros; así lo reconocen diversos organismos internacionales y multilaterales, organizaciones no gubernamentales, grupos ecologistas, académicos, la sociedad civil y los gobiernos mediante diferentes tratados, convenios y acuerdos definidos antes del 2030. En específico, nos referimos a la preservación y protección de espacios marinos, la biodiversidad que albergan y los bienes y servicios que estos aportan a millones de personas como amortiguadores del impacto del cambio climático.

La pregunta clave es: ¿cómo se consiguen estas metas? El problema que enfrentamos es complejo y, por ende, las soluciones también lo son, dado que requieren de acciones políticas (ej. seguimiento de los acuerdos, creación de áreas marinas protegidas), económicas (ej. promoción de modelos de desarrollo y tecnologías alternativas más limpias, inversiones públicas y privadas en investigación), sociales (ej. estrategias de adaptación, inclusión y equidad de género para reducir la vulnerabilidad

de grupos minoritarios) y ecológicos (ej. monitoreo, conservación y restauración de especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas).

En este manual se aborda uno de los elementos fundamentales para diseñar medidas efectivas que reduzcan el impacto antropogénico en los ecosistemas marino-costeros: el monitoreo continuo de indicadores. Este proceso nos permite comprender mejor las trayectorias de estos ecosistemas, profundizar en su funcionamiento e identificar los factores que están impulsando el cambio.

Bajo la sombrilla del proyecto **MONITOREA**, una iniciativa financiada por la embajada de Francia en la República Dominicana, ejecutada por la Fundación Dominicana de Estudios Marinos, con el acompañamiento del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la asesoría técnica de The Nature Conservancy, hemos compilado las bases para el diseño de un plan de seguimiento de tres de los ecosistemas marino-costeros más importantes de la región del Caribe: (1) bosques de manglar, (2) pastos marinos y (3) arrecifes de coral.

Tras un taller de consulta entre el 12 y el 13 de septiembre de 2023, expertos en monitoreo de ecosistemas marino-costeros en República Dominicana llegaron a cinco conclusiones clave: (1) la coordinación de los esfuerzos de monitoreo entre diferentes actores nacionales debe seguir fortaleciéndose a través de la Red Arrecifal Dominicana (RAD) para cubrir extensiones geográficas más amplias y maximizar el número de observaciones temporales sobre los ecosistemas monitoreados, o sea, el monitoreo debe contemplar a múltiples actores; (2) existe un sesgo hacia el monitoreo de arrecifes de coral y, finalmente, (3) se requieren mayores esfuerzos de monitoreo en la costa sureste del país. El mayor reto identificado fue el diseño de un mecanismo de financiamiento que permita dar continuidad a actividades a largo plazo. El objetivo de este manual es sentar las bases para fortalecer la red de monitoreo de ecosistemas marino-costeros a nivel nacional, llenando los vacíos identificados a través de las consultas antes mencionadas. El fin último es lograr que organizaciones interesadas en el monitoreo de manglares, pastos marinos y arrecifes de coral en el país, puedan unirse a **MONITOREA**, bien sea adoptando los protocolos sugeridos, o adaptando sus protocolos para contribuir y/o seguir contribuyendo a nivel nacional con los esfuerzos ya realizados, y finalmente aportar con datos para consolidar estrategias de manejo local y regional a través de redes de monitoreo ya establecidas.





1.1. Ecosistemas marino-costeros: ¿qué son y cuál es su importancia?

1.1.1. Bosques de manglar

Los bosques de manglar son considerados ecosistemas amortiguadores que definen una delgada y estrecha franja que separa los límites de los ecosistemas terrestres y marinos (Lugo & Snedaker 1974, Biswas & Biswas 2020). Son, por ende, ecosistemas de transición que conectan procesos que nacen en tierra firme y que se extienden hasta los márgenes de la plataforma continental marina (Barnes & Hughes 1999), formando lo que se conoce como ecotono (Yando et al 2018). Las especies fundacionales de estos ecosistemas son plantas que poseen adaptaciones específicas que les permiten ser exitosas en un ambiente físico complejo, dado que la salinidad del agua es extremadamente variable (Lugo & Snedaker 1974, Biswas & Biswas 2020). Las especies de mangle pueden tolerar salinidades hasta cien veces por encima de lo que cualquier especie de plantas puede resistir. La mayor parte de estas especies se establecen en suelos fangosos y pueden filtrar hasta 90% de la sal que absorben a través de sus raíces (Srikanth et al. 2016). Algunas especies pueden incluso tener adaptaciones que les permiten eliminar el exceso de sal a través de sus hojas (Srikanth et al. 2016). Esto convierte a las especies de mangle en verdaderas singularidades desde el punto de vista de la biología y fisiología de las plantas, es decir, su valor es único.

Los manglares pueden encontrarse en los márgenes de los ríos salobres y en las costas de 118 países tropicales y subtropicales ([Global Mangrove Watch](#)). El país con la mayor parte de la población mundial de manglares es Indonesia, donde los bosques ocupan más de 23 mil km²,

lo que representa un 23% del área total de estos ecosistemas a nivel global (Spalding 2010, Giri et al. 2011, Kainuma et al. 2013).

Los bosques de manglar pueden estar constituidos por una sola especie (i.e., bosques monoespecíficos) pero, en la mayoría de los casos, albergan varias especies de mangle (Barnes & Hughes 1999). La distribución y abundancia de estas especies que dan estructura al bosque se distribuyen a lo largo de gradientes decrecientes de salinidad desde el mar hasta tierra firme, dado que las especies presentan diferentes grados de tolerancia y/o adaptaciones al ambiente físico salino (Barnes & Hughes 1999). La distribución de estas especies a lo largo de estos gradientes de tolerancia de salinidad se conoce como patrón de zonación (Barnes & Hughes 1999).

En el Caribe, los patrones de zonación de los bosques de mangle son claros, en especial en bosques de mangle que parten desde tierra firme. En los márgenes terrestres se encuentra el mangle botón (*Conocarpus erectus*) y el mangle negro (*Avicenia germinans*). Seguido, se encuentra una zona mixta donde coexisten el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y rojo (*Rhizophora mangle*); este último dominando la zona más expuesta al mar (Snedaker 1982, Urrego et al. 2009). Existen casos donde estos patrones de zonación no son claros, en especial en bosques intervenidos-perturbados (Piou et al. 2006, McKee et al. 2007) y/o islotes desconectados de tierra firme. En este último caso, y/o cuando prevalecen condiciones ambientales restrictivas para el asentamiento de múltiples especies, los bosques tienden a ser monoespecíficos y dominados por el mangle rojo (McKee 1995).

FIGURA 2.

A. Bosque de manglar del Parque Nacional Manglares del Bajo Yuna.

B. *Rhizophora mangle* o mangle rojo.

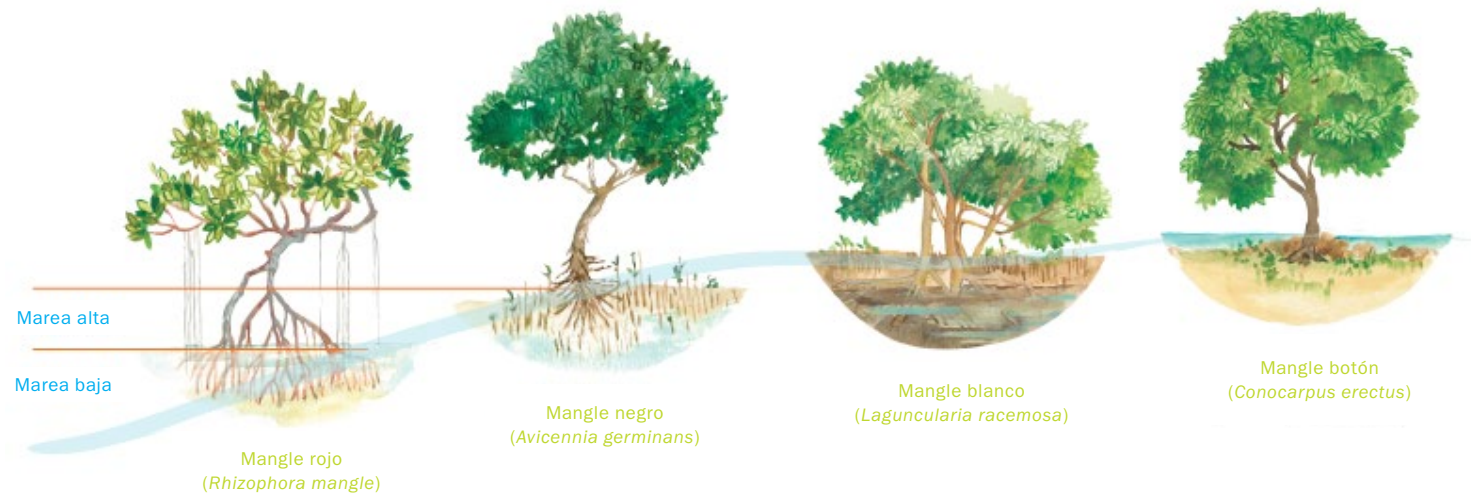


FIGURA 3. Patrón de zonación de los manglares.
Fuente: Grupo Jaragua, Inc. (2021),
Serie «Manglar ES vida, futuro, protección».

De acuerdo con la **UNEP** (Mangrove Forests | UNEP - UN Environment Programme), hay cinco estadísticas que justifican el seguimiento y vigilancia continua de estos ecosistemas y que tienen incidencia en la necesidad de manejarlos correctamente para preservarlos:

- (1) Son las fuentes de sumidero de carbono por unidad de área más importantes del planeta.
- (2) Son barreras protectoras de la costa disminuyendo significativamente el riesgo de inundaciones ante desastres naturales como tsunamis y huracanes.
- (3) Los manglares pueden mitigar el impacto del blanqueamiento coralino y de la acidificación de los océanos.
- (4) Tienen una importancia capital en los ciclos biogeoquímicos del carbono, del agua y de nutrientes como fósforo y vertebrados marinos, y finalmente.
- (5) Los manglares contribuyen a la economía global y local, inyectando beneficios que aprovechan millones de personas.

Se estima que estos ecosistemas aportan anualmente entre 33-58 mil dólares por hectárea a las economías ambientales, de los cuales la mayor parte se asocia a las pesquerías y la producción de madera. Por ello, la pérdida de estos ecosistemas genera un impacto biogeoquímico, ecológico, económico y social a escala local que repercuten a nivel global (Salem & Mercer 2012).



FIGURA 4. Áreas de manglares sanas en contraste con zonas intervenidas para plantaciones de cocoteros, en el Parque Nacional Manglares del Bajo Yuna.



1.1.2. Pastos marinos

Los pastos marinos son ecosistemas ampliamente esparcidos en los océanos tropicales, sub-tropicales e incluso árticos (Barnes y Hughes 1999). Su distribución se limita por una combinación de factores físicos (ej. profundidad, salinidad, luz y tipo de sustrato), químicos (ej. concentración de nutrientes) y biológicos (ej. competencia y herbivoría), colonizando fondos blandos someros de aguas tropicales y templadas de menos de 40 m (Greve & Binzer 2004). Los pastos marinos son las principales especies fundacionales de las praderas, las cuales se piensa que evolucionaron hace más de cien millones de años a partir de especies de lirios y orquídeas, logrando colonizar ambientes salinos y salobres (Larkum et al. 2018, Yan et al. 2023). Existen aproximadamente 72 especies de pastos descritos, sin embargo, en el Caribe las tres más comunes son:

- (1) *Thalassia testudinum*,
- (2) *Syringodium filiforme*
- (3) *Halodule wrightii* (Williams 1990).

Estas especies representan un continuo de sucesión ecológica, siendo *T. testudinum* la que generalmente forma la comunidad clímax, mientras que las otras dos son colonizadoras tempranas, esperadas en ambientes donde los disturbios son frecuentes (Williams 1990).

Las especies de pastos marinos producen flores y frutos y son las únicas plantas angiospermas del planeta que han colonizado y prosperado en ambientes sumergidos y, por ello, se las conoce como fanerógamas marinas (Larkum et al. 2018, Yan et al. 2023).

En general, desde el manglar hacia la zona submareal hay un halo de área sin pastos, debido al efecto de sombra de las raíces zanco del mangle rojo. En el Caribe, dependiendo de la composición del sedimento, la profundidad, la transparencia del agua y la energía de oleaje, se puede encontrar pastos monoespecíficos de *T. testudinum* y/o mezclados con otras especies de pastos y algas (Van Tussenbroek et al. 2014). Las características del ambiente físico e hidrodinámico que se requiere para la formación de estos ecosistemas son muy específicas, y dependen de la presencia de otros ecosistemas como los bosques de manglar y los arrecifes de coral (Greve & Binzer 2004). Generalmente, los pastos se asientan en aguas someras, tranquilas, que favorecen el asentamiento de fangos y/o sedimentos en el rango de arenas finas, condiciones que favorecen la penetración de luz, y en ocasiones en ambientes intermareales que durante periodos de marea baja pueden exponer los pastos al sol y, en consecuencia, enfrentar altas temperaturas y desecación. En otras palabras, las especies de pastos enfrentan retos fisiológicos que requieren de adaptaciones específicas que les permitan colonizar un ambiente físico muy dinámico (Ferreira et al. 2015).

De acuerdo con la UNEP ([The value of seagrasses to the environment and people](#)), los ecosistemas de pastos marinos ocupan aproximadamente 300 mil km², lo que corresponde al 0,1% de la superficie total de los océanos. Se estima que, en más de 159 países en seis continentes, más de un billón de personas vive dentro de un radio de 100 km de pastos marinos. Las praderas de pastos marinos forman hábitats extensos, complejos y altamente productivos, que albergan una alta biodiversidad (UNEP 2020). Los pastos marinos también aportan una plétora de servicios ecosistémicos y, en gran parte, contribuyen con la salud de los océanos a escala global, además del bienestar y seguridad alimentaria de las comunidades costeras (UNEP 2020).

Existen diferentes estadísticas que justifican el seguimiento del estado de estos ecosistemas: (1) son importantes fuentes de sumidero de carbono, para muchos investigadores son considerados como los pulmones de los océanos someros, removiendo el dióxido de carbono y secuestrándolo en los sedimentos (UNEP 2020). En el Caribe, se estima que, en 88.170 km² de praderas de pastos marinos mapeados, se encuentran almacenados entre 360,5 y 2.335 teragramos de carbono (Shayka et al. 2023); (2) tienen un papel preponderante en la exportación de nutrientes para ecosistemas contiguos (ej. arrecifes de coral); (3) reducen el impacto de la energía del oleaje y disminuyen el riesgo de inundaciones al tanto que promueven el asentamiento de manglares; (4) proveen refugio a miles de especies marinas, algunas de valor comercial (ej. gasterópodos y bivalvos) y otras en peligro de extinción (ej. el manatí antillano y las tortugas marinas); (5) son áreas reproductivas y de guarderías que favorecen la renovación de poblaciones de especies que utilizan otros hábitats costeros (ej. arrecifes de coral); (6) proveen una variedad de bienes y servicios ecosistémicos a millones de personas, con un total estimado para el Caribe de 255 billones de dólares (en servicios) y 88,3 billones de dólares (en carbono almacenado) (Shayka et al. 2023) y, finalmente, (7) los pastos han venido decayendo a tasas alarmantes a nivel global desde 1930. Censos recientes muestran que se pierden alrededor de 7% de estos hábitats al año, lo que equivale a la remoción del pasto de un campo de fútbol cada 30 min (UNEP 2020).

FIGURA 5. Pastos marinos y algunas especies predominantes en el Caribe.



1.1.3. Arrecifes de coral

Los arrecifes de coral son los ecosistemas más biodiversos de los mares tropicales, y solo son comparables a los bosques tropicales lluviosos en términos de biodiversidad (Connell 1978, Reaka-Kudla 1997, Knowlton et al. 2010). Se estima que aproximadamente 25% de todas las especies marinas reportadas utilizan de forma permanente o esporádica los hábitats arrecifales (Reaka-Kudla 1997). Existen tres procesos clave que, en conjunto, definen la peculiaridad y singularidad de los arrecifes de coral: (1) la relación mutualista entre corales y foto simbiosomas llamados zooxantelas, (2) la predominancia de estrategias de vida sésiles y coloniales en los organismos formadores de arrecifes y (3) el control del crecimiento de las algas por parte de cientos de especies herbívoras (Wood 1998, Stanley Jr. 2006, Bellwood et al. 2017). Aunque existen arrecifes con morfologías diversas, generalmente se reconocen tres tipos: (1) arrecifes de franja, (2) arrecifes de barrera y (3) atolones (Birkeland 1997, Cabioch et al. 2010, Sorokin 2013).

Los arrecifes coralinos tienen una distribución restringida, ocupando aproximadamente el 1% de la superficie del océano a nivel global (Reaka-Kudla 1997). Específicamente, la región del Caribe cuenta con más de 26 mil km² de áreas coralinas, lo que representa cerca del 10% de la superficie total de áreas coralinas encontradas en el planeta, divididas en 10 ecorregiones marinas (MEO por sus siglas en inglés) y benefician a más de 25 naciones (Caribbean-GCRMN). El Caribe es considerado la segunda biorregión coralina más importante en términos de biodiversidad en el planeta, siendo solo superada por el Indo Pacífico (Reaka-Kudla 2005).

El ambiente físico de los arrecifes de coral, por lo general es oligotrófico (i.e., pobre en nutrientes), lo que favorece la penetración de luz, son hábitats oceanográficamente dinámicos, es decir, existe una constante y permanente circulación y reemplazo de las masas de agua, los ambientes muestran una salinidad que oscila entre 30-37 ppm, con intervalos de temperaturas que oscilan entre 20-27 °C (Birkeland 1997, Williams et al. 2019). Finalmente, al estar ubicados en zonas tropicales y entre áreas de alta y baja presión, los arrecifes se encuentran expuestos a grandes inestabilidades atmosféricas como tormentas tropicales y huracanes (Scoffin 1993, Gardner et al. 2005). Esto hace que los arrecifes de coral se encuentren sometidos a grandes disturbios naturales que pueden causar perturbaciones según su frecuencia e intensidad (Scoffin 1993, Gardner et al. 2005).



FIGURA 6. Claves para la formación de arrecifes:

- A.** Pólipos de coral de la especie *Montastraea cavernosa*.
- B.** Colonia de coral de la especie *Montastraea cavernosa*.
- C.** Erizo, herbívoro clave, especie *Diadema antillarum*.
- D.** Pez loro, herbívoro clave, especie *Scarus iseri*.

La formación de los arrecifes de coral es un proceso lento debido a que: (1) los corales, que son las especies fundacionales, son de lento crecimiento, sésiles, coloniales y tienen requerimientos ambientales muy específicos para mantener su relación mutualista con sus foto simbiosomas (*zooxantelas*); (2) los arrecifes solo crecen cuando las fuerzas constructivas (calcificación) prevalecen sobre las erosivas (biológicas, físicas y químicas) (Glynn & Manzello 2015), y (3) se requieren niveles de saturación de aragonita óptimos para la calcificación y construcción del hábitat coralino (Birkeland 1997, Kleypas et al. 1999, Roff 2020).

Los patrones de zonación de las especies de coral en un arrecife se encuentran determinados por una compleja red de factores entrelazados, de los cuales, tres merecen especial atención: (1) la profundidad, (2) la energía de oleaje y (3) el perfil topográfico del arrecife (Huston 1985, Litter et al. 1989). Estos factores, en conjunto, determinan la disponibilidad de luz, la concentración de oxígeno, los patrones de sedimentación y otras variables que determinan la distribución de las especies bentónicas en el arrecife (Birkeland 1997).

Desde la costa, generalmente, se ve una zona lagunar de fondo arenoso, de profundidad variable que no excede los 6 m de profundidad, dominada por corales dispersos, masivos (ej. *Porites astreoides* y *Pseudodiploria strigosa*) y también ramificados (ej. *Porites porites* y *Acropora cervicornis*). Seguido de la laguna, en ocasiones se puede observar una zona elevada, de alta energía de embate de olas, llamada cresta arrecifal (Birkeland 1997). La cresta está dominada por especies de coral incrustantes y/o con ramas fuertes como *Acropora palmata* y *Millepora complanata* (Birkeland 1997). La zona del frente arrecifal y el talud forman la fachada

arrecifal, son zonas que se caracterizan por cambios abruptos en profundidad y pendiente topográfica (Revie 1982). El frente arrecifal es la zona generalmente más biodiversa (18-20 especies coralinas en promedio), dominada por grandes colonias del género *Orbicella*, mientras que, en el talud, predominan especies que crecen como platos (ej. género *Agaricia*) (Revie 1982, Graus & MacIntyre 1989, Pandolfi & Budd 2008, Montaggioni & Braithwaite 2009). No obstante, los patrones de zonación de los arrecifes caribeños son altamente variables y, con frecuencia, es difícil encontrar uno que se ajuste a cada sitio.

Al igual que los bosques de manglar y los pastos marinos, los arrecifes de coral proveen un sinnúmero de bienes y servicios ecosistémicos a cientos de millones de personas a nivel global (Moberg & Folke 1999). Por ejemplo, los arrecifes representan la primera línea de defensa de la costa al reducir la energía de oleaje que impacta los márgenes costeros (Moberg & Folke 1999). Al modificar la dinámica de diferentes procesos oceanográficos y costeros, los arrecifes promueven el asentamiento y desarrollo de los pastos y los manglares, al tanto que favorecen la formación de litorales arenosos a lo largo de las costas protegidas (Moberg & Rönnbäck 2003). Al proveer el hábitat para especies de valor comercial, los arrecifes representan el pilar de la sustentabilidad de las pesquerías artesanales e industriales; además de proveer compuestos con potencial farmacéutico a escala mundial (Moberg & Folke 1999). Su valor ecológico, estético, cultural, religioso, económico y social, hace de los arrecifes ecosistemas invaluable, que deben ser monitoreados de forma permanente para informar su correcto manejo y preservación (Moberg & Folke 1999).

1.1.4. La interconectividad entre los bosques de manglar, los pastos marinos y los arrecifes de coral

Los bosques de manglar, los pastos marinos y los arrecifes de coral son ecosistemas diferentes, según las especies fundacionales que aportan hábitat para el asentamiento de la alta biodiversidad que albergan. No obstante, es claro que existen procesos biológicos, ecológicos, oceanográficos y biogeoquímicos que determinan que estos ecosistemas se encuentren estrechamente ligados e interconectados, lo que conlleva la necesidad de verlos a escalas de paisaje marino (Kathiresan 2014, McMahon et al. 2012, Ulumuddin et al. 2021).

Desde el punto de vista biológico, entre estos ecosistemas existe un continuo intercambio de hábitats que utilizan especies residentes y/o permanentes que se mueven para reproducirse y refugiarse de depredadores (Harborne et al. 2006). En otras palabras, la presencia de estos ecosistemas es vital para que las especies marinas del estrecho margen continental completen sus ciclos de vida (Bastos et al. 2022). Desde el punto de vista ecológico, la proximidad que existe entre manglares, pastos y arrecifes, y su conexión con los ecosistemas terrestres, fomenta que diferentes especies solapen su nicho, favoreciendo las interacciones entre especies, y por consecuencia, cadenas tróficas complejas (Nagelkerken 2009, Bastos et al. 2022).

Oceanográficamente, la presencia de manglares, pastos marinos y arrecifes de coral influye en la forma de moldear las costas, las dinámicas de corrientes, los procesos sedimentarios y, en general, la protección y estabilidad de la línea de costa (Cortés 2007, Guannel et al. 2016). Finalmente, la conexión geoquímica de estos ecosistemas es clara debido al reciclaje de nutrientes, el transporte, movimiento y secuestro de carbono desde la atmósfera, los ecosistemas de tierra firme y los marinos, es favorecido por la estrecha relación que existe entre los manglares, los pastos marinos y los arrecifes de coral (Holmer & Olsen 2002, Harborne et al. 2006, Davis et al. 2009).

Para las autoridades ambientales de la República Dominicana, la conservación de la interconectividad de los ecosistemas marino-costeros y la preservación de su biodiversidad son una prioridad que se ve reflejada en la designación de seis sitios que se encuentran bajo la figura de RAMSAR, cubriendo una superficie de 225.173 hectáreas ([Dominican Republic | The Convention on Wetlands, The Convention on Wetlands \(ramsar.org\)](#)).

BIENES Y SERVICIOS QUE PROVEEN LOS MANGLARES, PASTOS MARINOS Y ARRECIFES DE CORALES

Hábitat de especies claves:

Proveen refugio y alimento a cientos de especies de importancia ecológica y comercial, incluyendo algunas que están protegidas o en peligro de extinción.

Pesquerías:

Los manglares, pastos marinos y arrecifes de coral son la base para las pesquerías, que es una de las principales fuentes de alimento para millones de personas en las zonas costeras. Los productos pesqueros incluyen una variedad de taxones utilizados para la subsistencia y los ingresos en efectivo.

Sumideros de CO₂:

Retiran y almacenan carbono de la atmósfera, donde el exceso de CO₂ está impulsando el cambio climático global.

Protección costera:

Los arrecifes, pastos marinos y manglares forman una barrera física que disipa la fuerza de las corrientes y de las olas, ayudando a reducir la erosión costera y evitando inundaciones.

Recreación y turismo:

Estos ecosistemas atraen a millones de turistas cada año, brindando ingresos significativos a las comunidades locales.

Control de la erosión:

- Las raíces de los manglares estabilizan y retienen sedimentos en el fondo, protegiendo la costa de la erosión causada por fuertes vientos y oleaje, especialmente ante fenómenos como huracanes y tormentas.
- Los pastos retienen arena, evitando así que las playas se erosionen, y sus hojas ayudan a proteger las costas al reducir la energía de las olas.
- El esqueleto de carbonato de calcio de los corales se va rompiendo y triturando con la acción mecánica de las olas y por bioerosión, acumulándose en la costa, hasta formar las arenas blancas que comúnmente encontramos en las playas del Caribe.

Calidad de agua:

Los manglares y pastos marinos absorben nutrientes y contaminantes del agua, manteniendo las aguas claras y limpias. Los manglares ayudan a reducir la entrada de agua dulce desde zonas terrestres al mar.

Farmacéutica:

Los corales son una fuente de productos naturales que se utilizan en la fabricación de medicamentos contra el cáncer, la artritis y las infecciones bacterianas.

FIGURA 7. Bienes y servicios que proveen los manglares, pastos marinos y arrecifes de corales.

1.2. Monitoreo: ¿qué es y por qué monitorear?

1.2.1. Significado

La palabra monitoreo tiene su raíz en el término «monitor». Keats lo utilizó en 1818 con el significado de «guiar». Acuñado en 1924, se utilizó por primera vez para referirse a la expresión «revisar la calidad» de señales de radio. El sentido general de «observar, mantener bajo revisión» se desarrolló a partir de 1944 ([monitor - Etimología, Origen y Significado | etymonline](#)).

Para efectos de esta guía, el monitoreo es el seguimiento y revisión continua en espacio y tiempo de propiedades emergentes específicas de cada nivel de organización biológica (i.e., individuo, población, comunidad y ecosistema) con el fin de observar/conocer su funcionamiento natural. Este entendimiento es vital para:

- (1) identificar cambios «no naturales»,
- (2) asignar sus causas y
- (3) guiar en el manejo adecuado a través del diseño de estrategias de mitigación.

Los planes de monitoreo descritos en esta guía se concentran en el nivel de organización de comunidades presentes en los tres ecosistemas marino-costeros tropicales más importantes: los manglares, los pastos marinos y los arrecifes de coral.

1.2.2. Pilares de un plan de monitoreo

Más allá del aporte científico que pueden generar los datos recolectados en un plan de monitoreo, su valor está determinado por la utilidad que puede proveer para fines de manejo, conservación y toma de decisiones informadas para alcanzar metas específicas. Ese valor se encuentra determinado por cuatro pilares:

- (1) cobertura geográfica,**
- (2) cobertura temporal,**
- (3) reproducibilidad y métodos estandarizados y**
- (4) manejo de la base de datos.**

Estos pilares se integran para darle al plan de monitoreo un valor científico, de manejo/conservación y para que las comunidades se beneficien de los ecosistemas bien manejados.

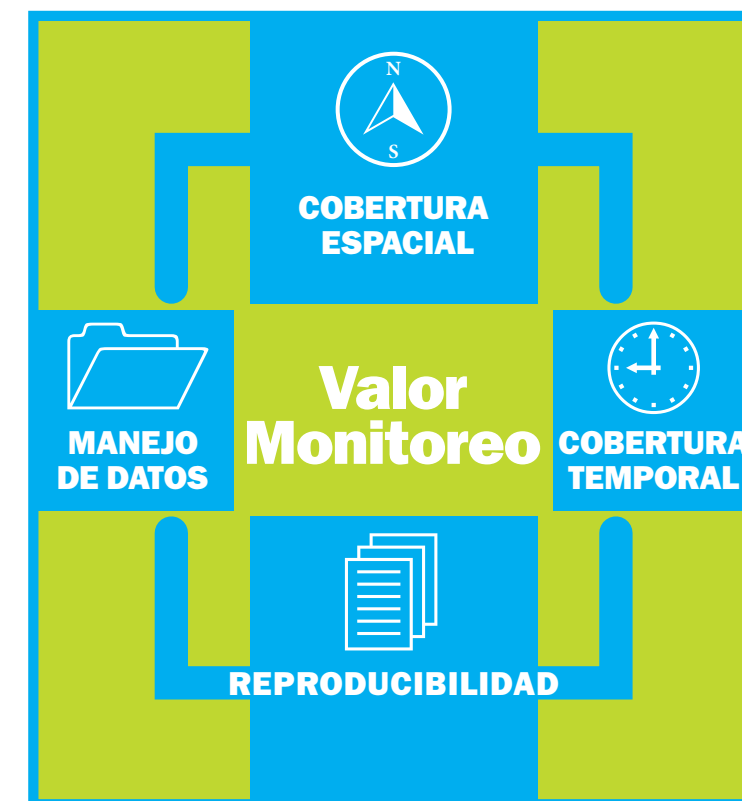


FIGURA 8. Pilares fundamentales que agregan valor a un plan de monitoreo.

1.2.2.1. Cobertura geográfica

La cobertura geográfica de un plan de monitoreo se refiere a su extensión y arreglo espacial.

Mientras más amplia sea esa extensión, las conclusiones a las que se llegue podrán abarcar espacios geográficos mayores.

La cobertura geográfica de un plan de monitoreo obedece especialmente a la pregunta que quiere responder, los objetivos/alcances y las características/propiedades de las comunidades biológicas en las que se enfoca el programa.

La cobertura espacial puede establecerse siguiendo una estructura anidada, donde se incluyen diferentes escalas geográficas contenidas unas dentro de otras en orden descendente (ej. región, localidad, sitio) o estableciendo un gradiente de contaminación y/o de condiciones ambientales, desde sitios más contaminados a menos contaminados; o desde sitios menos salinos a más salinos, o cubriendo espacios con figuras de protección diferentes. Como se dijo anteriormente, la decisión está determinada por la claridad de lo que se persigue con el plan de monitoreo.

1.2.2.2. Cobertura temporal

La cobertura temporal de un plan de monitoreo es lo que se conoce como la longitud de las series de tiempo (i.e., el tiempo en el que se han prolongado las observaciones). En general, el valor de un plan de monitoreo aumenta según abarque series temporales más largas.

Otro componente importante en la cobertura temporal de un plan de monitoreo es la frecuencia de muestreo. Esta se encuentra determinada por la pregunta y lo que persigue el plan y, en especial, por las características del sistema que se está monitoreando. Si el objetivo del plan es darle seguimiento a procesos que se consideran estacionales, la planificación debe incluir una frecuencia de muestreo estacional. Si se quieren monitorear bacterias, la frecuencia de muestreo debe repetirse a escalas de tiempo de minutos/horas. Si se desea dar seguimiento a los cambios en la cobertura coralina, y el componente estacional no es de interés, los programas pueden repetirse a escala de meses o años.

1.2.2.3. Reproducibilidad y protocolos de muestreo estandarizados

La reproducibilidad es uno de los pilares primordiales de un plan de monitoreo; es lo que permite que los esfuerzos puedan replicarse en diferentes regiones geográficas, con el involucramiento de actores claves. El principio de reproducibilidad/replicación/verificación es lo que hace posible que esfuerzos de monitoreo local puedan transformarse en programas/redes de monitoreo regionales y globales.

Para ello es necesario contar con manuales donde se establezcan los protocolos de muestreo con claridad. Es importante destacar que, si bien las metodologías deben estar estandarizadas, el esfuerzo de muestreo no necesariamente

tiene que unificarse. En ocasiones, un sitio puede requerir un mayor/menor esfuerzo de muestreo que otro, dependiendo de la biodiversidad de cada sitio y de los patrones de distribución de las especies (agrupado, aleatorio y uniforme) de ese sitio. El valor de los manuales está determinado por la posibilidad de establecer comparaciones robustas en espacio y tiempo, de forma que la utilidad/valor de la data colectada se incremente.

