

PraWanka
Desarrollo Inclusivo Territorial



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Agencia Suiza para el Desarrollo
y la Cooperación COSUDE



HONDURAS
GOBIERNO DE LA REPÚBLICA



Ayuda
en Acción



actalliance

CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA
de los **CAYOS MISKITOS**
D E H O N D U R A S



PraWanka
Desarrollo Inclusivo Territorial



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Agencia Suiza para el Desarrollo
y la Cooperación COSUDE



HONDURAS
GOBIERNO DE LA REPÚBLICA



Ayuda
en Acción



actalliance

de los **CAYOS MISKITOS**
D E H O N D U R A S



Caracterización ecológica de los Cayos Miskitos de Honduras

Edición, junio de 2022

**PRAWANKA Programa de Desarrollo Económico Inclusivo Territorial de la Mosquitia,
Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE),
Fundación Ayuda en Acción,
Comisión de Acción Social Menonita (CASM)**

Coordinación y revisión:

Luis Grádiz - Director de PRAWANKA
Wildres Rodríguez - Facilitadora de la cadena de pesca de PRAWANKA
Roberto Bussi – Director de País (Ayuda en Acción)
Dilmer Maradiaga – Gerente de Programas (Ayuda en Acción)

Elaboración de estudio:

Juan Carlos Carrasco
Angela Randazzo Eisemann
Andrea Rivera-Sosa
Belkis Carolina Montalván
Fiama Molina
Héctor Contreras

Revisión de diseño, texto y fotografía

Lizzeth Ordoñez Ferrera – Oficial de Comunicaciones (Ayuda en Acción)
Rafael Calderón – Comunicador social (PRAWANKA)
Laura Flores – Oficial de Monitoreo (PRAWANKA)

Diseño y diagramación:

EDICIONES RAMSÉS S. DE R. L.
Edificio Chiminike, segundo nivel, bulevar Fuerzas Armadas. Tegucigalpa, Honduras.
Página web: www.edicionesramsés.hn

ISBN: 978-99926-25-95-8

ÍNDICE

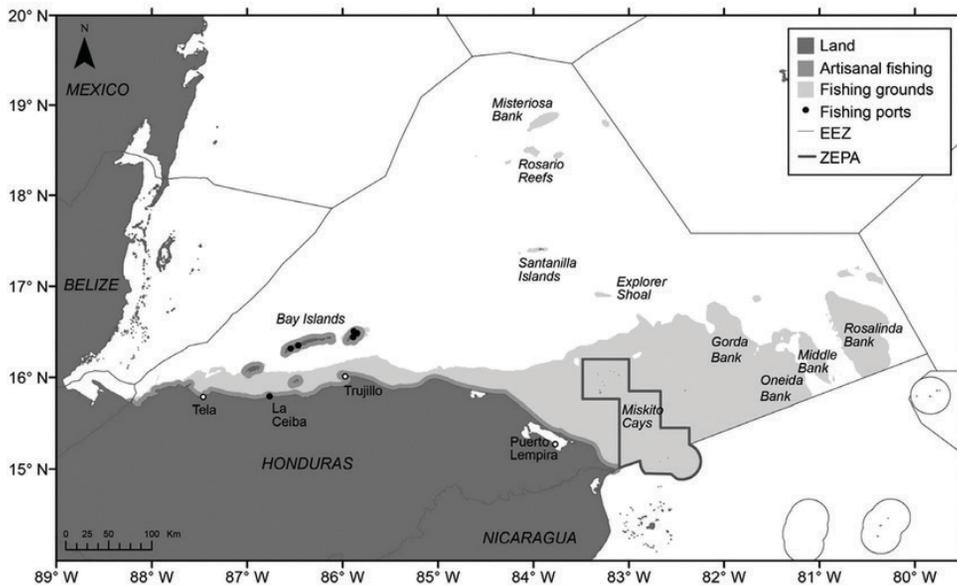
Introducción general	5
CAPÍTULO 1	
Manglares y pastos marinos	13
1.1 Introducción	13
1.2 Métodos	15
1.3 Resultados y discusión	17
1.3.1 Geomorfología de los Cayos Miskitos	17
1.3.2 Estructura forestal del manglar	20
1.3.3 Características del sedimento en manglares	22
1.3.4 Caracterización de pastos marinos	23
1.3.5 Características del sedimento en pastos marinos	25
1.3.6 Peces asociados a praderas de pastos marinos y manglares	26
CAPÍTULO 2	
Arrecifes coralinos	31
2.1 Introducción	31
2.2 Métodos	32
2.3 Resultados	36
2.3.1 Variables oceanográficas	36
2.3.2 Comunidades bentónicas	37
2.3.3 Comunidades de peces	41
2.3.4 Salud arrecifal	48
2.4 Discusión	49
Conclusión	51
Referencias	54

Introducción general

Honduras tiene un extenso territorio marino (229.501,96 km²), equivalente a casi el doble de su área montañosa terrestre (112.492 km²), ubicada mayormente en la región del Caribe Occidental (Caviedes et al. 2014) (Figura 1). Este territorio marino está influenciado por la corriente del Caribe, la cual asciende desde Nicaragua hacia la Península de Yucatán (Richardson, 2005). Particularmente, la región noreste del Caribe hondureño recibe estas corrientes a medida que se acercan a la plataforma continental y a los bancos arrecifales de alta mar donde se encuentran los Cayos y Bancos Miskitos, lo cual favorece el transporte de especies de importancia comercial, y sustenta las pesquerías del país (Chollett et al., 2017). Los Cayos Miskitos de Honduras son considerados una de las zonas más aisladas y menos conocidas del Caribe (Chollet et al., 2014). Se encuentran ubicados al este del país, entre 63 y 120 km de la costa y son parte del departamento de Gracias a Dios (Figura 1). Estos cayos se encuentran en un área que va del meridiano -82.10 al este al meridiano -83.30 al oeste y del paralelo 14.95 al sur al paralelo 16.15 al norte (Figura 1).

Figura 1

Delimitación de la Zona Económica Exclusiva de Honduras y fronteras terrestres y marítimas, situando a los Cayos y Bancos Miskitos en el Caribe (Fuente: Chollet et al. 2015)

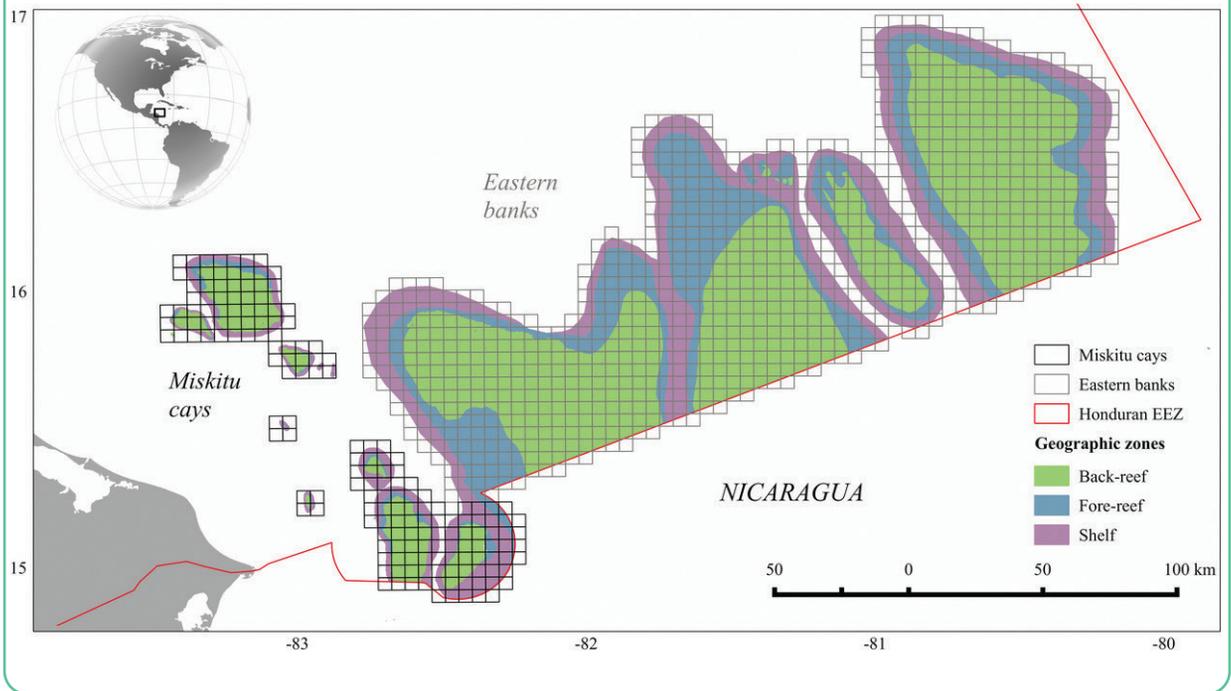


El área comprende alrededor de 842 km² e integra 57 cayos, que tienen origen arrecifal y son generalmente más extensos en la parte norte que en el sur (Purkis, 2015). Esta zona es altamente diversa y alberga una variedad de hábitats que se encuentran en diferentes zonas geomorfológicas (Figura 2). Estas zonas son extensas y de alta importancia ya que albergan una variedad de especies de importancia ecológica y comercial.

Los hábitats de los Cayos Miskitos son extremadamente heterogéneos e interconectados, incluyen manglares, pastos marinos, sistemas arrecifales, sustratos calcáreos (conocido como “pavimento”), escombros, arenales, pequeñas lagunas insulares y aguas oceánicas profundas entre otros (Heyman y Kjerfve, 2001; Carrasco et al., 2009).

Figura 2

Mapa de zonas geomorfológicas de los Cayos Miskitos y bancos dentro de la plataforma continental cruciales para la biodiversidad marina y las pesquerías de Honduras (Fuente: Chollett et al., 2017a).



En algunos cayos se encuentran naturalmente parches de manglar, los cuales están dominados por *Rhizophora mangle* (mangle rojo) en los bordes y *Avicennia sp.* (mangle negro) en la laguna de evaporación, al interior de los cayos (Figura 3).



Figura 3. Mangle negro (izquierda) al interior de los Cayos Miskitos y mangle rojo (derecha) al borde.

Los manglares comprenden una gran diversidad a diferentes niveles: terrestre, aéreo y marino. En los Cayos Miskitos, se destacan como sitios de anidamiento de aves (Figura 4), particularmente de las especies *Fragata magnificens* (fragata), *Anous minutus* (golondrina de mar) y *Sula leucogaster* (pájaro bobo café); y además como criaderos de tiburones y rayas. En la laguna pueden encontrarse praderas de pastos marinos (más abundantes al norte), dominadas por la especie *Thalassia testudinum* (pasto de tortuga), asociada a especies de *Syringodium filiforme* (pasto de manatí) o *Halodule wrightii*.



Figura 4. Los manglares en los Cayos Miskitos son sitios de anidamiento de aves, de las especies *Fragata magnificens*/fragata (izquierda), *Anous minutus*/golondrina de mar (centro) considerado el primer reporte de anidación en la zona (de acuerdo con los avistamientos de Thorn et al., 2006), y *Sula leucogaster*/Pájaro bobo café (derecha).

En la laguna arrecifal se encuentran algunos parches arrecifales, pero las formaciones arrecifales más abundantes, corresponden a arrecifes de franja someros, los cuales se localizan al este de los cayos (barlovento), y son la primera barrera expuesta al oleaje (Figura 5). La parte oeste de los cayos es la menos expuesta al viento e hidrodinamismo (sotavento), por lo que se forman playas de sedimentos finos y la laguna arrecifal.

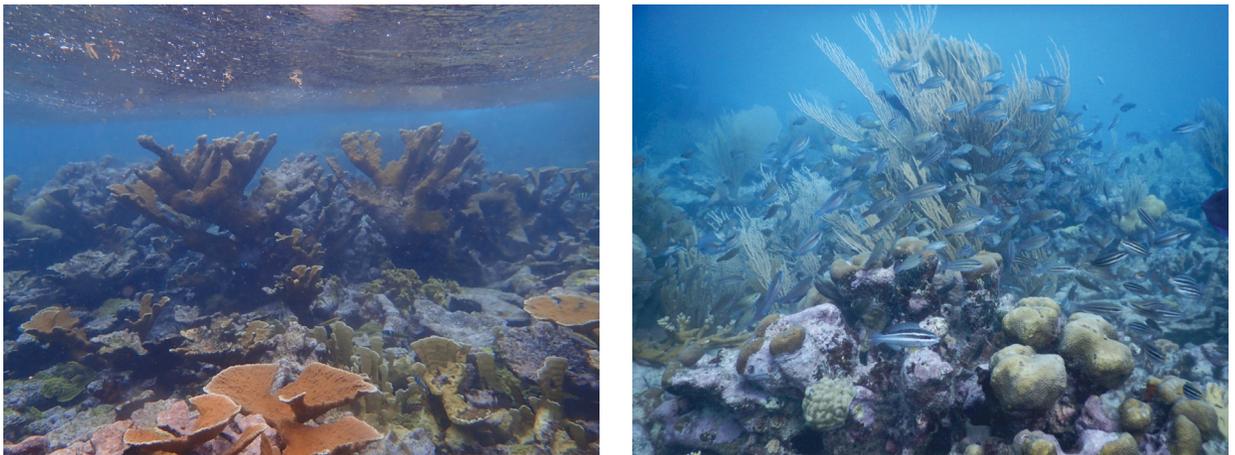


Figura 5. Paisaje coralino característico de la cresta arrecifal de los Cayos Miskitos.

Los manglares, pastos marinos y arrecifes de franja poco profundos (2 a 6 m) entran en la definición de humedales RAMSAR, albergando una importante diversidad de especies, asociada a servicios ecosistémicos como ser protección costera, sumideros de carbono, y el sustento de pesquerías.

La principal actividad económica relacionada a los Cayos Miskitos es la pesca de langosta y de pepino de mar. Estos recursos están en veda cada año de principios de marzo a finales de junio. Cuando la veda se abre, los Cayos Miskitos reciben alrededor de más de 2,000 pescadores/buzos que se instalan en los diferentes cayos. Además, durante esta temporada, alrededor de 238 embarcaciones comerciales de pesca navegan cerca de los cayos y en estos viven aproximadamente 4,000 pescadores/buzos (Chollet et al 2015).

Por lo que, a pesar de ser una zona remota, los servicios que brindan los ecosistemas marino-costeros de los Cayos Miskitos se ven amenazados por la presión humana. Entre las principales amenazas identificadas en la zona, se encuentran la contaminación por desechos sólidos y la falta de tratamiento de aguas residuales (Figura 6), así como la presión de pesca, mayormente en especies como tiburones y tortugas, las cuales están en peligro de extinción (Figura 7).



Figura 6. Contaminación por desechos sólidos (izquierda) y alga indicadora de enriquecimiento en nutrientes y de baja calidad de agua (derecha) en los Cayos Miskitos.



Figura 7. Pesca en tiburones (izquierda) y en tortugas (derecha) en los Cayos Miskitos.

En el Caribe hondureño falta una integración de las investigaciones sobre las condiciones ecológicas y oceanográficas de los ambientes pelágicos, bénticos e insulares. Los pocos estudios realizados que integran el conjunto de ecosistemas de manglar, pastos marinos y arrecifes de coral se han enfocado en las Islas de la Bahía y recientemente en las zonas costeras continentales (Bouchon et al., 2001; Canty, 2012; Bhomia et al., 2016; Carrasco et al., 2018; Carrasco et al., 2019).

Actualmente, sólo se han reportado dos expediciones recientes de monitoreo de arrecifes de coral en la región de los Cayos Miskitos (Cáceres et al., 2016; Smithsonian, 2013). A pesar del alto valor económico de la región de Moskitia, debido a la pesca industrial y artesanal, ésta ha sido la región menos estudiada debido a su lejanía de tierra firme (Chollett et al., 2014). En general se carece de investigaciones sistematizadas a largo plazo, ya que los estudios se limitan a ciclos anuales. Para asegurar el uso sostenible de los recursos pesqueros de los Cayos Miskitos es importante conocer el estado de salud de los ecosistemas que sustentan las pesquerías, como ser los manglares, los pastos marinos y los arrecifes coralinos. El presente informe presenta los resultados de la caracterización ecológica de estos ecosistemas claves interconectados, que sustentan las pesquerías en los Cayos Miskitos.