1.2.2.4. Manejo de la base de datos

El manejo de la base de datos es esencial para el cumplimiento de las metas de un plan de monitoreo. El manejo de la base de datos incluye:

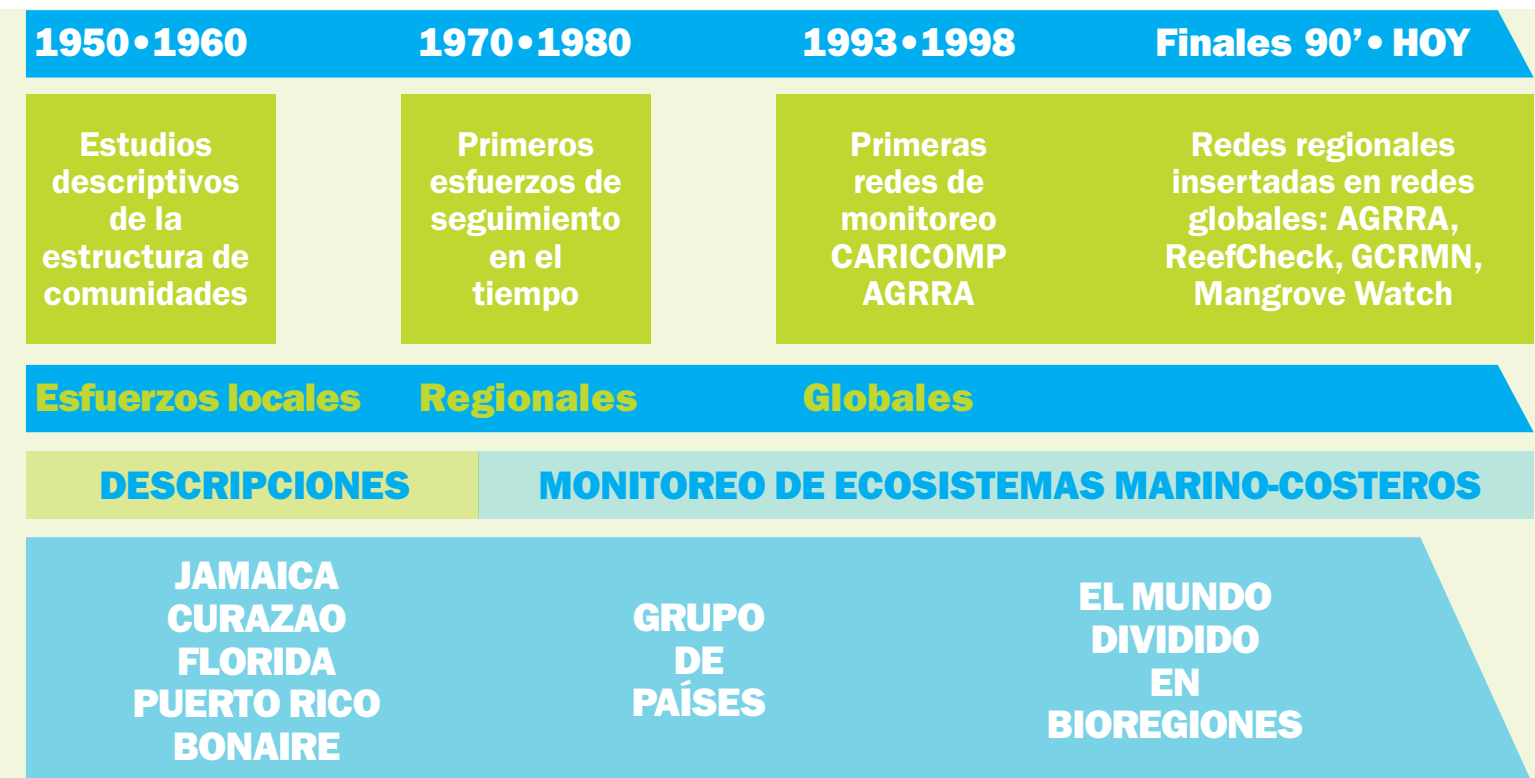
- (1) diseño de las hojas de cálculo,
- (2) vaciado de la información colectada,
- (3) revisión de la data colectada,
- (4) almacenaje de los datos y
- (5) políticas de uso de los datos.

1.3. Historia del monitoreo de ecosistemas marino-costeros en el Caribe

1.3.1. Primeros esfuerzos de monitoreo en el Caribe

En el Caribe existen numerosas publicaciones relacionadas con el estudio de los arrecifes coralinos, los pastos marinos y los bosques de manglares. En cada país, el énfasis sobre uno u otro ecosistema se encuentra determinado por la fortaleza de los grupos de investigación en términos de capacidades instaladas, algunos enfocados en arrecifes y otros en pastos o manglares, y/o por la extensión geográfica y preponderancia de estos ecosistemas a nivel local. La historia de los programas de monitoreo comienza con esfuerzos descriptivos locales entre 70-80 años atrás, que impulsaron esfuerzos locales, regionales y globales.

FIGURA 9. Resumen de la historia del monitoreo en el Caribe.





1.3.1.1. Bosques de manglar

Antes de los años setenta, los estudios descriptivos de la estructura de la comunidad de manglares eran escasos. En 1973 se inició un esfuerzo de investigación para seleccionar las variables ecosistémicas más adecuadas para realizar caracterizaciones rápidas y cuantitativas de numerosos sistemas de manglares en la región del Caribe. Para 1974, los estudios comparativos enfatizaban características tales como la composición de los ensamblajes de especies, su distribución geográfica, los patrones de sucesión y zonación probables y otras notas descriptivas (Walsh 1974).

Pool et al. (1977) y Cintron et al. (1978), realizaron uno de los primeros trabajos de descripción comparativa de la estructura de los bosques de manglar en Florida, Puerto Rico, México y Costa Rica. Posteriormente, las variables en programas de monitoreo a nivel regional fueron tomadas de trabajos similares y de estudios descriptivos de la estructura comunitaria de bosques terrestres, como el índice de valor de importancia [IVI] (Curtis & Cotton 1956). Este trabajo también es uno

de los primeros en reconocer el valor de estudios a largo plazo para distinguir las variaciones naturales en la estructura y función de los manglares, y las variaciones como resultado de perturbaciones inducidas por el hombre, uno de los pilares que inspirará posteriormente al programa Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP por sus siglas en inglés). Actualmente, la forma en que se describen los bosques de manglar es similar a los primeros estudios. No obstante, se ha enfatizado la importancia de determinar variables como productividad y captura de carbono total, a fin de cuantificar su valor como ecosistemas capaces de secuestrar carbono. Finalmente, el mapeo a escala de paisaje (ej. con imágenes satelitales y/o con drones) proporciona datos valiosos para las redes de monitoreo globales.

1.3.1.2. Pastos marinos

Las primeras caracterizaciones ecológicas de las praderas de pastos marinos datan de los años sesenta. En 1962, Tabb y colaboradores realizaron una de las primeras caracterizaciones de los grandes patrones estacionales de la composición de especies y la abundancia de praderas de pastos marinos a lo largo del sur de Florida. En la década de los setenta, investigadores como Copeland (1970) y Odum (1970), Zimmerman & Livingston (1976), Heck (1977) y Grey & Moffler (1978) fueron pioneros en describir la fenología de las praderas de *Thalassia testudinum* como hábitats con una alta riqueza de especies que soportan comunidades extremadamente complejas y organizadas. Las primeras caracterizaciones se enfocaron en determinar la cobertura de los pastos y realizar inventarios de especies de invertebrados asociados a estos hábitats.

Por su parte, Glynn (1964), Jackson (1972) y Weinstein & Heck (1979) estudiaron la presencia de especies que compartían el hábitat provisto por pastos marinos y las lagunas arrecifales en Puerto Rico, Jamaica y Panamá, respectivamente. El primer intento de monitoreo continuo de estas comunidades data de 1974 en la Galeta, Panamá (Meyer & Birkeland, 1974). Estos estudios abrieron las puertas a contribuciones posteriores que demostrarían el alto grado de integración/

conectividad ecológica que existe entre los pastos marinos, los arrecifes coralinos y los bosques de manglar. Desde finales de la década de los noventa, Ian Nagelkerken ha dedicado su carrera a demostrar la importancia de los pastos como unidades del paisaje marino-costero integrado a los manglares y los arrecifes (Nagelkerken et al. 2000, Nagelkerken 2009) y a entender su valor como sitios de refugio y reproductivos para una variedad de especies que utilizan la franja marino-costera, muchos de valor comercial (Nagelkerken et al. 2000, Nagelkerken & Faunce 2007).

Durante finales de la década de los ochenta y principios de los noventa se realizaron los primeros estudios comparativos para entender los factores que regulan la productividad primaria y la biomasa entre las especies de pastos de la región del Caribe (ej. Moriarty et al. 1985; Williams 1988, 1990; Moncreiff et al. 1992; Vicente 1992). En la actualidad, los programas de monitoreo incluyen variables asociadas al hábitat bentónico de la pradera (ej. cobertura), la biomasa y la productividad de los pastos, así como también la diversidad y abundancia de organismos asociados a estos hábitats. Adicionalmente, tal y como se propone para los manglares, la estimación de carbono orgánico total, aunado al mapeo a escalas de paisaje, representan variables clave para las redes de monitoreo de estos ecosistemas.



1.3.1.3. Arrecifes coralinos

Los esfuerzos de monitoreo de arrecifes de coral en el Caribe comenzaron con las descripciones de la estructura de la comunidad coralina y bentónica realizadas por Goreau (1959), Scheer (1960) y Ross (1961, 1974) en Jamaica y Curazao, entre las décadas de los cincuenta y los setenta. Por su parte, Rolph Bak iniciaba sus esfuerzos de caracterización y monitoreo de las comunidades coralinas de Curazao y Bonaire en la década de los setenta (Bak 1975). Dos décadas más tarde, Jeremy Jackson y Terry Hughes hicieron las primeras descripciones de trayectorias y cambios espaciales y temporales de comunidades arrecifales en el norte de Jamaica, reconociendo el valor del monitoreo de sitios permanentes para asignar las causas de los patrones de deterioro rápido observados (Jackson 1992, Hughes 1994). El monitoreo de arrecifes de coral iniciado por R. Bak, aunque restringido a estas islas, es uno de los que tienen mayor expansión temporal en la región del Caribe (más de 40 años), y sin lugar a duda ha sido útil para entender las tendencias de cambio/estabilidad de los arrecifes en la región (Bak et al. 2005, De Bakker et al. 2016, 2017).

Entre 1950 y 1980, todos los esfuerzos descriptivos usaban el método del cuadrante, hasta que, en 1981, Steven Weinberg presentó un trabajo seminal comparando siete métodos para estimar la estructura de la comunidad bentónica. Este trabajo fue el primero en comparar el método del cuadrante (Braun-Blanquet 1964, Weinberg 1981), el método de línea punto intercepto propuesto por Loya (1978) y los métodos de evaluación rápidos (ej. barridos manta) (Done et al. 1981), que inspiraron el desarrollo de las metodologías de CARICOMP y AGRRA. Actualmente, la mayoría de los métodos utilizados para describir las comunidades coralinas se basan en métodos de punto intercepto. Con el interés de describir las variaciones espacio temporales de los arrecifes de coral en una época marcada por rápidos cambios, a principios de los ochenta se añaden otras variables al estudio de las comunidades coralinas, como el reclutamiento (Rogers et al. 1984, Hughes 1985, Sammarco & Andrews 1989, Sammarco 1991). Actualmente, la tendencia es levantar variables asociadas a la cobertura, reclutamiento, enfermedades coralinas, comunidades de peces e invertebrados y la complejidad estructural del hábitat, como lo proponen redes de monitoreo como AGRRA, GCRMN, Reef Check, NOAA, entre otros.



1.3.2. Primera red de monitoreo de manglares, pastos marinos y arrecifes de coral: el programa CARICOMP

1.3.2.1. Orígenes

El programa Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP por sus siglas en inglés) fue concebido como una red cooperativa de laboratorios marinos interesados en el monitoreo conjunto de arrecifes, pastos y manglares (CARICOMP 1997a, b).

Todo inicia con un taller de trabajo organizado en 1982 en Saint Croix financiado por el programa marino COMAR de la UNESCO, donde 32 científicos de 20 países reconocieron la interconexión entre los ecosistemas marino-costeros en términos de intercambio de nutrientes, material orgánico disuelto y particulado y el movimiento de la fauna entre estos ecosistemas. Además, reconocieron la importancia del monitoreo para manejar los crecientes impactos humanos sobre estos ecosistemas (Cortés et al. 2019). Esta temática originó un segundo taller de trabajo en 1985 para planificar una red de monitoreo integrada de estos ecosistemas. El taller reunió a más de 43 científicos de 30 países en el Laboratorio de Discovery Bay en Jamaica (Cortés et al. 2019). Como resultado, la red fue establecida en 1985 en respuesta a los reportes que mostraban repetidamente una tendencia de declive en la salud de los ecosistemas marino-costeros de la región del Caribe durante las reuniones de la Asociación de Laboratorios Marinos del Caribe (AMLC por sus siglas en inglés) (Ogden 1987, citado por Cortés et al. 2019).

Entre 1985 y 1993 se conformó el comité directivo de la red, quienes de manera coordinada establecieron el centro de procesamiento de datos en Jamaica y escribieron los manuales. Los laboratorios que se unieron a la red nombraron un director de sitio y firmaron un acuerdo de cooperación estableciendo sus responsabilidades. Con el financiamiento de fondos privados y el aporte filantrópico desde Estados Unidos, el programa arrancó de manera funcional en 1992 con más de 30 instituciones en 21 países caribeños y se mantuvo activo como red hasta 2007. Aunque muchos investigadores dieron forma a CARICOMP, su ideólogo fue el doctor John Ogden.

1.3.2.2. Objetivo, misión y legado

El mayor aporte de la red CARICOMP fue la integración del monitoreo de los manglares y los pastos marinos, en un periodo donde ya se venían haciendo monitoreos de estos ecosistemas, pero mayoritariamente estos programas no eran integrados ni abarcaban la región en total; estaban más bien localizados o circunscritos a escalas locales (Cortés et al. 2019). Los objetivos generales de la red fueron documentar, a largo plazo, los cambios espaciales y temporales naturales en estructura y función de los ecosistemas marino-costeros (arrecifes, pastos y manglares) en la región del Caribe (Cortés et al. 2019).

A CARICOMP se le reconoce como el primer programa integrado con ámbito regional con el monitoreo estandarizado en protocolos que fueron aplicados en diferentes países de la región. Fue el primero en considerar, además, variables indicadoras de estructura y función a escalas regionales y organizar talleres para presentar las tendencias a estas escalas. Su legado fue claro, en términos de capacitación

y oportunidades de formación para cientos de investigadores. Finalmente, los resultados colectados por esta red sirvieron de referencia para múltiples trabajos publicados y que han sido utilizados para informar las estrategias de manejo de los ecosistemas marino-costeros a nivel regional (Cortés et al. 2019). Los protocolos CARICOMP aún sirven de referencia y se pueden consultar en la sección de recursos de este documento.

1.3.3. Programa del Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)

1.3.3.1. Orígenes

De manera similar a CARICOMP, la red de monitoreo Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA por sus siglas en inglés), se origina como una respuesta a la rápida pérdida de arrecifes coralinos registrada en los años noventa, y la necesidad de reducir la confusión de factores inherentes a la variabilidad temporal multianual de los arrecifes de coral, que dificultaba el análisis de tendencias a nivel regional en una ventana de cinco años (Lang & Ginsburg 2006). De la misma forma que CARICOMP, la red del AMLC sirvió de plataforma para la integración de los diferentes países que decidieron unirse a AGRRA durante sus inicios (Lang & Ginsburg 2006).

Formada en 1998, AGRRA se considera la red de monitoreo de arrecifes más exitosa de la región. Fue concebida por Bob Ginsburg en 1997 para darle seguimiento a la salud de los ecosistemas coralinos a escalas espaciales regionales, dado que, para la fecha, a excepción de CARICOMP, los protocolos de monitoreo eran múltiples, y poco estandarizados, lo que hacía difícil la comparación de resultados a nivel regional (Lang 2003, Kramer 2003, Lang & Ginsburg 2006, Lang et al. 2015). Ginsburg

lideró los esfuerzos de AGRRA por más de veinte años, y su fundación (The Ocean Research and Education Foundation: ORE por sus siglas en inglés) continúa financiando la red. Las doctoras Judith Lang y Patricia Kramer fueron pilares fundamentales para el diseño de los protocolos estandarizados y para la concepción de la red y el diseño del portal que centraliza los entrenamientos, la entrada y manejo de datos y la visualización de los productos del programa.

1.3.3.2. Objetivo, misión y legado

La red AGRRA se concibió para proveer una «fotografía rápida de indicadores bentónicos estructurales y funcionales clave de los arrecifes del Atlántico» (Kramer 2003). Al aplicarse sinópticamente, los resultados podían usarse para desarrollar un índice biótico cuyo objetivo era asignar el estado de salud y/o condición de los arrecifes en múltiples sitios (Kramer 2003). El programa se inspiró en el concepto de salud ecosistémica introducido por Costanza (1992) y Rapport et al. (1998), entendiéndolo como la combinación de múltiples indicadores de estructura y función (ej. diversidad de especies, interacciones biológicas y resiliencia) (Coates et al. 2002, Kramer 2003).

A pesar de que originalmente la red fue concebida para levantar una línea base del estado de los arrecifes en Cuba, Bahamas, Panamá y Los Roques (Venezuela), en la actualidad los protocolos de AGRRA han sido adoptados en toda la región, y la red ha logrado mantenerse para abarcar más escalas espaciales y temporales de las que se pensaron originalmente. AGRRA cuenta con más de 3000 evaluaciones y más de 10 mil métricas de datos científicos sobre la salud arrecifal a nivel regional.

Además, AGRRA ha logrado integrar sus indicadores de salud para unificar la interpretación de datos de múltiples indicadores de manera sencilla (ej. índice de salud), en una plataforma electrónica que facilita la visualización de todas las variables que son colectadas en múltiples geografías abarcando décadas de información. La plataforma de AGRRA además se ha convertido en un espacio de discusión de tópicos especiales sobre salud arrecifal, seminarios virtuales y entrenamientos para científicos y tomadores de decisiones a nivel regional.

1.3.4. La Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN)

1.3.4.1. Orígenes

La [Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral](#) (GCRMN por sus siglas en inglés) es una iniciativa que surge por la necesidad de integrar la información colectada a nivel local y regional para producir un reporte del estado de los arrecifes a escala global. Liderado en sus orígenes por Clive Wilkinson, la red surge en 1994 y se visualiza con la publicación del primer reporte mundial sobre el estado de los arrecifes, presentando en el Simposio Internacional de Arrecifes de Coral de Panamá (ICRS, por sus siglas en inglés) y publicado en 1998.

La idea surge como un llamado de la Iniciativa Internacional de Arrecifes de Coral (ICRI por sus siglas en inglés) en 1994. En 1995 el ICRI convocó a una reunión internacional en Filipinas donde se discutió la necesidad de producir síntesis sobre el estado global de los arrecifes. Como resultado de esta reunión se recomienda la creación de la red cuya primera tarea fue la producción del reporte mundial de los arrecifes que se publicaría en 1998. En 1996, Clive Wilkinson y Bernard Salvat organizaron una

sesión especial en el ICRS de Panamá en la cual se presentaron todos los reportes regionales y el reporte mundial antes mencionado (para entonces todavía inédito). Numerosos reportes regionales se publicaron en el libro de resúmenes extendidos del ICRS.

Los esfuerzos de síntesis se repitieron en los años 2000, 2004 y 2006 con la publicación de los libros editados por Clive Wilkinson en donde cada región se separó en nodos, y cada nodo presentó un capítulo de análisis de tendencias de la salud arrecifal. En el 2014, Jeremy Jackson produjo la primera síntesis del estado de los arrecifes de coral del Caribe (Jackson et al. 2014). Se enfatizó la falta de estandarización de los datos colectados entre 1970 y 2012 según las metodologías utilizadas y las dificultades para el análisis de tendencias (Jackson et al. 2014).

Como resultado del enmascaramiento de tendencias y las dificultades en el manejo de datos, en el 2015 se reunieron destacados ecólogos de arrecife de coral en Curazao, luego de la reunión del AMLC, para revisar los resultados de reporte de Jackson y colaboradores publicado en 2014 (Jackson et al. 2014), para desarrollar un protocolo integrado de monitoreo biofísico y socioeconómico de los arrecifes de coral y revitalizar la red. En ese año se hicieron las primeras capacitaciones en el uso de estos protocolos en Discovery Bay, Jamaica. En 2017 y 2018 estos talleres se repitieron en Port Royal (Jamaica) y en San Martín, respectivamente. El resultado fue la publicación del estado mundial de los arrecifes de 2020 (Souter et al. 2021), en el que se actualizó el nuevo reporte para la región del Caribe. Actualmente se trabaja en el próximo reporte, que se publicará en el 2025.

1.3.4.2. Objetivo y misión

En su concepción original, el GCRMN tuvo como objetivo reunir a múltiples instituciones para favorecer la centralización de colecta de información científica para apoyar, informar y comunicar la elaboración de reportes regionales y mundiales del estado de los arrecifes de coral, que sirvan para la conservación y el manejo de estos ecosistemas.

El GCRMN tiene cuatro líneas estratégicas prioritarias resumidas en cuatro objetivos: (1) mejorar el entendimiento del estado y las tendencias de los arrecifes de coral a nivel regional y global, (2) analizar y comunicar las tendencias biofísicas y socioeconómicas de los arrecifes y proveer recomendaciones basadas en la ciencia para mejorar la sensibilización y el manejo de estos ecosistemas, (3) promover el uso e intercambio de datos para el avance del entendimiento de los arrecifes de coral y (4) construir y contribuir con la capacitación técnica para la colecta estandarizada de datos biofísicos y socioeconómicos. El GCRMN ha contribuido con reportes del estado de los arrecifes que sintetizan la información colectada por décadas en diferentes naciones, con múltiples protocolos de monitoreo. Los reportes han sido extremadamente útiles para informar políticas de manejo a alto nivel, y para impulsar el análisis del estado de conservación de las especies de coral a nivel regional y mundial (ej. Carpenter et al. 2008). Finalmente, uno de los aportes más importantes del GCRMN es la integración de indicadores biofísicos con indicadores socioeconómicos.

1.3.5. Otras redes de monitoreo regionales y mundiales

En la actualidad existen múltiples programas de monitoreo de arrecifes de coral, pastos marinos y manglares que operan a nivel regional y mundial, con incidencia en el Caribe, la mayor parte de ellos inspirados en CARICOMP y AGRRA, y en algunos casos dedicados al desarrollo de nuevos protocolos.

Por ejemplo, la Alianza Global de Manglares (GMA, por sus siglas en inglés) representa una colaboración sin precedentes para reunir ONGs, gobiernos, científicos, el sector industrial, las comunidades locales y financistas hacia el objetivo común de conservación de los ecosistemas de manglar. La GMA fue lanzada en el 2018 durante el «World Ocean Summit» con el objetivo de incrementar las posibilidades de financiamiento, promover la investigación científica, fortalecer el manejo y la gobernanza costera, reducir los riesgos de desastres, fomentar políticas de mitigación y planes de adaptación para así acelerar la conservación y restauración de los manglares a escalas relevantes. La contribución más importante del GMA es el desarrollo de la herramienta de vigilancia mundial de manglares ([Global Mangrove Watch Tool](#)), la cual permite visualizar la extensión de manglares a nivel mundial, el cambio neto en esta extensión y en el hábitat, entre otras aplicaciones.

En el caso de pastos marinos, quizás la red de monitoreo de pastos más robusta es la [Red Mundial de Observación de Pastos Marinos](#) y la Red Global de Monitoreo de Pastos Marinos del programa MarineGeo del Instituto Smithsonian. El programa empezó en 2001 en el Pacífico Occidental, y en la actualidad se ha expandido a países caribeños, contabilizando un total de 122 sitios en 33 países que utilizan el

protocolo y el sistema de reporte de datos digital. El objetivo y misión del programa es la preservación de los ecosistemas de pastos marinos a través de la acumulación de conocimiento científico y la sensibilidad de los actores que utilizan estos ecosistemas amenazados. Programas como el de monitoreo de áreas marinas protegidas de Colombia han adoptado este protocolo con algunas modificaciones. El director del programa es el Dr. Frederick T. Short, de la Universidad New Hampshire y los coinvestigadores principales, Rob Coles (Australia), Miguel Fortes (Filipinas) y Evamaria Koch (EE.UU.). El protocolo de pastos puede consultarse en la sección de recursos de este documento.

Otra de las redes emergentes de monitoreo de pastos marinos en la región del Caribe es el proyecto [Caribbean Carbon Accounting for Seagrass](#) (CariCas por sus siglas en inglés). Esta iniciativa persigue dos objetivos principales: (1) construir una red colaborativa de científicos interesados en el estudio del secuestro de carbono (carbono azul) en el Caribe y (2) favorecer el intercambio entre expertos locales para construir un inventario de carbono azul en hábitats de pastos someros (<1 m) para entender el rango, la variabilidad y las relaciones ambientales de estos sumideros de carbono. Financiados y liderados por la Universidad Internacional de la Florida (FIU, por sus siglas en inglés) y The Nature Conservancy (TNC), el programa ha diseñado un protocolo para el seguimiento de la estructura de la comunidad de pastos marinos y para relacionar esta estructura con su potencial de almacenar carbono.

Finalmente, en la región hay múltiples programas de monitoreo de arrecifes de coral que utilizan indicadores similares a los propuestos por CARICOMP, AGRRA y el GCRMN y/o adoptan parcial o totalmente algunos protocolos propuestos por estas redes pioneras. El [Sistema de Soporte al Monitoreo de Áreas Coralinas \(SISMAC\)](#), el programa de monitoreo nacional [NOAA CoRIS](#), el programa de [Healthy Reefs](#) del Arrecife Mesoamericano, Reef Check Global y [Reef Check República Dominicana](#) junto con la Fundación Propagas, así como también el programa de monitoreo del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de la República Dominicana, desarrollado por el Proyecto Biodiversidad Costera y Turismo. Estos son solo algunos ejemplos de programas de monitoreo de arrecifes cuyos objetivos son proveer indicadores de salud arrecifal para el manejo y conservación de estos ecosistemas en la región, estandarizar la interpretación y el uso de datos para el manejo apropiado y promocionar el trabajo en redes.

En la República Dominicana todas las actividades de investigación, restauración y monitoreo de arrecifes coralinos se encuentran coordinadas por la [Red Arrecifal Dominicana](#), una organización que busca contribuir con la protección y uso sostenible de la biodiversidad marina asociada a los ecosistemas coralinos. Representa una iniciativa de la Fundación Propagas, The Nature Conservancy, la Fundación Grupo Puntacana, Reef Check República Dominicana, el Consejo Dominicano para la Pesca y Acuicultura (CODOPESCA) y la Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR), y reúne a diferentes actores de la vida nacional interesados en la conservación de los arrecifes coralinos.



El marco lógico del monitoreo se sustenta sobre los principios de teoría de muestreo y ecología experimental. Esta sección tiene por objetivo introducir los conceptos más básicos que ayudan al lector a comprender las bases del levantamiento de información que se recolecta en un plan de monitoreo.

2.1. Principios básicos de muestreo

2.1.1. Población objetivo, población estadística, muestra y réplicas

La población objetivo es la población biológica de interés, y conocerla resulta imposible, debido a la imposibilidad práctica y real de estudiar las propiedades de cada individuo que la conforma (Lynn 2016). Por su parte, la población estadística es una fracción de la población objetivo que, por su menor tamaño, puede describirse mediante observaciones de las características específicas de los individuos que la conforman (Whicker et al. 2006, Lynn 2016). La hipótesis articulada en ecología, y en otras áreas de la biología, incluido el monitoreo, se deduce sobre características desconocidas de la población objetivo (Underwood 1990, Underwood et al. 2000). Por eso se enfatiza tanto en articular las hipótesis del monitoreo de forma clara, ya que, de lo contrario, es imposible definir correctamente la población objetivo y, en consecuencia, las conclusiones derivadas de los datos colectados estarán poco sustentadas y/o serán difíciles de interpretar correctamente (Bulajic et al. 2012).

En la imposibilidad de observar a todos los individuos que conforman la población objetivo (N), la alternativa es tomar muestras de tamaño definido. La muestra está conformada por un número más reducido de individuos (n) sobre los cuales se pueden hacer diferentes mediciones (ej. longitud, altura, color, peso, etc.) (Van Emden 2019). Así, el propósito es describir las características de la población objetivo a partir de un grupo de muestras. En este sentido, es importante: (1) conocer el número de muestras necesarias para lograr una buena descripción de la población objetivo y (2) definir el tamaño y forma de los dispositivos que toman la muestra, de forma que, cada muestra sea representativa de la población objetivo (Whicker et al. 2006, Lynn 2016).

En este punto es importante hacer énfasis en un concepto que generalmente introduce confusión en muchos investigadores, y que en el contexto del monitoreo debe quedar claro, i.e., réplica. Hulbert (1984) define claramente que el concepto de réplica es relativo al contexto en que se utiliza. Podemos así hablar del número de individuos en una muestra de agua, número de cuadrantes y de transectos en un arrecife y número de sitios en una localidad. La mejor forma de definir lo que significa una réplica es tener claro la población objetivo que se intenta describir.



2.1.2. Variables versus parámetros

Las diferentes propiedades de cada uno de los individuos que componen una muestra (ej. altura, longitud, peso, color de piel, color de ojos, comportamiento reproductivo) se definen como variables. Las variables no son constantes, por definición cambian de un individuo a otro en una muestra. Por ejemplo, si la población objetivo son los peces que están en un arrecife, cada tamaño de cada pez en una muestra (transecto) debe cambiar (Underwood 1990, Van Emden 2019).

En contraste, un parámetro se refiere a una propiedad de la población objetivo que no cambia, son invariables (son, de hecho, análogos a las huellas dactilares). Los parámetros de la muestra pueden cambiar porque se aproximan en menor o mayor medida a los parámetros de la población objetivo según la precisión y el error del muestreo. Como regla de oro, mientras mayor sea el esfuerzo de muestreo, los parámetros muestrales se asemejarán más a los parámetros poblacionales y, por ende, serán invariantes (Underwood 1990, Van Emden 2019).

2.1.3. Los parámetros de tendencia central y dispersión de una población biológica y de la población objetivo

Existen dos tipos de parámetros: (1) los de tendencia central (media poblacional, mediana y moda) y los de dispersión (desviación estándar, varianza). Los parámetros de tendencia central y de dispersión de la población objetivo son desconocidos, mientras que los parámetros de tendencia central y de dispersión (desviación estándar, varianza) de la muestra pueden estimarse con la esperanza de que se aproximen a los de la población objetivo (Underwood 1990, Van Emden 2019).

Así, los parámetros de tendencia central más frecuentemente utilizados para describir las tendencias en un programa de monitoreo son la media poblacional (a) y la muestral (b).

$$\mu = \frac{\sum_{i=1}^N X_i}{N}$$

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$$

Donde μ es la media poblacional, X_i es el valor que toma una variable para el individuo i de la población objetivo y N es el número total de individuos en la población objetivo. X es la media de la muestra, x_i es el valor que toma una variable para el individuo i de la muestra y n es el tamaño de la muestra (Underwood 1990, Van Emden 2019).

Los parámetros de dispersión poblacional y muestral más utilizados son la varianza y la desviación estándar de la media. La varianza poblacional σ^2 (a) se define como la desviación cuadrada de cada individuo de la media poblacional dividida por los grados de libertad (por lo general, más no siempre $N-1$). La varianza muestral (Var) (b) se define de manera similar, pero para la muestra de la población objetivo (Underwood 1990, Van Emden 2019).

$$\sigma^2 = \frac{\sum (X_i - \mu)^2}{N}$$

$$S^2 = \frac{\sum (x_i - \bar{X})^2}{n-1}$$

La varianza es una medida no sesgada que permite la comparación de la dispersión de poblaciones objetivo y muestras de diferente tamaño. El único problema que presenta es que viene expresada en unidades cuadráticas de la media. Para obtener una medida de dispersión expresada en las mismas unidades de la media, a la varianza poblacional y muestral se les saca la raíz cuadrada, para obtener la desviación estándar de la muestra (Underwood 1990, Van Emden 2019).

$$sd = \sqrt{\sum_{x=1}^i \frac{(x_i - X)^2}{n-1}}$$

Nota: en este contexto $n-1$ se define como grados de libertad (i.e., la cantidad de información independiente que se puede extraer de una muestra y una población objetivo). Dado que para estimar la varianza poblacional es necesario conocer un parámetro de esa población (μ) todos los individuos de la población objetivo pueden tomar cualquier valor menos 1, dado que el mismo está condicionado por (μ). El mismo principio se aplica para los parámetros de la muestra.