Figura 8. Alta abundancia de peces herbívoros y *Acropora palmata*, especie de coral en peligro en el Caribe.

Durante el estudio se identificaron los principales hallazgos: a) una alta cobertura de corales en peligro de extinción, b) la ausencia de la enfermedad de coral síndrome blanco, c) una alta biomasa de especies de Yalatel” (*Ocyurus chrisurus*) y de peces herbívoros, d) alta densidad de especies de aves marinas no reportadas previamente en la zona, e) estructura consolidada de especies de mangle *Rhizophora mangle* (mangle rojo) *Avicennia germinans* (mangle negro), y la presencia de *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (botoncillo), f) tres tipos fisionómicos de manglares y diferentes etapas evolutivas en la formación geomorfológica de los cayos Miskitos g) un alto impacto antropogénico en los Cayos Miskitos.

A partir de los resultados de este estudio se identificaron y propusieron líneas de investigación prioritarias que deben implementarse de manera continua, así como recomendaciones de manejo lideradas por las organizaciones locales y las poblaciones Miskitas, en miras de un uso sostenible de los recursos marinos costeros de la zona.

CAPÍTULO 1

Manglares y pastos marinos 

Manglares y pastos marinos

1.1 Introducción

Los seres humanos se benefician enormemente del valor ecológico de los humedales mediante los servicios de provisión (alimentos y otros recursos), servicios de regulación (procesos de los ecosistemas) y servicios culturales (no materiales) (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005, pág. 40). Estos beneficios se manifiestan de manera directa e indirecta. En el Caribe hondureño, se estiman un total de 39 sistemas de tipo humedal según tipologías RAMSAR (Carrasco y Flores, 2009) y existen grandes extensiones de manglar y praderas de pastos marinos (Hardy e Iván, 2018; Michot et al., 2002; Bouchon et al., 2001).

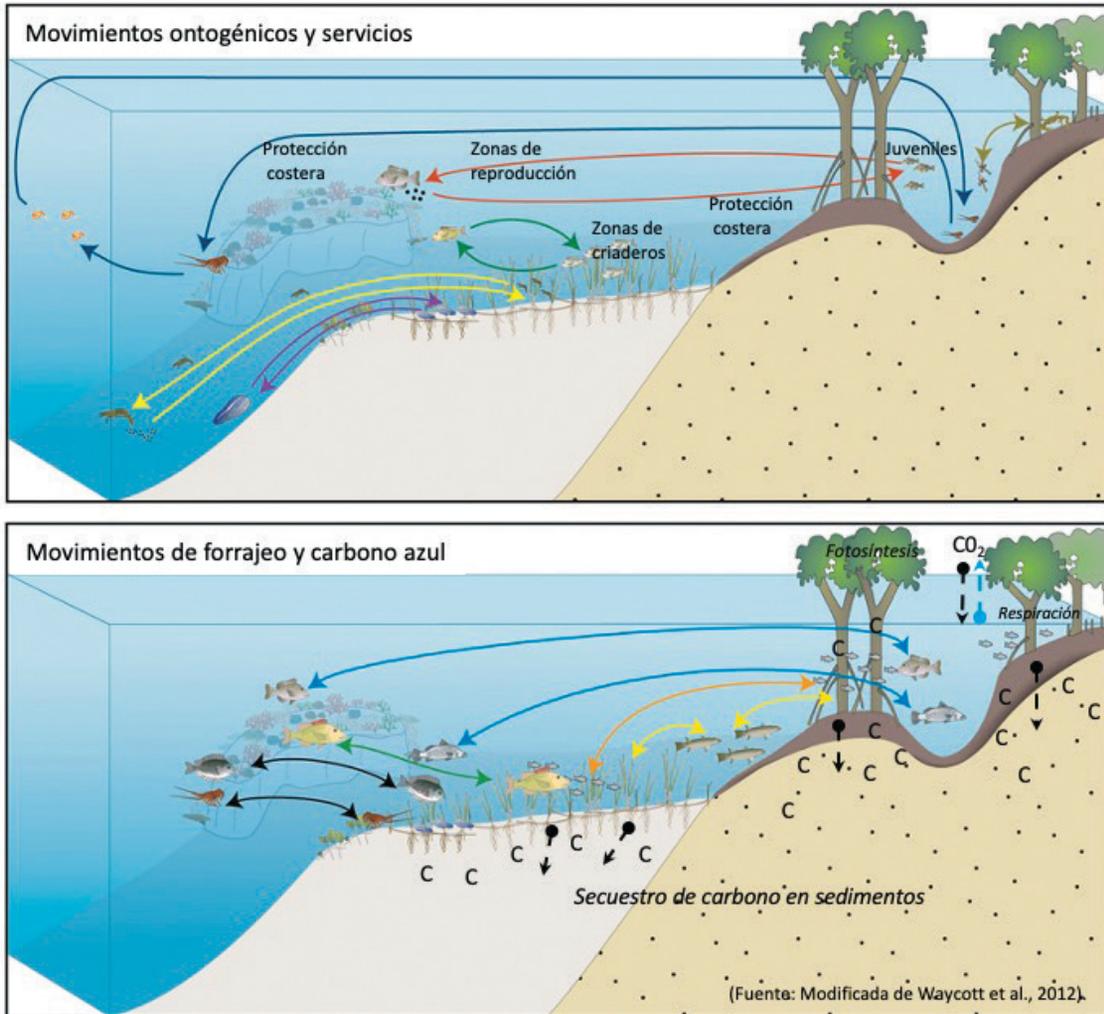
Algunos de los servicios ecosistémicos de los manglares y pastos incluyen protección costera, retención de sedimentos, filtración de agua y captación de carbono (Pendleton et al., 2012). Ambos ecosistemas son extremadamente importantes en la captura de carbono, ya que además de almacenar carbono en la biomasa vegetal lo secuestran en los sedimentos. El almacenamiento de carbono en ecosistemas marinos es conocido como carbono azul. Asimismo, los manglares y pastos marinos son considerados estabilizadores de arena y sedimento, aportando así en la geomorfología y formación de cayos.

Los manglares y praderas de pastos marinos son excelentes recicladores y llevan a cabo complejos procesos biogeoquímicos. Por ende, pueden absorber y llegar a influir en la concentración de nutrientes, como el nitrógeno y fósforo, de la columna de agua. Asimismo, los nutrientes y los sedimentos pueden ser retenidos por los sistemas complejos de raíces adaptadas a los ambientes dinámicos. Sin embargo, estos ecosistemas también pueden ser naturalmente exportadores netos de nutrientes a los arrecifes por medio de la descomposición de la hojarasca, especialmente en los manglares que son influenciados por las mareas (Figura 1.1) (Bouillon y Connolly, 2009).

La interconexión de flujos biológicos, físicos, y químicos hacen que el paisaje marino conformado por manglares y pastos marinos sea aún más imprescindible en conjunto con los arrecifes corallinos (Harborne et al., 2006, Nagelkerken et al., 2009a;). Ambos ecosistemas proveen refugio de organismos arrecifales de importancia comercial en sus fases juveniles y proporcionan un entorno crucial para el desarrollo ontogénico, incluyendo el desove y la dispersión de larvas en las costas de Honduras (Figura 1.1) (Nagelkerken et al., 2009b, Jaxion-Harm 2010). Por lo tanto, su protección en conjunto con medidas de manejo pesquero, pueden llegar a asegurar beneficios en la producción pesquera (Mumby et al., 2004).

Figura 1.1

Esquema mostrando la conectividad, las funciones y los servicios entre los ecosistemas de manglar, pastos marinos y arrecifes coralinos (Fuente: Modificada de Waycott et al., 2012).



(Fuente: Modificada de Waycott et al., 2012).

Hábitats	Movimientos ontogénicos	Movimientos de forrajeo
Arrecifes coralinos	Mangle al arrecife (pargos)	Del arrecife a pastos a alimentarse de peces juveniles e invertebrados (Hamulidae)
Sedimentos	Arrecife a aguas abiertas a manglar (langosta)	Del arrecife a pastos para alimentarse de epífitas (langosta)
Pastos	Pastos a sedimentos/a zonas profundas (pepinos)	Del arrecife al manglar para alimentarse de peces juveniles (pargos)
Manglar	Mangle a canales (cangrejo)	Del manglar a los pastos marinos para alimentarse de epifauna (Sábalo)
Canales en manglar	Pasto/mangle a aguas profundas (camarones)	Migraciones intra-mareales de aguas someras a hábitats para alimentarse de detritus (Robálo)
	Pasto al arrecife (Hamulidae)	

Los manglares son ecosistemas únicos que se han adaptado para tolerar altos niveles de salinidad y bajos niveles de oxígeno. Estos ecosistemas son altamente productivos y albergan una gran diversidad de especies. De hecho, la composición de especies y estratificación de sedimentos nos pueden dar insumos sobre la calidad actual e histórica del ecosistema.

En el Caribe hondureño, se han reportado 5 especies de mangle, siendo las más comunes: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle prieto), *Conocarpus erectus* (botoncillo) (Carrasco y Flores 2009), y una especie muy rara con un reporte único en la Moskitia hondureña *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) (Hardy e Iván 2018).

Los pastos marinos o fanerógamas marinas son plantas verdaderas (tienen hojas, frutos, flores, raíces) que se han adaptado para poder vivir completamente sumergidas en el océano (Van Tussenbroek et al., 2010). Son un ecosistema marino extremadamente importante ya que son productores primarios, brindan una fuente de alimento a otras especies de valor comercial y albergan una gran biodiversidad de especies juveniles y cripticas. Este es uno de los ecosistemas claves para las pesquerías (p.e. pepino de mar), sin embargo, los pastos marinos han sido poco estudiados y caracterizados en Honduras (Canty 2012; Jaxion-Harm et al. 2012; Caviedes y Carrasco 2014, Nuñez y Canty, 2015).

En el Caribe hondureño, se han reportado 5 especies de pasto marino, entre ellas las más abundantes: *Thalassia testudinum* (pasto tortuga), *Syringodium filiforme* (pasto manatí-hoja cilíndrica), y especies más raras: *Halodule wrightii* (hola aplanada fina) (Michot et al., 1998; TRIGOH, 2004), *Halophila decipiens* (dos hojas ovaladas) (Bouchon et al., 2001; Bologna y Suleski, 2012), y *Halophila baillonii* (cuatro hojas ovaladas) reportada una vez (Caviedes y Carrasco 2016).

1.2 Métodos

Sitios de Estudio

El monitoreo se realizó en 4 cayos de los Cayos Miskitos, 2 cayos del sur (Sabana y Bobel) y 2 cayos del norte (Silkey y Smokely) (Tabla 1.1).

Tabla 1.1
Coordenadas de la ubicación de las parcelas realizadas en manglares para determinar la estructura forestal y el carbono orgánico en los sedimentos.

Cayo	Latitud	Longitud
Sabana	15.133	82.566
Bobel	15.066	83.666
Silkey	15.933	83.266
Smokely	15.583	83.266

Geomorfología de los Cayos Miskitos

La aproximación e identificación de los procesos geomorfológicos y ecológicos que controlan el desarrollo a los Cayos Miskitos, se fundamentan en los procesos motrices que han dado la formación de islas y cayos coralinos, en ambientes arrecifales y costeros en zonas tropicales. Por lo tanto, se hizo una revisión de la literatura para identificar dichos procesos (Storlazzi et al. 2003; Harris et al. 2006; Gutiérrez-Elorza, 2008; Perry et al. 2014; Yao et al., 2015; Duce et al., 2016; Salles et al., 2017; Carrasco et al., 2019).

Estructura forestal del manglar

Se utilizaron parcelas de 100 y 400 m² dependiendo de la densidad y fisionomía del sitio de muestreo. Se midieron todos los árboles de la parcela, se recolectaron los siguientes datos: a) especie de manglar, b) diámetro a la altura la pecho (DAP) o a 137 cm sobre el suelo de todos los árboles mayores a 5 cm de DAP, c) altura de los árboles utilizando un clinómetro. En el caso del mangle rojo cuando fue necesario se midió el DAP sobre la raíz o sanco más alto (Kauffman et al. 2013). El área basal se determinó utilizando la siguiente fórmula que es comúnmente utilizada en manglares y otros sistemas forestales $AB = (DAP)^2 / 4 * \pi$ (Agraz Hernández et al. 2007). La tipología fisionómica del bosque de manglar se definió según Chapman (1975) y Jiménez (1994).

Carbono orgánico en sedimentos del manglar y pastos marinos

Se colectaron núcleos utilizando un barreno de cara abierta del tipo ruso de 20 cm de diámetro. En manglares se extrajo un núcleo por parcela, a la profundidad total del suelo o sea hasta llegar a la arena coralina, la cual osciló entre los 30 y 50 cm (Figura 1.2). En el caso de pastos marinos, se extrajeron dos núcleos en una pradera de 900 m². Considerando la poca profundidad de los suelos los núcleos para análisis se extrajeron cada 5 cm, para un total de 41 muestras de sedimento en manglar y 18 en praderas de pastos marinos.

Los análisis de las concentraciones de carbono se realizaron conforme a la metodología propuesta por *The Blue Carbon Initiative* (Métodos para evaluar la misión de carbono en manglares, marismas y pastos marinos) para el compartimento de Carbono Orgánico Total (COT) en sedimentos en manglares y praderas de pastos marinos.

Caracterización de praderas de pastos marinos

Para la caracterización de pastos marinos, se utilizó el Protocolo para el monitoreo de los pastos marinos del GEF/PNUD Cuba con ciertas modificaciones (Martinez et al. 2012). Se identificaron zonas de praderas de pastos marinos más cercanas a los ecosistemas de manglar en dos cayos. Se estableció la dirección de los transectos, de manera paralela a la costa o en dirección de sur a norte. Se realizaron tres transectos de 30 m, separados mínimamente de cinco metros. Una vez marcado el transecto sobre la pradera, se colocaron cuadrantes de 25 x 25 cm a la derecha de la línea (cinta métrica) con un intervalo de 4m, es decir, a 28m, 24m, 20m, 16m, 12m, 8m, 4m. En cada cuadrante (total 7 por transecto), se midieron las siguientes variables: porcentaje de cobertura



Figura 1.2 Núcleo de sedimento de manglar. Muestra el tipo de barreno abierto del tipo ruso, así como la profundidad total del sedimento orgánico la que es determinada por la longitud del núcleo con sedimento oscuro y la capa de arena coralina al extremo marginal del barreno.

de pastos marinos, diversidad de especies de pastos marinos, longitud de la hoja, porcentaje de epífitas y la composición de sedimento.

De manera simultánea, dado a la poca profundidad de los transectos se identificó la macrofauna asociada. Esto se hizo tomando nota de la diversidad y abundancia de especies de invertebrados, que se encontraban sobre la pradera a un metro de cada lado del transecto (ej., estrellas de mar, pepinos de mar, moluscos clave: *Lobatus gigas*, *Strobilus pugilis*, *Cassis madagascariensis*), evaluando así un área de 50 m² por cada transecto (total 150 m² por pradera).

Peces en asociados a praderas de pastos marinos y manglares

Para la evaluación de los peces asociados a las praderas de pastos marinos y manglares, utilizando una cinta métrica se establecieron dos transectos, cada uno de 30 m de largo por 2 m de ancho. Se abarcaron 120 m² de pradera de pastos marinos y 120 m² de manglar, al cual se ingresó a través de un canal de marea. Posteriormente se identificaron todos los peces (juveniles y adultos) presentes en el transecto y sus tallas aproximadas.

1.3 Resultados y discusión

1.3.1 Geomorfología de los Cayos Miskitos

Los cayos estudiados se encuentran en distintas fases de su evolución geomorfológica, lo cual permite discernir sobre los procesos dominantes que controlan su formación y desarrollo; así como los procesos de sucesión ecológica de la vegetación. Basado en lo anterior; la fase inicial de formación de los cayos consiste en la acumulación de escombros de corales pétreos (escleractíneos), rotos, transportados y acumulados principalmente por las olas, especialmente durante eventos de alta energía, como pueden ser tormentas tropicales y huracanes (Figura 1.3). Estos procesos sedimentarios en la formación de cayos e islas coralinas han sido ampliamente documentados en sistemas similares (Storlazzi et al., 2003; Perry et al., 2014).



Figura 1.3 Zona del sotavento de los Cayos Miskitos (izquierda) donde se forman playas con sedimentos finos calcáreos y la laguna arrecifal y zona de barlovento (derecha) donde se encuentran fragmentos y escombros coralinos.

Al observar los diferentes sitios de acumulación de escombros coralinos (cordones litorales de bioclastos o acumulación de trozos de coral), consideramos que, quizá la especie de coral *Acropora palmata* (Cuerno de alce) sea la cual está aportando más material para la cimentación y el desarrollo de los Cayos Miskitos. Una vez cimentada la base de escombros coralinos, los cordones de escombros tienden a desarrollarse verticalmente hasta 1.5 metros sobre el nivel medio del mar y extenderse horizontalmente en forma de barrera o de bumerán, con la cúspide de frente a barlovento o hacia la zona de alta energía de las olas, mientras, en la zona de sotavento o de baja energía (bolsa), se genera un proceso de sedimentación de arena coralina (probablemente producida localmente), así como el establecimiento de vegetación, que en general es *Rhizophora mangle* en los bordes de los cayos (Figura 1.4).

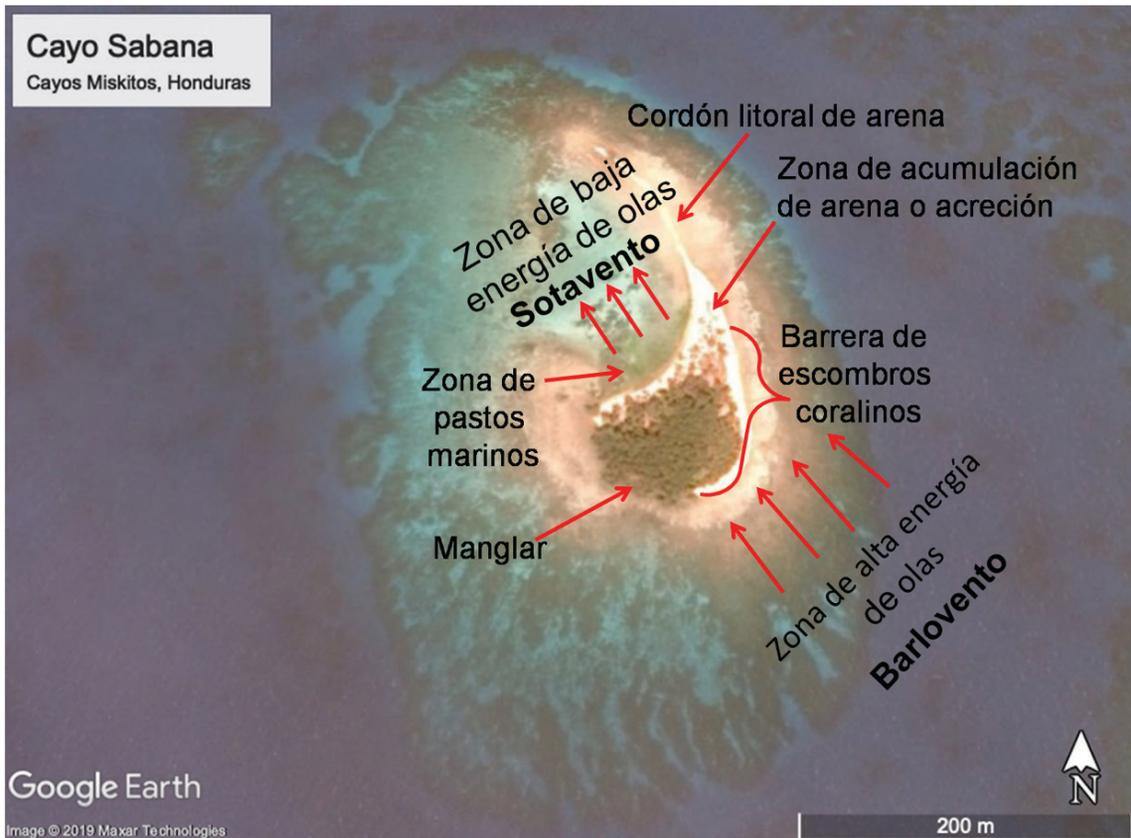


Figura 1.4 Descripción de esquema geomorfológico y ecológico de Cayo Sabana, Cayos Miskitos (Modificado y caracterizado a partir de la imagen de Google Earth).

En la medida que la sedimentación aumenta, se produce la acreción interna del cayo, crecimiento vertical o elevación y con ello la formación paulatina de pequeñas playas, bahías y canales de marea. En las bahías y en los litorales de los canales mareales se desarrollan manglares y las praderas de pastos marinos.

Aunque no es una generalidad, *R. mangle*, es posiblemente la especie pionera que se establece en un nuevo cayo. El tipo fisionómico de los bosques de esta especie es de sobre lavado, es decir con fuerte influencia de las condiciones oceanográficas circundantes, constantemente afectado por las corrientes de marea, lo que provoca una alta tasa de remoción de sus detritos por los flujos y reflujos de la marea.

En la medida en que los cayos se desarrollan o evolucionan geomorfológicamente, ocurre la progradación (avance o crecimiento del cayo sobre el mar) y acreción (aumento en la elevación del cayo por acumulación de área, clastos coralinos y establecimiento de manglares y pastos marinos), los rodales de *R. mangle* poco a poco se van aislando de la influencia directa de las condiciones oceanográficas circundantes (ej. las micro mareas típicas del Caribe). Por lo que los manglares quedan restringidos a intercambios con el mar través de canales de marea (Ej. Silkey y Smokely). En la medida que los manglares se desarrollan y la sedimentación aumenta, los canales de marea se van haciendo más angostos y menos profundos hasta cerrarse y desconectar la comunicación directa con el mar, quedando sujeta a eventos extremos puntuales (ej. nortes y huracanes) y a la salpicadura de las olas.

Bajo el anterior escenario, el rodal de *R. mangle* queda confinado a una pequeña cuenca de evaporación y concentración de sales, lo cual genera cambios en la biogeoquímica del sedimento y en la estructural forestal del manglar, que incluye cambios en la composición de especies, es decir el reemplazo de *R. mangle* por *Avicennia germinans*, esta última especie, tiene mayor tolerancia a altas salinidades y sedimentos con ambientes más reductores.

La sucesión de especies de manglar puede darse en toda el área, según el estado de desarrollo del cayo, por ejemplo, en Silkey, que es el cayo más grande y evolucionado, el manglar está aislado de la influencia directa del mar, y es del tipo fisionómico cuenca, siendo la especie dominante (99%) *A. germinans*. En cayos menos evolucionados (ej. Smokely), se genera un mosaico de parches de manglar, con pequeñas zonas dominadas por *R. mangle* y otras por *A. germinans*.

En la zona de barlovento del Cayo Silkey, se observa la formación de dos cordones paralelos de escombros coralinos, es decir que este cayo fue afectado por dos eventos extremos meteorológicos, posiblemente huracanes. Lo anterior nos indica que los procesos evolutivos son dinámicos. La sucesión de especies y los procesos geomorfológicos descritos no son una generalidad para todos los Cayos, afirmar estos procesos requiere de estudios específicos, debido a que el desarrollo y la ecología de cada cayo ha sido gobernado por diversos factores ambientales y a escalas espacio-temporales distintas.

La profundidad media de sedimento en los cayos fue de 41 ± 8.2 cm. Si obedecemos al criterio de diferenciar procesos a diferentes escalas de tiempo, los primeros 40 centímetros estarían indicando 150 años de sedimentación (tasa de sedimentación de $2.66 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$), mientras que al tomar en cuenta profundidades de 1 m se traduciría en una acumulación iniciada hace aproximadamente 1,100 años, como se ha observado en el sur de Florida (Yao et al. 2015).

Aunque el anterior criterio no debe ser considerado una generalidad, lo hemos considerado como base para inferir la edad de formación de los cayos estudiados. Basándonos en los datos de profundidad total del sedimento orgánico, tasa estándar de sedimentación y los distintos estadios de desarrollo de los cayos, se infiere que los Cayos Miskitos son de reciente formación, posiblemente los más recientes tienen alrededor de 80 años y los más antiguos aproximadamente 500 años.

1.3.2 Estructura forestal del manglar

Se estudió la estructura forestal del manglar en cinco de los 57 Cayos Miskitos, en cada cayo se estableció una parcela (100 a 400 m² dependiendo de la densidad de árboles) para el estudio de la estructura. Se registraron al menos cuatro especies de mangle en los cinco cayos monitoreados: *R. mangle* (mangle rojo) que es la especie de mayor distribución (60 %) y de área basal integrada (*R. mangle*, 59.4 ± 9.6 m² ha⁻¹; *A. germinans*, 37.4 ± 12.9 m² ha⁻¹). *R. mangle*, se encontró en los Cayos de Smokely, Bobel, Sabana y Silky. *A. germinans* (mangle negro) presenta la mayor altura media (*A. germinans*, 12.3 ± 8.3 m; *R. mangle*, 9.5 ± 4.5 m) y se registró en los Cayos Bogas, Bobel y Silkey (Tabla 1.5, Figura 1.5).

El área basal que estamos reportando para los Cayos Miskitos (19.4 ± 9.4 m² ha⁻¹) supera en más de tres veces a los valores reportados para el Pacífico de Honduras (Golfo de Fonseca, 5.85 ± 3.82 m² ha⁻¹) y en más de dos veces a los valores reportados para las Islas de la Bahía (9.02 ± 5.6 m² ha⁻¹) (Bhomia et al., 2013). En Honduras los valores de área basal más altos se reportan en Jeannette Kawas (28.9 ± 12.3 m² ha⁻¹) que en general son de los más altos reportados para la cuenca del Caribe (Rivera Monroy et al., 2013; Bhomia et al., 2016). Según la clasificación de altura de los manglares realizada para Honduras por Bhomia et al. (2016), en los Cayos Miskitos los manglares oscilaron entre medianos (3.2 y 9.1 m) y altos (16.8 y 20 m), con densidades de árboles por hectárea menores a las reportadas en otras zonas del país; lo anterior sugiere que los manglares en los Cayos Miskitos presentan un bajo desarrollo estructural.

También, se observaron otras dos especies; *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), esta especie se registró solo en el Cayo Smokely, y se observó que se restringía a pequeñas áreas de acumulación de agua dulce proveniente de las lluvias (< 5 ‰), en zonas de acumulación de clastos coralinos. Aunque, no se tomaron datos estructurales de *L. racemosa*, se observó un escaso desarrollo estructural o del tipo matorral (altura ~ 1m). La otra especie registrada es *Conocarpus erectus* (botoncillo), esa especie se observó en las zonas supra litorales, principalmente en los Cayos Sabana y Silkey.

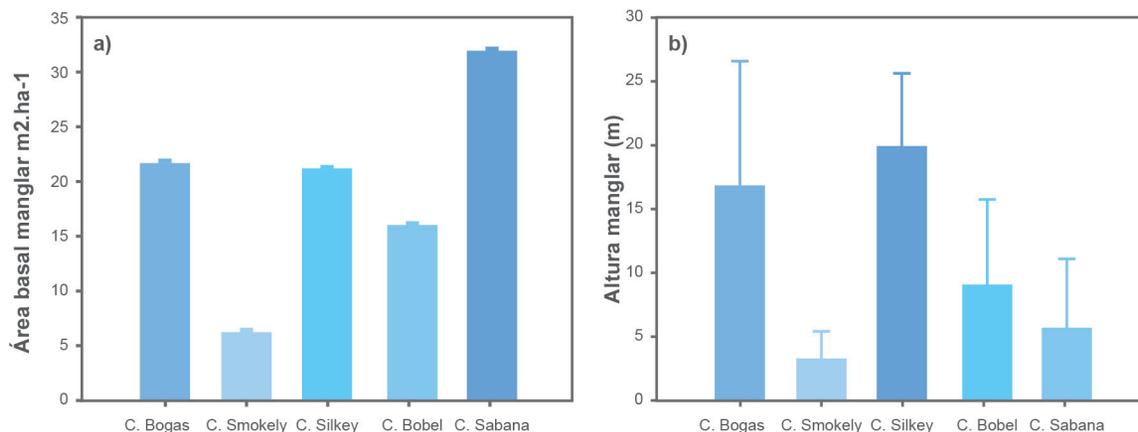
Tabla 1.5

Estructura de bosque de manglar en cinco Cayos Miskitos. Los valores de área basal y la altura son representados por un valor promedio y su desviación estándar.

Sitio	Especie dominante	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)	árboles medidos	Densidad árboles (ha ⁻¹)	Profundidad sedimento (cm)	Salinidad sedimento (‰)	pH
Cayo Bogas	<i>A. germinans</i>	21.6 ± 0.3	16.8 ± 9.9	32	800	45	38.62	7.04
Cayo Smokely	<i>R. mangle</i>	6.2 ± 0.01	3.2 ± 2.2	35	875	50	21	7.49
Cayo Silkey	<i>R. mangle</i>	21.1 ± 0.05	20 ± 5.8	30	750	45	35.4	7.18
Cayo Bobel	<i>A. germinans</i>	15.8 ± 0.0	9.1 ± 6.7	12	300	30	19.9	6.87
Cayo Sabana	<i>R. mangle</i>	32.1 ± 0.07	5.7 ± 5.4	56	1400	35	17.52	6.85

Figura 1.5

Representación de los valores del área basal (a) y Representación de los valores de altura del manglar en los distintos Cayos Miskitos (b). Las barras horizontales representan la desviación estándar de los datos.



Tipos fisionómicos de los manglares

En los ecosistemas de manglar existen una gran variedad de estructuras dependiendo de la influencia de los diversos factores ambientales que los gobiernan. Estos pueden ser fisicoquímicos del agua y del sustrato donde crecen (ej. salinidad, hidroperíodo, fertilidad, otros) y la geomorfología del sitio (ej. manglares en lagunas costeras, estuarios, bahías, islas coralinas, zonas intra-mareales, otros).

Existen distintas clasificaciones para los tipos morfológicos de los manglares, una clasificación general incluiría a los Cayos Miskitos en la categoría de manglares de islas coralinas (Chapman 1975). Sin embargo, considerando el universo de procesos geomorfológicos implicados en la formación y desarrollo de los Cayos Miskitos, es oportuno profundizar en esta clasificación, utilizando para ello la calcificación de tipos fisionómicos de los manglares propuesta por Jiménez (1994).

En los cinco cayos estudiados se diferencian al menos **tres tipos fisionómicos de manglares**:

1. **Sobre lavado:** esta fisionomía se localiza en los bordes de las bahías y lagunas de origen marino, por ejemplo, en los litorales de la laguna del Cayo Silkey; esta laguna está fuertemente influenciada por las mareas, comunicándose con el mar por al menos tres canales mareales. El manglar dominante en esta zona es *Rhizophora mangle*. Este tipo fisionómico también se observó en Cayo Smokely, con un régimen hidrológico similar al de Silkey.
2. **Tipo Cuenca:** este tipo de fisionómico se observó en los cayos más evolucionado con poca influencia marina directa, mayormente en los Cayos Bogas y Bobel. Se caracteriza porque el manglar se sitúa en zonas de alta evaporación y concentración de sales, estas limitan el crecimiento de *L. racemosa* y *R. mangle* y favorece al desarrollo de *A. germinans*.
3. **Tipo matorral:** este tipo fisionómico se observó en el Cayo Smokely, específicamente un pequeño rodal de *Laguncularia racemosa* (mangle blanco). Se caracteriza por su escaso desarrollo estructural; en este caso el pobre desarrollo estructural se atribuye a la limitación de agua dulce, cuya única fuente es el agua de lluvia que se acumula en los escombros coralinos.