2.1.4. Decisiones clave: tipo y tamaño de muestreadores, número de muestras

Una de las preguntas más frecuentes en ecología experimental es cuál es el esfuerzo de muestreo que tenemos que realizar para obtener una respuesta decente (i.e., precisa, eficiente, verosímil, etc.). La única forma de tomar estas decisiones es realizando una salida de campo piloto. Muchos programas de monitoreo asumen el tamaño de muestra recomendado en los protocolos sin hacer el ejercicio de estimar el número de muestras requeridos para obtener una precisión deseada. Esta aproximación puede hacer que un sitio particular sea sobremuestreado o submuestreado. La prueba piloto, por ende, es una actividad recomendada cuando se inicia un programa de monitoreo.

2.1.4.1. Número de muestras y precisión de muestreo

Si tenemos una idea de la variabilidad asociada a la población de interés, se puede estimar el número de muestras usando la siguiente fórmula (dado que muestreamos aleatoriamente):

$$n \geq Z^2 * \sigma^2 / d^2$$

Donde n = número de muestras, Z = valor de la tabla de una distribución normal estandarizada para un grado de confianza dado, σ^2 = varianza (estimada en muestreo piloto), d = la diferencia máxima permitida entre la media estimada y la media poblacional.

Un procedimiento muy sencillo para determinar la combinación más efectiva (ej. mayor precisión al menor costo) entre el tamaño de la unidad de muestreo y el número de muestras es la estimación de la precisión (P).

$$(a) P = \frac{ES}{X}$$

$$(b) ES = \frac{sd}{(\sqrt{n})}$$

Sustituyendo el error estándar ES (b) por la ecuación de precisión (P) y despejando n (número de muestras) de la ecuación (b), tenemos:

$$\frac{ES}{\bar{X}} = \frac{sd}{\sqrt{n}}$$

$$n = \frac{sd}{(XP)^2}$$

Si queremos por ejemplo una precisión del 20% (0,2), con la ecuación (c), podemos estimar el número de muestras para alcanzarla.

De esta forma, el diseño experimental más eficiente será ese que nos dé la precisión deseada a cambio del mínimo tiempo invertido en el muestreo.

$$(d) T = n * t$$

Donde \bar{X} es la media de la muestra, sd es la desviación estándar de la muestra, T = tiempo total y t es el tiempo promedio invertido.

2.1.4.2. Potencia estadística

La potencia estadística es un concepto importante para tomar en cuenta cuando se decide el esfuerzo de muestreo. En este caso, lo que se quiere es buscar el tamaño requerido para reducir la posibilidad de inferir falsos negativos, es decir, rechazar hipótesis nulas verdaderas (o concluir que no existen diferencias en los patrones espacio temporales, cuando sí existían).

La potencia se define como $1-\beta$ (probabilidad de inferir un falso negativo). La potencia (P) es directamente proporcional al tamaño de la muestra (n), al tamaño de efecto (TE, diferencias entre las medias a comparar), α (probabilidad de falso positivo) e inversamente proporcional a la varianza.

$$(a) P \sim n * TE * \alpha / \text{Varianza}$$

Despejando el tamaño de muestra n

$$(b) n \sim PV / TE \alpha$$

Esto significa que mientras más potencia se quiera para poder diferenciar tamaños de efecto más pequeños, en poblaciones con mayor dispersión alrededor de la media (i.e., mayor varianza), el tamaño de muestra requerido deberá ser más grande (Underwood 1990). Estos cálculos se pueden hacer a priori con el programa libre [G*Power](#) antes de iniciar cualquier intento de muestreo, si se tienen datos obtenidos a partir de una prueba piloto.

2.2. El diseño de un plan de monitoreo

El éxito de un programa de monitoreo depende de su basamento racional o estructura lógica. Existen dos elementos fundamentales para establecer este soporte: la definición de la pregunta (o preguntas) y la delineación clara de los objetivos del programa.

En este punto, es importante tener claro que el diseño de un plan de monitoreo debe realizarse sobre las bases del diseño experimental (i.e., estructura lógica del experimento) (Underwood 1990, Hulbert 1984). Esta estructura debe cubrir cuatro aspectos básicos: (1) estructura de los tratamientos, (2) estructura de la replicación, (3) estructura del diseño y (4) estructura de la respuesta (Hulbert 1984, 2004, 2009). Estos aspectos deben estar ligados a un basamento racional sólido y pensado con base en la factibilidad y los recursos que se disponen para maximizar los beneficios del plan con el mínimo costo posible.

2.2.1. Basamento racional

En esta guía entendemos por el basamento racional como el núcleo estructural sobre el cual se rigen las acciones de monitoreo. Esta aproximación sigue las reglas del método hipotético deductivo (ver Underwood 1990, 1997), dado que se parte de una observación, a partir de la cual se proponen modelos que generan predicciones sobre las cuales se construyen hipótesis nulas que son sometidas a pruebas formales, derivando en dos posibles resultados: la aceptación o el rechazo de la hipótesis nula, y la subsiguiente aceptación del modelo propuesto y/o la búsqueda de modelos alternativos que expliquen las observaciones realizadas (ver sección de glosario para mayor claridad de estos conceptos).

2.2.1.1. La importancia de la articulación de la pregunta

En el diseño de un plan de monitoreo es fundamental la claridad de la pregunta que se quiere responder. No existen programas de monitoreo mal diseñados, sino preguntas articuladas sin claridad y, en casos extremos, ausencia de preguntas en el diseño. Existen dos posibilidades cuando un plan de monitoreo no tiene una pregunta clara establecida: (1) los datos aportados no apoyan la correcta toma de decisiones (ej. cuando se asume que un área marina protegida tiene impactos positivos, cuando en verdad no los tiene) y (2) se encuentran hallazgos importantes por coincidencia que pueden ser relevantes para el avance del conocimiento (ej. verificación de la presencia de una especie invasora). La lógica inductiva detrás de esta aproximación al monitoreo suele tener altos costos que no suelen traducirse en los beneficios esperados.

Una pregunta que se articula de forma interrogativa se hace con conocimiento de lo que esperamos que responda el plan de monitoreo. Una práctica común es confundir la pregunta del plan con los objetivos del plan. La pregunta responde a la utilidad de la información levantada a corto, mediano y largo plazo, mientras que los objetivos engloban actividades requeridas para responder a la pregunta.

Un plan de monitoreo puede tener una o varias preguntas que requieren el cumplimiento de uno o más objetivos. En el cuadro 1 se muestran ejemplos de preguntas bien y mal articuladas, sus objetivos y el impacto que resulta de no tener preguntas u objetivos claros y bien diferenciados.

La articulación de la pregunta es importante, debido a que de ella se desprende la estructura de los cuatro elementos que deben incluirse en el diseño de un experimento (en este caso del plan de monitoreo).

| Objetivo | Pregunta Bien articulada | Pregunta Mal articulada | Razón |
|---|--|---|---|
| Describir los patrones de cambio de las comunidades marino-costeras en República Dominicana. | ¿Existen patrones espaciales y temporales en la estructura de las comunidades marino-costeras en República Dominicana? Si es así, ¿cuales son? ¿Indican declive, recuperación o ambos? | ¿Las comunidades marino-costeras de República Dominicana están degradándose? Describir el proceso de degradación de los ecosistemas marino costeros. | La pregunta asume que sólo existe una tendencia posible, la degradación, dejando afuera otros patrones posibles. La segunda pregunta ni siquiera es una pregunta, es un objetivo. |
| Caracterizar los cambios espaciales en productividad primaria en los pastos marinos de la localidad de Azua a lo largo de un gradiente de intervención. | ¿La productividad primaria cambia entre sitios de la localidad de Azua? Si es así, ¿esta variabilidad se encuentra asociada al nivel de intervención? | ¿La estructura de la comunidad decrece o mejora en áreas con mayor intervención humana? | La estructura de la comunidad no es el nivel de organización biológico que se requiere evaluar dado el objetivo (i.e., la productividad es un indicador de función ecosistémica). Las respuestas a estas preguntas son ambiguas. La pregunta asume que habrán cambios a nivel espacial antes de probarlo. |
| Establecer una línea base del estado de la comunidad coralina en Boca Chica. | No hay pregunta diferente a conocer el estado de un ecosistema de manera puntual. Simplemente se debe asegurar el esfuerzo de muestreo adecuado para hacer una caracterización de la comunidad de interés. | Describir el patrón de distribución de las especies de coral en Boca Chica a lo largo de un gradiente perpendicular de la costa. | La pregunta tal y como está escrita es un objetivo. En líneas bases, generalmente la pregunta es saber cual es el estado de un sitio en un momento determinado. |

CUADRO 1. Ejemplo de preguntas bien y mal articuladas. Las preguntas son bien articuladas si se ajustan al objetivo y si las hipótesis derivadas generan respuestas no ambiguas (i.e., sí o no).

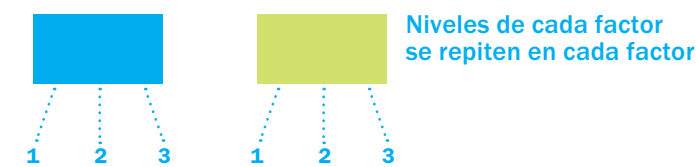
2.2.1.2. La definición de objetivos claros a corto, mediano y largo plazo

Los objetivos de un plan de monitoreo deben ser SMART, acrónimo en inglés para: específico (S), medible (M), alcanzable (A), realístico (R) y ajustado al tiempo (T). Con frecuencia, los objetivos de un plan de monitoreo pueden hacerse a corto plazo, enfocándose en actividades y acciones sobre las cuales los actores involucrados en el plan tienen incidencia directa (ej. levantamiento y recolección de datos), objetivos a mediano plazo sobre los cuales se tiene incidencia indirecta (ej. diseño de bases de datos y series de tiempo que pueden informar la toma de decisiones) y objetivos a largo plazo sobre los cuales los actores del plan no necesariamente tienen una incidencia directa. Por ejemplo, el uso de la información para el diseño y revisión de planes de manejo de áreas protegidas, apoyo al desarrollo de políticas y marcos regulatorios que apoyen la conservación. En conjunto, el éxito de los objetivos trazados a corto, mediano y largo plazo constituye lo que se conoce como teoría del cambio del plan de monitoreo.

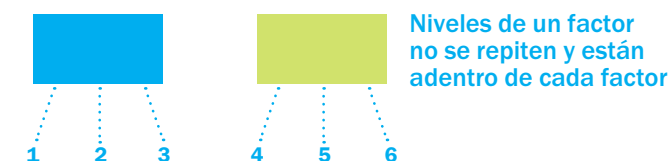
2.2.2. Estructura factorial (estructura de los tratamientos)

En el contexto de un plan de monitoreo, los factores se definen como variables que pueden explicar el comportamiento de otras. En el contexto de un experimento controlado, se definen como variables sobre las cuales el experimentador tiene control. La estructura factorial o de los tratamientos responde al basamento racional, dado que se diseña para someter a prueba las hipótesis que subyacen en la pregunta que el plan de monitoreo quiere responder. En el diseño del plan es fundamental decidir: (1) cuántos factores incluye el plan (determinado por la factibilidad de costos), (2) qué tipos de factores se eligen (fijos o aleatorios) y (3) cómo se relacionan los factores (ortogonales y anidados) si existe más de un factor (Underwood 1997).

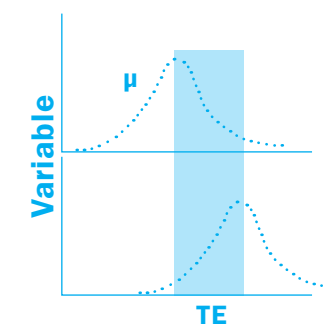
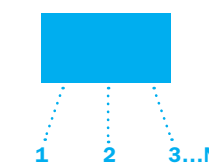
Factores ortogonales



Factores anidados

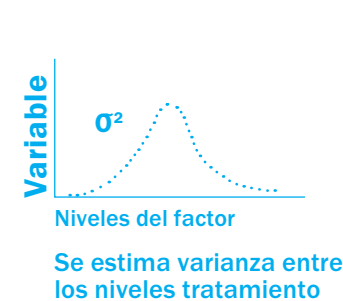
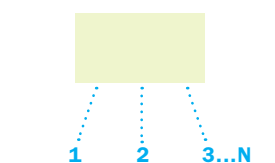


Factor fijo



Se estima TE para cada nivel tratamiento

Factor aleatorio



Se estima varianza entre los niveles tratamiento

FIGURA 10. Tipos de factores y forma en que se relacionan unos con otros. N = número de niveles posibles para un factor, y n = número de niveles seleccionados por el investigador. Factor fijo $n/N = 1$ y factor aleatorio $n/N < 1$. TE = tamaño de efecto. σ^2 = varianza.

2.2.2.1. Tipos de factores y la forma en que se relacionan

Existen dos tipos de factores: (1) fijos y (2) aleatorios. Los factores fijos son aquellos en los que el objetivo es determinar el tamaño de efecto de una variable o grupo de variables respuesta (Underwood 1997). Cohen define el tamaño de efecto como la diferencia promedio en magnitud de la variable respuesta estimada entre tratamientos (factores) estandarizada por la desviación estándar (ver sección de glosario). Generalmente, se decide por factores fijos, cuando la pregunta del plan está relacionada con estimar cambios en magnitud (ej. cobertura coralina a lo largo del tiempo) y/o cuando el plan incluye todos los posibles niveles de los factores que son relevantes para la pregunta que se quiere responder (ej. tres posibles condiciones de los sitios seleccionados en el plan: no contaminados, poco contaminados y muy contaminados) (Underwood 1997). En otras palabras, cuando se decide por un factor fijo, se tiene una hipótesis clara de cambio en magnitud de la variable respuesta asociada a los niveles que puede adoptar cada factor en el experimento (Underwood 1997). La ventaja de un factor fijo es la determinación de tamaños de efecto, y la posibilidad de medir la magnitud de un tratamiento (en un experimento manipulativo) o de un factor no controlado (en un experimento mensurativo) (Underwood 1997). La desventaja es la limitación de la extrapolación del resultado, dado que, las conclusiones que se derivan de las tendencias observadas solo son aplicables a los niveles de los tratamientos/factores sobre los cuales se estimó el tamaño de efecto o la magnitud del cambio (Underwood 1997).

Los factores aleatorios son aquellos en los que el objetivo es determinar la variabilidad aleatoria natural de una variable o grupo de variables respuesta (Underwood 1997). Generalmente se decide por un factor aleatorio en casos donde, dada la pregunta de estudio, no es importante estimar tamaños de efecto, sino la variabilidad espacial y temporal inherente del ecosistema en un momento y tiempo determinados. La ventaja de los factores aleatorios es la posibilidad de extrapolar los resultados, siempre y cuando, el número de unidades experimentales (parcelas, sitios) y operacionales (muestras, observaciones sobre cada unidad experimental) sea representativa (Underwood 1997). Por ejemplo, si el sitio es un factor aleatorio, se requiere un esfuerzo importante para tener una muestra representativa de los sitios que pertenecen a esa localidad, para poder detectar tendencias, espaciales y temporales; esto, para muchos, puede ser considerada una desventaja. Adicionalmente, cuando se escoge un factor aleatorio, no es posible determinar cambios en magnitud (Underwood 1997).

Cuando en el plan de monitoreo se contempla más de un factor, otro paso importante en el diseño del plan es decidir la forma en que los factores se relacionan. Existen dos formas: (1) factores anidados y (2) factores ortogonales (Underwood 1997). En los primeros, los niveles de un factor se repiten igual para cada nivel del otro factor; mientras que, en el segundo caso, los niveles de un factor se encuentran anidados o contenidos en niveles específicos del otro factor (Underwood 1997).

Cuando dos o más factores se encuentran anidados, son por definición aleatorios, y el interés es fraccionar/partir la variabilidad natural de la variable respuesta siguiendo una estructura jerárquica. Estos diseños se conocen como diseños completamente anidados (Underwood 1997). Los programas de monitoreo que buscan responder cuáles son las escalas espaciales y/o temporales que explican mayor variabilidad en procesos ecológicos clave, requieren de diseños espaciales y temporalmente anidados. Para Underwood (1997), los diseños anidados son extremadamente útiles para evitar el problema de pseudoreplicación (ver apartado 2.4). Los diseños jerárquicos son frecuentemente utilizados en análisis de tendencias regionales, donde el objetivo es resumir el comportamiento temporal entre regiones y localidades a partir de datos colectados en sitios dispersos de manera representativa y/o sesgada dentro de unidades geográficas más grandes (ej. ver reportes del estado mundial de los arrecifes del GCRMN). Es importante destacar que, en estos diseños, la estimación de tamaños de efecto asociados a estos factores no es de interés y, además, las clásicas pruebas a posteriori, para comparar entre los niveles de los factores, no son requeridas (Underwood 1997).

La condición de ortogonalidad entre dos factores genera lo que se conoce como interacciones (Underwood 1997). Una interacción ocurre cuando la respuesta de los niveles de un tratamiento es cruzada u opuesta con respecto a los otros niveles de ese tratamiento (Underwood 1997). Por ejemplo, si un programa de monitoreo es diseñado para responder cuál es el efecto de la contaminación sobre la biodiversidad marina, y se escogen para ello sitios con tres diferentes niveles de contaminación

(factor 1: nivel de contaminación, con tres niveles: alto, medio y bajo) y se hace el seguimiento en verano y en época de lluvias (factor 2: estación con dos niveles: lluvia y sequía), existirá una interacción sí y solo si la disminución de la biodiversidad marina solo se registra en lluvia, mas no en sequía.

Existen diferentes tipos de interacciones, y la discusión sobre cómo se identifican se encuentran fuera de los objetivos de esta guía. Lo importante es que las interacciones pueden darse entre factores fijos (fijo x fijo), entre factores aleatorios (aleatorio x aleatorio) y entre factores fijos y aleatorios (fijo x aleatorio) (Underwood 1997). La interacción entre factores exclusivamente fijos estima tamaños de efecto entre cada una de las combinaciones de niveles de los factores en la interacción (i.e., interacción fija) (Underwood 1997). La interacción entre factores exclusivamente aleatorios estima variabilidad entre los niveles de cada factor (i.e., interacción aleatoria), mientras que la interacción entre factores fijos y aleatorios estima cuán variables son los cambios que se registran entre las diferentes combinaciones de niveles de los factores (interacción aleatoria). En el primer caso, se requiere hacer las pruebas a posteriori para la interacción, mientras que, en los últimos dos casos, estas pruebas no son necesarias (Underwood 1997).

2.2.2.2. ¿Por qué es clave decidir el tipo de factor y la forma en que se relacionan?

Es importante internalizar que los planes de monitoreo no solo representan experimentos mensurativos, sino que estos experimentos deben ser complejos. Un experimento complejo, es aquel que involucra diferentes tipos de factores (fijos y aleatorios), relacionándose de manera anidada y ortogonal (Underwood 1997). En consecuencia, por lo general los experimentos complejos generan múltiples fuentes de variación (especialmente interacciones), que tienen una interpretación estadística, pero más importante aún, biológica y ecológica (Underwood 1997). La correcta interpretación de interacciones en el diseño es la aproximación correcta, aunque, por lo general, desestimada.

La elección de los factores del plan de monitoreo permite conocer las fuentes de variación posibles en el diseño y su significado estadístico y ecológico antes de coleccionar los datos, lo que representa una ventaja durante la planificación del plan. La escogencia es vital porque (1) afecta la forma de computar los análisis estadísticos y (2) incide sobre la interpretación de los resultados de la prueba estadística (Underwood 1997). Es por ello que un plan de monitoreo sin una estructura factorial clave es comparable a un avión que vuela en automático sin un rumbo establecido. La máquina sigue funcionando, pero con bajas probabilidades de que llegue a un destino seguro.

2.2.3. Variables respuesta o indicadores seleccionados (estructura de la respuesta)

Como se dijo anteriormente, las variables son propiedades inherentes a los individuos de una población objetivo o estadística (Underwood 1997). Los valores que adopta una variable responden a los factores de un diseño. Por ejemplo, la cobertura de mangles puede cambiar entre una región geográfica, localidad o sitio, dependiendo de los niveles de contaminación y/o desarrollo costero. Es importante que, durante el diseño de un plan de monitoreo, se tengan claras las variables respuesta que se quieren utilizar en función, de nuevo, de la pregunta que el monitoreo quiere responder.

2.2.3.1. ¿Cuántos tipos hay y en qué escala se miden?

Las variables se dividen en dos grandes grupos: (1) continuas (i.e., aquellas que pueden adoptar cualquier número entero o decimal) y (2) discretas (i.e., aquellas que solo pueden adoptar un número finito de valores y que no admiten decimales). Las variables continuas solo pueden medirse en escalas de intervalos y razones, mientras que las variables discretas admiten cualquier tipo de escalas (Kaliyadan & Kulkarni 2019).

Existen cuatro tipos de escalas: (1) nominales, (2) de intervalos, (3) ordinales y (4) de razones o radios. La escala nominal consta de dos o más categorías mutuamente excluyentes (Kaliyadan & Kulkarni 2019). Si solo hay dos, se llama escala nominal dicotómica (ej. sexo femenino o masculino). A cada categoría se le suele asignar un número de código sin significado cuantitativo, lo que facilita su introducción en bases de datos (ej. 0= ausencia y 1= presencia). En cualquier situación, si se usa una codificación propia, debe tenerse claro lo que significa cada código para cada variable.

Las variables ordinales tienen la cualidad adicional, respecto a la escala nominal, de que sus categorías están ordenadas por rango; cada clase posee una misma relación posicional con la siguiente; es decir, la escala muestra situaciones escalonadas (Kaliyadan & Kulkarni 2019). Si se usan números, su única significación está en indicar la posición de las distintas categorías en la serie; sin embargo, no asumen que la distancia del primer escalón al segundo sea la misma que la del segundo al tercero. Por ejemplo: nivel de contaminación:
1 = alto (> de 20 mg de hidrocarburos por m²),
2 = medio (10-20 mg de hidrocarburos por m² y
3 = bajo (< 10 mg de hidrocarburos por m²).

Las escalas de intervalos poseen la cualidad adicional de que los intervalos entre sus clases son iguales. Diferencias iguales entre cualquier par de números de la escala indican diferencias también iguales en el atributo sometido a medición (Kaliyadan & Kulkarni 2019). Por ejemplo, la diferencia de temperatura entre un sitio a 22 °C y otro a 26 °C es la misma que la existente entre dos sitios cuyas temperaturas son de 33 °C y 37 °C, respectivamente.

Las escalas de razones o radios se llaman también métricas o dimensionales. Las variables continuas van a medirse con escalas de razones o intervalos, por lo que es habitual que nos refiramos a ellas englobándolas como escalas continuas. La selección de una escala está determinada por la definición operativa de la variable y por los métodos disponibles para medirla. Para algunas variables solo existirá un tipo de escala elegible, mientras que otras admiten varias alternativas (Kaliyadan & Kulkarni 2019).

2.2.3.2. Variables que indican estructura de las comunidades

Aunque los programas de monitoreo pueden enfocarse en diferentes niveles de organización biológica (ej. organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas) es común encontrar programas de monitoreo cuyas preguntas y objetivos están orientados en darle seguimiento a variables que indican el estado de las comunidades y el ambiente físico que, en conjunto, conforman los ecosistemas.

Las comunidades se encuentran constituidas por poblaciones de especies que coexisten en espacio y tiempo (Begon et al. 1990). Las comunidades poseen propiedades emergentes inherentes a ellas (Begon et al. 1990), como todos los niveles de organización biológica. Algunos ejemplos de estas propiedades son la riqueza (número de especies), composición (identidad de las especies), abundancia (número de individuos, biomasa en pie y/o cobertura), equidad (representatividad de las especies en la comunidad) y diversidad de especies (relación entre la equidad y la riqueza de especies). En conjunto, estas variables se conocen como estructura de la comunidad (Begon et al. 1990). Generalmente, los programas de monitoreo se enfocan en determinar las trayectorias de estas propiedades (variables) en espacio (diferentes regiones, localidades y sitios) y tiempo (días, meses, años y décadas).

De manera amplia, la estructura de la comunidad puede adoptar tres posibles trayectorias extremadamente dinámicas en tiempo y espacio: (1) estabilidad (i.e., cuando los cambios en la estructura de la comunidad oscilan alrededor de puntos de equilibrio estables), (2) declive (i.e., cuando la comunidad pierde sus atributos para adquirir otros puntos de equilibrio diferentes) y (3) recuperación (i.e., cuando la comunidad retorna a puntos de equilibrio que prevalecían antes de que se perdieran las propiedades de la comunidad). Una comunidad es resistente si es estable después de ser impactada por disturbios. Una comunidad es resiliente si se recupera de los impactos del disturbio y poco resiliente si muestra un franco declive como resultado de las perturbaciones generadas por los disturbios (Begon et al. 1990).

2.2.3.3. Variables que indican función de los ecosistemas

Los ecosistemas representan niveles de organización donde múltiples comunidades biológicas interactúan entre ellas y con el ambiente físico que les rodea. La forma en que se describen esas interacciones es a través del estudio de las interrelaciones de especies de las cadenas tróficas, desde los productores primarios hasta los depredadores y el ambiente. La producción (i.e., biomasa en pie por unidad de superficie), la productividad primaria bruta (tasa de producción de carbono fijado vía fotosíntesis por unidad de superficie y tiempo) y la productividad primaria neta (i.e., productividad primaria bruta menos energía invertida en el proceso de respiración) son propiedades comunes indicadoras de la función de los ecosistemas (Begon et al. 1990, Townsend et al. 2008).

La descripción del contenido estomacal de las especies y la construcción de tramas tróficas es otra forma de describir la dinámica trófica de los ecosistemas (Da Silveira et al. 2020). Sin embargo, estos métodos son demasiado complejos y laboriosos para incluirlos en planes permanentes de monitoreo. Alternativamente, se han propuesto métodos basados en carnadas para estimar la frecuencia de depredación como un indicador de función de los ecosistemas, en especial de ecosistemas marino-costeros como pastos y arrecifes (Schmid et al. 2017). Finalmente, la medición del carbono orgánico y la materia orgánica total contenida en los sedimentos, aporta información relevante sobre los ciclos que estos elementos completan dentro del ecosistema. Es decir, la forma en la que se mueven desde el ambiente físico, pasando por los organismos y retornando al ambiente, donde pueden moverse o quedar secuestrados (Ciais 2003).

2.2.4. Frecuencia de muestreo

La frecuencia de muestreo está determinada por dos condiciones: (1) la biología/historias de vida y escalas temporales relevantes de los procesos ecológicos que se quieren monitorear y (2) aspectos de factibilidad logística.

Como regla general, si los procesos ecológicos bajo escrutinio tienen historias de vida altamente dinámicas en el tiempo, la frecuencia de muestreo debe ser más corta. Es decir, hay especies y procesos cuyas tendencias temporales son menos cambiantes (ej. corales duros calcificando), mientras que en otros casos las dinámicas cambian abruptamente en cuestión de horas (ej. el reemplazo de bacterias asociadas a la capa de mucopolisacáridos del coral). Un buen plan de monitoreo debe fundamentarse en el conocimiento de las propiedades dinámicas de las comunidades y ecosistemas que se les está dando seguimiento.

Por su parte, los aspectos de factibilidad logística son importantes a la hora de decidir la frecuencia de muestreo. En general, el aumento de la frecuencia de muestreo implica elevar los gastos del programa. Estos gastos solo se justifican si y solo si el incremento en la inversión del plan es factible en términos de los recursos disponibles y el potencial de conseguir recursos adicionales y/o el incremento de costos conlleva la colecta de información que represente beneficios claros para el manejo y la conservación del ecosistema monitoreado.

2.2.4.1. ¿Por qué es importante repetir las observaciones?

La repetición de las observaciones es esencial para lograr construir líneas base y series de tiempo robustas que permitan la descripción de las tendencias de estabilidad, declive o recuperación de las comunidades y ecosistemas monitoreados. La repetición de las observaciones en el tiempo es la única forma de identificar y caracterizar la dinámica natural del sistema monitoreado, y así poder detectar cambios no esperados y asignar los factores que han impulsado estos cambios. Por su parte, la ausencia de una verdadera replicación temporal conlleva a lo que se conoce como pseudoreplicación, un problema común en el diseño de experimentos y planes de monitoreo, que tiene consecuencias relevantes en la interpretación de los resultados (ver sección 2.4.).

2.2.4.2. Criterios de decisión útiles

Hasta el momento hemos descrito el marco conceptual y lógico implícito en el diseño de un plan de monitoreo. En este apartado, se presentan unos criterios de decisión para facilitar el diseño de un plan de monitoreo. En la estructuración de la red **MONITOREA** (ver sección 4) se han utilizado estos criterios. En la figura 11 se muestra un árbol de decisión, una hoja de ruta para el diseño de un plan de monitoreo. El esquema cuenta con siete criterios que delinean diferentes caminos que conducen a planes de monitoreo diferentes.

Sobre la pregunta:

¿Cuál es el nivel de organización biológica de interés?: ¿Comunidad, ecosistema o ambos?

¿Qué se quiere estimar: tamaño de efecto, variabilidad aleatoria o ambas?

Las conclusiones, ¿se quiere que sean extrapolables a varias escalas espaciales, o se quiere que solo apliquen a la fracción/porción de superficie muestreada?

Sobre los objetivos y propósito

¿Se quiere contribuir con el conocimiento local?

¿Se quiere contribuir con el conocimiento regional?

¿Se quiere contribuir con ambos?

Sobre la línea base y esfuerzos realizados

¿Se cuentan con esfuerzos de monitoreo anteriores?

¿Existen protocolos y metodologías conocidas ya adoptadas?

¿Qué se ha aprendido? ¿Se puede mejorar?

¿Son adaptables los esfuerzos anteriores al nuevo plan?

Sobre la estructura factorial

Factores fijos versus factores aleatorios

Factores anidados versus factores ortogonales

Combinación de factores fijos y aleatorios (i.e., monitoreos complejos)

Sobre la estructura de las variables respuesta y frecuencia de muestreo

Las historias de vida de los organismos y los procesos ecológicos a monitorear son altamente dinámicos a escalas de días/meses.

Las historias de vida de los organismos y los procesos ecológicos a monitorear son más estables a escalas de días/meses/años/décadas

Sobre el involucramiento de las comunidades y actores clave

¿Cuenta con el apoyo de actores locales?

¿El monitoreo recae en una sola o en pocas instituciones?

Sobre el financiamiento

¿Cuenta con financiamiento asegurado para los próximos cinco años?

¿Existen programas de monitoreo previos?



FIGURA 11. Árbol de decisiones clave para el diseño de un plan de monitoreo. *Se mantienen los esfuerzos sin cambios con posibilidades de mejorar. Cuando se tienen unidades fijas o permanentes (ej. parcelas, transectos), las observaciones no son independientes en el tiempo, por lo que las conclusiones se deben restringir al área sobre la que se hacen las observaciones. Cuando las unidades no son fijas, las observaciones en el tiempo son independientes y las conclusiones son extrapolables al sitio. Cuando las unidades no son fijas, se requiere un mayor esfuerzo de muestreo para poder captar cambios.

2.3. La pseudoreplicación no es un pseudoproblema, es uno real

Como hemos discutido en secciones anteriores, los programas de monitoreo representan ejercicios en los que, sin duda, la práctica ancestral de salir a coleccionar la mayor información posible del ecosistema que estamos estudiando, para luego construir predicciones basadas en lo aprendido, resulta contraproducente. Además, la confusión y/o poca claridad en la terminología fundamental que subyace la estructura lógica del diseño del plan de monitoreo, lleva a errores en la interpretación de los resultados, en especial, cuando se utilizan pruebas estadísticas (Hurlbert 1984, 2004, 2009).

Hay numerosos trabajos sobre la importancia de adoptar una terminología clara y asertiva en ecología experimental, en esta guía resaltamos los más importantes, para reducir los errores comunes de interpretación de los datos que puede arrojar un programa de monitoreo. Lo primero que hay que tener claro es que, desde el punto de vista estricto, los programas de monitoreo son experimentos (Hurlbert 1984, 2004, 2009).

En general, se reconocen dos tipos de experimentos: (1) experimentos manipulativos (i.e., un ejercicio diseñado para determinar el efecto de un factor experimentalmente manipulado sobre la respuesta de una variable) y (2) experimentos mensurativos (i.e., un ejercicio que depende de muestrear un determinado grupo de condiciones que difieren con respecto a los procesos sobre los cuales se hacen las predicciones). En otras palabras, el monitoreo de las características de las comunidades y ecosistemas marino-costeros en tiempo y espacio, no es más que un experimento mensurativo (Underwood 1997).