1.3.3 Características del sedimento en manglares

Carbono orgánico total acumulado en el sedimento del manglar

Existe correlación negativa ($P < 0.05$) entre el porcentaje y la concentración de Carbono Orgánico Total (COT) y la profundidad en el sedimento del manglar en los cinco cayos estudiados (Figura 1.6). Se observó un claro incremento en la concentración de COT con la profundidad del sedimento en todos los Cayos estudiados ($R^2 = 0.60$). Fueron evidentes los cambios en las concentraciones COT en algunos Cayos, sobre todo a los 30 cm de profundidad (sedimentos más recientes). Estas variaciones fueron tanto de menor a mayor concentración, así como de mayor a menor concentración, indicando algún tipo de perturbación en la secuencia en la acumulación de COT, es decir, cambio/mezcla por bioturbación por cangrejos, humanos y eventos meteorológicos extremos (Tabla 1.6, Figura 1.6).

En promedio hubo una tasa positiva en la acumulación de COT cada cinco centímetros de profundidad, aunque la variabilidad observada fue alta, el incremento promedio fue de $3.7 \pm 7.2 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. La menor tasa de acumulación (5 cm) de COT se observó en el Cayo Smokely ($1.3 \pm 1.9 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$). En promedio la tasa de retención de COT en los sedimentos del manglar en los Cayos Miskitos es de aproximadamente $1.3 \text{ MgC} \cdot \text{g}^{-1}$.

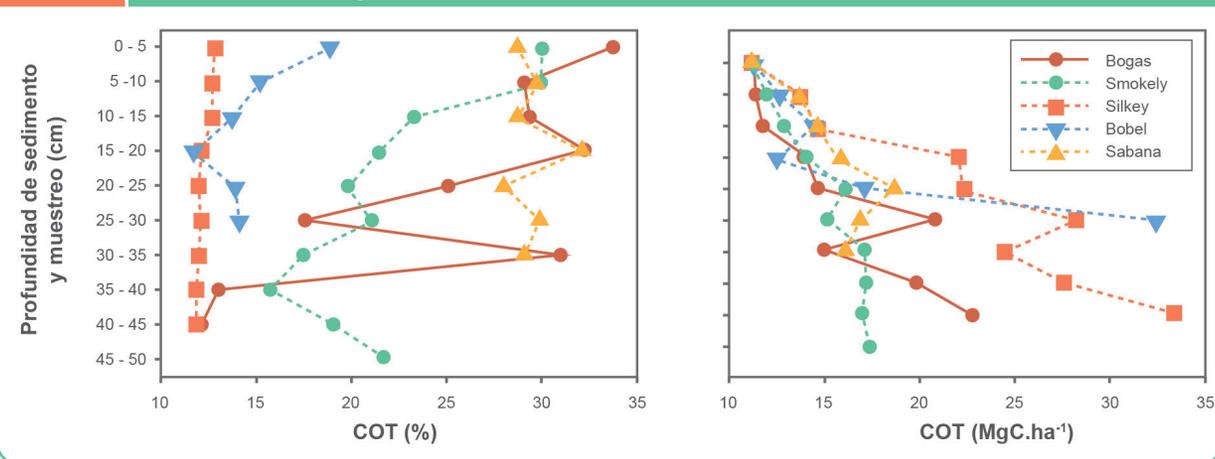
En promedio la concentración de COT para los Cayos estudiados fue de $114.9 \pm 9.1 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. La mayor concentración de COT se observó en el Cayo Silkey ($215.1 \pm 14.9 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) (Tabla 1.6, Figura 1.6). Debido, a que la profundidad del sedimento varía entre los cinco cayos en un rango que va desde los 30 cm en Bobel a 50 cm en Smokely, se consideró los 30 cm como profundidad común para comparar las concentraciones de COT. El promedio de COT acumulado en los 30 cm fue de $67.8 \pm 9.1 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$, observándose la mayor concentración en Silkey con $104.3 \pm 13.1 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Al comparar las concentraciones del COT promedio en los sedimentos de los manglares en los Cayos Miskitos ($114.9 \pm 9.1 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ a 41 cm profundidad media) con los reportes de COT a la misma profundidad (41 cm) para el Caribe ($\approx 156.2 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$), islas de la Bahía ($\approx 187. \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) y Pacífico de Honduras ($\approx 105 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$); observamos que la concentración de COT en los Cayos Miskitos es superior a lo reportado para el Pacífico e inferior a lo reportado para el Caribe e Islas de la Bahía por Bhomia et al. (2016). Una de las posibles explicaciones de respecto a la mayor concentración Cayos Miskitos respecto a los manglares del Pacífico, que la zona del Pacífico es sometida a una fuerte hidrodinámica controlada por las meso-mareas, lo cual continuamente está lavando la materia orgánica del sedimento, limitando la capacidad de enterramiento.

Tabla 1.6

Concentración de carbono orgánico (COT) en el compartimento sedimento de los manglares en los Cayos Miskitos.

Sitio de muestreo de manglar	Profundidad del sedimento (cm)	COT acumulado	COT Tasa media de acumulación en 5 cm ($\text{MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Cayo Bogas	45	103.4 ± 8.7	2.9 ± 7.2
Cayo Smokely	50	100.8 ± 4.6	1.3 ± 1.9
Cayo Silkey	45	215.1 ± 14.9	5.5 ± 7.4
Cayo Bobel	30	81.10 ± 15.9	8.5 ± 13.2
Cayo Sabana	35	74.10 ± 4.8	1.6 ± 3.6
Valor promedio	41 ± 8.2	114.9 ± 11.3	3.7 ± 7.1

Figura 1.6 Porcentaje de Carbono orgánico total (COT %) y cantidad de COT ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) acumulado en los sedimentos del manglar.


1.3.4 Caracterización de pastos marinos

Durante la gira se identificaron 3 especies de pastos marinos en los Cayos Miskitos: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, y *Halodule wrightii* (Figuras 1.7). Se caracterizaron dos praderas de pastos marinos (3 transectos en cada cayo) localizadas en Cayo Sabana y Cayo Silkey. De manera general, en el transcurso de la gira se pudieron observar más praderas de pasto marino consolidadas alrededor de la parte norte de los Cayos Miskitos.

Los resultados de los transectos analizados en Cayo Sabana señalan parches poco densos, con un alto porcentaje de arena (49%). La especie de pasto dominante es *Thalassia testudinum* (42%), y *Halodule wrightii* está presente, pero con menor cobertura (2%) (Figura 1.8). Sin embargo, en el norte, en Cayo Silkey, se encontró una mayor cobertura y diversidad de pastos constituido por *H. wrightii* (39%), *T. Testudinum* (8%), *Syringodium filiforme* (7%), un alto porcentaje de arena (31%) y otros (15%) que incluyen algas marinas epifitas rojas y verdes.



Figura 1.7 Praderas de pastos marinos en los Cayos Miskitos dominadas por la especie *Thalassia testudinum*/pasto de tortuga (izquierda), la especie *Syringodium filiforme*/pasto de manatí (centro), y la especie *Halodule wrightii* (derecha).

Al comparar las alturas de *Thalassia testudinum* en ambos cayos se encontró que en promedio la longitud de las hojas es mayor en la pradera estudiada al norte que en el sur, sin embargo, estas diferencias no son significativas ($p=0.33$) (Figura 1.9). Es probable que las praderas del sur de Cayos Miskitos estén más expuestas al oleaje, mientras que las praderas del norte tienden a estar situadas en la zona barlovento y más al oeste, lo cual probablemente influye su consolidación.

Figura 1.8 Porcentaje de cobertura de pastos marinos en el Cayo Sabana y Cayo Silkey.

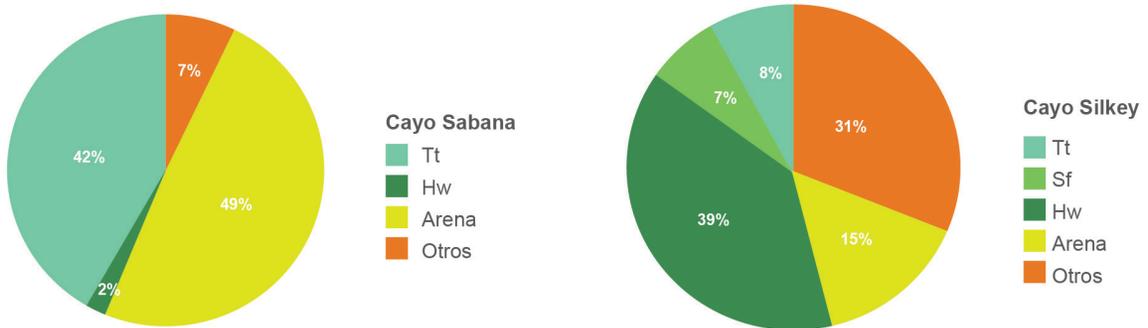
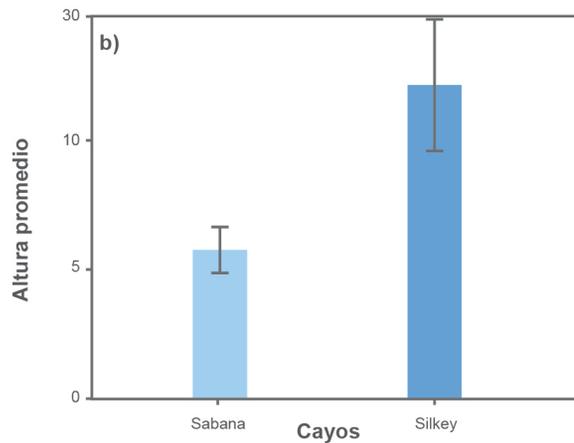


Figura 1.9 Promedio de alturas en las especies de *Thalassia testudinum* en el Cayo Sabana y Cayo Silkey.



Otro dato interesante fue observar la proliferación de macro-algas carnosas verdes y rojas en los pastos marinos, lo cual puede estar relacionado directamente a las fuentes de nitrógeno por parte de las aves marinas que anidan en los manglares, u otras fuentes antrópicas, tanto en el sur como en el norte.

Asimismo, en todos los transectos se buscaron invertebrados bentónicos de poca movilidad (Holoturias [pepino de mar], moluscos [caracol de interés comercial como *Lobatus gigas*, *Strobus pugilis* y *Cassis madagascariensis*) pero no se observó ninguna de las especies antes mencionadas. Asimismo, no se observaron frutos ni flores en ninguna de las tres especies de pastos marinos durante el mes de junio, 2019.

1.3.5 Características del sedimento en pastos marinos

Carbono orgánico total acumulado en el sedimento de las praderas de los pastos marinos

La profundidad de muestreo se limitó a la profundidad a la que fue posible enterrar el barreno (45 cm) en el sedimento arenoso. Existe una correlación negativa ($P < 0.05$) entre el porcentaje y la concentración de COT acumulado en profundidad en el sedimento en la pradera de pasto marino estudiado en el Cayo Silkey (Figura 1.10). En promedio hubo una tasa positiva en la acumulación de COT cada cinco centímetros de profundidad ($R^2 = 0.61$), aunque la variabilidad observada entre cada profundidad fue alta, es menor a la observada en los manglares. El incremento promedio en profundidad fue de $4.8 \pm 7.4 \text{ MgC.ha}^{-1}$, mientras que, en el manglar más próximo Cayo Silkey fue $5.54 \pm 7.4 \text{ MgC.ha}^{-1}$.

La concentración de COT acumulado en los primeros 45 cm de sedimento en la pradera de pastos marinos en Cayo Silkey fue de $191.7 \pm 14.4 \text{ MgC.ha}^{-1}$; este valor dentro esta por arriba de los valores promedios reportados para COT ($157.2 \pm 34.6 \text{ MgC.ha}^{-1}$, $n = 208$) en sedimentos en pastos marinos en el Pacífico nororiental (64.4), Atlántico tropical (150.9 ± 26.3), Atlántico occidental (48.7 ± 14.4), Mediterráneo (372.4 ± 56.8), Indo pacífico (23.6 ± 8.3), Sur de Australia (268.3 ± 101.7) (Fourqurean et al., 2012).

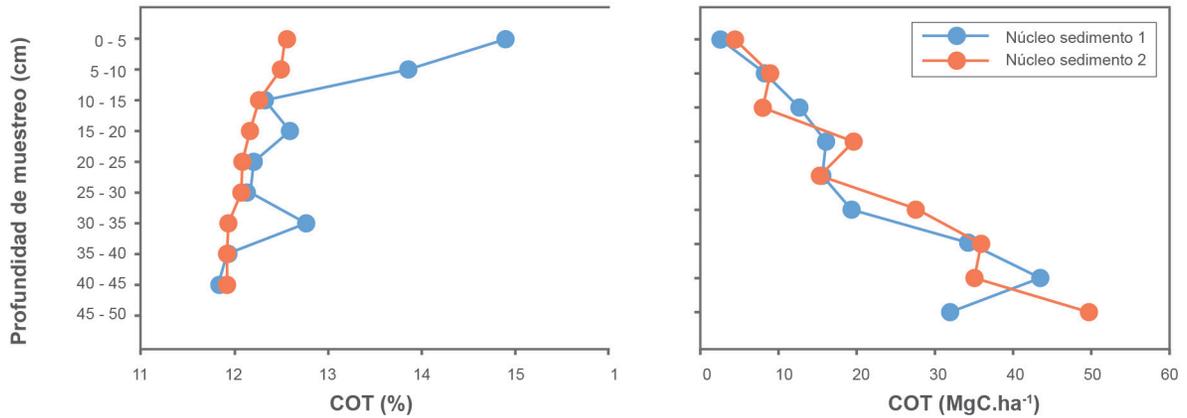
Lo cual es menor al valor de COT observado en el manglar adyacente en el Cayo Silkey, donde el COT acumulado a 45 cm fue de $215.1 \pm 14.9 \text{ MgC.ha}^{-1}$ (Tabla 1.7). Sin embargo, en promedio esta pradera de pastos mostró un valor de COT acumulado por arriba de lo observado en los manglares en los cuatro Cayos restantes (Bogas, Smokely, Bobel y Sabana). Por lo que la tasa de acumulación de COT en la pradera estudiada, adicionalmente al carbono orgánico producido y enterrado, pudiera estar correlacionada con el importe de materia orgánica desde el manglar subyacente y esto con el estado de madures y tipología del manglar.

Tabla 1.7

Concentración de carbono orgánico (COT) en el compartimento sedimento de los pastos marinos en los Cayos Miskitos. Los valores están representados con sus valores promedio y la desviación estándar de los datos.

Pastos Sitio de muestreo	Profundidad de muestreo (cm)	COT acumulado	COT Tasa media de acumulación en 5 cm (MgC.ha^{-1})
Silkey núcleo 1	45	181.3 ± 13.7	3.8 ± 5.8
Silkey núcleo 2	45	202.0 ± 15.8	7.8 ± 7.3
Valor promedio	45	191.7 ± 14.4	4.8 ± 7.4

Figura 1.10 Porcentaje de Carbono orgánico total (COT %) y cantidad de COT (MgC.ha⁻¹) acumulado en los sedimentos de una pradera de pasto marinos en el Cayo Silkey.



1.3.6 Peces asociados a praderas de pastos marinos y manglares

En los dos transectos realizados en pastos marinos y manglares que se estudiaron en Cayo Silkey; se contabilizaron un total de 27 especies de peces (Tabla 1.8). En su mayoría (> 90%) la comunidad estuvo dominada por especies que están dentro de la categoría de peces loros (Scaridos y Labridos) y solo un 4% de comunidad está representada por especies de interés comercial, que en su mayoría son *Lutjanus griseus*, *L. apodus* y pocos individuos (< 10) de *L. sinagris* (solo en pastos), estas especies son comúnmente llamadas cuberas y pargos.

Tabla 1.8

Listado de peces asociados las praderas de pastos marinos y manglares, así como grupo trófico al cual pertenecen.

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico
1	Herbívoros	<i>Acanthuridae</i>	Blue tang	<i>Acanthurus coeruleus</i>
2			Doctorfish	<i>Acanthurus chirurgus</i>
3		<i>Scaridae</i>	Rainbow parrotfish	<i>Scarus guacamaia</i>
4			Striped parrotfish	<i>Scarus iseri</i>
5	Herbívoros Territoriales	<i>Pomacentridae</i>	Threespotted damselfish	<i>Stegastes planifrons</i>
6			Yellowtail damselfish	<i>Microspathodon chrysurus</i>
7	Invertívoros	<i>Pomacentridae</i>	Bicolor damselfish	<i>Stegastes partitus</i>
8			Night sergeant	<i>Abudefduf taurus</i>

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico
9	Omnívoros	<i>Belonidae</i>	Atlantic needlefish	<i>Strongylura marina</i>
10		<i>Chaetodontidae</i>	Four-eye butterflyfish	<i>Chaetodon capistratus</i>
11		<i>Gerreidae</i>	Flagfin mojarra	<i>Eucinostomus melanopterus</i>
12			Slender mojarra	<i>Eucinostomus jonesi</i>
13	Yellowfin mojarra		<i>Gerres cinereus</i>	
14	Carnívoros	<i>Chaetodontidae</i>	Banded butterflyfish	<i>Chaetodon striatus</i>
15		<i>Clupeidae</i>	Red-eye herring	<i>Harengula humeralis</i>
16		<i>Haemulidae</i>	French grunt	<i>Haemulon flavolineatum</i>
17			Porkfish	<i>Anisotremus virginicus</i>
18			Tomtate	<i>Haemulon aurolineatum</i>
19		<i>Labridae</i>	Puddingwife	<i>Halichoeres radiatus</i>
20			Slippery dick	<i>Halichoeres bivittatus</i>
21		<i>Pomacentridae</i>	Sergeant major	<i>Abudefduf saxatilis</i>
22	Meso-depredadores	<i>Carangidae</i>	Horse-eye jack	<i>Caranx latus</i>
23		<i>Lutjanidae</i>	Gray snapper	<i>Lutjanus griseus</i>
24			Lane Snapper	<i>Lutjanus synagris</i>
25			Schoolmaster	<i>Lutjanus apodus</i>
26	Depredadores Tope	<i>Ginglymostomatidae</i>	Nurse shark	<i>Ginglymostoma cirratum</i>
27		<i>Sphyraenidae</i>	Great barracuda	<i>Sphyraena barracuda</i>

Como es de esperar, los depredadores máximos fue el grupo funcional menor representado en cuanto a la abundancia; este grupo estuvo compuesto principalmente por *Sphyraena barracuda* (Barracuda), y en menor número (2) por *Ginglymostoma cirratum* (tiburón enfermera). Las tallas medias de los peces oscilaron entre < 5 y < 20 cm. Las mayores tallas las alcanzó *Scarus guacamaia* (Pez loro arcoíris), observado en cardúmenes compuestos por entre 10 hasta 20 individuos, con tallas en algunos casos fueron mayores a los 30 cm. Los depredadores como las barracudas y los tiburones enfermeras (dos individuos) en algunos casos sobrepasaron los 60 y 150 cm respectivamente.

CAPÍTULO 2

Arrecifes coralinos

A stylized illustration of a coral reef, featuring several branching, yellow-orange coral structures on a green base, positioned to the left of the large green number '2' in the chapter title.

Arrecifes coralinos

2.1 Introducción

Los arrecifes de coral son los ecosistemas marinos tropicales más emblemáticos, albergando alrededor de un millón de especies pluricelulares (Fisher et al., 2015), presentes en más de 100 países y beneficiando más de un billón de personas (Birkeland, 2015), a través de servicios ecosistémicos como protección costera, turismo, pesquerías y compuestos biomédicos (Arias-González et al., 2017a). En efecto, se estima el valor global de estos servicios ecosistémicos en más de 31 billones de dólares estadounidenses por año (Cesar et al., 2003; de Groot et al., 2012; Wear y Vega Thurber, 2015).

Sin embargo, a nivel mundial, en las últimas cuatro décadas, la estructura y el funcionamiento de los arrecifes coralinos se ha degradado (Gardner et al., 2003; De'ath et al., 2012; Birkeland, 2015; Bruno and Valdivia, 2016; Hughes et al., 2017). En la actualidad más del 75% de los arrecifes coralinos del mundo están amenazados por estresores locales (descargas terrestres y presión de pesca) y globales (cambio climático), a tal punto que se estima que los arrecifes en riesgo incrementarán a cerca del 90% en el 2030, afectando a su vez todos los beneficios que proveen (Bruno y Selig, 2007; Jackson et al., 2014). Debido a su fragilidad en el contexto actual de estresores múltiples y la importancia de estos ecosistemas para el bienestar de las poblaciones humanas, los arrecifes coralinos se han convertido en objetos de conservación.

La extensión aproximada de los arrecifes de coral en Honduras es de 1,247 km² (Carrasco y Caviedes, 2014), y estos presentan todas las morfologías conocidas, excepto los atolones (Valade y Grelot, 2002). De manera general los arrecifes en Honduras tienen un estado de salud regular (Mcfield et al., 2018), con coberturas de coral vivo ~20% y de macro algas carnosas ~24%, biomasas altas de peces herbívoros, pero muy bajas de peces comerciales, las más bajas de la región del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Existen algunas formaciones arrecifales cercanas a la costa, principalmente en las Bahías de Tela, de Puerto Cortés y de Trujillo; pero mayormente los arrecifes coralinos se encuentran alrededor de las islas del Caribe de Honduras cercanas a la costa (Islas de la Bahía y Cayos Cochinos) y lejanas a la costa (Cayos Miskitos e Islas del Cisne).

La zona arrecifal más estudiada y emblemática del país integra los arrecifes coralinos de las Islas de la Bahía y de los Cayos Cochinos, y entre la menos estudiada se encuentra la zona de los Cayos Miskitos de Honduras (Chollett et al., 2013), principalmente porque es una zona remota de difícil acceso. De hecho, los Cayos Miskitos de Honduras, no están considerados dentro del SAM, aunque recientemente se han demostrado que están biofísicamente conectados a esta eco-región arrecifal (Chollett et al., 2017b). Con el fin de avanzar en el conocimiento de esta zona poco explorada, a través de este estudio se realizó una caracterización de componentes claves de los arrecifes coralinos (organismos bentónicos y peces), tanto en la parte norte como en la parte sur de los Cayos Miskitos, y estos datos fueron comparados a la línea base que se levantó en 2013.

2.2 Métodos

Sitio de estudio

El monitoreo se realizó en dos áreas geográficas de los Cayos Miskitos: el sur y el norte, con el fin de comparar los datos del 2019 con una línea base de el 2013 (Figura 2.1, Tabla 2.1).

Figura 2.1 Ubicación de los sitios que fueron estudiados para determinar el índice de salud arrecifal y variables oceanográficas (puntos color negro) en Cayos Miskitos, Honduras.

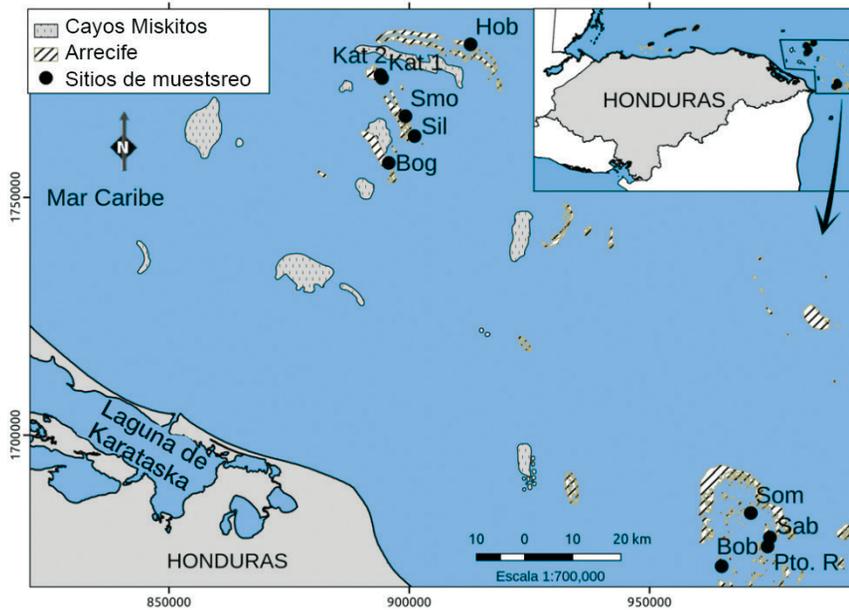


Tabla 2.1
Nombre y coordenadas de los sitios de monitoreo del 2019.

Zona	Fecha	Nombre Miskito	Nombre AGRRA	Latitud	Longitud
Cayos Miskito Sur	25/06/19	Sabana	Media Luna 3	15.139	-82.582
		Bobel	N/A	15.086	-82.675
	26/06/19	Sombrilla	Media Luna 2	15.186	-82.618
		Portroyal	Media Luna 4	15.122	-82.587
Cayos Miskitos Norte	28/06/19	Smokely	Beceros II	15.951	-83.272
		Carataska I	Carataska I	16.024	-83.316
	29/06/19	Carataska II	Carataska II	16.03	-83.319
		Silkey	Beceros I	15.913	-83.255
	01/07/19	Hobbies	Cajones III	16.085	-83.143
	02/07/19	Bogas Cayo Largo	Vivorillos II	15.863	-83.306

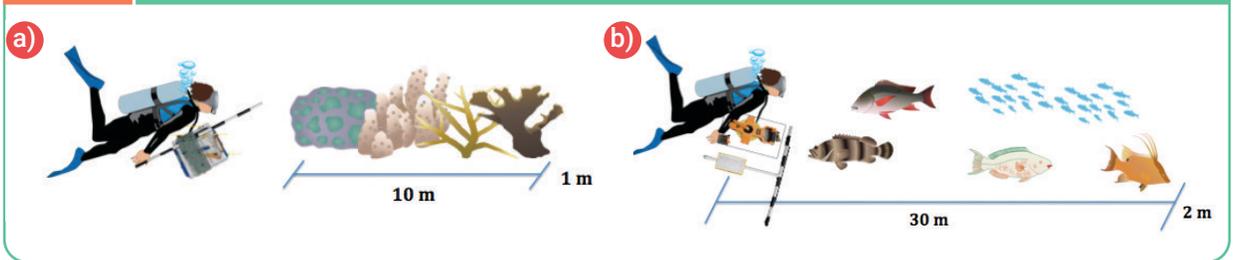
Oceanografía

Se recolectó agua marina a nivel superficial para obtener datos oceanográficos comprendidos en las siguientes variables: **a)** temperatura del agua (°C), **b)** salinidad (‰), **c)** saturación de oxígeno (%) y **d)** PH, utilizando para ello una sonda multi-paramétrica YSI 556 MS. La sonda fue previamente calibrada en tres puntos de PH (4, 7, 10) y salinidad con solución estándar de 50 mS/cm. En el caso de el oxígeno disuelto se calibró utilizando la presión atmosférica al nivel mar del día de la toma de muestras y según los protocolos del fabricante. Se muestrearon un total de 10 sitios que fueron los mismos donde se realizó el índice de salud arrecifal mediante la metodología AGRRA.

Componente de bentos y peces arrecifales

La colecta de datos está basada en el protocolo AGRRA (*Atlantic Gulf Rapid Reef Assessment*) utilizado en el Gran Caribe y el Golfo de México desde 1997, y desde entonces ya se han monitoreado más de 2,000 sitios arrecifales en 26 países (AGRRA 2019). Las componentes AGRRA (versión 5.4) monitoreadas en este estudio son por un lado los organismos bentónicos y por otro lado los peces, ambos grupos claves para caracterizar la salud arrecifal. En el caso de la componente bentónica, se utilizó el método del punto intercepto y el cuadrante para evaluar varios grupos asociados al sustrato bentónico, como ser corales duros, algas costrosas, macroalgas coralinas, macroalgas carnosas, algas césped y algunos invertebrados claves (erizos, langosta, caracol). Por sitio, 2 buceadores colectan información en 6 transectos de 10 m² (Figura 2.2a), que están marcados cada 10 cm, identificando el organismo bentónico que se encuentra a nivel de la marca. En el caso de la componente de peces, los datos se colectan a partir del método de censo visual. Por sitio, 2 buzos colectan información de los peces en 10 transectos de 60 m² (Figura 2.2b).

Figura 2.2 Esquema del monitoreo de las componentes (a) bentónicas y esquema del monitoreo de peces (b).



Análisis de datos

El análisis de datos se realizó en tres etapas, la primera en la cual se examinaron las variables bentónicas, la segunda en la cual se estudiaron las variables en relación con los peces arrecifales y la última etapa en la cual se integraron ambos tipos de variables. Con respecto a la primera etapa, en todos los sitios y en ambos años monitoreados (2013 y 2019), los datos bentónicos fueron clasificados en grupos morfo-funcionales en base al protocolo AGRRA. Estos componentes bentónicos tienen ya sea interacciones positivas, negativas o neutras con la matriz arrecifal (Tabla 2.2).

Tabla 2.2
Grupos morfo-funcionales bentónicos y su interacción con la matriz arrecifal.

Interacción con la matriz arrecifal	Grupo morfo-funcional	Abreviatura
Positiva	Coral vivo	LC
	Algas coralinas costrosas	CCA
Neutra	Otros invertebrados	OINV
	Sustrato	SUBSTRACT
Negativa	Macroalgas carnosas	FMA
	Macroalgas calcáreas	CMA
	Algas césped	TURF
	<i>Peyssonnelia spp.</i>	PEY
	Cianobacterias	CYAN
	Invertebrados agresivos	AINV

Los componentes bentónicos clave indican si el estado coralino es adecuado o está estresado; son principalmente el coral vivo y las macroalgas carnosas. Las coberturas de estos los componentes fueron comparadas con los valores umbrales para definir la salud arrecifal del SAM (Tabla 2.3). Se realizó una comparación temporal de los valores encontrados en los nueve sitios monitoreados en 2013 y 2019, y estos se relacionaron al valor umbral de >20% de cobertura coralina y al valor umbral de <5% de cobertura de macroalgas carnosas, ambos asociados a una condición bentónica “bien” (Figura 4). Además, cada valor encontrado en estos nueve sitios se asoció a una condición coralina con base en las coberturas de coral vivo y de macroalgas carnosas cada año monitoreado para ver la evolución de la condición bentónica entre 2013 y 2019.

Tabla 2.3
Valores umbrales de los indicadores de salud arrecifal del Sistema Arrecifal Mesoamericano y la condición de salud asociada a estos valores (Fuente: Mcfield et al., 2018).

Rango	Cobertura de coral	Cobertura de macroalgas carnosas	Biomasa de peces hervívoros	Biomasa de peces comerciales
Muy bien	40%	1%	3,290	1,620
Bien	20%	5%	2,740	1,210
Regular	10%	12%	1,860	800
Mal	5%	25%	990	390
Crítico	<5%	>25%	<990	<390

Para 2019, se evaluaron las coberturas de los grupos morfo-funcionales bentónicos de los diez sitios monitoreados y se analizó el efecto de la geografía en estos sitios a través de un análisis canónico de coordenadas principales (CAP), el cual permite discriminar grupos utilizando la matriz de disimilitud (en este caso se utilizó el coeficiente de Bray-Curtis) en función de una variable categórica (norte o sur). Las variables bentónicas más significativas ($p > 0.05$) fueron proyectadas en el espacio multivariado del CAP. También se evaluó la diversidad específica de especies de corales escleractíneos.

Con respecto a la segunda etapa, se hizo un trabajo paralelo al realizado con los componentes bentónicos, pero esta vez aplicado a las comunidades de peces. Los peces se clasificaron en grupos tróficos en base al número trófico característico de cada especie que se encuentra en Fish Base (<https://www.fishbase.in/search.php>) y validado por la información del comportamiento alimenticio de las especies (Tabla 2.4).