El diseño de experimentos se rige por principios claros y bien establecidos que pueden revisarse en trabajos clásicos (Underwood 1990, 1997) y, por ende, no se discuten en esta guía. Sin embargo, los conceptos de unidad experimental y unidad de evaluación e independencia deben tenerse claros cuando se confecciona cualquier experimento, en este caso, un programa de monitoreo. La clara diferenciación entre estos tres conceptos es la clave para evitar los problemas de pseudoreplicación. Por unidad experimental entendemos la unidad/sistema experimental más pequeño sobre el cual un tratamiento es asignado. Las unidades experimentales son aquellas sobre las que se asignan tratamientos/factores (Underwood 1997). En un experimento mensurativo, las unidades experimentales clásicas pueden ser porciones de espacio y/o sitios que difieren en condiciones ambientales. La unidad de evaluación (con frecuencia también llamada unidad operacional), se define como la unidad o porción de material sobre el cual se mide una respuesta (ej. una colonia coralina sobre la cual se mide la altura en una porción del arrecife) (Hurlbert 2009).

Finalmente, el tercer concepto clave en el diseño experimental es el de independencia. Para Hurlbert, el principio más fundamental de un experimento adecuado es que se haga de una forma en la que lo que «transpira» de una unidad experimental no tenga ningún efecto sobre otras. La aleatorización y la correcta replicación en tiempo y espacio son las mejores estrategias para lograr esta independencia (Hurlbert 1984, 2004, 2009).

Unidad experimental

Material/área/objeto sobre la cual se replican los tratamientos

Unidad de evaluación/unidad operacional

Objeto sobre el cual se hace una observación / estimación de una variable para inferir los parámetros de tendencia central y dispersión de la población objetivo

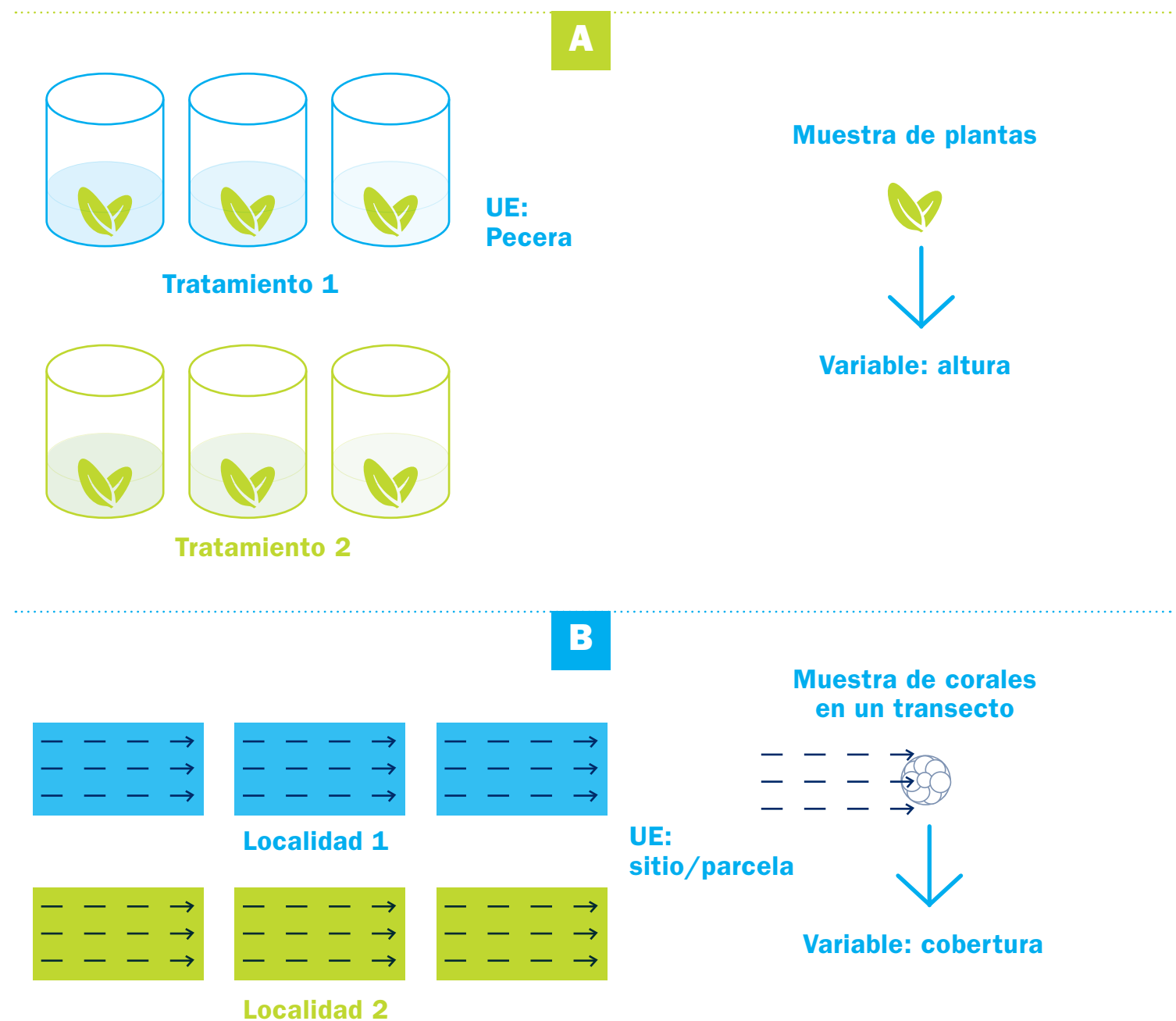


FIGURA 12. Ejemplos de unidad experimental (UE) y unidad operacional (UO) en un experimento manipulativo (a) y en un experimento mensurativo (b).

2.3.1. ¿Qué es pseudoreplicación?

Hurlbert define pseudoreplicación como el error en la unidad de análisis que surge de confundir la unidad experimental con la unidad de evaluación (Hurlbert 1984, 2009); lo que conlleva problemas en la interpretación de los resultados de los análisis estadísticos. Para Hurlbert, el problema persiste por la falta de una terminología clara y es especialmente frecuente en estudios de ecología marina (Hurlbert 1984, 2009). En los programas de monitoreo, la confusión entre las unidades de análisis es especialmente tangible, desde el diseño de los planes, hasta en las estrategias de análisis de datos, e interpretación de los resultados.

2.3.2. Tipos de pseudoreplicación

2.3.2.1. Pseudoreplicación simple

La pseudoreplicación simple surge en casos en donde hay una sola unidad experimental (i.e., ausencia de tratamientos replicados) sobre la cual se tienen múltiples observaciones (i.e., se tienen múltiples unidades de evaluación) como si fuesen independientes (Hurlbert 1984, 2004, 2009). En un programa de monitoreo, un ejemplo claro ocurre cuando no se replican los sitios de diferentes localidades, aunque sobre ese sitio se hace un gran esfuerzo de muestreo. En consecuencia, la unidad experimental (i.e., sitio) se confunde con la unidad operacional o de observación (puntos, transectos, cuadrantes muestreados) subestimando de esta forma el término de error (i.e., variabilidad dentro de la localidad donde se encuentra el sitio).

2.3.2.2. Pseudoreplicación sacrificio

La pseudoreplicación por sacrificio surge de la práctica de promediar cuando el número de unidades experimentales (n) es dos o más y, el número de unidades de evaluación (k) medidas por unidad experimental es dos o más, y el análisis ignora la estructura de (nk) medidas por tratamiento como si este promedio representara una réplica independiente del tratamiento (Hurlbert 1984, 2004, 2009). En programas de monitoreo, este problema se presenta con frecuencia en diseños espacialmente jerárquicos que promedian el valor de una variable colectada en un sitio para describir y/o concluir sobre las tendencias que se dan en la escala espacial jerárquica superior (ej. localidad).

2.3.2.3. Pseudoreplicación temporal

La pseudoreplicación temporal ocurre cuando se toman múltiples medidas sucesivas en el tiempo de una unidad de evaluación, y estas son tratadas como si pertenecieran a unidades experimentales diferentes (Hurlbert 1984, 2004, 2009). Existen casos donde, dado la naturaleza de la pregunta, se requiere tomar medidas repetidas de la misma unidad de evaluación (ej. monitoreo del crecimiento de un organismo). En estos casos, lo importante es tener claro que cualquier inferencia y conclusión que se haga de los datos, solo debe referirse a la unidad sobre la cual se han repetido las observaciones (Hurlbert 2009).

2.3.2.4. Pseudoreplicación por sacrificio sustentado por una prueba estadística

Esta pseudoreplicación surge cuando se ignora la estructura de n (unidades experimentales) y k (unidades de evaluación) sobre el criterio de una prueba estadística. Es decir, cuando se decide que múltiples unidades de evaluación en una unidad experimental sean tratadas como unidades experimentales supuestamente independientes, cuando la prueba de diferencias estadísticas entre unidades experimentales (i.e., dentro de tratamientos) resulta en un alto p valor (valor de probabilidad) (Hurlbert 2004, 2009). En otras palabras, esto ocurre cuando la prueba estadística arroja que las unidades de evaluación que hay en una unidad experimental son distintas, y el investigador decide tratarlas como unidades experimentales independientes (Hurlbert 2009).

2.3.3. Implicaciones de la pseudoreplicación en un programa de monitoreo

La consecuencia usual de la pseudoreplicación es la exageración tanto de la fuerza de la evidencia que muestra diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, sitios, etc., como de la precisión con la cual cualquier diferencia inexistente ha sido estimada. Esto ocurre debido a que la confusión de unidad de análisis subestima el término de error que se calcula en las pruebas estadísticas (Hurlbert 2004, 2009). En consecuencia, la pseudoreplicación infla la probabilidad de falsos positivos, o lo que es igual a un incremento de error tipo 1. En el escenario de un plan de monitoreo, este problema puede llevar a concluir que los ecosistemas a los que estamos dando seguimiento se están degradando y/o permanecen estables (dependiendo de cuál sea la hipótesis nula) de manera errónea. Esto tiene implicaciones sobre el valor y utilidad del programa de monitoreo en términos de las decisiones que los manejadores pueden decidir avanzar. En otras palabras, la información puede desorientar y apoyar la toma incorrecta de decisiones.

Pseudoreplicación

Simple



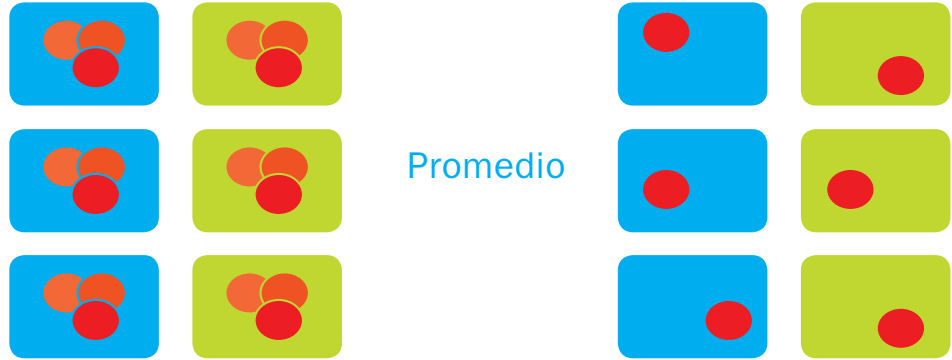
Experimento no replicado: hay solo 1 unidad experimental por cada tratamiento, aunque 3 observaciones por tratamiento. Error dentro de tratamiento mal estimado. Resultado: inflación del efecto del tratamiento (falso positivo)

Temporal



Experimento no replicado en el tiempo: hay solo 1 unidad experimental sobre la cual se repiten las observaciones en el tiempo y se tratan como si fuesen independientes. Los cambios temporales observados solo aplican para esa unidad experimental.

Sacrificio



Promedio

Experimento con $k = 3$ (unidades experimentales cajas de colores) $\times n$ (observaciones: puntos rojos). Se viola la estructura de nk al promediar las observaciones por tratamiento. Consecuencia: mala estimación del error. Inflación del efecto del tratamiento (falso positivo).

Basada en test



Prueba estadística

Experimento con $k = 3$ (unidades experimentales cajas de colores) $\times n$ (observaciones: puntos rojos). Se viola la estructura de nk al tener evidencia de una prueba estadística que dice que no hay diferencias entre UE. Mala estimación del error. Inflación del efecto del tratamiento (falso positivo).

FIGURA 13. Ejemplos de tipos de pseudoreplicación.

Nombre

Autorizaciones para estudios de investigaciones relacionados con las áreas protegidas y biodiversidad.

Descripción

Análisis y opinión técnica sobre solicitudes de investigación y estudios científicos sobre la biodiversidad (ecosistemas, especies y genes). Abarca tanto las áreas con estatus de protegidas como no protegidas. Asimismo, comprende la investigación pura y aplicada realizada por universidades, instituciones científicas e investigadores particulares que tengan el aval de una institución reconocida.

Requisitos

1. Comunicación escrita dirigida al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
2. Completar el formulario para investigaciones en áreas protegidas y biodiversidad.
3. Descripción detallada del proyecto que incluya título de la investigación, información de las instituciones e investigadores involucrados, sitios y duración del estudio, objetivos y plan de trabajo.

Para más detalles, visita: <https://ambiente.gob.do/autorizaciones-ambientales-2/>

Procedimientos a seguir

Depositar solicitud en la Dirección de Servicios de Autorizaciones Ambientales (Ventanilla Única) del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Tipos de investigaciones relacionadas

- Investigaciones dentro y fuera de áreas protegidas
- Colecta de muestras (ej. histología)
- Contrato de acceso a los recursos genéticos (ej. para genotipo, metagenómica)
- Permisos de exportación de muestra para análisis genéticos, especies fuera de CITES
- Permisos de exportación de muestra de especies incluidas en CITES

CUADRO 2. Requisitos y tipos de permisos de investigación relacionados con el monitoreo y tramitados por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

3.1. Permisología y logística

En la fase de preparación y diseño de un plan de monitoreo es imperativo consultar con las autoridades ambientales locales sobre la permisología requerida. En el cuadro 2 se muestran las consideraciones que deben tenerse cuando se determinan los permisos que requieren las actividades de monitoreo.

En primer lugar, se debe revisar el marco regulatorio de las investigaciones que se hacen en los ecosistemas/comunidades a las que se les va a dar seguimiento. En segundo lugar, se deben cotejar las preguntas y objetivos que persigue el plan con la normativa ambiental. Por ejemplo: ¿las actividades contemplan observación, colecta de muestras o ambos? Si se requiere la colecta de muestras, ¿para qué propósito? (ej. análisis molecular, análisis de sedimentos, fines taxonómicos).

¿La colecta de material se hace sobre especies amenazadas? ¿Es necesario exportar las muestras, y de ser así, las especies están dentro del tratado CITES? ¿Las actividades se realizan en áreas marinas protegidas o áreas bajo régimen de administración especial? En República Dominicana, el organismo que rige los trámites de permisología de investigación ambiental, tanto en áreas marinas protegidas como en todo el territorio, incluyendo espacios marinos y terrestres, es el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, a través de sus Viceministerios de Recursos Costeros y Marinos y de Áreas Marinas Protegidas y Biodiversidad, según aplique.

3. MARCO DE IMPLEMENTACIÓN DEL MONITOREO

3.2. Financiamiento

El valor de un plan de monitoreo para el complejo manejo de zonas costeras incrementa con el tiempo, en consecuencia, el financiamiento es una de las piedras angulares de cualquier plan de monitoreo. Los planes de monitoreo sin fondos asegurados a mediano y largo plazo tienden a restringir sus actividades a rangos geográficos limitados, al tiempo que las variables que se logran coleccionar son básicas e informativas. Con el financiamiento adecuado se asegura el tiempo del personal involucrado en el monitoreo, la logística de las salidas de campo para la colecta de los datos en la frecuencia requerida y el análisis e interpretación de la data colectada. Asimismo, fuentes de financiamiento seguras permiten la comunicación de los resultados, la revisión periódica de las metas del plan, la planificación de nuevas capacitaciones y la realización de los ajustes que se requiera hacer a medida que el programa de monitoreo avanza.



FIGURA 14. Importancia del financiamiento para la sostenibilidad de un plan de monitoreo.

Por esta razón, los programas de monitoreo deben asegurar mecanismos de financiamiento sustentables que no dependan estrictamente de los llamados a propuestas de investigación y/o conservación. Por ejemplo, si un plan de monitoreo es parte de una estrategia de seguimiento y conservación de una política de estado y, por ende, es parte del presupuesto nacional anual, se incrementan las posibilidades de financiamiento permanente y a largo plazo.

De esta forma, el programa de monitoreo de salud arrecifal de los cayos de Florida ha mantenido su amplitud geográfica en el tiempo. Asimismo, el programa de monitoreo del Instituto Smithsonian en Panamá ha logrado perdurar por décadas tanto en el Caribe como el Pacífico. En la misma institución, el financiamiento estatal de programas como MarineGeo es posible con el aporte de fondos públicos. En República Dominicana, las alianzas con el sector privado, en específico con la Fundación Propagas, han logrado planes de monitoreo de arrecifes de coral en toda la isla. Otra fuente importante de financiamiento son los fondos privados. Con una política clara de establecimiento de alianzas y de sensibilización de actores clave, en especial, de empresas que se benefician directa e indirectamente del ambiente físico y la biodiversidad del entorno marino, se puede alcanzar parte de las metas de financiamiento. En la búsqueda de fondos, solo está escrito la necesidad de que estos estén disponibles para continuar las metas del plan.

En este sentido, los mecanismos de financiamiento que combinen los aportes de fondos públicos y privados son una buena estrategia. En la República Dominicana existen áreas co-manejadas por diferentes actores (ej. el Santuario Marino Arrecifes del Sureste). Los programas de monitoreo de salud de las comunidades y los ecosistemas presentes en estas áreas pueden financiarse a través de aportes que hagan los usuarios para acceder a las áreas marinas protegidas.

3.3. Identificación de actores clave

La identificación de actores clave es fundamental para el cumplimiento de los objetivos de un plan de monitoreo. Sin la ayuda de las personas locales resulta cuesta arriba cumplir con las metas del plan. La inclusión y participación de múltiples actores asegura el apoyo de la comunidad local al plan, incrementa la sensibilidad ambiental, fomenta la igualdad de género y brinda oportunidades de involucrarse activamente en los esfuerzos de monitoreo, al tiempo que las personas se benefician directamente de los resultados obtenidos, dado que los datos alimentan las medidas de conservación y manejo.

3.4. Entrenamientos y capacitaciones

El entrenamiento y la capacitación es el paso que sigue a la identificación y priorización de actores clave, no solo en las comunidades, sino para los usuarios de la información que se desea levantar. En las capacitaciones, se persiguen dos objetivos: (1) hacer las pruebas piloto diseñadas para evaluar la factibilidad y (2) entrenar a los actores que deseen involucrarse en la ejecución del plan de monitoreo. Estas actividades deben hacerse previo al inicio del programa y durante su ejecución. En ocasiones es recomendable hacer el refrescamiento de estas capacitaciones de manera periódica, para asegurar que los datos siempre se recolecten de manera estandarizada a mediano y largo plazo.

3.5. Prueba piloto

La prueba piloto es una prueba de arranque del plan de monitoreo a pequeña escala que permite evaluar la factibilidad, los costos y la definición final de los protocolos que se adoptarán (Underwood 1997). Con frecuencia, la prueba piloto se ignora y/o cuando se participa en planes de monitoreo regionales, muchos creen que estos esfuerzos no pasaron por la fase de diseño y prueba de los protocolos. Nada más alejado de la realidad. Por ejemplo, al programa CARICOMP le tomó casi dos años lanzar sus protocolos, luego de diferentes talleres de trabajo, donde la coordinación del programa diseñó, compartió y puso a prueba los protocolos propuestos con la participación de los países miembros de la red (Cortés et al. 2019).

Aun cuando, un programa de monitoreo adopte protocolos ya establecidos y probados (ej. AGRRA, GCRMN o Reef Check), siempre es recomendable hacer una salida de campo piloto la primera vez que se implementa el protocolo (siempre y cuando se cuente con los fondos), para ajustar y aclarar dudas que puedan surgir. En una prueba piloto no es recomendable coleccionar datos definitivos para el análisis de tendencias, ya que puede que los protocolos no estén adaptados y bien ajustados, que parte de ellos no sean factibles de completarse o que deban ajustarse tras las pruebas iniciales.

3.5.1. Factibilidad

Uno de los aspectos más importantes a cumplir en la prueba piloto del monitoreo es el análisis de factibilidad. Por factibilidad entendemos los aspectos viables del protocolo en cuanto al esfuerzo que demandan, los fondos de los que se dispone y el tiempo necesario para completar el muestreo. La prueba piloto ayuda a conciliar estos criterios y permite rediseñar y optimizar el esfuerzo, de manera que responda a los objetivos y preguntas del plan.

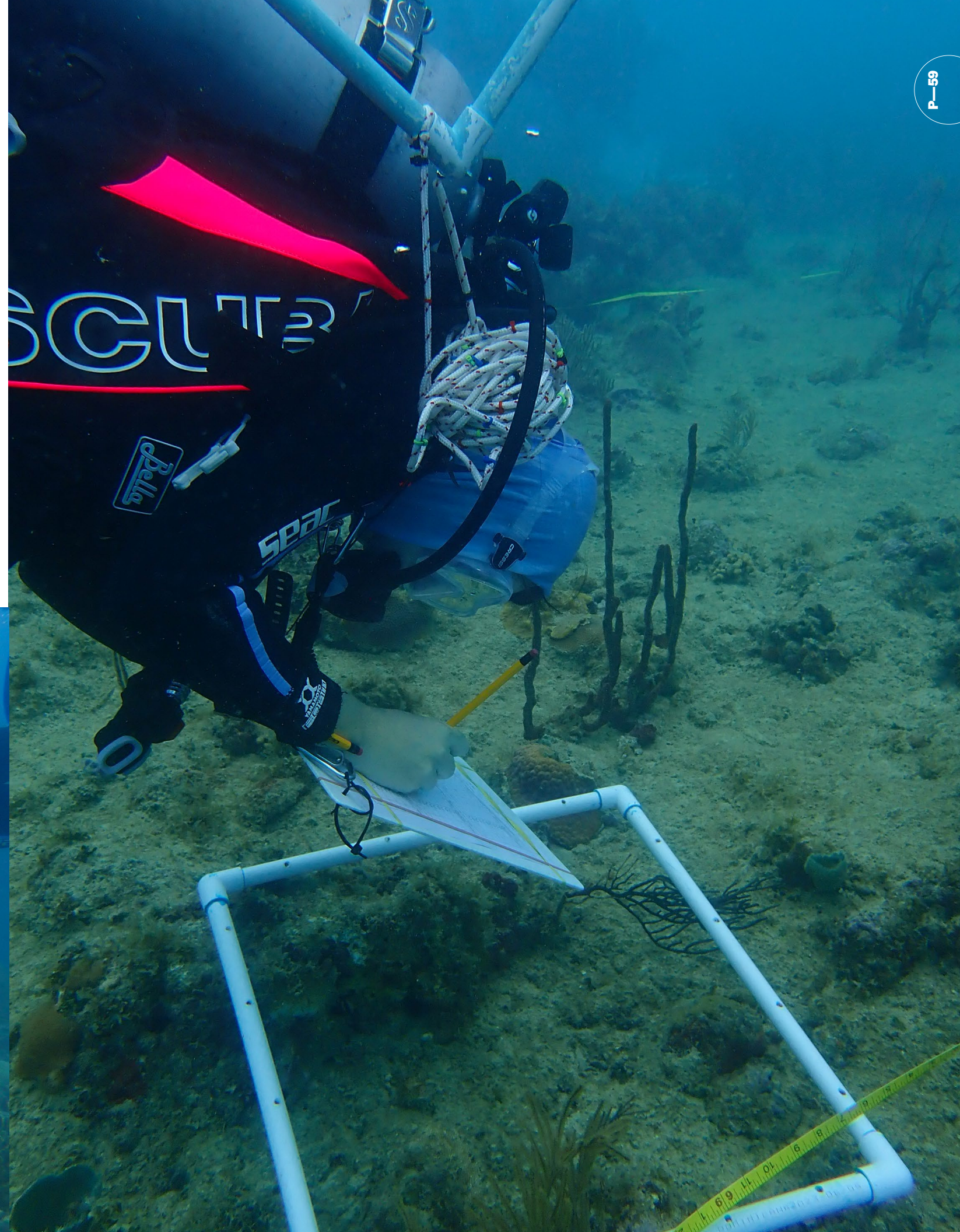
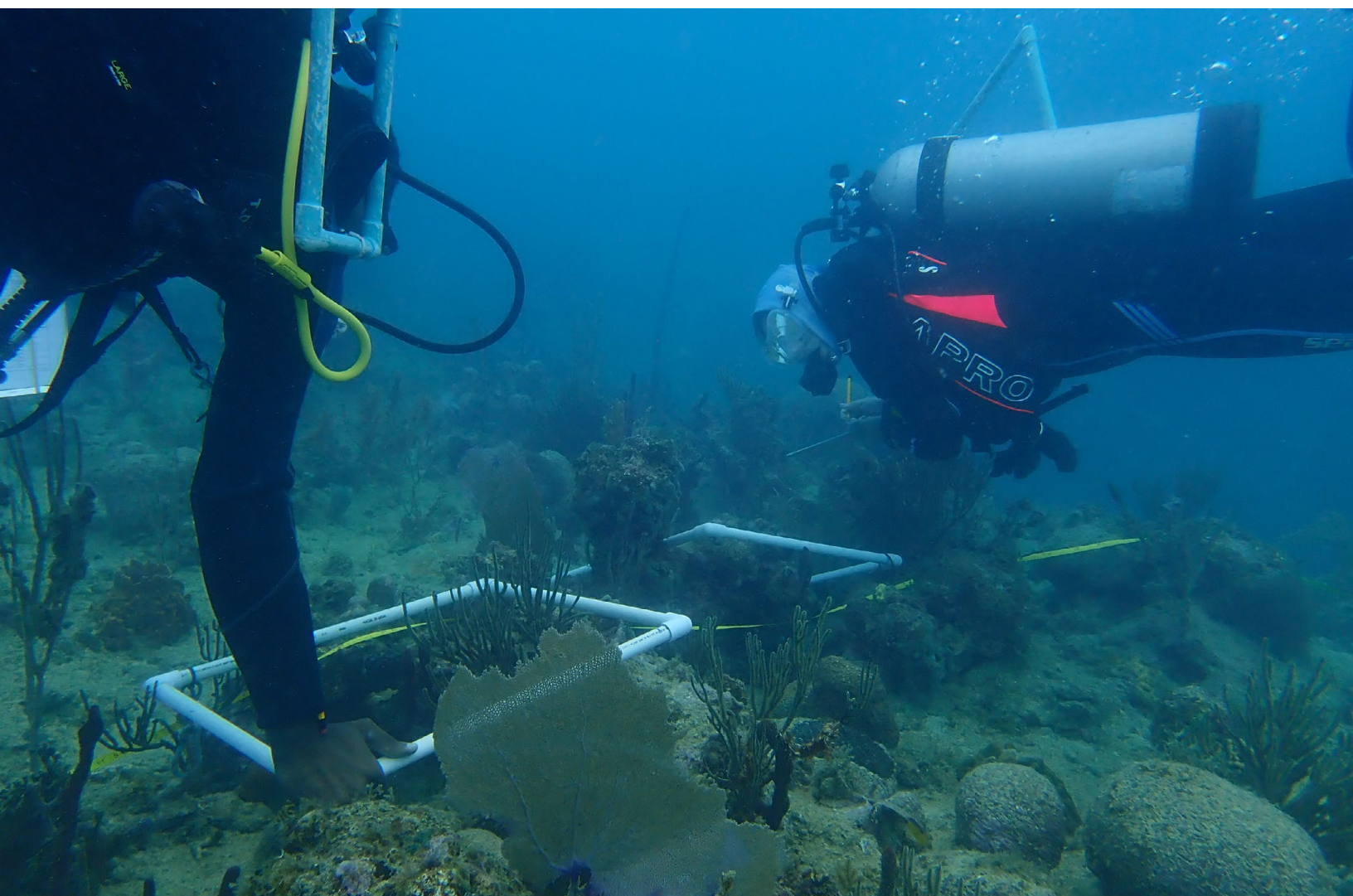
3.5.2. Análisis de costos

El análisis de costos, en función del tiempo invertido, es uno de los pilares para la optimización y definición final de los protocolos. Como regla de oro, lo que se persigue es obtener la máxima información posible con el mínimo tiempo invertido. En metodología del muestreo, la mejor información es aquella que es más precisa y, como vimos anteriormente, un muestreo es preciso si el dato obtenido se aproxima al parámetro de distribución central desconocido de la población objetivo (i.e., media poblacional) y su parámetro de dispersión (i.e., varianza poblacional). Un muestreo eficiente es, por ende, el más preciso y realizado en el menor tiempo y con la menor inversión posible.

3.5.3. Definición final de protocolos

La definición final de los protocolos parte de un proceso de consulta con los actores identificados que participaron en la elaboración inicial de los mismos, en los entrenamientos y en la prueba piloto. Los protocolos finales deben responder la pregunta que el plan quiere esclarecer y a los objetivos perseguidos. Estos planes deben escribirse claramente, para que sean reproducibles y replicables por actores que, inclusive, no participaron en la elaboración del plan. En la siguiente sección se presentan los protocolos propuestos por **MONITOREA**.

FIGURA 15. Prueba piloto del proyecto MONITOREA, realizado en Bayahíbe, República Dominicana, en abril de 2024.



4.1

4.1. Marco conceptual

El marco conceptual de **MONITOREA** es el seguimiento integrado de tres ecosistemas marino-costeros (i.e., bosques de mangle, pastos marinos y arrecifes de coral) interconectados geoquímica, biológica y ecológicamente. Utiliza bases de datos existentes, expande esfuerzos de monitoreo y fomenta la participación de múltiples actores en la colecta de datos. Los esfuerzos se hacen desde el nivel local para mejorar el manejo de los ecosistemas en República Dominicana y para contribuir con el análisis de tendencias regionales.

El programa se fundamenta en una filosofía de datos libres compartidos que sean útiles para: (1) entender la dinámica natural de estos ecosistemas en espacio y tiempo; (2) asignar los factores que impulsan los cambios; (3) proveer información que sea libre y útil para la toma de decisiones de manejo y conservación, y (4) beneficiar a las comunidades locales, entendiendo que, si se logra un buen manejo de los ecosistemas monitoreados, estos pueden proveer bienes y servicios sustentables para la gente a corto, mediano y largo plazo.

CUADRO 3. Misión, objetivos y preguntas del programa MONITOREA.

MISION: fortalecimiento de los esfuerzos de monitoreo integrado de los ecosistemas marino-costeros con la conformación de una red nacional que promueva la participación voluntaria de múltiples actores.

OBJETIVO: Describir las principales tendencias (estabilidad, deterioro y /recuperación) de los bosques de manglar/los pastos marinos y los arrecifes coralinos con la finalidad de apoyar el manejo y conservación efectiva de estos ecosistemas a nivel nacional.

MANGLARES Y PASTOS

- (1) ¿Cuál es el estado actual de estos ecosistemas y las comunidades biológicas asociadas
- (2) ¿Cuáles son sus trayectorias (declive, estabilidad o recuperación)?
- (3) ¿Cuál es la capacidad de absorber/secuestrar (vía fotosíntesis) carbono?

ARRECIFES:

- (1) ¿Cuál es el estado actual de estos ecosistemas en cuanto a la cobertura bentónica y abundancia de comunidad biológica asociada?
- (2) ¿Cuáles son sus trayectorias principales (declive, estabilidad o recuperación)?
- (3) ¿Existen patrones o tendencias claras en el reclutamiento coralino (ej. relación entre especies planuladoras y liberadoras de gametos)?
- (4) ¿Cuál es la relación entre el estado del hábitat y las comunidades de peces?
- (5) ¿Cuáles son las condiciones más prevalentes en los arrecifes a nivel nacional: enfermedades/blanqueamiento/depredación?
- (6) ¿Cuál es la distribución y abundancia de octocorales invasores y otras especies exóticas a nivel nacional?

La meta del programa es fortalecer el monitoreo integrado de los ecosistemas marino-costeros en la República Dominicana, en específico de los bosques de mangle, los pastos marinos y los arrecifes de coral, con la participación de múltiples instituciones.

El objetivo es producir series de tiempo robustas, replicadas en tiempo y espacio, que permitan establecer las tendencias actuales y futuras de estos ecosistemas. Para **MONITOREA**, el análisis de estas series de tiempo debe mejorar los esfuerzos nacionales de manejo para conservar la biodiversidad marino-costera, de la cual dependen millones de personas en el país.

Para lograr esta meta, el programa debe cumplir, de manera integral, con cinco objetivos:

- (1) monitorear de manera periódica una serie de variables indicadoras de la estructura y función de los ecosistemas marino-costeros;
- (2) promover la participación de diferentes instituciones e involucrarlas en un programa de carácter nacional;
- (3) fomentar las oportunidades de formación de estudiantes interesados en el campo de la ecología marina;
- (4) promover el intercambio de datos y la comunicación abierta y transparente entre las autoridades ambientales dominicanas y las instituciones involucradas en el monitoreo, con la finalidad de informar las políticas de manejo y conservación de estos ecosistemas, y
- (5) contribuir con el análisis de tendencias y el estado de los ecosistemas marino-costeros a nivel nacional y regional.

4.2.2. Estructura factorial

Dado que las preguntas de **MONITOREA** son de ámbito nacional, y debido a que lo que se quiere es determinar la variabilidad temporal del estado de los bosques de manglar, las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral a diferentes escalas espaciales, el diseño debe responder a una estructura espacialmente jerárquica. Asumiendo que las tendencias espaciales pueden cambiar en el tiempo, hay que estimar cambios temporales (tamaños de efecto), involucrando factores fijos y aleatorios relacionados de forma anidada y ortogonal (ver apartados sobre diseño experimental en la sección 2.3).

Específicamente, **MONITOREA** propone un diseño mixto de cinco factores: factor 1: región (factor aleatorio con al menos tres niveles: ej. norte, sur y este); factor 2: localidad (factor aleatorio anidado a región, con al menos tres niveles: 1, 2 y 3); factor 3: sitio (factor aleatorio anidado a localidad y región, con al menos tres niveles por localidad: 1, 2 y 3); factor 4: mes (factor aleatorio y ortogonal a año con al menos dos niveles o meses muestreados anualmente; este factor no se cuenta en casos donde la variable monitoreada se levanta de manera anual, es decir, una observación por año), y factor 5: año (factor fijo y ortogonal a todos los anteriores con tantos niveles como se expanda el programa de monitoreo). En el cuadro 4 se muestran las fuentes de variación esperadas para el diseño de **MONITOREA**, su interpretación estadística y ecológica.

| Fuentes de variación | Estima en la prueba | Interpretación ecológica |
|--|--|--|
| Región (Factor aleatorio) | Variabilidad aleatoria a escala de cientos de kilómetros | Patrones en la estructura y función de los ecosistemas evaluados producto de procesos que operan a la escala de cientos de kilómetros |
| Localidad (aleatorio y anidado en región) | Variabilidad aleatoria a escala de decenas de kilómetros | Patrones en la estructura y función de los ecosistemas evaluados producto de procesos que operan a la escala de decenas de kilómetros |
| Sitio (aleatorio anidado en localidad y región) | Variabilidad aleatoria a la escala de decenas/ cientos de metros | Patrones en la estructura y función de los ecosistemas evaluados producto de procesos que operan a la escala de decenas/ cientos de metros |
| Año (fijo y ortogonal a sitio, localidad y región) | Magnitud del tamaño de efecto | Magnitud de cambios temporales anuales en la estructura y función de los ecosistemas sin importar la escala espacial (i.e., trayectorias) |
| Región x Año | Interacción aleatoria | |
| Localidad x Año | Interacción aleatoria | Trayectorias de los ecosistemas a escala de localidad |
| Sitio x Año | Interacción aleatoria | Trayectoria de los ecosistemas a escala de sitios |
| Residual | Varianza de la población target | Cambios en la estructura y función de los ecosistemas evaluados no explicados por ninguna de las fuentes de variación incluidas en el diseño |

CUADRO 4. Fuentes de variación que se desprenden del diseño experimental de **MONITOREA**. Interpretación estadística y ecológica.

El levantamiento de las variables dependientes (i.e., indicadores de estructura de las comunidades biológicas y/o función ecosistémica) se repite sobre la unidad operacional. Para los tres ecosistemas, el sitio se considera la unidad experimental para cada localidad, siguiendo un diseño espacialmente anidado, dado que las hipótesis se refieren a cambios temporales/ estabilidad asociados al sitio.

En el caso de los manglares, el sitio es una sección del bosque de aproximadamente 315 m². En cada sitio se tienen tres parcelas 10 x 10 m sobre las cuales se hacen las observaciones. Para los pastos marinos, el sitio es una sección de la pradera de aproximadamente 315 m².

Para cada sitio se tienen tres bandas de 50 x 2 m (100 m²), sobre las cuales se hacen las observaciones. Para los arrecifes de coral, el sitio es una sección del arrecife de aproximadamente 350 m². Dentro de cada sitio, las observaciones para la cobertura bentónica, invertebrados, reclutas de coral y enfermedades, se hacen en cinco bandas de 10 x 2 m (20 m²), y para la comunidad de peces en cinco bandas de 30 x 2 m (60 m²).

4.2.3. Variables seleccionadas

Los protocolos están divididos en niveles para lograr una contribución ajustada a las capacidades instaladas. Estos niveles se inician en el básico (nivel 1), para instituciones que tienen la capacidad y el personal de ir al campo y recolectar información esencial e implementar salidas de campo bianuales. En el nivel 2, las instituciones esperan cumplir con las variables estipuladas en el nivel 1 y, además, coleccionar información general que requiere una mayor frecuencia en el campo, mas no imperativamente, y capacidades para analizar muestras en el laboratorio. Finalmente, en el nivel 3, se espera que las instituciones cumplan con los dos primeros niveles y además, tengan tecnologías de punta como el mapeo con vehículos automatizados.

MONITOREA contempla el levantamiento de información periódica útil para entender la dinámica espaciotemporal de algunas propiedades emergentes de la estructura de las comunidades biológicas y la función de los ecosistemas que ellas ocupan.

4.2.3.1. Bosques de manglar

MONITOREA se sustenta sobre el protocolo de CARICOMP (ver sección de referencias). Básicamente, el protocolo se enfoca en el monitoreo de variables de la población de mangles por especie (ej. diámetro y altura de las plantas adultas y reclutas), estructura de la comunidad del bosque (i.e., cobertura, abundancia/biomasa en pie), estructura de la comunidad de peces asociados a las raíces (i.e., frecuencia de aparición, riqueza y composición de especies) y variables asociadas al funcionamiento del ecosistema (i.e., biomasa de hojarasca, materia orgánica y carbono orgánico total).

4.2.3.2. Pastos marinos

MONITOREA se sustenta sobre el protocolo de monitoreo de pastos de CARICOMP y CariCas. Básicamente, el protocolo se enfoca en el monitoreo de variables de estructura de la comunidad de pastos (i.e., cobertura, abundancia), estructura de la comunidad de peces e invertebrados asociados a las praderas marinas (i.e., abundancia y composición de especies) y variables asociadas al funcionamiento del ecosistema (i.e., biomasa en pie, productividad primaria neta y bruta y tasa de recambio).

4.2.3.3. Arrecifes de coral

MONITOREA se sustenta sobre el protocolo de monitoreo de arrecifes del GCRMN y AGRRA. Básicamente, el protocolo se enfoca en el monitoreo de variables de estructura de la comunidad bentónica (i.e., cobertura, abundancia, riqueza y composición de especies y grandes grupos de organismos bentónicos) y estructura de la comunidad de peces e invertebrados asociados a los arrecifes de coral (i.e., cobertura, abundancia, riqueza y composición de especies de peces). Además, se incluyen otras variables que son útiles para entender procesos clave para la dinámica de los ecosistemas de coral (i.e., abundancia y composición de géneros/especies de corales en estadios tempranos de su ciclo de vida y prevalencia de enfermedades/blanqueamiento y otras condiciones). Finalmente, el protocolo también contempla levantar atributos de la complejidad estructural del hábitat arrecifal que puedan explicar la relación entre la comunidad bentónica, la comunidad de peces y la comunidad de invertebrados asociados a los arrecifes de coral.

| Variables | Estructura de la población y comunidad | Abundancia y estructura de tallas de juveniles | Peces en las raíces | Hojarasca | Carbono orgánico | Extensión de hábitat |
|-------------|--|--|---|---|---|---|
| Significado | La estructura de tallas es una propiedad de cada población (especie) de manglar. Los parámetros calculados a partir de histogramas de frecuencia (media, mediana, moda, curtosis y sesgo) son indicadores de los cambios espacio-temporales que ocurren en las poblaciones de árboles adultos. Este grupo de variables permiten evaluar los cambios espacio-temporales en algunas propiedades emergentes de la comunidad del bosque. La estructura de la comunidad viene dada por las especies presentes y su abundancia relativa (ej. cobertura o biomasa). | La densidad de reclutas y la estructura de tallas de plántulas permite deducir la dinámica de reemplazo de árboles viejos por nuevos individuos, determinante para el mantenimiento de las poblaciones y las comunidades de manglar. | La estructura de la comunidad de peces se refiere a la riqueza/frecuencia de aparición y composición de especies de peces asociadas a las raíces de mangle. Este grupo de variables permite evaluar el nivel de conexión existente entre los manglares, los arrecifes y los pastos. Además, entender el valor que los manglares tienen como sitios para la reproducción de especies de importancia ecológica y comercial que se encuentran en otros hábitats marino-costeros. | La biomasa de hojarasca se define como la biomasa que cae desde el dosel a la superficie del bosque. Esta variable nos permite conectar el proceso de fijación de carbono, vía fotosíntesis, con la producción de biomasa vegetal. Podemos estimar la tasa de recambio, es decir, la relación entre lo que se produce anual y mensualmente. Finalmente, al separar la hojarasca en frutos, flores y hojas, podemos entender los ciclos reproductivos del mangle | La materia orgánica total es la cantidad de compuestos químicos orgánicos de origen animal y vegetal en los que existe carbono ligado. El carbono orgánico total es la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico. Se estima separando el carbono del resto de los compuestos orgánicos a los que el carbono se encuentra unido. Estas variables permiten evaluar el potencial de secuestro de carbono en los suelos del bosque. | Mapeo del hábitat a escala de cientos de kilómetros (i.e., a nivel de paisaje). Las evaluaciones a nivel de paisaje nos permiten conectar los procesos que ocurren a escalas de metros con procesos que ocurren a mayores escalas. Nos ayuda a evaluar la naturaleza de la conectividad a nivel de paisaje entre manglares, praderas y arrecifes. |

A. DEFINICIÓN DE LAS VARIABLES CONTEMPLADAS EN EL PROTOCOLO DE BOSQUES DE MANGLAR



CUADRO 5-A. Resumen de las variables colectadas por MONITOREA y su significado. Protocolo de mangles (A) inspirado en el programa CARICOMP. Para los detalles de los procedimientos en campo y el laboratorio ver sección 4.3 (Marco de implementación), apartado 4.3.3 (Procedimientos de campo) y 4.3.4 (Procedimientos de laboratorio) para cada ecosistema.

| Variables | Estructura de la comunidad bentónica de la pradera | Biomasa en pie | Producción | Estructura de la comunidad de peces e invertebrados | Secuestro carbono | Estructura del hábitat a nivel de paisaje |
|-------------|---|---|---|--|---|---|
| Significado | <p>La estructura de la comunidad bentónica viene dada en % de cobertura por especies y grandes grupos de organismos asociados a los pastos. La densidad de vástagos/ unidad de área, es una variable que permite saber la contribución de los pastos a la estructura de la comunidad bentónica.</p> <p>Estas variables permiten evaluar los cambios espacio-temporales de la pradera.</p> | <p>La biomasa en pie se define como el peso de la planta por unidad de superficie. Viene dada por dos fracciones: (1) biomasa aérea (fotosintética y no fotosintética) y biomasa enterrada (rizomas y raíces).</p> <p>Estas variables nos ayudan a entender el estado fisiológico de la planta, además de la porción de biomasa del pasto que efectivamente puede hacer fotosíntesis y atrapar carbono.</p> | <p>La producción de biomasa se define como la cantidad de biomasa producida por unidad de tiempo. En el proceso de fotosíntesis, no toda la energía invertida termina como biomasa producida, dado que parte de la energía es invertida por la planta en la respiración. Cuando se resta la producción de la respiración, se obtiene la productividad primaria neta.</p> <p>La tasa de recambio se define como la velocidad con la que se reemplaza la biomasa de <i>Thalassia testudinum</i> en pie.</p> | <p>Se define como la abundancia, biomasa, riqueza y composición de especies de peces e invertebrados asociados a la pradera.</p> <p>Estas variables permiten relacionar los cambios espacio-temporales en la estructura de estas comunidades con el estado de las comunidades bentónicas asociadas a la pradera.</p> | <p>El carbono orgánico total es la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico. Se estima separando el carbono del resto de los compuestos orgánicos a los que el carbono se encuentra unido.</p> <p>Estas variables permiten evaluar el potencial de secuestro de carbono en los suelos de la pradera.</p> | <p>Mapeo del hábitat a escala de cientos de kilómetros (i.e., a nivel de paisaje).</p> <p>Las evaluaciones a nivel de paisaje nos permiten conectar los procesos que ocurren a escalas de metros con procesos que ocurren a mayores escalas. Nos ayuda a evaluar la naturaleza de la conectividad a nivel de paisaje entre manglares, praderas y arrecifes.</p> |

B. DEFINICIÓN DE LAS VARIABLES CONTEMPLADAS EN EL PROTOCOLO DE PASTOS MARINOS



CUADRO 5-B. Resumen de las variables colectadas por MONITOREA y su significado. Protocolo de pastos marinos (B) inspirado en los programas de CARICOMP y CariCas. Para los detalles de los procedimientos en campo y el laboratorio ver sección 4.3 (Marco de implementación), apartado 4.3.3 (Procedimientos de campo) y 4.3.4 (Procedimientos de laboratorio) para cada ecosistema.

| Variables | Estructura de la comunidad bentónica | Densidad de reclutas | Enfermedades y otras condiciones | Estructura de la comunidad de peces | Estructura de la comunidad de invertebrados | Complejidad estructural |
|----------------|--|--|---|--|---|--|
| Interpretación | <p>La estructura de la comunidad bentónica viene dada en % de cobertura viva/ muerta de especies de coral/grandes grupos bentónicos.</p> <p>Estas variables permiten evaluar los cambios espacio-temporales del hábitat bentónico arrecifal.</p> | <p>El reclutamiento se define como la incorporación de nuevas colonias de coral en la población. Viene dada en reclutas/ unidad de área.</p> <p>Esta variable nos permite evaluar el reemplazo de colonias en el arrecife.</p> | <p>Una enfermedad es una alteración permanente o transitoria que afecta el funcionamiento de un organismo. Es producida por agentes bióticos (i.e., patógeno) y abióticos (i.e., estrés ambiental).</p> <p>La prevalencia de enfermedades en una población se define como el porcentaje de individuos enfermos en una población/ total de individuos.</p> <p>La prevalencia de condiciones (bióticas/abióticas) permiten evaluar la dinámica de eventos epizooticos, los cuales pueden impulsar cambios en la estructura de la comunidad bentónica.</p> | <p>La estructura de la comunidad de peces viene dada por la abundancia, biomasa, composición y riqueza de especies de peces.</p> <p>Estas variables permiten evaluar si los cambios bentónicos de los arrecifes pueden producir cambios en las comunidades de peces.</p> | <p>La estructura de la comunidad de invertebrados viene dada por la abundancia, composición y riqueza de especies de invertebrados.</p> <p>Estas variables permiten evaluar si los cambios bentónicos del arrecife pueden producir cambios en las comunidades de invertebrados. Además, nos permite relacionar estos cambios con actividades humanas asociadas, por ejemplo, a las pesquerías no reguladas.</p> | <p>La complejidad estructural del hábitat se define como la serie de atributos de forma que se integran para dar estructura al hábitat.</p> <p>Los ortomosaicos y los modelos de elevación permiten relacionar la complejidad estructural del hábitat con la biodiversidad asociada.</p> |

C. DEFINICIÓN DE LAS VARIABLES CONTEMPLADAS EN EL PROTOCOLO DE ARRECIFES CORALINOS

CUADRO 5-C. Resumen de las variables colectadas por MONITOREA y su significado. Protocolo de arrecifes (C) inspirado en el programa del GCRMN y AGRRRA. Para los detalles de los procedimientos en campo y el laboratorio ver sección 4.3 (Marco de implementación), apartado 4.3.3 (Procedimientos de campo) y 4.3.4 (Procedimientos de laboratorio) para cada ecosistema.

4.3. Marco de implementación

Para **MONITOREA**, el monitoreo integrado es fundamental, es parte de la misión del programa. Por eso, los criterios de selección de los sitios están determinados por su cumplimiento. En el siguiente apartado se discuten y argumentan los criterios de selección de sitios, de manera que las bases para la elección queden claramente establecidas en el programa, tanto en su lanzamiento, como para su potencial expansión en el futuro a través de la incorporación de nuevas instituciones interesadas en unirse a la red. En ese sentido, se podrán integrar a la plataforma de **MONITOREA** otros esfuerzos permanentes o puntuales que realicen organizaciones a nivel nacional sobre uno o más de estos ecosistemas, bien sea que puedan adoptar la metodología propuesta en este documento o que implementen otra diferente, con el objetivo de robustecer la base de datos nacional y que esta información esté disponible para la toma de decisión de las autoridades ambientales (ver figura 11).

4.3.1. Criterios de selección de sitios

Existen dos criterios fundamentales, no mutuamente excluyentes, para la selección de sitios. Estos criterios se entrelazan para mantener la misión del programa de monitoreo y su estructura espacial y jerárquica.

Criterio 1: Localidades que tengan los tres ecosistemas (bosques de manglar, pastos marinos y arrecifes de coral) en un radio de al menos 3-10 km, con al menos 3 sitios por ecosistema. Cada sitio debe estar separado, mínimo por 500 m y máximo por 1 km.

Criterio 2: Igual que el criterio 1, pero con al menos dos de los ecosistemas marino-costeros incluidos en el programa (i.e., manglar-pasto, manglar-arrecife o pasto-arrecife). Cada sitio debe estar separado, mínimo por 500 m y máximo por 1 km.

4.3.2. Permisología requerida

Los objetivos del programa **MONITOREA** se restringen y/o enfocan en las observaciones en campo, las cuales pueden realizarse tanto en áreas marinas protegidas como no protegidas. El programa debe poseer un permiso de investigación emitido por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El programa también estipula la colecta de muestras y debe contar y mantener actualizados los permisos de extracción de biomasa de pastos y hojarasca de manglares, pero no involucra acceso a recursos genéticos. No obstante, **MONITOREA**, a través del Ministerio, podrá solicitar los permisos de colecta, manejo de recursos genéticos y exportación, incluyendo especies CITES, en casos específicos.

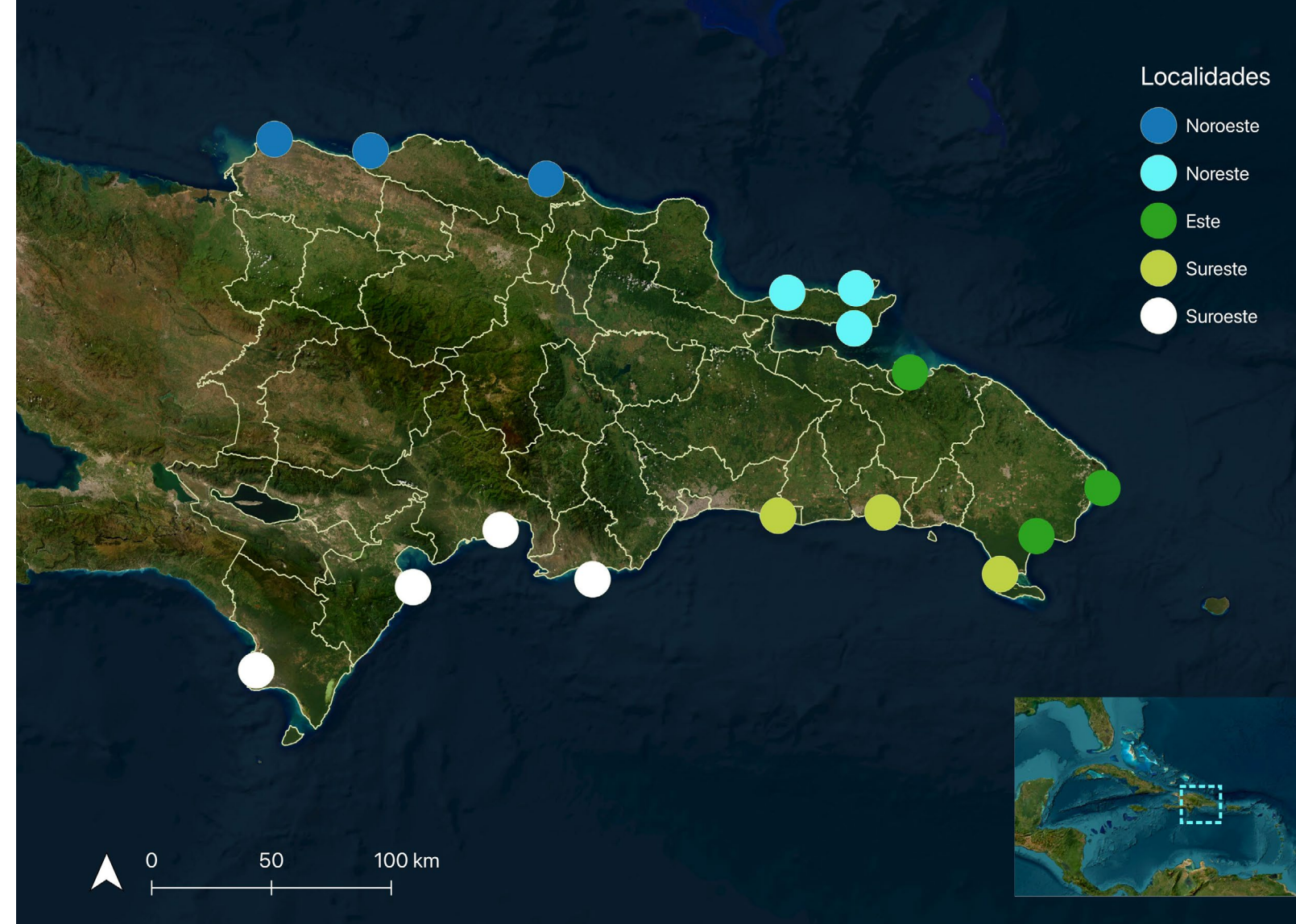


FIGURA 16: Regiones y localidades sugeridas a monitorear.

4.3.3. Financiamiento y organización

El primer monitoreo nacional ha sido financiado totalmente por el gobierno de Francia a través de su embajada en la República Dominicana. El proyecto es coordinado por FUNDEMAR, con el acompañamiento del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y el apoyo técnico de The Nature Conservancy en República Dominicana. Para la sostenibilidad a corto, mediano y largo plazo, **MONITOREA** buscará financiamiento con fondos públicos y privados. Desde el punto de vista de organización, **MONITOREA** cuenta con una comisión de monitoreo de ecosistemas marino-costeros integrada por diferentes organizaciones, en su mayoría, por miembros de la Red Arrecifal Dominicana (RAD). La comisión se encarga

de asegurar el funcionamiento del programa, atendiendo temas logísticos, económicos, técnicos y de análisis y divulgación de resultados a diferentes niveles y para diferentes actores. El levantamiento de información es una suma de contribuciones de datos de los miembros en sus localidades de acción.

4.3.4. Procedimientos en campo

4.3.4.1. Bosques de manglar

El ejercicio de ensayo de **MONITOREA** para la prueba del protocolo de los bosques de manglar, mostró que es recomendable que el equipo de monitoreo cuente con cuatro personas idealmente y un mínimo de tres personas. El tiempo aproximado de finalización de una parcela de 10 x 10 m es de 45 min-1 h en un bosque denso y complejo (cuadro 6).

PROTOCOLO DE MANGLARES INSPIRADO EN CARICOMP

El protocolo establece tres sitios por localidad; en cada sitio, tres parcelas, y en cada parcela se implementará la metodología descrita a continuación.

A) Materiales

(1) Una o dos varillas o tubos de PVC de 60 cm, (2) tres cámaras GoPro, (3) rieles de 50 m (soga marcada cada 10 m), (4) cinco cintas de medición de 1 m, (5) clinómetro o apuntador láser para medir altura, (6) nueve trampas de hojarasca de 50 x 50 x 10 cm de alto, (7) tabla y hoja de datos y (8) botas de goma, camisa y pantalones largos, (9) cilindro de 15 cm de alto por 5 cm de diámetro, (10) bolsas rotuladas para hojarascas y sedimentos.

B) Procedimiento (ver figura 17)

1. Seleccionar el sitio utilizando herramientas como Google Earth (asegurarse que la selección cumpla con los criterios del programa).
2. Marcar el sitio con GPS. Anotar características como: tipo de bosque (una sola especie de mangle/múltiples especies), localización (tierra firme, isla, o islotes de mangle).
3. Antes de entrar al manglar, para el muestreo de comunidades de peces, colocar una cámara GoPro sujeta a una varilla a una distancia de 2 m con respecto a las raíces zanco (profundidad aproximada 50-60 cm). Encender la cámara y dejar grabando por 5 min, solo si las condiciones de visibilidad lo permiten.
4. Entrar al bosque y delimitar la primera parcela de 10 x 10 m con sogas o riel de 50 m debidamente marcada.
5. Identificar y medir el perímetro y altura de cada árbol adulto (>1 m) dentro de cada parcela, incluso de aquellos que tengan más de un tronco principal. Para el mangle rojo (*R. mangle*), el perímetro se mide en el punto donde sale la primera raíz en el tronco. Para las otras especies de mangle, el perímetro se toma a 1,5 m desde el piso. Con la ayuda de un clinómetro y/o un apuntador láser, estimar la altura de cada árbol.
6. Colocar tres cuadrantes de 1 m², uno en el medio y los otros dos en extremos opuestos de la parcela. En cada cuadrante, medir la altura de las plántulas (<1 m) con una cinta de medir. Se deben repetir tres cuadrantes en cada parcela.
7. Colocar tres trampas de hojarasca de 50 x 50 x 10 cm de alto, a 50-80 cm de altura. Utilizar las raíces zanco para ubicar cada trampa a la altura deseada tomar las coordenadas geográficas donde se encuentra cada trampa (3 trampas x parcela). Se dejan en el sitio y se regresa después de cada 2 meses, máximo 4 de forma continua. Se recolecta el material y se guarda en bolsas rotuladas con el nombre de sitio, parcela y trampa, para luego ser procesadas en el laboratorio (sección 4.3.5.).
8. Tomar tres muestras aleatorias de sedimento con el cilindro de 15 cm (3 muestras x parcela) para ser procesadas en el laboratorio (sección 4.3.5.), transportar las muestras en frío.
9. Al finalizar con la primera parcela, moverse 2-3 m y colocar la segunda para luego repetir el proceso y moverse a la tercera.
10. Planificar un vuelo empleando una aplicación de fotogrametría (ej. DJI Terra, DroneDeploy) con los siguientes parámetros de vuelo:
 - Área de mangle: polígono de 200 x 300 m (200 x 200 m sobre el bosque de manglar y hasta 100 metros desde la costa hacia el mar). Un polígono de cada sitio, 3 en total para la localidad.
 - Vuelos a 80 metros de altura
 - 75% de solapamiento lateral y 75% de solapamiento frontal de imágenes
 - Al finalizar el vuelo, descargar las fotos en una carpeta donde se rotule: nombre de la región, localidad, sitio, intervalo de tiempo del vuelo y fecha

La hoja para la colecta de datos de manglares se puede descargar en la sección 8.2.

C) Frecuencia de muestreo

Estructura de la comunidad de mangle y peces: dos veces por año.

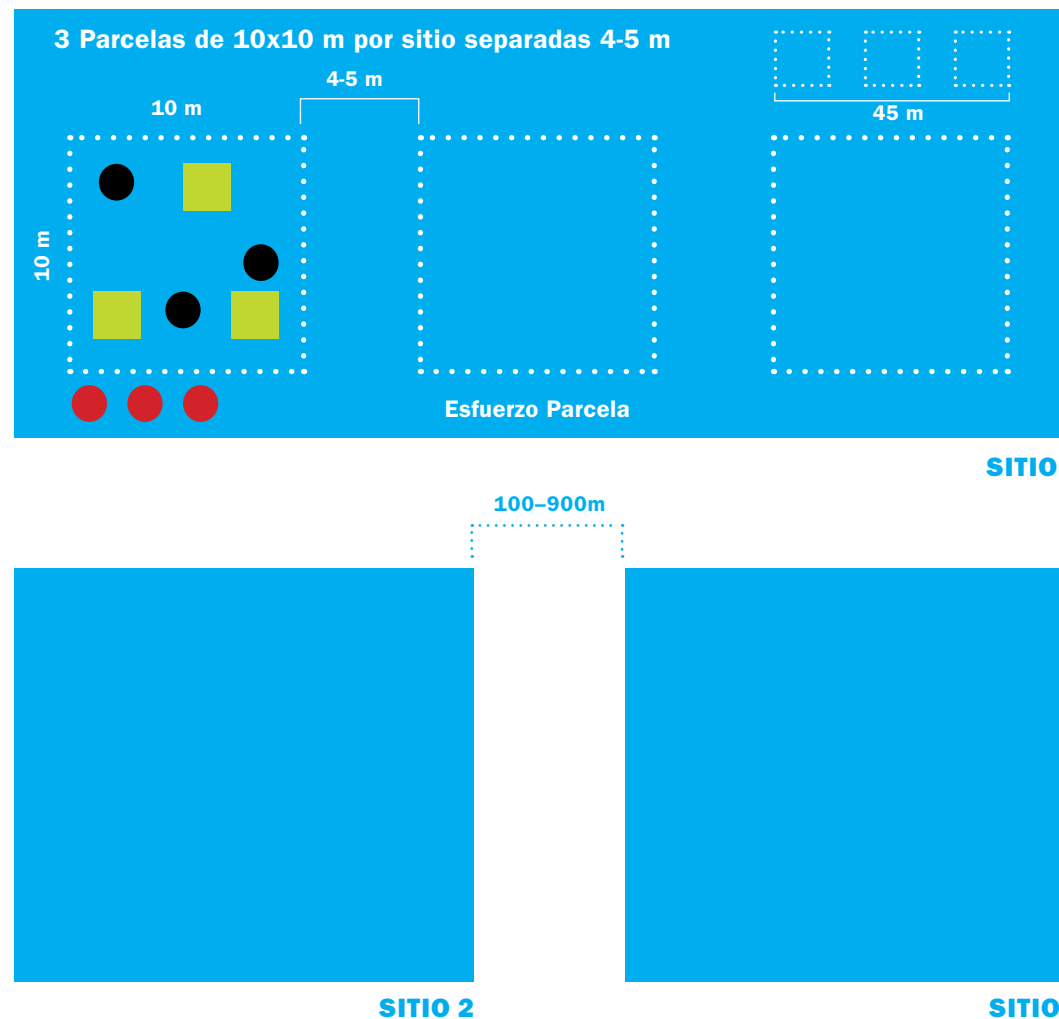
Muestras de sedimento: una vez por año.

Muestras de hojarasca: cada dos o cuatro meses por año.

| Indicador | Estructura de la población/comunidad | Dinámica de plántulas | Estructura de la comunidad de peces | Hojarasca de mangle | Secuestro carbono | Estructura hábitat a escala de paisaje |
|------------------------------|--|--|--|------------------------------------|---|--|
| Nivel | 1 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Esfuerzo/sitio (2-3 h/sitio) | 3 parcelas (10 x 10 m) | 9 cuadrantes (3/parcela). (1m ²) | 9 videos (3/parcela) | 9 trampas (3/parcela) (50 x 50 cm) | 9 núcleos (3 por parcela) (cilindro de 15 cm) | 1 polígono/sitio (200 x 300 m) |
| Variable | Altura/perímetro/árbol Cobertura/abundancia relativa/especie Biomasa de manglares en pie | Estructura de tallas/densidad de plántulas | Presencia/ausencia/riqueza/frecuencia de aparición | Biomasa, tasa de recambio | Materia orgánica (MO) Carbono orgánico total (COT) | Cobertura/extensión |

CUADRO 6.

Resumen del protocolo de manglares de MONITOREA.



- Parcelas de 10 x 10 donde se estima la estructura del bosque.
- Cuadrantes de 1 x 1 m donde se estima densidad de plántulas y altura.
- Nucleadores de materia y carbono orgánico total.
- Puntos de cámaras para censos de peces entre raíces de mangle.

FIGURA 17. Esquema de protocolo de manglares.

4.3.4.2. Pastos marinos

La prueba piloto de **MONITOREA** para el protocolo de pastos mostró que es recomendable que el equipo de monitoreo cuente con tres personas idealmente y un mínimo de dos personas. El tiempo aproximado de finalización de un transecto de cobertura y densidad de vástagos (50 x 1 m) es de 20 min. Para la colecta de biomasa es de 45-60 min y para los censos de peces e invertebrados de 20-40 min (50 x 1 m). Finalmente, para instalar el experimento de productividad primaria y recogerlo, se requiere aproximadamente de 20-25 min. Si se trabaja en paralelo, el tiempo estimado para culminar un sitio es de 2 h.