A nivel de los peces, los grupos que están mayormente relacionados a la salud arrecifal son los peces herbívoros (peces loro y cirujanos) y los peces de interés comercial (meros y pargos), y existen igualmente umbrales para definir la salud arrecifal del SAM en base a estos indicadores (Tabla 3). Se realizó una comparación temporal de los valores encontrados en los nueve sitios monitoreados en 2013 y 2019, y estos se relacionaron al valor umbral de >2,740 g de herbívoros/100 m y al valor umbral de >1,210 de g de peces comerciales/100 m, ambos asociados a una condición “bien” (Tabla 2.3).

Tabla 2.4

Valores umbrales de los indicadores de salud arrecifal del Sistema Arrecifal Mesoamericano y la condición de salud asociada a estos valores (Fuente: Mcfield et al., 2018).

Grupo trófico	Valor del número trófico
Herbívoros	2-2.5
Herbívoros territoriales*	2-2.5
Omnívoros	2.5-3.0
Invertívoros	3.0-3.5
Carnívoros	3.5-4.0
Meso-depredadores	4.0-4.2
Depredadores-tope	4.2-4.5

Para 2019, se evaluaron las abundancias de los grupos tróficos de peces de los diez sitios monitoreados y se analizó como en el caso de las variables bentónicas el efecto de la geografía en estos sitios a través de un CAP. Los grupos tróficos de peces más significativos fueron proyectados en el espacio multivariado del CAP. Además, se evaluó la contribución del pargo de cola amarilla o “Yalatel” a la biomasa y a la estructura de tallas de los peces comerciales. De igual forma, se realizó una lista de la diversidad específica de especies de peces avistados, tanto en los monitoreos como en el reconocimiento del campo.

Finalmente, en una tercera etapa se calcularon para cada sitio los cuatro indicadores que describen la salud arrecifal del SAM (cobertura de coral vivo, cobertura de macroalgas carnosas, biomasa de herbívoros y biomasa de peces comerciales), los cuales se integraron en un índice de salud arrecifal según la metodología empleada por la Iniciativa de Arrecifes Saludables. Asimismo, se calcularon promedios de cada indicador y del índice de salud arrecifal para toda la zona de los Cayos Miskitos y se compararon estos valores a otras zonas de Honduras.

* En esta categoría entran los herbívoros que cultivan jardines de algas césped, que corresponden a cuatro especies de damiselas en el Caribe.

2.3 Resultados

2.3.1 Variables oceanográficas

Entre el 22 de junio y 2 de julio de 2019, se tomaron datos de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH del agua superficial (un metro de profundidad) en 10 sitios la zona de los Cayos Miskitos. Estas variables oceanográficas se midieron en los mismos sitios y tiempo donde se realizó de monitoreo de la salud del arrecife (AGRRA).

La variación de estos cuatro parámetros fue mínima entre los Cayos del Sur y los Cayos del Norte y en general entre toda la zona de estudio (Temperatura $29.1 \pm 0.3^{\circ}\text{C}$; Salinidad $36.4 \pm 0.1\text{‰}$; Oxígeno disuelto $98.1 \pm 0.05\%$ y pH 7.98 ± 0.05). La profundidad de la zona de muestreo (plataforma coralina) osciló entre los 4 y 8 m, y entre los 63 y 120 kilómetros de la costa, por lo cual, se estima que las variaciones en la columna de agua son mínimas, pues se está dentro de la zona de mezcla y alejado de la influencia directa de los ríos (Tabla 2.5 y Figura 2.3).

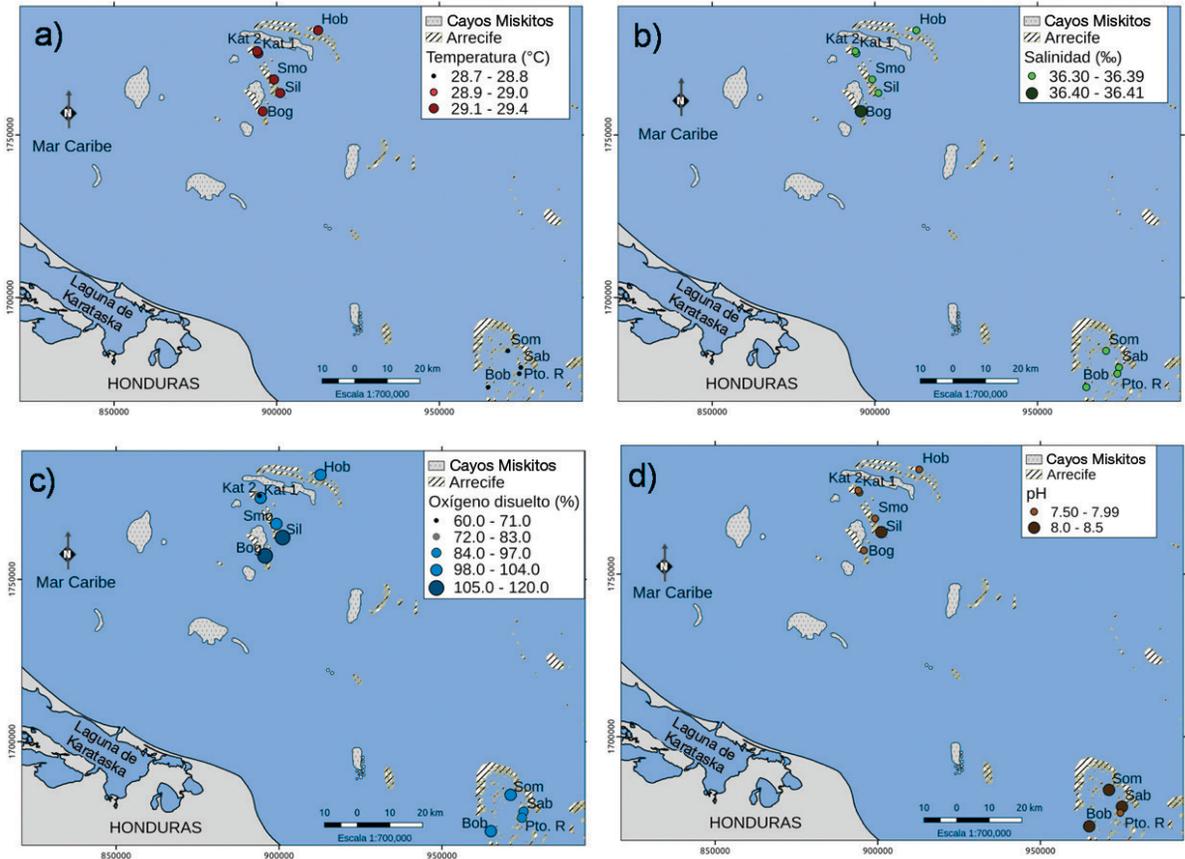
Los rangos de temperatura, salinidad y porcentaje de saturación del oxígeno disuelto están dentro de los rangos reportados para zonas ubicadas al norte (Cárdenas-Palomo et al., 2010) y sur del mar Caribe (Franco Herrera, 2017). Los valores de pH, aún si son muy puntuales, se pueden considerar bajos al compararlos con los valores medios del mar Caribe, los cuales oscilan entre 8 y 8.1 (Rojas-Higuera y Pabón-Caicedo 2015).

Tabla 2.5
Sitios de muestreo y valores de las variables oceanográficas.

Nombre Miskito	Latitud	Longitud	Temperatura (°C)	Salinidad (‰)	Oxígeno disuelto (%)	pH
Sabana	15.139	-82.582	28.8	36.4	97.8	8.03
Bobel	15.086	-82.676	28.9	36.4	102.6	8.02
Sombrilla	15.186	-82.618	28.8	36.4	99.5	8.05
Port Royal	15.122	-82.587	28.8	36.3	95.4	7.99
Smokely	15.951	-83.272	29.4	36.3	102.6	7.95
Karataska I	16.024	-83.316	29.2	36.3	103.2	7.99
Karataska II	16.03	-83.319	29.2	36.3	63.8	7.90
Silkey	15.913	-83.255	29.3	36.3	105.4	8.01
Hobbies	16.085	-83.143	29.3	36.4	105	7.96
Bogas	15.863	-83.306	29.3	36.41	106.1	7.90

Así mismo, no podemos pasar por alto la tendencia de disminución a largo plazo de los promedios anuales de pH en el mar Caribe, los cuales se encuentran en un rango de $-0,0071$ unidades por año, lo cual indica un ritmo de acidificación mayor que el promedio mundial (entre $-0,015$ y $-0,024$ unidades por decenio, según el IPCC 2013) (Rojas-Higuera y Pabón-Caicedo 2015). Ante esta posibilidad se hace necesario el monitoreo a largo plazo, no solo del pH si no de todas las variables que lo afectan.

Figura 2.3 Variables oceanográficas medidas en la zona de estudio a finales de junio e inicios de julio de 2019: a) temperatura, b) Salinidad, c) oxígeno disuelto y d) PH.

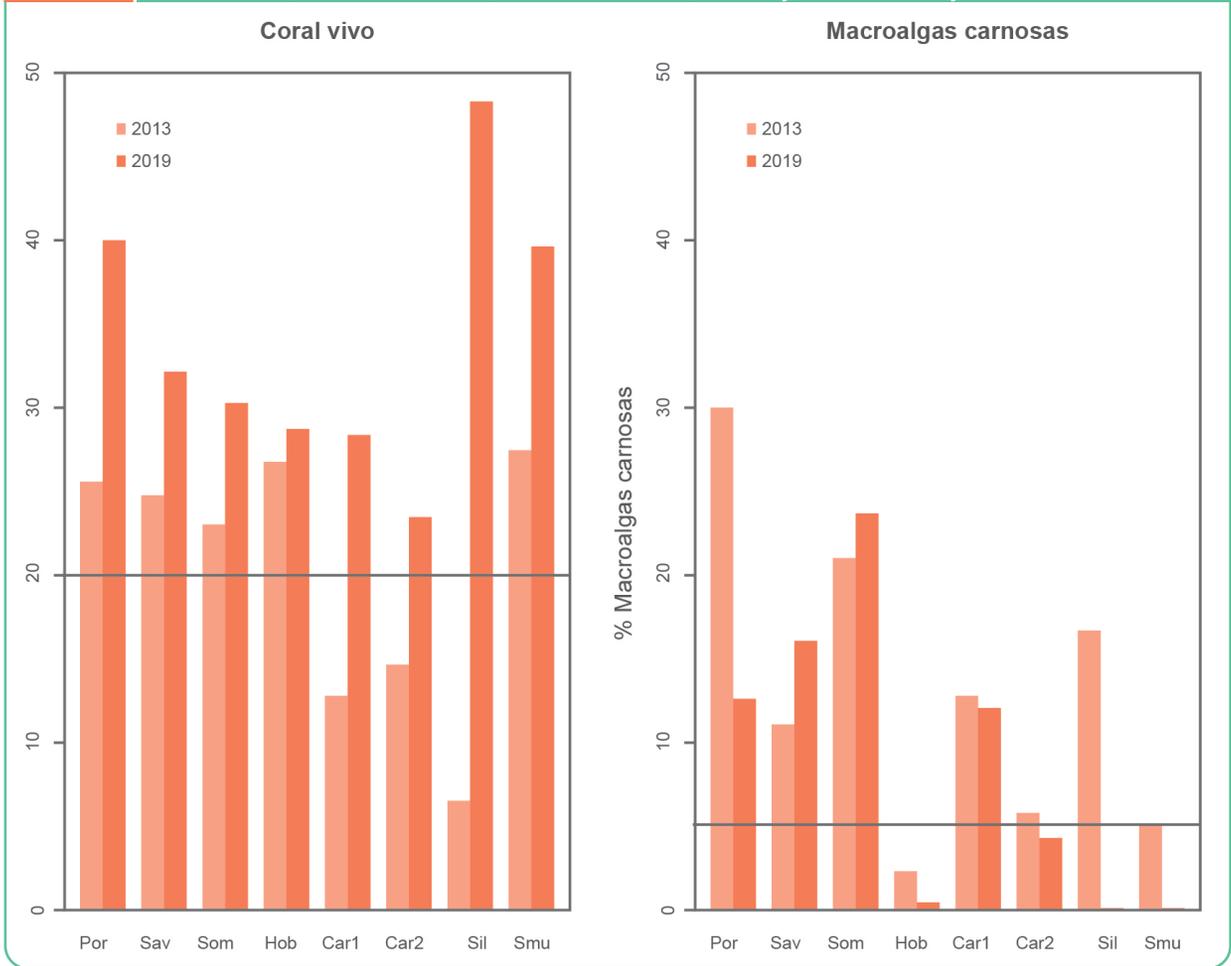


2.3.2 Comunidades bentónicas

Al analizar las principales componentes bentónicas (corales y macroalgas carnosas), y comparar entre los años 2013 y 2019, se observa que la cobertura coralina aumentó durante estos 5 años en el 100% de los sitios monitoreados, y las coberturas de macroalgas disminuyeron en 75% de los sitios (Figura 2.4).

Figura 2.4

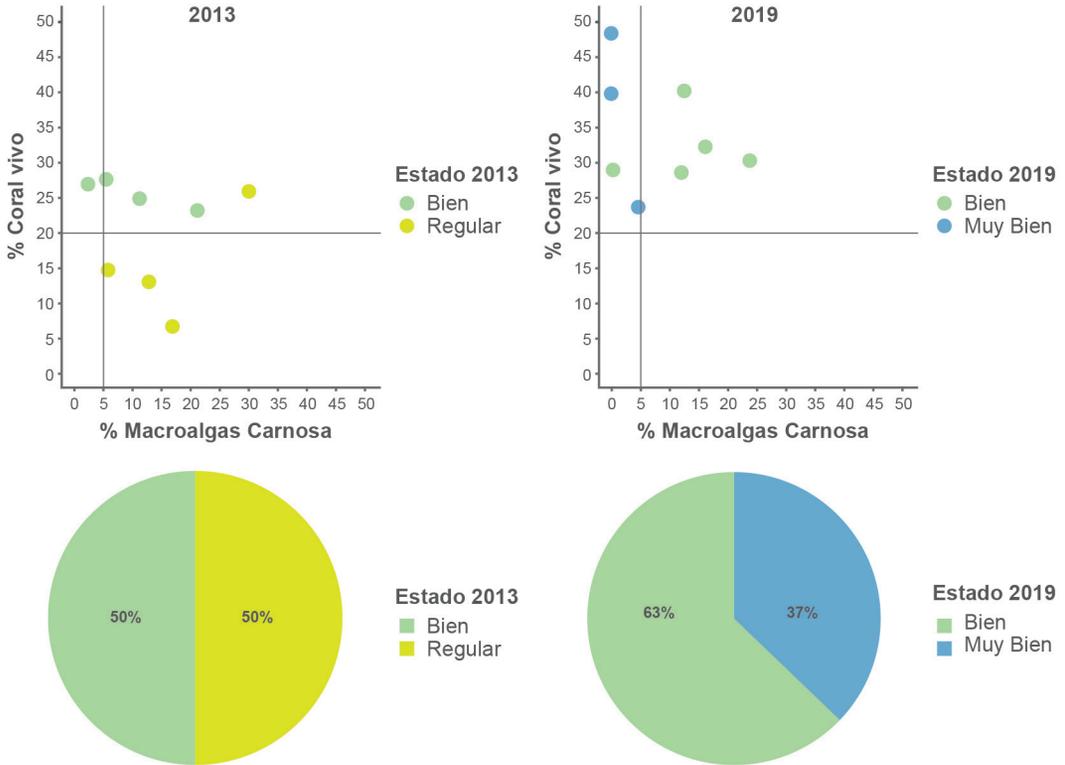
Comparación de las coberturas de coral vivo (izquierda) y de macroalgas carnosas (derecha) en los 9 sitios monitoreados en 2013 (azul) y 2019 (verde). Por: Portroyal, Sab: Sabana, Som: Sombrilla, Hob: Hobbies, Car1: Karataska 1, Car2: Karataska 2, Sil: Silky, Smo.: Smokely.



Además, en 2013, 63% de los sitios estaban por sobre el umbral de 20% de cobertura coralina, el cual caracteriza a los corales vivos en buen estado, mientras que, en 2019, 100% de los sitios estuvieron por encima de este umbral. Con respecto a las macroalgas carnosas, en 2013, 0% de los sitios estaban por debajo de 5% de macroalgas carnosas, umbral que caracteriza coberturas en buen estado, y en 2019, 50% de los sitios se encontraban bajo este umbral (Figura 2.4).