PROTOCOLO DE PRADERAS MARINAS INSPIRADO EN CARICOMP

El protocolo establece tres sitios por localidad, en cada sitio, tres transectos de 50, siguiendo la metodología descrita a continuación.

A) Materiales

(1) Tres rieles de cinta de 50 m, (2) una T de PVC para censos visuales (AGRRA), (3) un cuadrante de 50 x 50 cm, (4) un cuadrante de 25 x 25 cm, (5) un nucleador para extracción de biomasa (20 cm de diámetro x 60 cm de alto con una marca a 20 cm de alto desde su base), (6) tres o cuatro mallas de buceo, (7) tres o cuatro bolsas ziploc de 1 litro, (8) cuatro cuadrantes de 10 x 15 cm con patas de varilla para anclar al sustrato, (9) tijeras y saca huecos para papel, (10) tabla y hoja de datos para cobertura, invertebrados, peces y biomasa, (11) máscara y snorkel si el pasto es somero (hasta 1,5 m de profundidad) o equipo de buceo para pastos >2 m de profundidad, y (12) cilindro de 15 cm de alto por 5 cm de diámetro.

B) Procedimiento (ver Figura 18)

1. Seleccionar el sitio utilizando herramientas como Google Earth (asegurarse que la selección cumpla con los criterios del programa).
2. Marcar el sitio con GPS. Anotar características como: tipos de pastos (ej. 1 sola especie de pasto/múltiples especies; sedimento fangoso, arenoso fino o arena gruesa), tipo de formación (ej. parche discreto o pradera continua).
3. Colocar el transecto de peces de 50 m y hacer los censos visuales de la comunidad de peces en una banda de 50 x 2 m anotando cada individuo por especie y talla. Cada transecto debe estar separado del otro por al menos 5 m.
4. Atrás, queda la persona que recolecta los datos de cobertura. Para ello, tomar una foto, si la profundidad permite, donde el cuadrante de cobertura bentónica de 50 x 50 cm se vea completo, o dos fotos, si es necesario, para completar el cuadrante. Empezando en el metro 0 y terminado en el metro 50 del transecto, se requieren fotografiar diez cuadrantes por transecto separados cada uno por una distancia de 5 m (10 cuadrantes alternando cada lado del transecto).
5. Se cuentan el número de vástagos de cada especie de pasto y algas presentes en cuadrantes de 25 x 25 cm colocados cada 10 m (5 cuadrantes alternando cada lado del transecto).
6. Se cuenta el número de macroinvertebrados marinos (al menos especies de erizos, langosta, lambí, pepinos y estrellas de mar) sobre los mismos transectos de peces en una banda de 1 m de ancho. El observador que hace los conteos de invertebrados va por delante del que hace cobertura, y siguiendo al que hace los censos de peces.
7. Para la biomasa. En un área representativa circunscrita a la posición de los tres transectos, se toman tres muestras de biomasa. La distancia entre las muestras debe ser de al menos 5-8 m, evitando los márgenes o bordes de la pradera. Tomar el cilindro de 20 cm de diámetro por 60 cm de alto, ponerlo en posición vertical sin el tapón, asegurándose introducir dentro del cilindro los vástagos para no cortarlos con los bordes. Introducir el cilindro en el sedimento hasta 20 cm de profundidad, y colocar el tapón. Mover el cilindro, inclinándolo de un lado al otro antes de extraerlo. Empezar a extraer, gentilmente y colocar la mano por debajo para asegurar que el material colectado no se pierda. Colocar la muestra en las bolsas de mallas y agitar de forma continua hasta que la totalidad de los sedimentos sean desechados y la muestra de biomasa de pastos quede limpia. Subir las muestras al bote y colocarlas dentro de las bolsas ziploc. Las bolsas deben ser rotuladas como réplica 1, 2 y 3 con el nombre de la localidad, el sitio y la fecha; incluir los mismos datos en una etiqueta de papel escrita en lápiz. Las muestras se colocan en lugar fresco, lejos del sol, para su transporte al laboratorio.

8. Tomar tres muestras de sedimento para materia orgánica (MO) y carbono orgánico total (COT). Para ello, se introduce el cilindro de 15 cm de alto y sellado con cinta. Se extrae lentamente, luego de colocar el tapón. Con una jeringa, extraer 5-10 c.c. de sedimento en cada hueco y guardar cada submuestra en bolsas ziploc. Mantener en frío en una hielera y debidamente rotulado (réplica, localidad, sitio y fecha) en el bote hasta su traslado al laboratorio.

9. Para la productividad, sobre las áreas vecinas donde se extrajeron los núcleos de biomasa, colocar los cuatro cuadrantes de 10 x 15 cm, enterrándolos hasta que el marco quede al mismo nivel del sedimento. La distancia entre los cuadrantes es 1 m. Marcar los cuadrantes con cinta fluorescente. En cada cuadrante se levanta cada vástago hasta alcanzar una posición vertical. Apartar vástagos aplastados dentro del cuadrante cuya base está por fuera del cuadrante. Con el abridor de huecos de papel, marcar cada vástago entre la línea blanca y verde que aparece al juntar todas las hojas o línea de crecimiento. Diez días después de haber marcado las hojas, regresar a cosechar. Para cosechar, cortar con una tijera la base de los vástagos marcados, para extraerlos y colocarlos en bolsas ziploc debidamente rotuladas con el nombre de réplica (R1 hasta R4), la localidad, el sitio y la fecha de colecta.

10. Para la fotogrametría seguir la misma metodología de manglares, con la diferencia de que el área será de 200 x 200 m. Adicionalmente tener en cuenta la luz solar para los vuelos del drone. Se recomienda realizarlos a primera hora de la mañana para evitar el reflejo.

Las hojas para la colecta de datos de pastos se pueden descargar en la sección 8.2.

C) Frecuencia de muestreo

Todas las variables se colectan de manera bianual, excepto la MO y el COT, que se colectan una vez al año.

| Indicador | Estructura de la comunidad bentónica de la pradera | Biomasa en pie | Productividad | Estructura de la comunidad de peces e invertebrados | Secuestro carbono | Estructura hábitat a escala de paisaje |
|----------------------------|--|---|---|--|---|--|
| Nivel | 1 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Esfuerzo/sitio (2 h/sitio) | 30 cuadrantes (10 por transecto) de 50 x 50 cm para cobertura y 15 cuadrantes (5 por transectos) de 25 x 25 cm para densidad de vástagos | 3 núcleos/sitio (20 x 60 x 20 cm) | 4 cuadrantes/sitio (10 x 15 cm) | 3 transectos/sitio 50 x 2 m para peces y 50 x 1 m para invertebrados | 3 núcleos/sitio (15 cm) | 1 polígono/sitio (200 x 200 m) |
| Variable | Cobertura bentónica /especie (%) Densidad de vástagos (m ²) | Biomasa (g/m ²) aérea (fotosintética y no fotosintética) y enterrada (raíces y rizomas) | Producción diaria (g/día) Tasa de recambio (%) | Abundancia/riqueza/composición de especies | Materia orgánica (MO) Carbono orgánico total (COT) | Extensión del hábitat a nivel de paisaje |

CUADRO 7.

Resumen de protocolo de praderas de pastos de MONITOREA.

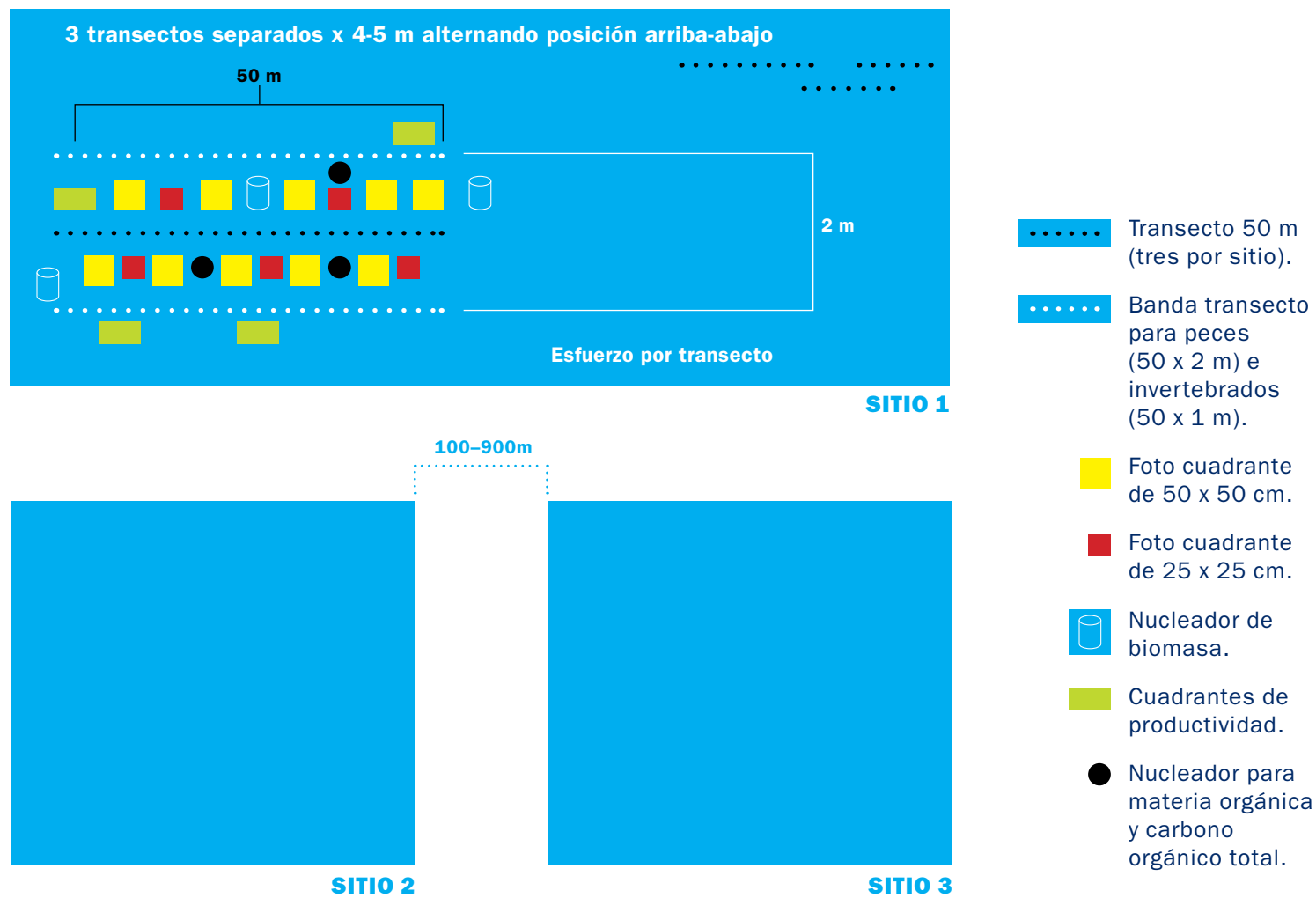


FIGURA 18. Esquema de protocolo de pastos.

4.3.4.3. Arrecifes de coral

El ejercicio de ensayo de **MONITOREA** para la prueba del protocolo de arrecifes de coral mostró que es recomendable que el equipo de monitoreo cuente con cuatro personas idealmente. Para el levantamiento de cobertura a partir de fotos, se requieren al menos 15-20 minutos por transecto. Para el levantamiento de reclutas, 15-20 minutos por transecto. Para el levantamiento de peces, 20-25 minutos por transecto. Mientras que, para el levantamiento de invertebrados, 15-20 minutos por transecto. Para completar un sitio medianamente complejo, en condiciones climáticas y de visibilidad ideales y a una

profundidad no mayor de 15 m, se requieren 1-2 buceos, siempre y cuando los observadores tengan experiencia en monitoreo arrecifal. Para el nivel de contribución 3, que incluye levantar parcelas fijas de 4 x 4 m, usando fotogrametría para blanqueamiento, se requerirá un buceo adicional y/o incrementar el número de buceos para trabajar en paralelo. Para colectar las fotos de fotogrametría, es recomendable seguir un patrón de nado en forma de grilla para lograr el solapamiento necesario de imágenes. El tiempo requerido es de 15 minutos por parcela

PROTOCOLO DE ARRECIFES INSPIRADO EN GCRMN Y AGRRA

El protocolo establece tres sitios por localidad y, en cada sitio, cinco transectos para bentos (30 m)/enfermedades (10 x 2 m), invertebrados (10 x 2 m) y peces (30 x 2 m).

A) Materiales

(1) Cinco cintas de 30 m, (2) un cuadrante de 50 x 50 cm, (3) cámara digital de al menos 10 megapíxeles (3-4 k), (4) T de PVC para referenciar tamaño de peces, (5) vara de 1 m de PVC para usar el ancho del transecto y (6) equipo de buceo completo

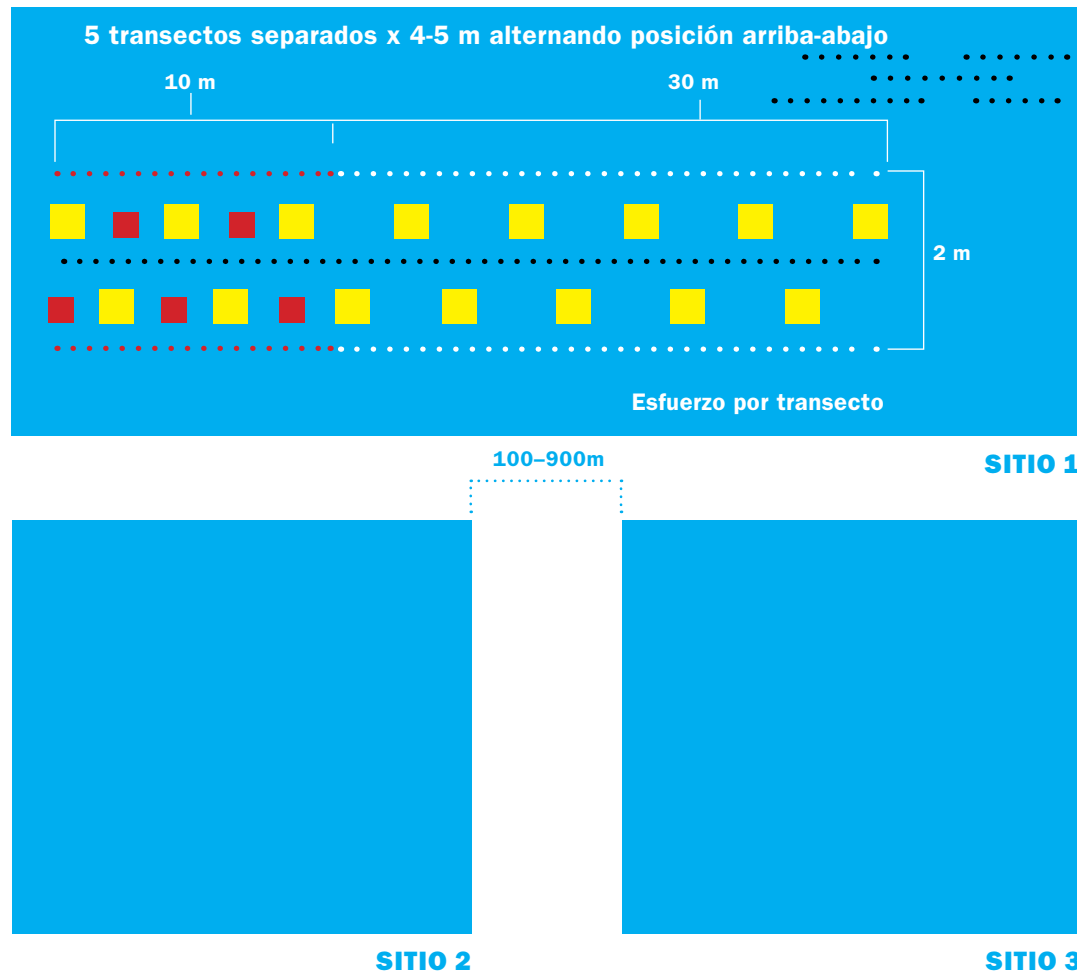
B) Procedimiento (ver Figura 19)

1. Seleccionar el sitio utilizando herramientas como Google Earth (asegurarse que la selección cumpla con los criterios del programa).
 2. Marcar el sitio con GPS. Anotar características como: tipo de arrecife (ej. arrecife de franja, parche arrecifal, barrera o canales y pilares), zona (ej. laguna, cresta, frente arrecifal).
 3. Colocar los transectos de peces de 30 m y hacer los censos visuales mediante un buzo en una banda de 30 x 2 m (método AGRRA). Cada transecto debe estar separado del otro por al menos 5 m, evitando solapamiento entre transectos.
 4. Atrás de quien registra peces, queda la persona que colecta los datos de cobertura. Antes de empezar con la colecta de fotos, el buzo debe tomar una fotografía de la hoja de datos, donde se muestre el nombre del sitio, la fecha, y el número del transecto. Además, se sugiere tomar una serie de fotos panorámicas del hábitat arrecifal. Una vez referenciada la metadata, empezar a tomar las fotos, dejando la cinta métrica a un lado como referencia del tamaño del cuadrante. El tamaño de cada foto cuadrante debe ser de 80 x 90 cm (adaptado del GCRMN), lo cual se puede confirmar en tierra para saber la altura a la que debe ser tomada la foto con la cámara que se usará y usar un tubo PVC marcado como referencia para la altura en el mar. Para la toma de las fotografías, se empieza en el metro 0 y se termina en el metro 30 del transecto. Se requieren 15 foto cuadrantes cada 2 metros del transecto, alternando a cada lado del mismo.
 5. Atrás, el tercer buzo estima la abundancia de invertebrados marinos sobre los transectos de cobertura (lista AGRRA: *Diadema antillarum* juvenil, *Diadema antillarum* adulta, otros erizos por especie, pepino de mar, langosta y el caracol reina *Aliger gigas*) sobre el transecto hasta 10 m (10 x 2 m), utilizando una vara de 1 m para establecer el ancho de la banda. Al finalizar, el buzo se mueve hasta el próximo transecto hasta finalizar los cinco.
 6. Sobre el mismo transecto, se procede a estimar la abundancia de reclutas de coral. Un recluta es una colonia cuyo diámetro no excede los 4 cm. Para el conteo, empezando en el metro cero y hasta el metro 10, se colocan cinco cuadrantes de 50 x 50 cm separados por 2 m, alternando a cada lado del transecto. Identificar los reclutas al menos hasta género y, de ser posible, de especie, además de la condición de los reclutas.
 7. En 3-5 transectos, dependiendo del tiempo, en 10 x 2 m de ancho se hacen conteos de colonias (>4cm) de coral por especie y condición (sanas, enfermas por tipo de enfermedad, blanqueadas, depredadas, recientemente muertas, etc.). Se recomienda un intervalo de profundidad entre 3 y 15 m, de manera que los datos sean comparables y se pueda usar la profundidad como covariable. En caso de observar algún recluta (<4cm) durante el nado, se anotan en comentarios junto con su condición. Protocolo de comisión de enfermedades de la RAD (TNC & RAD, 2020).
 8. En el caso de los foto-mosaicos para blanqueamiento nivel 3, se fijan tres parcelas por sitio de 4 x 4 m (mínimo en 3 sitios). Cada esquina se enumera con etiquetas del 1 al 4, se colocan cuatro marcas de referencia (discos de 20 cm de diámetro divididos en cuatro partes iguales y pintados de blanco y negro). A una altura de 2 m con respecto al sustrato, se empieza a nadar a velocidad constante, siguiendo un patrón de grilla para lograr un nivel de solapamiento de imágenes entre 75-85%. La colecta de imágenes puede hacerse con videos (captura de la data más rápida, pero menos resolución del mosaico), o con fotos con la función de disparo repetido cada 0,5 segundos (mejor resolución). Las imágenes se colectan siempre siguiendo el orden de cada esquina (i.e., del 1 al 4). En cada tiempo, repetir el mismo patrón de nado siguiendo el mismo orden, lo que será útil para alinear las fotos. Al final del día de campo, guardar las imágenes en carpetas identificadas con el nombre de la localidad (ej. Bayahíbe), el sitio (ej. Playita), la fecha y el número de la parcela.
- Las hojas para la colecta de datos de arrecifes se pueden descargar en la sección 8.2.

C) Frecuencia de muestreo Todas las variables se colectan bianualmente.

| Indicador | Estructura de la comunidad bentónica del arrecife | Reclutamiento | Enfermedades | Estructura de la comunidad de peces | Estructura de la comunidad de invertebrados | Estructura hábitat a escala de paisaje |
|--------------------------------------|--|--|---------------------------------------|---|---|--|
| Nivel | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 3 |
| Esfuerzo/sitio (1 a 2 buceos /sitio) | 75 foto cuadrantes/sitio (80 x 90 cm) 15 en cada transecto de 30 m alternando a cada lado. | 25 cuadrantes de 50 x 50 cm/sitio, 5 en cada transecto de 10 m | 3-5 transectos/sitio 10 x 2m | 5 transectos/sitio 30 x 2 m | 5 transectos/sitio 10 x 2 m | 3 parcelas fijas/sitio de 4 x 4 m en mínimo 3 sitios |
| Variable | Cobertura bentónica/especie (%) | Densidad (indv/m ²) de especies. | Prevalencia de diferentes condiciones | Abundancia/riqueza/composición de especies de peces | Abundancia/riqueza/composición de especies de invertebrados | Complejidad estructural |

CUADRO 8. Resumen de protocolo de arrecifes de coral de MONITOREA.



- Transecto (5 por sitio para bentos (30 m) y peces (30 x 2 m).
- Banda transecto de 10 x 2 m para enfermedades (3-5 por sitio) y de 10 x 2 m para invertebrados (5 por sitio)
- Foto cuadrantes bentos de 80 x 90 cm (15 x transecto, 75 por sitio).
- Cuadrante de 50 x 50 cm para reclutas (5 x transecto, 25 por sitio).

FIGURA 19. Esquema de protocolo de arrecifes de coral.

Esta distribución es una propuesta que podrá ser cambiada en función de la forma del arrecife; en caso necesario la colecta de datos de peces se puede hacer en transectos independientes.

4.3.5. Procedimientos en laboratorio

Los procedimientos de laboratorio incluyen:

- (1) digitalización de datos y
- (2) procedimientos analíticos.

A continuación, se describe el procedimiento a seguir para cada ecosistema.

4.3.5.1. Bosques de manglar

1. ESTRUCTURA DEL BOSQUE DE MANGLAR (CARICOMP, 1991 MODIFICADO)

1.1. Entrada de datos

Los datos deben descargarse de manera digital el mismo día en que se colecta la información en el campo (ingresar a la base de datos en la sección de recursos). La hoja de entrada de datos cuenta con dos secciones: (a) metadatos (colocados en filas), es decir, los factores de codificación (ej. región, localidad, sitio, fecha, parcela, observador, observaciones) y (b) las variables colectadas (colocadas como columnas). Cada hoja tiene pestañas para cada indicador genérico (i.e., estructura de la comunidad del bosque, estructura de tallas/densidad de reclutas, hojarasca, materia orgánica y carbono orgánico total), conservando la estructura de la meta data.

1.2. Procedimientos analíticos (CARICOMP 1991, modificado)

1.2.1. Estructura de la comunidad del bosque: dato colectado en campo (perímetro del tronco y altura del árbol)

- Para cada árbol estimar: Diámetro ($D = \text{perímetro}/\pi$)
- Radio = $0,5(D)$
- Área basal (proxy de cobertura de cada árbol) = $\pi \times r^2$
- Cobertura por especie = $\sum_{ij=1}^n \square \text{Area Basal}(j)$
- Biomasa en pie = $\sum_{i=1}^n \square [\text{Diámetro}(j)] \times 3.390$ (Golley et al. 1962)
- Biomasa en pie = $\sum_{ij=1}^n \square b([\text{Diámetro}(j)]^2[\text{Altura}]^m$ (Cintron y Schaeffer 1984)

Donde i es el árbol, j es la especie y n es el total de árboles en una parcela. En otras palabras, la cobertura vegetal de cada parcela es la sumatoria del área basal de cada árbol en esa parcela (ver protocolo CARICOMP en ANEXOS). Constantes b (125,9576) y m (0,8557).

- Para cada parcela estimar la frecuencia de aparición de cada árbol y su abundancia relativa.
- Frecuencia de aparición = $\text{Presencia de la especie 1(parcela X)} / \text{total parcelas}$
- Abundancia relativa = $\text{Número total árboles}(j,n) / \text{total de árboles } (n)$

Donde j es la especie y n es la parcela. En otras palabras, la frecuencia de aparición mide la presencia/ausencia de la especie sobre el total de parcelas y la abundancia relativa, es una proporción dividida entre individuos de todas las especies encontradas en esa parcela.

- Para cada parcela construir un histograma de frecuencia con diámetros y alturas. Los intervalos de talla se construyen dependiendo del número de árboles y el rango de diámetros encontrados (i.e., el diámetro más grande y pequeño). Como regla general, mientras más individuos haya y el rango de diámetros/alturas sea mayor, el número de intervalos de diámetros y tallas necesarios para construir los intervalos del histograma se incrementará
- A partir de los histogramas, calcular los parámetros descriptivos (tendencia central y dispersión) de la población muestreada (i.e., media, mediana, moda, desviación estándar, curtosis y sesgo) (revisar sección 2 de este documento)

1.2.2. Estructura de tallas, densidad y abundancia de reclutas (CARICOMP 1991, modificado)

- Para cada parcela determinar la densidad de reclutas, como el número de plántulas de cada especie, extrapolada a 100 m²
- Para cada parcela construir un histograma de frecuencia con las alturas (seguir pautas anteriores).
- A partir de los histogramas calcular los parámetros descriptivos (tendencia central y dispersión) de la población muestreada (seguir pautas anteriores)

1.2.3. Tasa de recambio de biomasa de hojarasca (CARICOMP 1991, modificado)

- En el laboratorio, separar la hojarasca en flores, frutos, hojas y material leñoso
- Prepesar bandejas de aluminio con las diferentes fracciones
- Colocar la hojarasca separada en las bandejas y dejar secar de 48 a 72 horas a 60 °C en una estufa
- Pesar las bandejas, y restar el peso original para obtener el valor de biomasa
- Calcular la tasa de recambio a partir de los valores de biomasa de esta forma:
 $K = L/X_{ss}$ (CARICOMP 1991)

Donde K es la tasa de recambio, L es la biomasa total colectada en un periodo de doce meses (seis muestreos para MONITOREA), asumiendo una acumulación constante, y X_{ss} es la biomasa colectada en un periodo de dos meses.

1.2.4. Materia orgánica (MO) (método clásico de calcinación de Schulte & Hopkins 1996)

- De la muestra extraída con la jeringa del nucleador, pesar 5 g en una capsula de porcelana prepesada
 - Secar la muestra en una estufa a 105 °C. Retirla y ponerla a enfriar en un desecador
 - Meter la muestra en la mufla a 306 °C
 - Pesar la cápsula de nuevo. La cantidad de MO se calcula por la diferencia de peso, ya que esta se incinera en la mufla y el remanente de la muestra es materia inorgánica
- $$\% \text{ MO} = ([\text{peso } 105 \text{ } ^\circ\text{C} - \text{peso } 306 \text{ } ^\circ\text{C}] * 100) / \text{peso } 105 \text{ } ^\circ\text{C}$$

1.2.5. Carbono orgánico total (COT) (método de oxidación modificado de Walkley-Black 1934, citado por Ramos-Contreras et al. 2015)

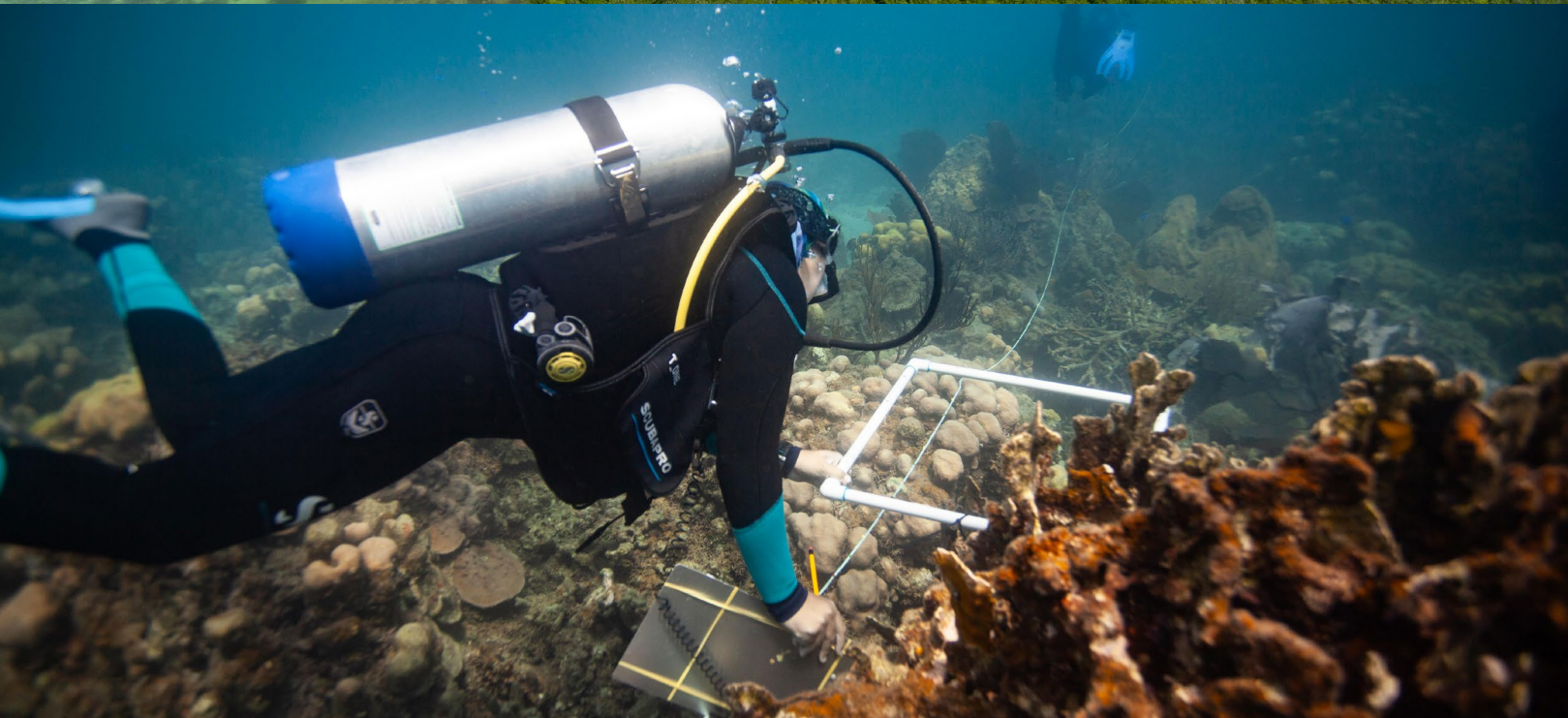
- Pesar 0,1 g de suelo
- Pulverizarlo en una capsula de porcelana
- Transferir a un tubo de ensayo de 10 ml
- Adicionar 2,5 ml de K₂Cr₂O₇ 0,27 M. + 3.75ml H₂SO₄
- Tapar y agitar cuidadosamente
- Digerir en plancha de calentamiento a 135 °C por 30 min
- El contenido se vierte en un balón volumétrico de 50 ml
- Centrifugar por 10 minutos a 3.600 revoluciones
- Si hay partículas en suspensión, filtrarlas con una bomba de filtración o dejar reposar
- Medir absorbancia a 585λ (nm) con un espectrofotómetro
- Determinar COT mediante interpretación de curva de calibración

1.2.6. Frecuencia de aparición, riqueza y composición de peces asociados a las raíces (MONITOREA)

- Abrir el video tomado en campo y observarlo anotando las especies que aparecen en el tiempo (riqueza = número de especies y composición = identidad de las especies)
- Para la frecuencia de aparición, se anota el número de veces que aparece (entra y sale) cada especie en el campo visual. $FA = \#Apariciones / \text{total tiempo}$

1.2.7. Caracterización del hábitat a la escala de paisaje (mapeo con drone) (MONITOREA)

- Planificar un vuelo a una altura de 80 m
- Área aproximada 200 x 200 m sobre el bosque y hasta 100 metros desde la costa hacia el mar
- Los vuelos se planean empleando una aplicación de fotogrametría como Drone Deploy, asegurando el 75% de traslape lateral y 75% de traslape frontal



4.3.5.2. Pastos marinos

1. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA DE LA PRADERA MARINA

1.1. Entrada de datos

Los datos deben descargarse de manera digital el mismo día en que se colecta la información en el campo (ingresar a la base de datos en la sección de recursos). La hoja de entrada de datos cuenta con dos secciones: (a) metadatos (colocados en filas), es decir, los factores de codificación (ej. región, localidad, sitio, fecha, parcela, observador, observaciones) y (b) las variables colectadas (colocadas como columnas). Cada hoja tiene pestañas para cada indicador genérico (i.e., estructura de la comunidad de la pradera, biomasa, producción, densidad de plántulas, estructura de la comunidad de peces, densidad de invertebrados, materia orgánica y carbono orgánico total) conservando la estructura de la metadata.