En efecto, al comparar la condición de estas componentes bentónicas, se observa un mejoramiento al tener 50% de los arrecifes con condición bentónica “regular” y 50% de los arrecifes con condición bentónica “bien” en 2013, mientras que en 2019 aumentó el porcentaje de sitios con condición bentónica “bien” a 63% y 37% de los sitios presentaron incluso una condición bentónica “muy bien” (Figura 2.5).

Figura 2.5 Comparación de la condición bentónica basada en el porcentaje de coral vivo y de macroalgas carnosas en 2013 (derecha) y 2019 (izquierda).



En los sitios estudiados en 2019 (Figura 6), el coral vivo (LC) es la componente bentónica con mayor porcentaje, seguida por las algas costrosas calcáreas (CCA) y las algas césped (TURF). Esto refuerza lo constatado en los resultados anteriores, ya que estos componentes son las que caracterizan un estado coralino adecuado, en el cual la matriz arrecifal es dominante y teóricamente mantiene una alta diversidad de organismos marinos, como peces e invertebrados.

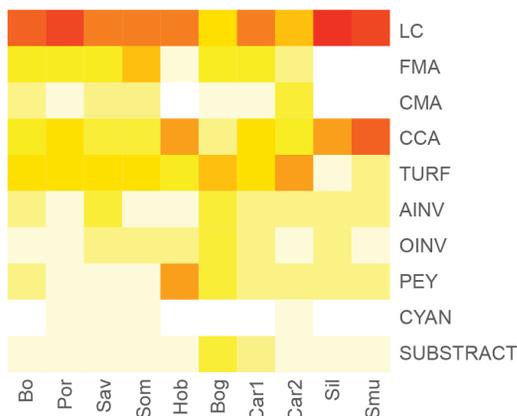


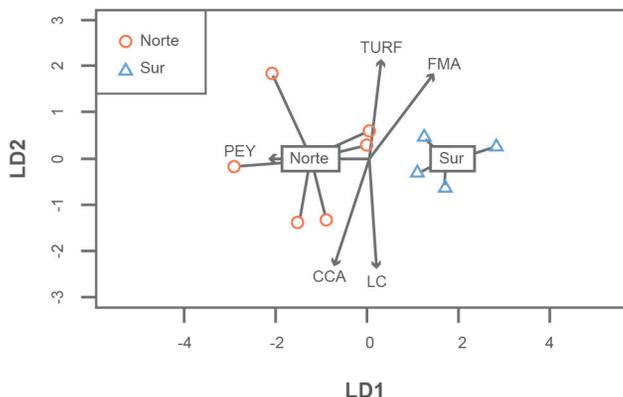
Figura 2.6

Grupos morfo-funcionales bentónicos en los sitios monitoreados en 2019. En el eje de las "y": LC (coral vivo), FMA (macroalgas carnosas), CMA (macroalgas calcáreas), CCA (alga coralina costrosa), TURF (Alga césped), AINV (invertebrados agresivos), OINV (oros invertebrados), PEY (Peyssonnelia spp.), CYAN (Cianobacterias), SUBSTRACT (sustrato). En el eje de las "x": Bo: Bobel, Por: Portroyal, Sab: Sabana, Som: Sombrilla, Hob: Hobbies, Bog: Boggas, Car1: Karataska 1, Car2: Karataska 2, Sil: Silkey, Smo: Smokely.

El análisis canónico de coordenadas principales (CAP) permite discriminar significativamente ($p=0.01$) los sitios por su posición geográfica, con un éxito de clasificación del 100% (Figuras 2.6 y 2.7). Los sitios del norte están caracterizados por mayores coberturas de algas costrosas calcáreas (CCA) y *Peyssonellia* spp. (PEY), mientras que los sitios del sur están caracterizados por mayores coberturas de macroalgas carnosas (FMA) y algas césped (TURF).

Figura 2.7

Análisis de coordenadas principales (CAP) en función de las componentes bentónicas, permitiendo discriminar los sitios del norte (círculos azul oscuro) y del sur (triángulos azul claro) con un éxito de clasificación de 100%. Las variables bentónicas estadísticamente significativas ($p>0.005$) son LC (coral vivo), FMA (Macroalgas carnosas), CCA (Alga coralina costrosa), TURF (Alga césped), PEY (*Peyssonellia* spp.).



En cuanto a la diversidad de especies de corales, se observaron en total 24 especies de corales escleractíneos, las cuales conforman la estructura arrecifal (Tabla 2.6). Entre estas especies resaltan las formaciones de *Acropora palmata* y de *Acropora cervicornis*, ambas especies entre las únicas 6 especies de corales escleractíneos del mundo en peligro crítico de extinción (IUCN, Red List, 2019), características de un paisaje arrecifal típico del Caribe en los años 70, que se conserva aún en los Cayos Miskitos de Honduras (Figura 2.8).

Tabla 2.6
Especies de corales escleractíneos avistados.

N.º	Código AGRRA	Nombre de la especie
1	ACER	<i>Acropora cervicornis</i>
2	APAL	<i>Acropora palmata</i>
3	APRO	<i>Acropora prolifera</i>
4	AAGA	<i>Agaricia agaricites</i>
5	ATEN	<i>Agaricia tenuifolia</i>
6	CNAT	<i>Colpophyllia natans</i>
7	DSTO	<i>Dichocoenia stokesi</i>
8	DLAB	<i>Diploria labyrinthiformis</i>

N.º	Código AGRRA	Nombre de la especie
9	FFRA	<i>Favia fragum</i>
10	MCAV	<i>Montastraea cavernosa</i>
11	MALC	<i>Millepora alcicornis</i>
12	MCOM	<i>Millepora complanata</i>
13	MLAM	<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>
14	OANN	<i>Orbicella annularis</i>
15	OFAV	<i>Orbicella faveolata</i>
16	OFRA	<i>Orbicella franksi</i>
17	PAST	<i>Porites astreoides</i>
18	PDIV	<i>Porites divaricata</i>
19	PFUR	<i>Porites furcata</i>
20	PPOR	<i>Porites porites</i>
21	PSTR	<i>Pseudodiploria clivosa</i>
22	SCUB	<i>Scolymia cubensis</i>
23	SRAD	<i>Siderastrea radians</i>
24	SSID	<i>Siderastrea siderea</i>



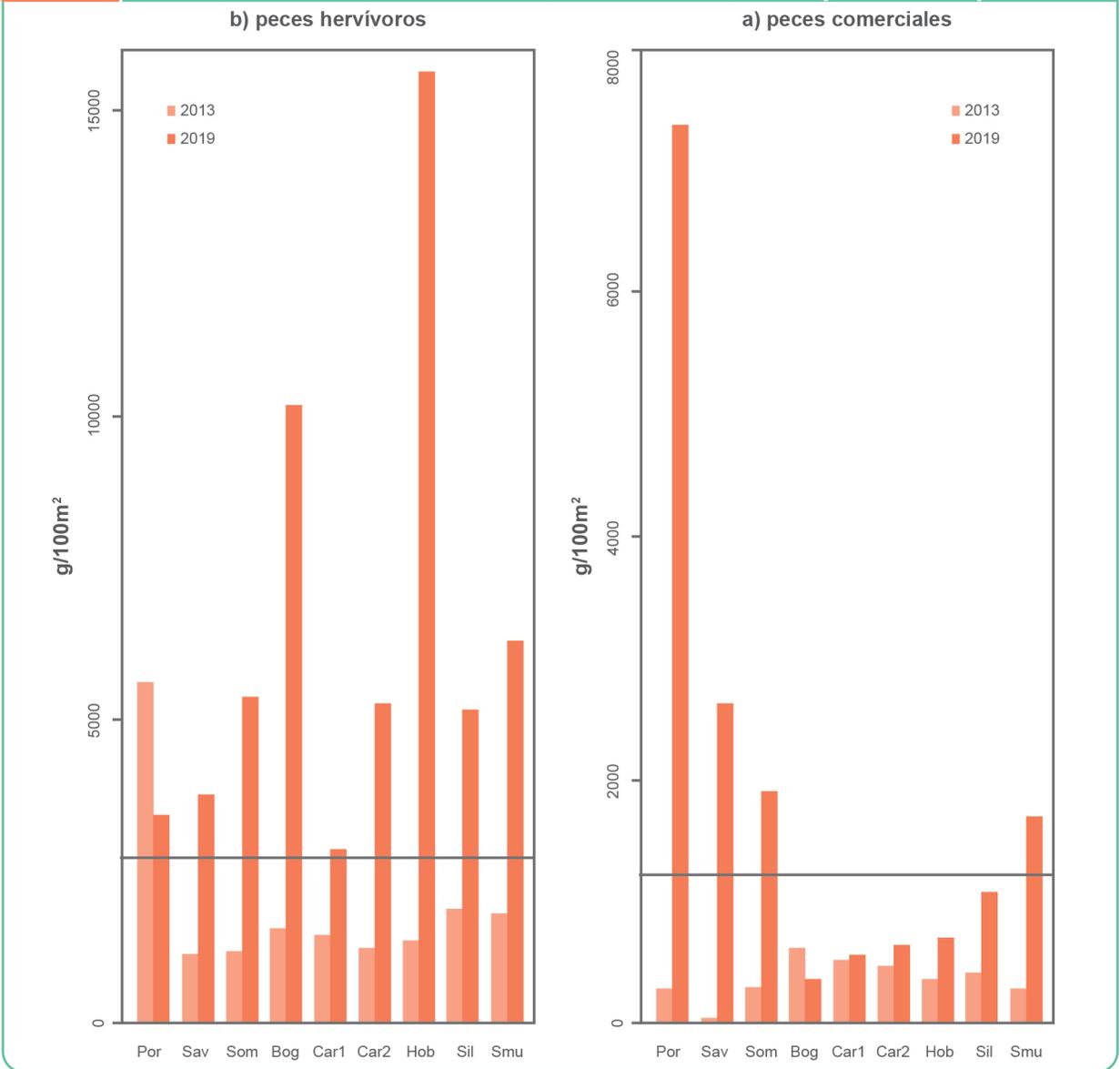
Figura 2.8 Especies de coral *Acropora palmata* (izquierda) y *Acropora cervicornis* (derecha), abundantes en los Cayos Miskitos.

2.3.3 Comunidades de peces

Al comparar otros indicadores de salud arrecifal, como la biomasa de peces herbívoros entre 2013 y 2019, en el 89% de los sitios la biomasa de peces herbívoros y de los peces comerciales aumentó (Figura 2.9), lo cual indica un mejoramiento general de la condición arrecifal para ambos indicadores.

Figura 2.9

Comparación de las biomásas de a) peces herbívoros (izquierda) y b) peces comerciales (derecha) en los 9 sitios monitoreados en 2013 (azul) y 2019 (verde). Por: Portroyal, Sab: Sabana, Som: Sombrilla, Hob: Hobbies, Car1: Karataska 1, Car2: Karataska 2, Sil: Silkey, Smo.: Smokely.



En 2019, el grupo funcional que está aportando mayormente a la biomasa de peces son los herbívoros, seguido por los meso-depredadores y los carnívoros (Figura 2.9). Al utilizar los grupos tróficos, el CAP discrimina los sitios por su posición geográfica, pero la significatividad estadística no es fuerte ($p= 0.09$), y el éxito de la clasificación es de 70% (Figura 2.10). Sin embargo, se revela un patrón en el cual los sitios del norte están caracterizados por mayor abundancia de herbívoros, carnívoros y depredadores-tope, mientras que los sitios del sur están caracterizados por mayor abundancia de meso-depredadores y omnívoros.

Figura 2.10

Grupos tróficos de peces en los sitios monitoreados en 2019. En el eje de las "y": H (herbívoros), HT (herbívoros territoriales), I (Invertívoros), O (omnívoros), C (carnívoros), MD (meso-depredadores), DT (depredadores-tope). En el eje de las "x": Bo: Babel, Por: Portroyal, Sab: Sabana, Som: Sombrilla, Hob: Hobbies, Bog: Boggas, Car1: Karataska 1, Car2: Karataska 2, Sil: Silkey, Smo Smokely.

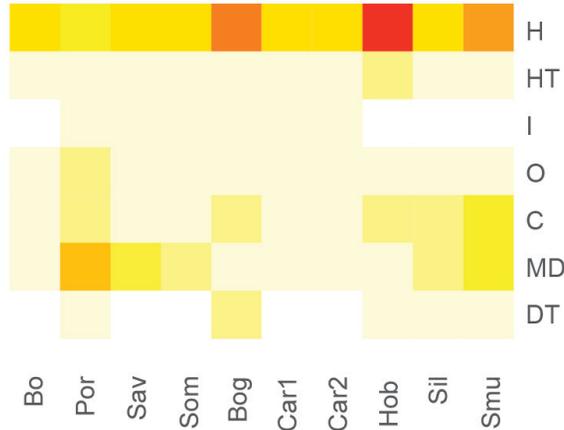
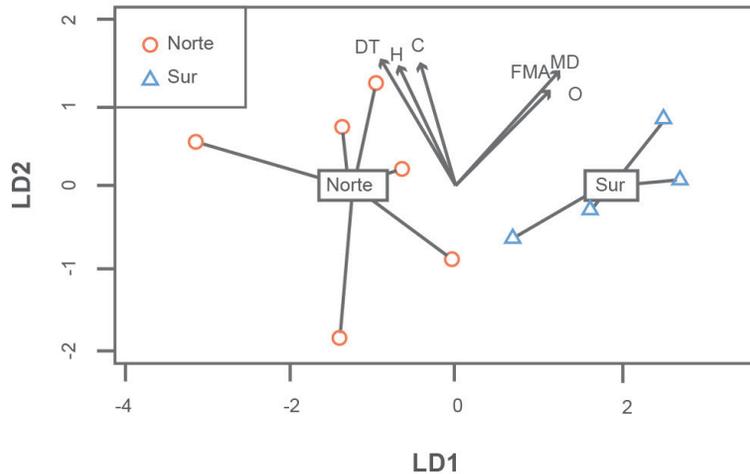


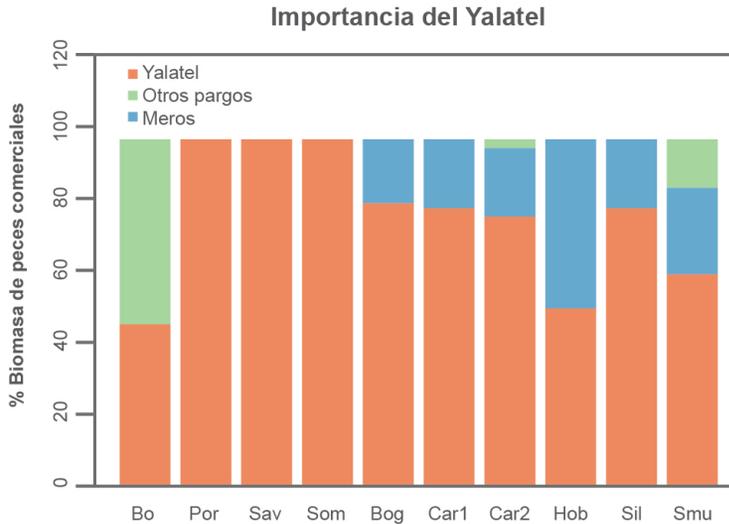
Figura 2.11

Análisis de coordenadas principales (CAP) en función de los grupos tróficos de peces, permitiendo discriminar los sitios del norte (círculos azul oscuro) y del sur (triángulos azul claro). Las variables estadísticamente significativas ($p > 0.005$) son H (herbívoros), O (omnívoros), C (Carnívoros), MD (meso-depredadores) y DT (depredadores-tope).



Al estudiar los peces de interés comercial como los meros y pargos, se puede observar como en 60% los sitios el "Yalatel" (*Ocyurus chrisurus*) contribuye a más de 80% de la biomasa de peces comerciales (Figura 2.12). Sin embargo, el 80% de los individuos de "Yalatel" avistados tienen tallas inferiores a 30 cm (Figura 2.13).