1.2. Procedimientos analíticos (CARICOMP 1991 y CariCas modificados)

1.2.1. Cobertura bentónica (análisis de foto cuadrantes) (guía Croquer y Rivera, sin publicar)

- Abrir el programa PhotoQuad
 - Cargar la matriz de identificación
 - Calibrar la foto
 - Dibujar un marco de 50 x 50 cm tomando como referencia el cuadrante de PVC
 - Dispersar 25 puntos de manera aleatoria dentro del marco
 - Guardar la capa de puntos (sin cambiar su nombre y en la misma carpeta donde se encuentran las fotos originales)
 - Identificar los puntos
 - Guardar el archivo en formato CSV: T1_nombre del sitio_fecha_observador
 - Cambiar de foto y repetir el proceso con cada una de las fotos correspondientes al mismo transecto, pero añadiendo las fotos al mismo archivo CSV (comando Append o anexar puntos). Recordar siempre guardar las capas de cada foto
 - Cuando se culmina de transecto, se repite el mismo procedimiento.
- En la primera foto del T2, se crea el archivo CSV: T2_nombre del sitio_fecha_observador

$$\text{Cobertura (\%)} = \left[\frac{\# \text{ puntos (j)}}{P} \right] 100$$

Donde j es el sustrato, especie o grupo observado. P es el total de puntos desplegados en el cuadrante (25 en este caso)

FIGURA 20. Primer levantamiento de datos en Bayahíbe, República Dominicana.

1.2.2. Densidad de vástagos

- Se estima dividiendo el número de vástagos/0.0625 m² y extrapolando a 100 m²

1.2.3. Biomasa en pie

- Poner las muestras sobre una batería de tres tamices (0,1-0,5 mm). Enjuagar la muestra con agua fresca hasta remover los remanentes de sedimentos
- Para *Thalassia testudinum*, separar la muestra en cuatro fracciones: (1) hojas verdes, (2) hojas no fotosintéticas + tallos cortos (i.e., la porción aérea no verde), (3) rizomas (parte más gruesa de la porción enterrada de la planta y (4) raíces (parte más delgada de la porción enterrada de la planta)
- De estar presentes en la muestra otras especies de pastos, solo se separan dos fracciones: (1) porción fotosintética y (2) porción no fotosintética (incluye hojas no verdes y material enterrado)
- Pesas algas separándolas en: (1) algas calcáreas y (2) algas carnosas no calcáreas
- Para cada fracción mencionada, preparar una bandeja de aluminio y prepesarla
- Colocar las fracciones en su bandeja y llevarlas a la estufa a 60-90 °C por 48 h
- Pesas de nuevo cuando el material esté seco
- La biomasa expresada en gr/cm² se calcula conociendo el área del cilindro de D = 20 cm

$$A = \pi \times r^2$$

$$r = 0,5(D)$$

La biomasa en gr/cm² se extrapola a la superficie de 1 m² (1 m = 100 cm, 1 m² = (100)² = 10.000 cm²), y se lleva a kg de biomasa/m², sabiendo que 1 kg = 1.000 g

1.2.3. Producción de *Thalassia testudinum*

- Separar la muestra en tres fracciones: (1) hojas nuevas (aquellas que se producen después del marcaje, se reconocen porque son muy verdes, cortas y no tienen marca), (2) crecimiento viejo (desde el punto de marca actual, hacia abajo hasta la base de las hojas, donde fueron cortadas) y (3) biomasa en pie vieja (desde la marca hacia arriba y hasta el tope de cada hoja)
- Pre pesar tres bandejas de aluminio (una para cada porción descrita arriba)
- Coloca el material separado y llevarlo al horno (60-90 °C) por 48 h
- Pesas de nuevo las bandejas y restar el peso sin material
- Determinar producción diaria

$$Pd = \left[\frac{\text{Biomasa}(G1+G2)}{\# \text{Días transcurridos}} \right] 65$$

Donde 65 es el factor de conversión para llevar el área del cuadrante del experimento (10 cm x 15 cm = 150 cm² = 1/65 m²) a la unidad de m².

- Determinar la tasa de recambio

$$TR = \left[\frac{pd}{\text{Biomasa en pie}} \right] 65$$

Donde biomasa en pies = (G1 + G2 + G3)

1.2.4. Estructura de la comunidad de peces (AGRRA sitio, modificado)

- Estimar biomasa por especie, siguiendo las relaciones alométricas (tamaño/biomasa) de Bouchon-Navarro et al. (2006)

$$B \text{ (gr)} = a(L)^w$$

Donde B es la biomasa expresada en gramos, a y w son constantes estimadas a partir de regresiones lineales (transformadas a función logarítmica) entre peso y longitud y L es la longitud del pez (dato colectado en campo).

- La abundancia/especie de peces se estima como el número de individuos de la especie i, en una banda de (50 m x 2 m) = 100 m². La abundancia total de peces por transecto es la suma de la abundancia de cada especie

1.2.5. Estructura de la comunidad de invertebrados (AGRRA, modificado)

- La abundancia/especie se estima como el número de individuos de la especie i, en una banda de (50 m x 1 m) = 50 m²

Utilizar lista AGRRA (ver recursos)

1.2.6. Secuestro de carbono

- Proceder de la misma forma que se analizan las muestras de sedimento de los bosques de mangle (ver sección de procedimientos de manglares)

1.2.7. Caracterización del hábitat a escala de paisaje (mapeo con drone)

- Proceder de la misma forma que se hacen los ortomosaicos en los bosques de mangle (ver sección de procedimientos de manglares)

4.3.5.3. Arrecifes de coral

1. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA DE ARRECIFES DE CORALES

1.1. Entrada de datos

Los datos deben descargarse de manera digital el mismo día en que se colecta la información en el campo (ingresar a la base de datos en la sección de recursos). La hoja de entrada de datos cuenta con dos secciones: (a) metadatos (colocados en filas), es decir, los factores de codificación (ej. región, localidad, sitio, fecha, parcela, observador, observaciones) y (b) las variables colectadas (colocadas como columnas). Cada hoja tiene pestañas para cada indicador genérico (i.e., estructura de la comunidad bentónica, abundancia y composición de reclutas, prevalencia de enfermedades y otras condiciones, estructura de la comunidad de peces, densidad de invertebrados y complejidad estructural y monitoreo de blanqueamiento coralino).

1.2. Procedimientos analíticos (GCRMN modificado)

1.2.1. Estructura de la comunidad bentónica

- Para la estimación de cobertura, repetir el mismo protocolo descrito para análisis de fotos de pastos marinos, cambiando el tamaño del cuadrante a 80 x 90 cm tomando de escala de referencia la línea del transecto
- Se realizan dos matrices de cobertura: (1) grandes grupos bentónicos (e.g. corales duros, milepóridos, octocorales, esponjas, macroalgas, algas crustosas coralinas, etc.) y (2) especies/géneros en estos grupos

$$\text{Cobertura (\%)} = \left[\frac{\# \text{ puntos } (j)}{P} \right] 100$$

Donde j es el tipo de sustrato, especie o grupo observado.
P es el total de puntos desplegados en el cuadrante (25 en este caso).

1.2.2. Abundancia/composición de reclutas

- La densidad de reclutas se estima por especie/género como

$$\text{Densidad (indv/m}^2\text{)} = \left[\frac{(\# \text{ colonias } (j))}{(\text{unidad de superficie})} \right]$$

Donde j es la especie o género de la colonia <4 cm observada. La unidad de superficie es de ¼ m² (50 x 50 cm).

1.2.3. Prevalencia de enfermedades y otras condiciones

- Para determinar la prevalencia de enfermedades y otras condiciones se analizan los datos para obtener tres niveles de información: (1) proporción de colonias (%) con cada condición (sano, enfermo, pálido, blanqueado, depredado y otras condiciones) sin importar especies de coral, (2) prevalencia de diferentes enfermedades (%) sin importar especie (ej. enfermedad de banda negra, banda amarilla, lunares oscuros y pérdida de tejido rápido) y (3) prevalencia de enfermedades (%) para las especies de coral afectadas.

$$\text{Prevalencia (\%)} = \left[\frac{\# \text{ colonias } (j)}{\text{total de colonias}} \right] 100$$

Donde j es la condición, enfermedad o especie observada en un transecto.

1.2.4. Estructura de la comunidad de peces

- Para la estimación de biomasa y densidad de peces, repetir el mismo protocolo descrito para análisis de fotos de pastos marinos, cambiando el tamaño del transecto a 60 m² (30 m x 2 m)

1.2.5. Abundancia de invertebrados

- Para la estimación de la abundancia de invertebrados, repetir el mismo protocolo descrito para análisis de fotos de pastos marinos, cambiando el tamaño del transecto a 20 m² (20 m x 1 m).

1.2.6. Complejidad estructural/monitoreo de blanqueamiento (Protocolo de SfM estándar)

De manera genérica el proceso consiste en:

- Abrir el programa metashape o 4pixD
- Comenzar un nuevo proyecto
- Cargar fotos (en caso de videos, se requiere cortar las imágenes en marcos). Metashape da esa opción como paso previo a la alineación de fotos
- Alinear las fotos y búsqueda de puntos de coincidencia entre imágenes
- Crear nube de puntos dispersa
- Construir nube de puntos densos
- Construir la malla (unir los puntos)
- Añadir textura (sobreponer las imágenes que se unen en la nube de puntos)
- Generar modelo 3D
- Generar los modelos de elevación digital (unir los puntos en el plano x, y, z, asignando un valor de altura a cada pixel)
- Generar ortomosaico
- Guardar el ortomosaico y los modelos de elevación
- Entre las variables que se pueden estimar están: rugosidad, porcentaje de colonias sanas/blanqueadas y superficie afectada

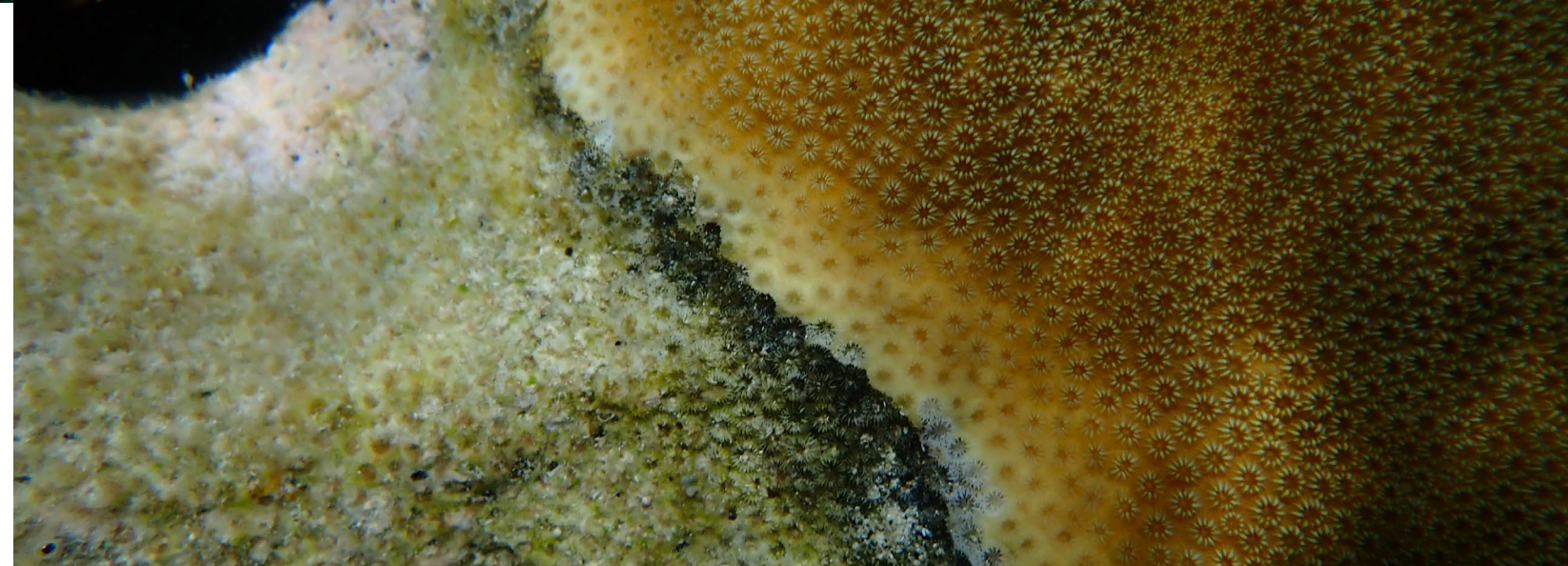


FIGURA 21. Reclutas de coral de diferentes especies.

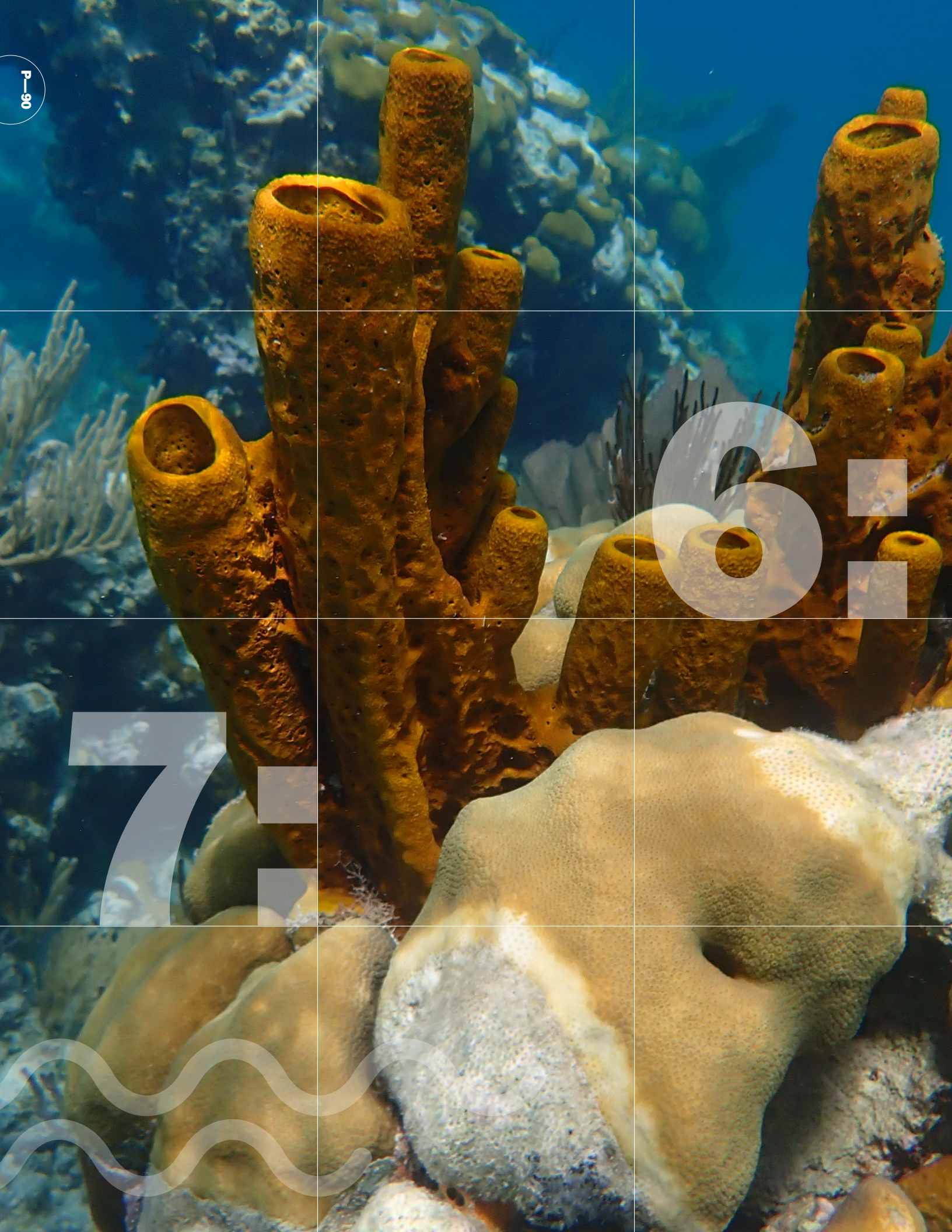
FIGURA 22. Blanqueamiento y enfermedades coralinas. →

MONITOREA utiliza como filosofía la política de datos abiertos. Cada institución que colabora con la red es libre de utilizar sus datos sin solicitar el uso, siempre y cuando el financiamiento venga de la institución que colecta los datos. En caso contrario, el programa tiene cuatro mecanismos para compartir los datos:

- (1) La institución financiada por **MONITOREA** necesita los datos para hacer una publicación de su sitio.
- (2) Contribución de las redes de monitoreo regional/global u otras bases de datos.
- (3) Transferencia de los datos a las autoridades ambientales y/o investigadores.
- (4) Transferencia de datos a medios de comunicación.

Para cada mecanismo, se debe realizar una solicitud formal a la comisión directiva de **MONITOREA**. Inicialmente, y mientras no sea definido otro mecanismo por la comisión, las solicitudes deben ser enviadas a:

info@fundemardr.org.



Otro aspecto importante para destacar es la importancia de la rigurosidad. Para **MONITOREA** este aspecto es vital. La rigurosidad parte del reconocimiento del monitoreo como una actividad que se rige bajo los principios de diseño de muestreo y diseño experimental. Un plan de monitoreo bien diseñado es replicable y asegura la correcta interpretación de los datos que genera. De lo contrario, el plan puede dar información cuya interpretación puede llevar a decisiones no asertivas. **MONITOREA** reconoce el valor de la estandarización de las metodologías que en este manual se presentan, pero no desestima la incorporación de otras. En este sentido, AGRRA, GCRMN, Reef Check (en el caso de arrecifes) y CARICOMP y CariCas (en el caso de pastos y manglares) pueden aportar a la red de datos que se apuesta a fortalecer y construir en el caso de sitios donde nunca se habían colectado datos. Esperamos que, en República Dominicana, se expandan las observaciones, se incremente el número de organizaciones interesadas para monitorear, se creen las capacidades y el país pueda fortalecer su contribución de datos para las autoridades ambientales y las organizaciones y redes de monitoreo que periódicamente hacen evaluaciones del estado de los ecosistemas marino-costeros a escala regional y global. Finalmente, se recomienda que los protocolos y principios retratados en esta guía sean revisados de forma periódica. Además, se recomienda que los resultados del plan se compartan a las autoridades ambientales de forma bianual con el fin de incrementar la utilidad de la información para el manejo asertivo de los ecosistemas marino-costeros en la República Dominicana.

7. GLOSARIO

Anidado (diseño): diseño experimental que involucra factores de agrupación o anidamiento jerárquico dentro de otros factores en espacio (ej. diferentes escalas espaciales en orden descendente) y/o tiempo (ej. diferentes escalas temporales en orden descendente).

Arrecife coralino: estructuras biogénicas construidas gracias al balance entre la formación y erosión de carbonato de calcio, principalmente por corales duros. Son estructuralmente complejas gracias a la variabilidad de formas y tamaños que los corales adoptan. Esta condición hace de los arrecifes los ecosistemas marinos más biodiversos por unidad de superficie de los océanos.

Bienes y servicios ecosistémicos: son los beneficios ambientales resultantes de las funciones físicas, químicas y biológicas de los ecosistemas saludables e incluyen bienes de mercado producidos a partir de los ecosistemas (ej. alimentos, fibra, combustible, agua dulce, recursos genéticos, etc.), los beneficios de procesos ecosistémicos (ej. ciclo de nutrientes, regulación del clima, purificación del agua, tratamiento de residuos, polinización, etc.) y beneficios no materiales (ej. valores estéticos, recreación).

Biomasa: cantidad de carbono presente en un ecosistema por unidad de superficie.

Blanqueamiento: ruptura de la asociación mutualista entre los corales y sus fotosimbiontes, generado por estrés ambiental. La causa más común que desencadena esta ruptura es el estrés térmico. Dependiendo de la magnitud (i.e., grados de temperatura por encima de los límites óptimos), la intensidad y duración (i.e., estrés acumulado en el tiempo), el blanqueamiento puede producir una serie de efectos subletales (ej. fallo reproductivo) y letales (ej. enfermedades y pérdida de tejido) sobre el coral.

Bosques de manglar: ecosistemas costeros y húmedos distribuidos en zonas tropicales y subtropicales, sobre todo de regiones pantanosas e inundadas. Son ecosistemas muy ricos en cuanto a biodiversidad, que surgen del estrecho contacto entre el ambiente terrestre y el marino, es decir, mares y ríos.

Carbono azul: carbono que se almacena naturalmente a través de la fotosíntesis en los ecosistemas marinos y costeros. Tres tipos de ecosistemas costeros (manglares, praderas marinas y marismas) almacenan la mitad del carbono «azul» enterrado debajo del fondo del océano.

Carbono orgánico total: cantidad de carbono ligado a compuestos orgánicos; en los sedimentos del lecho marino es utilizado como un indicador de carbono azul secuestrado.

Colonia: diseño corporal modular constituido por múltiples subunidades interconectadas y genéticamente idénticas. En los corales y en otros organismos modulares, la subunidad es conocida como pólipo (i.e., una estructura en forma de saco, con una boca rodeada por tentáculos capaz de secretar un exoesqueleto de carbonato de calcio).

Comunidad: grupo de poblaciones de diferentes especies que interactúan en espacio y tiempo. En términos generales, estas interacciones se dividen en dos: intraespecíficas (i.e., entre individuos de la misma especie) e interespecíficas (i.e., entre individuos de diferentes especies).

Conectividad biológica: se refiere al grado de movimiento de las especies y/o procesos entrelazados entre ecosistemas contiguos.

Conectividad ecológica: el grado en el que un paisaje facilita o impide el movimiento, dispersión o migración de especies entre parches o fragmentos del ecosistema.

Conectividad genética: grado de intercambio de material genético entre poblaciones, ecosistemas, hábitats y paisajes. La conectividad genética puede ser vista como un componente funcional de la conectividad ecológica.

Costo-eficiente: muestreo más eficiente al menor costo invertido.

Depredación: relación biológica en la que un individuo de una especie consume a otro individuo de la misma especie (canibalismo) o de otras especies (ej. herbivorismo, carnivorismo, parasitismo).

Diseño experimental: marco lógico de un experimento. Por definición abarca cuatro aspectos:

- (1) estructura factorial (tratamientos para un experimento manipulativo),
- (2) replicación,
- (3) estructura del diseño y
- (4) estructura de la respuesta (i.e., variables).

Disturbio: fuerza o evento con la capacidad de producir una perturbación en una comunidad y/o ecosistema.

Ecología: ciencia que estudia el funcionamiento de los ecosistemas, y en general de la naturaleza. Es una palabra que surge del griego: eco (οἶκος, que significa casa), y logos (λόγος que significa estudio o tratado).

Ecosistema: conjunto de comunidades biológicas que interactúan en espacio y tiempo entre las especies que la conforman y el ambiente físico en el que se encuentran.

Ecosistemas marino-costeros: ecosistema de transición (ecotono) y amortiguamiento entre los ecosistemas terrestres y marinos ubicados en las zonas tropicales e intertropicales.

Eficiencia: muestreo que genera la información más precisa en el menor tiempo invertido.

Enfermedad coralina: cualquier alteración transitoria o permanente de la función de una colonia de coral producida por agentes bióticos (patógenos) y/o abióticos (estrés ambiental).

Ensamblaje: conjunto de especies que se encuentran dentro de un hábitat en una región concreta o reducida. Los ensamblajes son solo una fracción de la comunidad biológica.

Error tipo 1: probabilidad (Alpha) de aceptar una hipótesis nula falsa (i.e., falso positivo).

Error tipo 2: probabilidad (Beta) de rechazar una hipótesis nula verdadera (i.e., falso negativo).

Estandarización: La estandarización es un ejercicio mediante el cual se ajustan o se adecúan protocolos y/o metodologías de acuerdo a un estándar deseado.

Estructura de la comunidad: conjunto de propiedades emergentes (únicas e inherentes del nivel de organización biológico) de las comunidades biológicas que forman parte del ecosistema. La estructura de la comunidad se refiere a la composición (identidad) y riqueza (número) de especies, la equidad (contribución o importancia relativa de cada especie en la comunidad) y diversidad (relación entre riqueza y equidad).

Experimento manipulativo: ejercicio diseñado para determinar los efectos de uno o más factores manipulados por el experimentador sobre una o más características de algún sistema (la unidad experimental).

Sus principales características definitorias son: (1) que el experimentador puede asignar tratamientos o niveles de cada variable experimental al azar a las unidades experimentales disponibles y (2) hay dos o más niveles establecidos para cada variable experimental utilizada.

Experimento mensurativo: ejercicio diseñado para determinar los efectos o cambios de una variable respuesta atribuibles a factores que el experimentador no manipula. Por ejemplo, la descripción de los cambios en alguna propiedad de las comunidades biológicas que se encuentran a lo largo de gradientes ambientales no controlados por el investigador.

Factores: variables independientes controladas (en experimentos manipulativos) o no (en experimentos mensurativos) por el investigador que pueden producir cambio en las variables respuesta de un experimento.

Función del ecosistema: se refiere a la descripción de procesos que determinan las relaciones entre las especies y su entorno físico (hábitat) en un ecosistema. Las relaciones tróficas, la forma en que se mueve la energía y la materia entre los compartimientos bióticos (con vida) y abióticos (sin vida) en los ecosistemas son los que determinan la función ecosistémica.

Materia orgánica total: agrupación de las células animales, vegetales y sus productos de residuo en el ambiente natural que son descompuestas total o parcialmente por la acción de diversos organismos microscópicos.

Monitoreo: seguimiento en tiempo y espacio de variables indicadoras de las propiedades emergentes de las poblaciones, comunidades y ecosistemas con el uso de protocolos estandarizados que responden a una pregunta y un diseño experimental específico.

Ortogonalidad: condición experimental en la que los niveles de un factor se repiten de manera idéntica para todos los niveles de otro factor. La ortogonalidad garantiza que el efecto de un factor o interacción pueda estimarse de manera independiente del efecto de cualquier otro factor o interacción presente en el modelo.

Parámetros: momentos invariables que definen o caracterizan a una población objetivo. Existen dos tipos de parámetros en estadística: los de tendencia central (ej. la media) y los de dispersión (ej. varianza).

Pastos o praderas marinas: hierbas que se encuentran en aguas poco profundas de muchas partes del mundo, desde los trópicos hasta el círculo polar ártico. Forman extensas praderas submarinas, como «jardines» de gran productividad y riqueza biológica.

Patrones: secuencias, arreglos en la distribución de especies que se repiten en espacio y tiempo como consecuencia de la combinación de procesos biológicos, químicos y físicos que actúan a escalas diferentes.

Perturbación: cambio drástico en la estructura y función de una comunidad y/o un ecosistema como resultado de un disturbio.

Prueba piloto: actividad o ejercicio preliminar que se lleva a cabo antes del verdadero estudio. Su objetivo es detectar posibles fallos o problemas antes de iniciar el estudio a gran escala.

Pólipo: unidad fundamental de una colonia en algunos cnidarios (organismos marinos agrupados por una característica común: la presencia de células llamadas cnidocitos que disparan arpones conocidos como nematocistos cargados de compuestos urticantes), como los corales formadores de arrecifes.

Potencia estadística: probabilidad (1-Beta) de no cometer error tipo 2 (Beta) en inferencia estadística. En otras palabras, la probabilidad con la que se evita incurrir en falsos negativos en la interpretación de una prueba estadística que no detecta diferencias y/o efectos entre tratamientos/grupos experimentales.

Precisión: se refiere a la medida de la relación entre el tamaño de la muestra y la variabilidad de la población. Un muestreo preciso es aquel que, dado el esfuerzo realizado, se acerca al parámetro de tendencia central (media poblacional) desconocido.

Procesos ecológicos: interacciones dinámicas que ocurren entre los organismos vivos y su entorno. Estas interacciones son esenciales para el flujo de energía, la circulación de nutrientes y el equilibrio general de los ecosistemas. Los patrones son el resultado de la combinación de estos procesos.

Producción: proceso de transformación del carbono en biomasa a través de la fotosíntesis (producción primaria) y/o consumo (producción secundaria) en un ecosistema.

Productividad primaria bruta: tasa de producción primaria que no descuenta la energía que se pierde en respiración de la planta durante el proceso de fotosíntesis.

Productividad primaria neta: tasa de producción primaria después de sustraer la energía que se pierde en respiración de la planta durante el proceso de fotosíntesis.

Protocolo: lineamientos lógicos y prácticos que rigen la colecta de datos y análisis de información de un plan de monitoreo.

Pseudoreplicación: se define como la confusión de la unidad de análisis. El problema surge en que los tratamientos no se replican (aunque las muestras sí) o las réplicas no son estadísticamente independientes. En consecuencia, la prueba de los efectos del tratamiento se hace con un término de error inadecuado para la hipótesis que se está considerando.

Reclutamiento: es un proceso que define la estructura y la dinámica de una población luego que nuevos individuos se asientan y sobreviven para potencialmente abarcar la edad mínima reproductiva.

Salud ecosistémica: siguiendo su descripción original, la salud ecosistémica es el punto final deseado por el manejo ambiental como objetivo de la ingeniería ecológica. En otras palabras, puede verse como la estructura y función ecosistémica deseada como resultado de un manejo adecuado.

Sucesión ecológica: proceso natural de sustitución de las especies en los ecosistemas. Se divide en dos: (1) primaria (cuando el proceso se inicia en sitios devastados por grandes disturbios y perturbaciones, y en consecuencia no hay especies) y (2) secundaria (cuando el proceso inicia en sitios donde hay especies que han sido perturbadas por disturbios menores). Puede ocurrir por facilitación cuando la llegada de una especie favorece la entrada de otra o por interferencia (cuando una especie inhibe la llegada de otras especies).

Secuestro de carbono: El secuestro de carbono es el proceso de capturar, asegurar y almacenar el dióxido de carbono de la atmósfera. Esto se puede hacer de forma biológica mediante el uso de los sumideros de carbono naturales como los bosques, las praderas, el suelo y los océanos.

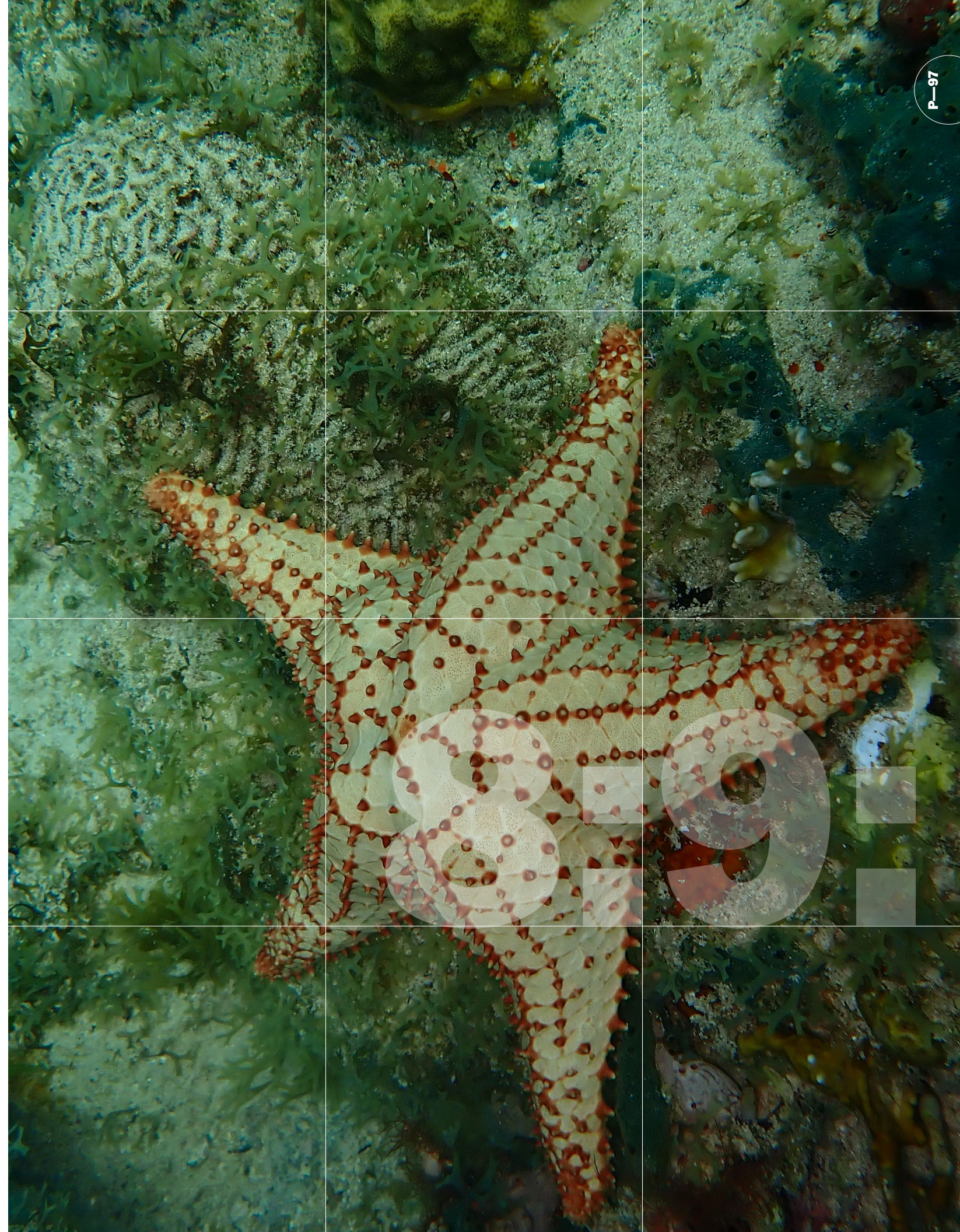
Structure from Motion (SfM): conocido de manera genérica como fotogrametría, es una técnica que permite el ensamblaje de un grupo de imágenes superpuestas para crear modelos planos y/o de elevación (tridimensional) de objetos y/o superficies.

Sumidero: el término se vincula al verbo sumir, que se refiere a sumergir o hundir. El sumidero, por lo tanto, sirve de receptor y lugar de secuestro de elementos que fluyen entre los compartimentos físicos y biológicos de los ecosistemas.

Tamaño de efecto: Cohen lo define como la diferencia de medias estandarizadas. Es decir, nos informa de cuántas desviaciones típicas de diferencia hay entre los resultados de dos grupos que se comparan (ej. grupo experimental y grupo de control).

Variable: es alguna característica inherente a cada individuo de la población objetivo o de la muestra con potencial de cambio, típicamente una que puede influir o reflejar una relación o resultado. Se diferencia de los parámetros en que estos son invariables.

Zonación: patrón de distribución/aparición/abundancia de las especies a lo largo de gradientes ambientales que definen características particulares del hábitat y la forma en la que las especies interactúan en su nicho.



8. RECURSOS

8.1. Sitios sugeridos para consultar

- Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN):
<https://gcrmn.net/>
- Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA):
<https://www.agrra.org/>
- Protocolos de CARICOMP:
https://biogeodb.stri.si.edu/physical_monitoring/downloads/caricomp_manual_2001.pdf
- Manual para el monitoreo científico del hábitat de pastos marinos:
https://www.seagrassnet.org/assets/about/Spanish_%20SeagrassNet_Manual_2006_Worldwide.pdf
- Reporte «The importance of Mangroves to people: A call of action», 2014:
<https://www.unep.org/resources/report/importance-mangroves-people-call-action-0>
- Reporte «Decades of Mangrove Forest Change: What does it mean for nature, people and the climate?», 2023:
<https://www.unep.org/resources/report/decades-mangrove-forest-change-what-does-it-mean-nature-people-and-climate>
- Reporte «The Guidelines on Mangrove Restoration for the Western Indian Ocean Region», 2020:
<https://www.unep.org/resources/report/guidelines-mangrove-restoration-western-indian-ocean-region>
- Publicación «Carbon pools and multiple benefits of mangroves in Central Africa: Assessment for REDD+», 2014:
<https://www.unep.org/resources/publication/carbon-pools-and-multiple-benefits-mangroves-central-africa-assessment-redd>
- G*Power. Statistical Power Analyses:
<https://www.psychologie.hhu.de/arbeitsgruppen/allgemeine-psychologie-und-arbeitspsychologie/gpower>
- Metashape: <https://www.agisoft.com/>
- PIX4D: <https://www.pix4d.com/es/>
- Plan para el estudio de la epizootiología de corales:
<https://reefresilience.org/wp-content/uploads/PLAN-PARA-EL-ESTUDIO-DE-LA-EPI-ZOOTIOLOGIA-DE-CORALES-RD.pdf>

8.2. Formularios de hojas de campo y base de datos



(Escanear el código QR)

9. REFERENCIAS

- Bak, R. P. (1975).** Ecological aspects of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 45(2), 181-190.
- Bak, R. P., Nieuwland, G., & Meesters, E. H. (2005).** Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curacao and Bonaire. *Coral reefs*, 24, 475-479.
- Banerjee, O., Boyle, K., Rogers, C. T., Cumberbatch, J., Kanninen, B., Lemay, M., & Schling, M. (2018).** Estimating benefits of investing in resilience of coastal infrastructure in small island developing states: An application to Barbados. *Marine Policy*, 90, 78-87.
- Barnes, R. S. K., & Hughes, R. N. (1999).** *An introduction to marine ecology*. John Wiley & Sons.
- Bastos, R. F., Lippi, D. L., Gaspar, A. L. B., Yogui, G. T., Frédou, T., Garcia, A. M., & Ferreira, B. P. (2022).** Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107591.
- Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1990).** *Ecology: individuals, populations and communities* (2ª ed.). Blackwell Scientific Publications Ltd.
- Bellwood, D. R., Goatley, C. H., & Bellwood, O. (2017).** The evolution of fishes and corals on reefs: form, function and interdependence. *Biological Reviews*, 92(2), 878-901.
- Birkeland, C. (1997).** *Life and death of coral reefs*. Springer Science & Business Media.
- Biswas, P. L., & Biswas, S. R. (2020).** Mangrove forests: ecology, management, and threats. En *Life on land* (pp. 627-640). Cham: Springer International Publishing.
- Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C., Kopp, D., & Louis, M. (2006).** Weight-length relationships for 50 fish species collected in seagrass beds of the Lesser Antilles. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 322-324.
- Braun-Blanquet, J. (1964).** *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde* (1-865.0). Springer-Verlag.
- Bulajic, A., Stamatovic, M., & Cvetanovic, S. (2012).** The importance of defining the hypothesis in scientific research. *International Journal of Education Administration and Policy Studies*, 4(8), 170-176.
- Cabioch, G., Davies, P., Done, T., Gischler, E., MacIntyre, I. G., Wood, R., & Woodroffe, C. (2010).** *Encyclopedia of modern coral reefs: structure, form and process*. Springer Science & Business Media.
- CARICOMP (1997a).** Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP): A research and monitoring network of marine laboratories, parks, and reserves. En *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* (vol. 1, 641-646).

CARICOMP (1997b). Meteorological and oceanographic characterization of coral reef, Seagrass and mangrove habitats in the Wider Caribbean. En *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* (vol. 1, 657-662).

Carpenter, K. E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A., ... & Wood, E. (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321(5888), 560-563.

Ciais, P. (2003). Carbon Cycling over Lands and Oceans. En *Global Climate: Current Research and Uncertainties in the Climate System* (pp. 102-128). Springer Berlin Heidelberg.

Cintron, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., & Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 110-121.

Cintrón, G., & Schaeffer, N. (1984). Methods for studying mangrove structure. *Monographs on oceanographic methodology*, 8, 91-113.

Coates, B., Jones, A. R., & Williams, R. J. (2002). Is 'Ecosystem Health' a useful concept for coastal managers. En *Proceedings of the Coast to Coast 2002 Meeting* (pp. 55-58).

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310.

Contreras, C. R., Contreras, I. R., Jaramillo, C. N., & Pérez, F. M. (2015). Validación e implementación de una metodología para la determinación de carbono orgánico total en suelos y sedimentos según ISO 14235: 1998. *Revista Politécnica*, 11(21), 9-17.

Copeland, B. J. (1970). Estuarine classification and responses to disturbances. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99, 826-835

Cortés, J. (2007). Coastal morphology and coral reefs. *Central America: geology, resources, and hazards*, 1, 185-200.

Cortés, J., Oxenford, H. A., Van Tussenbroek, B. I., Jordán-Dahlgren, E., Cróquer, A., Bastidas, C., & Ogden, J. C. (2019). The CARICOMP network of Caribbean Marine Laboratories (1985-2007): history, key findings, and lessons learned. *Frontiers in Marine Science*, 5, 519.

Costanza, R. (1992). Toward an operational definition of health. En: Costanza, R., Norton, B., & Haskell, B. (eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management* (pp. 239-256). Island Press.

Croquer, A., Zambrano, S., King, S., Reyes, A., Sellares Blasco, R. I., Valdez Trinidad, A., ... & Miyazawa, E. (2022). Stony Coral Tissue Loss Disease and Other Diseases Affect Adults and Recruits of Major Reef Builders at Different Spatial Scales in the Dominican Republic. *Gulf and Caribbean Research*, 33(1), GCFI1-GCFI13.

Curtis, J. T. & Cotton, G. (1956). *Plant Ecology Workbook. A laboratory, field and reference manual*. Burgess Publishing.

Da Silveira, E. L., Semmar, N., Cartes, J. E., Tuset, V. M., Lombarte, A., Ballester, E. L. C., & Vaz-dos-Santos, A. M. (2020). Methods for trophic ecology assessment in fishes: a critical review of stomach analyses. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(1), 71-106.

Davis, S. E., Lirman, D., & Wozniak, J. R. (2009). Nitrogen and phosphorus exchange among tropical coastal ecosystems. *Ecological Connectivity Among Tropical Coastal Ecosystems*, 9-43.

De Bakker, D. M., Meesters, E. H., Bak, R. P., Nieuwland, G., & Van Duyl, F. C. (2016). Long-term shifts in coral communities on shallow to deep reef slopes of Curaçao and Bonaire: are there any winners? *Frontiers in Marine Science*, 3, 247.

De Bakker, D. M., Van Duyl, F. C., Bak, R. P., Nugues, M. M., Nieuwland, G., & Meesters, E. H. (2017). 40 years of benthic community change on the Caribbean reefs of Curaçao and Bonaire: the rise of slimy cyanobacterial mats. *Coral Reefs*, 36, 355-367.

Done, T. J., Kenchington, R. A. & Zell, L. D. (1981). Rapid, large area, reef resource surveys using a manta board. En *The Reef and Man: Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium* (vol. 1, pp. 299-308). Marine Sciences Center, University of the Philippines.

Ferreira, C., Horta, P. A., Almeida, G. M., Zitta, C. S., de M. Oliveira, E., Gueye, M. B., & Rodrigues, A. C. (2015). Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves: an evaluation of the southern Atlantic groups. *Protoplasma*, 252, 3-20.

Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86(1), 174-184.

Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., ... & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global ecology and biogeography*, 20(1), 154-159.

Gladstone, W. (2009). Conservation and management of tropical coastal ecosystems. *Ecological Connectivity Among Tropical Coastal Ecosystems*, 565-605.

Glynn, P. W., (1964). Common marine invertebrate animals of the shallow waters of Puerto Rico. En *Historia Natural de Puerto Rico*. University of Puerto Rico.

Glynn, P. W., & Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance. *Coral reefs in the Anthropocene*, 67-97.

Golley, F., Odum, H. T., & Wilson, R. F. (1962). The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology*, 9-19.

Goreau, T. F. (1959). The ecology of Jamaican coral reefs I. Species composition and zonation. *Ecology*, 40(1), 67-90.

Graus, R. R., & Macintyre, I. G. (1989). The zonation patterns of Caribbean coral reefs as controlled by wave and light energy input, bathymetric setting and reef morphology: computer simulation experiments. *Coral reefs*, 8, 9-18.

Greve, T. M., & Binzer, T. (2004). Which factors regulate seagrass growth and distribution. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, 19-23.

Grey, W. F., & Moffler, M. D. (1978). Flowering of the seagrass *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) in the Tampa Bay, Florida area. *Aquatic Botany*, 5, 251-259.

Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P., & Verutes, G. (2016). The power of three: coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PloS one*, 11(7), e0158094.

Hall-Spencer, J. M., & Harvey, B. P. (2019). Ocean acidification impacts on coastal ecosystem services due to habitat degradation. *Emerging Topics in Life Sciences*, 3(2), 197-206.

Harborne, A. R., Mumby, P. J., Micheli, F., Perry, C. T., Dahlgren, C. P., Holmes, K. E., & Brumbaugh, D. R. (2006). The functional value of Caribbean coral reef, seagrass and mangrove habitats to ecosystem processes. *Advances in marine biology*, 50, 57-189.

Heck, K. L. (1977). Comparative species richness, composition, and abundance of invertebrates in Caribbean seagrass (*Thalassia testudinum*) meadows (Panamá). *Marine Biology*, 41, 335-348.

Hernández-Delgado, E. A. (2015). The emerging threats of climate change on tropical coastal ecosystem services, public health, local economies and livelihood sustainability of small islands: Cumulative impacts and synergies. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 5-28.

Holmer, M., & Olsen, A. B. (2002). Role of decomposition of mangrove and seagrass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 87-101.

Hughes, T. P. (1985). *Life histories and population dynamics of early successional corals*. Antenne Museum-EPHE.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265(5178), 1547-1551.

Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211.

Hurlbert, S. H. (2004). On misinterpretations of pseudoreplication and related matters: a reply to Oksanen. *Oikos*, 104(3), 591-597.

Hurlbert, S. H. (2009). The ancient black art and transdisciplinary extent of pseudoreplication. *Journal of Comparative Psychology*, 123(4), 434.

Huston, M. A. (1985). Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16(1), 149-177.

Jackson, J. B. (1992). Pleistocene perspectives on coral reef community structure. *American Zoologist*, 32(6), 719-731.

Jackson, J. B. C. (1972). The ecology of molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies. II. Molluscan population variability along an environmental gradient. *Marine Biology*, 14, 304-337.

Jackson, J., Donovan, M., Cramer, K., & Lam, V. (2014). *Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network; International Union for the Conservation of Nature (IUCN).

Kainuma, M., Baba, S., Oshiro, N., Kezuka, M., & Chan, H. T. (2013). Current status of mangroves worldwide. *Middle East*, 624, 0-4.

Kaliyadan, F., & Kulkarni, V. (2019). Types of variables, descriptive statistics, and sample size. *Indian Dermatology Online Journal*, 10(1), 82-86.

Kathiresan, K. (2014). Interconnectivity of coastal ecosystems: An overview. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 43(6), 985-994.

Kleypas, J. A., McManus, J. W., & Meñez, L. A. (1999). Environmental limits to coral reef development: where do we draw the line? *American Zoologist*, 39(1), 146-159.

Knowlton, N., Brainard, R. E., Fisher, R., Moews, M., Plaisance, L., & Caley, M. J. (2010). Coral reef biodiversity. En McIntyre, A. D. (ed.). *Life in the world's oceans: diversity distribution and abundance* (pp. 65-74). Wiley-Blackwell.

Kramer, P. A. (2003). Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: results of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin*, 493(3), 1-57.

Lang, J. C. (2003). Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) program. *Atoll Research Bulletin*, 496.

Lang, J. C., & Ginsburg, R. N. (2006). A vision for regular, rapid assessments of the tropical northwestern Atlantic coral reefs. *Revista de Biología Tropical*, 54, 23-29.

Lang, J. C., Marks, K. W., Kramer, P. R., & Ginsburg, R. N. (2015). *Atlantic & Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)*. AGRRA.

Larkum, A. W., Waycott, M., & Conran, J. G. (2018). Evolution and biogeography of seagrasses. *Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation*, 3-29.

Littler, M. M., Taylor, P. R., & Littler, D. S. (1989). Complex interactions in the control of coral zonation on a Caribbean reef flat. *Oecologia*, 80, 331-340.

Loya, Y. (1978). Plotless and transect methods. En Stoddart, D. R., & Johannes, R. E. (eds.). *Coral reefs: research methods* (pp. 197-217). UNESCO.

Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 39-64.

Lynn, P. (2016). Principles of sampling. *Research methods for postgraduates*, 244-254.

Martínez, M. L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., & Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63(2-3), 254-272.

McKee, K. L. (1995). Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: an exception to the dominance-predation hypothesis. *Biotropica*, 334-345.

McKee, K. L., Rooth, J. E., & Feller, I. C. (2007). Mangrove recruitment after forest disturbance is facilitated by herbaceous species in the Caribbean. *Ecological Applications*, 17(6), 1678-1693.

McMahon, K. W., Berumen, M. L., & Thorrold, S. R. (2012). Linking habitat mosaics and connectivity in a coral reef seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(38), 15372-15376.

Mengo, E., Grilli, G., Luisetti, T., Conejo Watt, H., Harper Jones, C., & Posen, P. (2022). Marine and coastal accounts for Small Island Developing States: A case study and application in Grenada. *One Ecosystem*, 7.

Meyer, D. L. & Birkeland, C. (1974). Marine studies - Galeta Point. *Environmental monitoring and baseline data compiled under the Smithsonian Institution Environmental Sciences Program*, Rubinoff, R.W. (ed.), pp. 129-253.

Moberg, F., & Rönnbäck, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46(1-2), 27-46.

Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215-233.

Moncreiff, C. A., Sullivan, M. J., & Daehnick, A. E. (1992). Primary production dynamics in seagrass beds of Mississippi Sound: the contributions of seagrass, epiphytic algae, sand microflora, and phytoplankton. *Marine Ecology-Progress Series*, 87, 161-161.

Montaggioni, L. F., & Braithwaite, C. J. (2009). *Quaternary coral reef systems: history, development processes and controlling factors*. Elsevier.

Moriarty, D. J. W., Boon, P. I., Hansen, J. A., Hunt, W. G., Poiner, I. R., Pollard, P. C., ... & White, D. C. (1985). Microbial biomass and productivity in seagrass beds. *Geomicrobiology Journal*, 4(1), 21-51.

Nagelkerken, I. (2009). *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems* (p. 615). Dordrecht: Springer.

Nagelkerken, I., & Faunce, C. H. (2007). Colonisation of artificial mangroves by reef fishes in a marine seascape. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(3), 417-422.

Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G. J., Van't Hof, T., & Den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), 31-44.

Nichols, C. R., Zinnert, J., & Young, D. R. (2019). Degradation of coastal ecosystems: causes, impacts and mitigation efforts. En Wright, L. D., & Nichols, C. R. *Tomorrow's Coasts: Complex and Impermanent* (pp. 119-136). Springer Cham.

Odum, W. E. (1970). Insidious alteration of the estuarine environment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99(4), 836-847.

Ogden, J. C. (1987). Cooperative coastal ecology at marine laboratories. *Oceanus* 30, 9-14.

Pandolfi, J. M., & Budd, A. F. (2008). Morphology and ecological zonation of Caribbean reef corals: the *Montastraea* 'annularis' species complex. *Marine Ecology Progress Series*, 369, 89-102.

Piou, C., Feller, I. C., Berger, U., & Chi, F. (2006). Zonation patterns of Belizean offshore mangrove forests 41 years after a catastrophic hurricane 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(3), 365-374.

Pool, D. J., Snedaker, S. C., & Lugo, A. E. (1977). Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica*, 195-212.

Rapport, D. J., Costanza, R., Epstein, P.R. et al. (eds). (1998). *Ecosystem Health*. Blackwell Science.

Reaka-Kudla, M. L. (2005). Biodiversity of Caribbean coral reefs. En Miloslavich, P., & Klein, E. (eds.) *Caribbean Marine Biodiversity: The Known and the Unknown* (pp. 259-276). DEStech Publications.

Reaka-Kudla, M. L. (1997). The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests. En Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D.E., & Wilson, E.O. (eds.) *Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources* (vol. 2, p. 551). Joseph Henry Press.

Revie, W. (1982). Coral populations on reef slopes and their major controls. *Marine Ecology Progress Series*, 7, 83-115.

Roff, G. (2020). Reef accretion and coral growth rates are decoupled in Holocene reef frameworks. *Marine Geology*, 419, 106065.

Rogers, C. S., Fitz III, H. C., Gilnack, M., Beets, J., & Hardin, J. (1984). Scleractinian coral recruitment patterns at salt river submarine canyon, St. Croix, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 3(2), 69-76.

Roos, P. J. (1964). The distribution of reef corals in Curaçao. *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 20(1), 1-51.

Roos, P. J. (1971). The shallow-water stony corals of the Netherlands Antilles. *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 37(1), 1-108.

- Salem, M. E., & Mercer, D. E. (2012).** The economic value of mangroves: a meta-analysis. *Sustainability*, 4(3), 359-383.
- Sammarco, P. W. (1991).** Geographically specific recruitment and postsettlement mortality as influences on coral communities: The cross-continental shelf transplant experiment. *Limnology and Oceanography*, 36(3), 496-514.
- Sammarco, P. W., & Andrews, J. C. (1989).** The Helix experiment: differential localized dispersal and recruitment patterns in Great Barrier Reef corals. *Limnology and Oceanography*, 34(5), 896-912.
- Scheer, G. (1960).** Der Lebensraum der Riffkorallen. *Bericht Naturwiss. Verein Darmstadt 1959/60*, 29-44.
- Schmid, K., Reis-Filho, J. A., Harvey, E., & Giarrizzo, T. (2017).** Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. *Hydrobiologia*, 784, 93-109.
- Schulte, E. E., & Hopkins, B. G. (1986).** Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. *Soil organic matter: Analysis and interpretation*, 6, (21-31).
- Scoffin, T. P. (1993).** The geological effects of hurricanes on coral reefs and the interpretation of storm deposits. *Coral Reefs*, 12, 203-221.
- Shayka, B. F., Hesselbarth, M. H., Schill, S. R., Currie, W. S., & Allgeier, J. E. (2023).** The natural capital of seagrass beds in the Caribbean: evaluating their ecosystem services and blue carbon trade potential. *Biology Letters*, 19(6), 20230075.
- Snedaker, S. C. (1982).** Mangrove species zonation: why? En *Contributions to the Ecology of Halophytes* (pp. 111-125). Springer Netherlands.
- Sorokin, Y. I. (2013).** *Coral Reef Ecology* (vol. 102). Springer Science & Business Media.
- Souter, D., Planes, S., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D., & Staub, F. (2021).** *Status of coral reefs of the world: 2020: executive summary*. GCRMN; ICRI; Australian Government; Australian Institute of Marine Science.
- Spalding, M. (2010).** *World atlas of mangroves*. Routledge.
- Srikanth, S., Lum, S. K. Y., & Chen, Z. (2016).** Mangrove root: adaptations and ecological importance. *Trees*, 30, 451-465.
- Stanley Jr, G. D. (2006).** Photosymbiosis and the evolution of modern coral reefs. *Science*, 312(5775), 857-858.
- Tabb, D.C., Dubrow D. L., & Manning R. B. (1962).** The ecology of northern Florida Bay and adjacent estuaries. *Tech. Ser. Fla St. Bd Conserv*, 39, 1-79.

The Nature Conservancy & Red Arrecifal Dominicana (2020). Plan para el estudio de la epizootología de corales. Santo Domingo, República Dominicana.

Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2008). *Essentials of ecology* (3). Blackwell Publishing.

Ulumuddin, Y. I., Prayudha, B., Arafat, M. Y., Indrawati, A., & Anggraini, K. (2021). The role of mangrove, seagrass and coral reefs for coral reef fish communities. En *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (vol. 674, No. 1, p. 012025). IOP Publishing.

Underwood, A. J. (1990). Experiments in ecology and management: their logics, functions and interpretations. *Australian Journal of Ecology*, 15(4), 365-389.

Underwood, A. J. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.

Underwood, A. J., Chapman, M. G., & Connell, S. D. (2000). Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2), 97-115.

UNEP (2006). *Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. UNEP

UNEP (2020). *Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people*. UNEP

UNEP (2022). United Nations Conference to Support the Implementation of Sustainable Development Goal 14: Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Interactive dialogue 2: managing, protecting, conserving and restoring marine and coastal ecosystems.

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.

Van Emden, H. F. (2019). *Statistics for terrified biologists*. John Wiley & Sons.

Van Tussenbroek, B. I., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A. C., Gayle, P. M., Guzmán, H. M., ... & Weil, E. (2014). Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PloS one*, 9(3), e90600.

Vicente, V. P. (1992). A summary of ecological information on the seagrass beds of Puerto Rico. En *Coastal plant communities of Latin America* (pp. 123-133). Academic Press.

Walsh, G. E. (1974). Mangroves: a review. En Reinold, R. J., & Queen, W. H. *Ecology of Halophytes* (pp. 51-174). Academic Press.

Weinberg, S. (1981). A comparison of coral reef survey methods. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 51(2), 199-218.

Weinstein, M. P., & Heck, K. L. (1979). Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: composition, structure and community ecology. *Marine Biology*, 50, 97-107.

Whicker, F. W., Bunzl, K., Dixon, P., Scott, E. M., Sheppard, S. C., & Voigt, G. (2006). 3 General Sampling Concepts and Principles. *Journal of the ICRU*, 6(1), 25-34.

Wielgus, J. E., Cooper, E.M., Torres, R.U., & Burke, L.A. (2010). Coastal Capital: Dominican Republic. *Case studies on the economic value of coastal ecosystems in the Dominican Republic*. World Resources Institute.

Wilkinson C. C. (2000). *Status of coral reefs of the world 2000* (375). Australian Institute of Marine Science (AIMS).

Wilkinson, C. C. (2006). Status of coral reefs of the world: summary of threats and remedial action. *Coral Reef Conservation*, 13, 3-39.

Wilkinson, C. C. (2004). *Status of coral reefs of the world: 2004*. Australian Institute of Marine Science (AIMS).

Williams, G. J., Graham, N. A., Jouffray, J. B., Norström, A. V., Nyström, M., Gove, J. M., ... & Wedding, L. M. (2019). Coral reef ecology in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1014-1022.

Williams, S. L. (1988). *Thalassia testudinum* productivity and grazing by green turtles in a highly disturbed seagrass bed. *Marine Biology*, 98(3), 447-455.

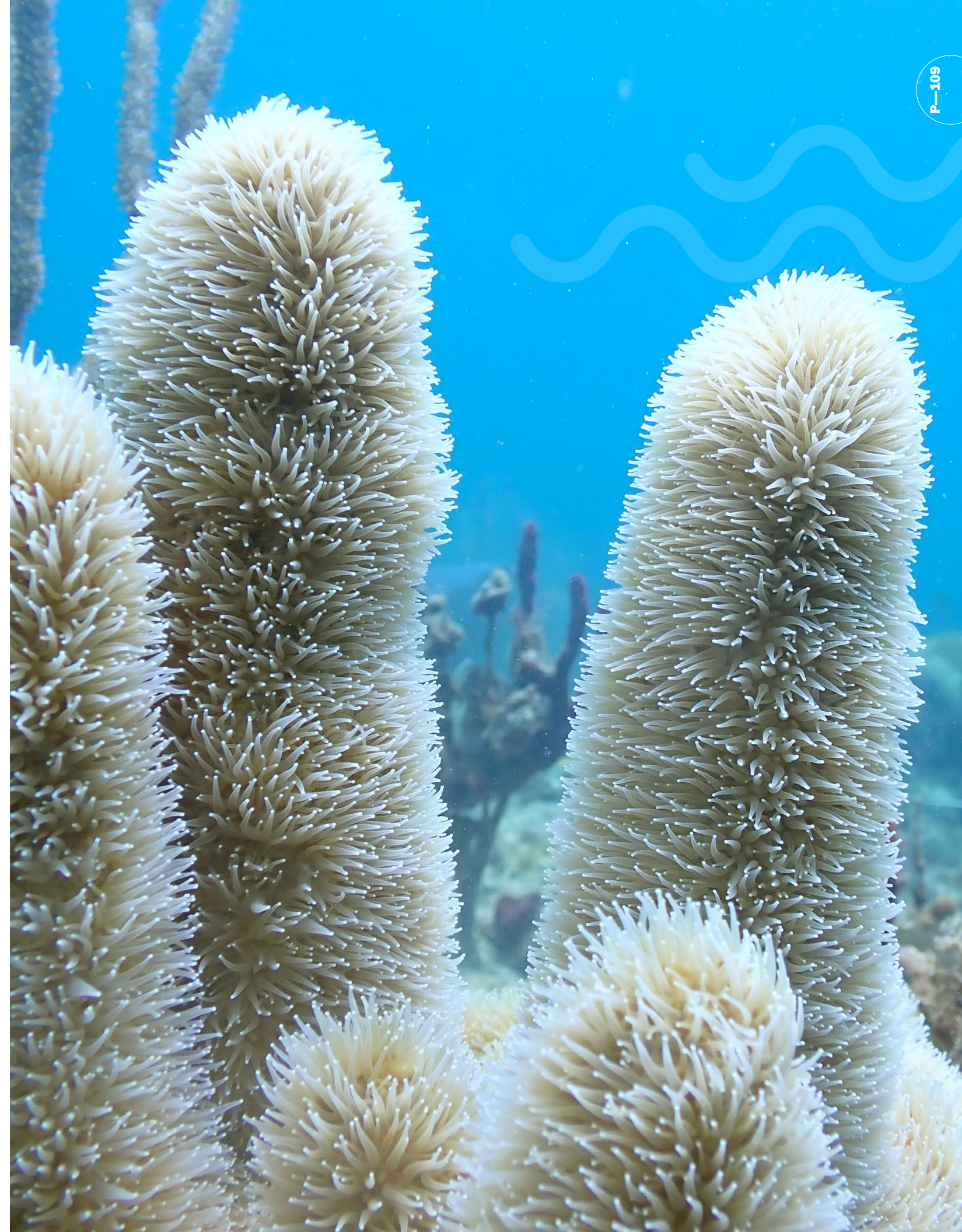
Williams, S. L. (1990). Experimental studies of Caribbean seagrass bed development. *Ecological Monographs*, 60(4), 449-469.

Wood, R. (1998). The ecological evolution of reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 179-206.

Yan, W., Wang, Z., & Zhou, B. (2023). Population evolution of seagrass returning to the ocean. *Heliyon*.

Yando, E. S., Osland, M. J., & Hester, M. W. (2018). Microspatial ecotone dynamics at a shifting range limit: plant–soil variation across salt marsh–mangrove interfaces. *Oecologia*, 187, 319-331.

Zimmerman, M. S., & Livingston, R. J. (1976). Effects of kraft-mill effluents on benthic macrophyte assemblages in a shallow-bay system (Apalachee Bay, North Florida, USA). *Marine Biology*, 34, 297-312.



MONITOREA: INTEGRANDO LA EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS MARINO-COSTEROS PARA SU CONSERVACIÓN Y MANEJO
MANUAL DE MONITOREO Y GUÍA PRÁCTICA DE PROTOCOLOS

Elaborado por

RITA SELLARES BLASCO
 Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR)

ALDO CRÓQUER
 The Nature Conservancy

Revisor principal

SERGIO D. GUENDULAIN GARCÍA
 Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR)

Revisores

NINA LYSENKO
 Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales

MARÍA VILLALPANDO
 Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR)

ANDREÍNA VALDÉZ-TRINIDAD
 Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR)

AINHOA LEÓN
 Fundación Grupo Puntacana

SOMEIRA ZAMBRANO
 CEBSE, Inc.

DORKA Y. EVANGELISTA
 Ministerio de Medio Ambiente y Recursos naturales

IKER IRAZABAL
 Red Arrecifal Dominicana

Fotografías

FUNDEMAR. Páginas: 2, 87, 88, 109

MARVIN DEL CID. Páginas: portada, 2, 15, 23, 25, 32, 53, 80, contraportada

SAMUEL KING. Páginas: 13, 15, 86, 87, 90, 97, contraportada

MELANIE MÜLLER. Página: 31

CEBSE. Páginas: portada, 5, 6, 9, 10, 22, 60

ANA C. HERNÁNDEZ-OQUET.
 Página: 13

ALDO CRÓQUER. Páginas: 58, 59

PAUL SELVAGGIO. Página: 86

Concepto gráfico y diseño

IRA LEÓN

Corrección de textos

ISRAEL ORTEGA

ISBN

978-9945-9489-0-5

Para aclaratorias

puede contactar a:

FUNDACIÓN DOMINICANA
 DE ESTUDIOS MARINOS

Bayahíbe, Provincia La Altagracia

Teléfono: +1 809 833 0481

info@fundemardr.org

www.fundemardr.org

FUNDEMAR 2024®
Derechos reservados

Cita recomendada:

Sellares-Blasco, R., & Croquer, A. (2024). MONITOREA: Integrando la evaluación de ecosistemas marino-costeros para su conservación y manejo. Manual de monitoreo y guía práctica de protocolos. Fundación Dominicana de Estudios Marinos (FUNDEMAR). Santo Domingo, República Dominicana.



**AMBASSADE
DE FRANCE
EN RÉPUBLIQUE
DOMINICAINE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*



**fun
demar**
Fundación Dominicana
de Estudios Marinos, Inc.