Figura 2.12 Proporción de la biomasa de peces comerciales representada por el “Yalatel” (rojo), otros pargos (verde) y por meros (azul).



En cuanto a la diversidad de especies de peces, se observaron en total 77 especies durante los monitoreos, las cuales conforman la estructura arrecifal, entre las cuales 15 especies de herbívoros, 4 especies de herbívoros territoriales, 6 especies de Invertívoros, 36 especies de carnívoros, 13 especies de meso-depredadores y 3 especies de depredadores-tope (Tabla 2.7). Entre estas especies resaltan cardúmenes de herbívoros grandes (Figura 2.14), como ser el “Midnight parrotfish” (*Scarus coelestinus*) y “Rainbow parrotfish” (*Scarus guacamaia*). Igualmente, se observaron siete especies de peces sumando a la lista de especies durante visitas de reconocimiento de campo alrededor de los cayos (Tabla 2.8).

Figura 2.13 Estructura de tallas de los peces comerciales: “Yalatel” (rojo), otros pargos (verde) y meros (azul).

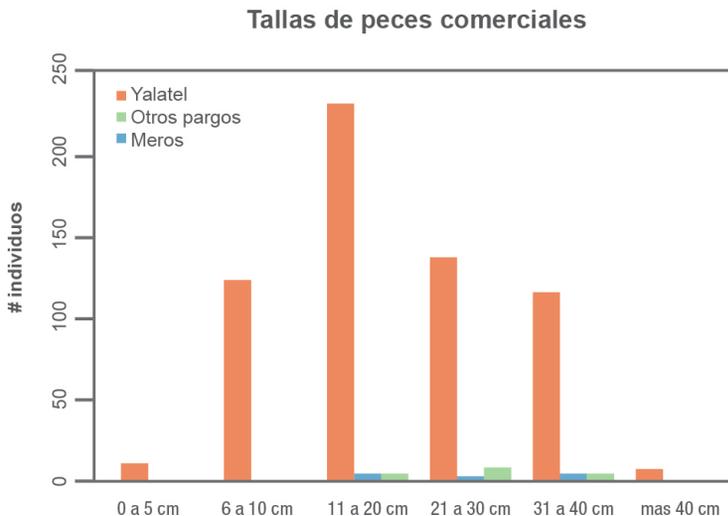


Tabla 2.7
Especies de peces avistadas durante los monitoreos.

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico	
1	Herbívoros	Acanthuridae	Blue tang	<i>Acanthurus coeruleus</i>	
2			Doctorfish	<i>Acanthurus chirurgus</i>	
3			Ocean surgeonfish	<i>Acanthurus tractus</i>	
4		Kyphosidae	Chubs	<i>Kyphosus spp.</i>	
5		Scaridae	Blue parrotfish	<i>Scarus coeruleus</i>	
6			Greenblotch parrotfish	<i>Sparisoma atomarium</i>	
7			Midnight parrotfish	<i>Scarus coelestinus</i>	
8			Princess parrotfish	<i>Scarus taeniopterus</i>	
9			Queen parrotfish	<i>Scarus vetula</i>	
10			Rainbow parrotfish	<i>Scarus guacamaia</i>	
11			Redband parrotfish	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	
12			Redtail parrotfish	<i>Sparisoma chrysopterus</i>	
13			Stoplight parrotfish	<i>Sparisoma viride</i>	
14			Striped parrotfish	<i>Scarus iseri</i>	
15			Yellowtail parrotfish	<i>Sparisoma rubripinne</i>	
16	Herbívoros Territoriales	Pomacentridae	Dusky damselfish	<i>Stegastes adustus</i>	
17			Longfin damselfish	<i>Stegastes diencaeus</i>	
18			Threespotted damselfish	<i>Stegastes planifrons</i>	
19			Yellowtail damselfish	<i>Microspathodon chrysurus</i>	
20	Invertívoros	Blenniidae	Redlip blennie	<i>Ophioblennius macclurei</i>	
21		Gobiidae	Masked goby	<i>Coryphopterus hyalinus</i>	
22		Monacanthidae	Orangespotted filefish	<i>Cantherhines pullus</i>	
23		Pomacanthidae	French angelfish	<i>Pomacanthus paru</i>	
24		Pomacentridae	Bicolor damselfish	<i>Stegastes partitus</i>	
25			Cocoa damselfish	<i>Stegastes variabilis</i>	
26		Chaetodontidae	Foureye butterflyfish	<i>Chaetodon capistratus</i>	
27		Haemulidae	Spanish grunt	<i>Haemulon macrostomum</i>	
28	Labridae	Bluehead wrasse	<i>Thalassoma bifasciatum</i>		
29		Clown wrasse	<i>Halichoeres maculipinna</i>		
30		Creole wrasse	<i>Clepticus parrae</i>		
31		Omnivoros	Ostraciidae	Spotted trunkfish	<i>Lactophrys bicaudalis</i>
32		Pomacanthidae	Gray angelfish	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	
33	Queen angelfish		<i>Holacanthus ciliaris</i>		
34	Rock beauty		<i>Holacanthus tricolor</i>		
35	Tetraodontidae	Bandtail puffer	<i>Sphoeroides spengleri</i>		
36		Sharpnose puffer	<i>Canthigaster rostrata</i>		

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico
37	Carnívoros	<i>Balistidae</i>	Ocean triggerfish	<i>Canthidermis sufflamen</i>
38			Queen triggerfish	<i>Balistes vetula</i>
39		<i>Chaetodontidae</i>	Banded butterflyfish	<i>Chaetodon striatus</i>
40			Spotfin butterflyfish	<i>Chaetodon ocellatus</i>
41		<i>Haemulidae</i>	Black margate	<i>Anisotremus surinamensis</i>
42			Caesar grunt	<i>Haemulon carbonarium</i>
43			French grunt	<i>Haemulon flavolineatum</i>
44			Porkfish	<i>Anisotremus virginicus</i>
45			Tomtate	<i>Haemulon aurolineatum</i>
46			White grunt	<i>Haemulon plumierii</i>
47		<i>Labridae</i>	Blackear wrasse	<i>Halichoeris poeyi</i>
48			Puddingwife	<i>Halichoeres radiatus</i>
49			Rainbow wrasse	<i>Halichoeres pictus</i>
50			Slipery dick	<i>Halichoeres bivittatus</i>
51			Spanish hogfish	<i>Bodianus rufus</i>
52			Yellowhead wrasse	<i>Halichoeres garnoti</i>
53		<i>Mullidae</i>	Spotted goatfish	<i>Pseudupeneus maculatus</i>
54		<i>Pomacentridae</i>	Blue chromis	<i>Chromis cyanea</i>
55			Sergeant major	<i>Abudefduf saxatilis</i>
56		<i>Serranidae</i>	Barred hamlet	<i>Hypoplectrus puella</i>
57			Black hamlet	<i>Hypoplectrus nigricans</i>
58	Golden hamlet		<i>Hypoplectrus gummigutta</i>	
59	Masked hamlet		<i>Hypoplectrus providencianus</i>	
60	Tobaccofish		<i>Serranus tabacarius</i>	
61	<i>Sparidae</i>	Saucereye porgy	<i>Calamus calamus</i>	
62	<i>Carangidae</i>	Bar jack	<i>Caranx ruber</i>	
63		Horseeye jack	<i>Caranx latus</i>	
64	<i>Labridae</i>	Hogfish	<i>Lachnolaimus maximus</i>	
65	Meso-depredadores	<i>Lutjanidae</i>	Dog snapper	<i>Lutjanus jocu</i>
66			Gray snapper	<i>Lutjanus griseus</i>
67			Mahogany snapper	<i>Lutjanus mahogoni</i>
68			Mutton snapper	<i>Lutjanus analis</i>
69			Schoolmaster	<i>Lutjanus apodus</i>
70			Yellowtail snapper	<i>Ocyurus chrysurus</i>

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico
71	Meso-depredadores	Serranidae	Coney	<i>Cephalopholis fulva</i>
72			Graysby	<i>Cephalopholis cruentata</i>
73			Red hind	<i>Epinephelus guttatus</i>
74		Synodontidae	Sand diver	<i>Synodus intermedius</i>
75	Depredadores Tope	Ephippidae	Atlantic spadefish	<i>Chaetodipterus faber</i>
76		Serranidae	Black grouper	<i>Mycteroperca bonaci</i>
77		Sphyraenidae	Great barracuda	<i>Sphyraena barracuda</i>

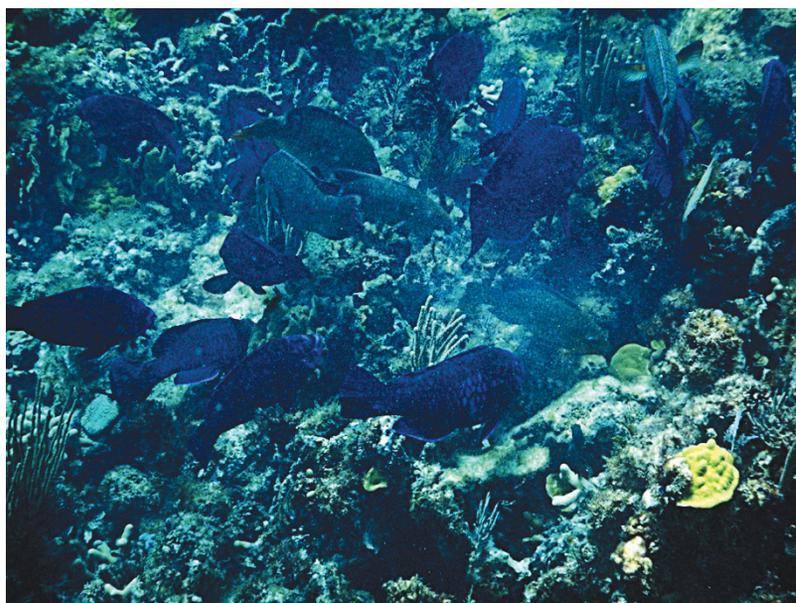


Figura 2.14 Cardumen de *Scarus coelestinus* y *S. guacamaia*.

Tabla 2.8
Especies de peces avistadas durante el reconocimiento del campo.

n.º	Grupo Trófico	Familia	Especie	Nombre científico
1	Omnívoros	Holocentridae	Squirrelfish	<i>Holocentrus adscensionis</i>
2	Invertívoros	Gerreidae	Yellowfin Mojarra	<i>Gerres cinereus</i>
3	Carnívoros	Echeneidae	Sharksucker	<i>Echeneis neucratoides</i>
4	Meso- depredadores	Dasyatidae	Southern stingray	<i>Dasyatis americana</i>
5		Aetobatidae	Spotted eagle ray	<i>Aetobatus narinari</i>
6	Depredadores	Carangidae	Palometa	<i>Trachinotus goodei</i>
7		Gynglymostomatidae	Nurse shark	<i>Ginglymostoma cirratum</i>

2.3.4 Salud arrecifal

Al evaluar la salud arrecifal, la cual integra componentes bentónicas (coral vivo y macroalgas carnosas) y peces claves (herbívoros y peces comerciales) por año y sitio monitoreado, se observa un mejoramiento general del estado de salud, principalmente para las componentes de coral vivo y peces herbívoros y para los peces comerciales de los sitios del sur (Tabla 2.9–2.11).

Tabla 2.9

Valores de índice de salud arrecifal (ISA), de indicadores bentónicos (% de corales vivos y % de macroalgas carnosas) y biomasa de peces claves (herbívoros y peces comerciales) en los sitios monitoreados en 2013.

Sitios	ISA	Corales vivos (%)	Macroalgas Carnosas (%)	Peces Herbívoros (g/100m ²)	Peces Comerciales (g/100m ²)	
Portroyal	3.25	25.7	30	5594	287	
Sabana	2.75	24.8	11	1099	28	
Sombrilla	2.75	23.1	21	1159	287	Muy Bien
Hobbies	3.75	26.8	2.2	1541	604	Bien
Bogas	N/A	N/A	N/A	1424	489	Regular
Karataska1	3	12.8	12.8	1229	475	Mal
Karataska2	2.75	14.7	5.8	1341	354	Crítico
Silkey	3.25	6.5	16.7	1838	404	
Smokely	3.25	27.5	5.3	1777	285	

Al comparar los promedios del índice y de los indicadores de salud arrecifal de los Cayos Miskitos, se observa que es la zona de Honduras con mejor condición arrecifal para todos los indicadores, con una puntuación de salud arrecifal integrada de 4.5, lo que corresponde a “muy bien”.

Tabla 2.10

Valores de índice de salud arrecifal (ISA), de indicadores bentónicos (% de corales vivos y % de macroalgas carnosas) y biomasa de peces claves (herbívoros y peces comerciales) en los sitios monitoreados en 2019.

Sitios	ISA	Corales vivos (%)	Macroalgas Carnosas (%)	Peces Herbívoros (g/100m ²)	Peces Comerciales (g/100m ²)	
Bobel	4.25	34.7	14.5	5485	1021.08	
Portroyal	4.5	40	12.5	3397	7397	
Sabana	4.25	32.2	16	3743	2621	Muy Bien
Sombrilla	4.25	30.3	23.7	5345	1884	Bien
Hobbies	3.75	28.8	0.2	10129	356.45	Regular
Bogas	3	17.3	12.7	2839	516.75	Mal
Karataska1	3.5	28.5	12	5242	637.32	Crítico
Karataska2	3.75	23.5	4.3	15601	687.98	
Silkey	4.5	48.3	0	5109	1068.4	
Smokely	4.5	39.7	0	6277	1702.72	

Tabla 2.11.

Valores promedios de índice de salud arrecifal (ISA), de indicadores bentónicos (% de corales vivos y % de macroalgas carnosas) y biomásas de peces claves (herbívoros y peces comerciales) en las diferentes regiones arrecifales de Honduras, monitoreadas ya sea en 2019 en el caso de los Cayos Miskitos o en 2016 en el caso de las demás zonas. Estados de salud arrecifal: “muy bien” (verde oscuro), “bien” (verde claro), “regular” (Amarillo), “pobre” (anaranjado) y “crítico” (rojo).

Zona	Año	ISA	Número de Sitios	Corales vivos (%)	Macroalgas Carnosas (%)	Peces Herbívoros (g/100m ²)	Peces Comerciales (g/100m ²)
Cayos Miskitos	2019	4.5	10	32	10	6,317	1,745
Costa de Honduras	2016	2.8	20	23	28	2,976	452
Cayos Cochinos	2016	2.8	11	16	26	5,662	683
Utila	2016	3.5	9	21	30	4,233	1,467
Roatán	2016	3.3	25	26	25	5,453	688
Guanaja	2016	2.8	16	19	31	4,138	481
Honduras	2016	3.0	81	22	27	4,474	675

2.4 Discusión

Los sitios arrecifales monitoreados en 2019 en Cayos Miskitos presentan características bentónicas típicas de sitios en buena condición coralina: coberturas altas de corales duros y de algas coralinas costrosas -las cuales estimulan el reclutamiento-; y coberturas relativamente bajas de macroalgas carnosas. Además, la tendencia general indica que la condición de salud mejoró a nivel bentónico entre 2013 y 2019, ya que el 100% de los sitios presentaron un aumento de la cobertura coralina y en 75% de los sitios una disminución de las macroalgas carnosas.

Un aspecto clave a resaltar de los sitios arrecifales monitoreados, es que estos conservan los rasgos de los arrecifes de cresta presentes en el Caribe en los años 70, antes de las enfermedades que cambiaron irreversiblemente el paisaje arrecifal de esta región (Lessios et al., 1984; Aronson y Precht, 2006). En efecto, la especie coralina dominante en los arrecifes de cresta de los Cayos Miskitos es *Acropora palmata*, especie en peligro crítico de extinción, por lo que se recomienda un mapeo preciso de las zonas donde esta especie es abundante, las cuales son semilleros potenciales para la totalidad del SAM. No obstante, las mediciones de pH, aún si puntuales, indican un ritmo de acidificación mayor que el promedio mundial, por lo cual ante esta amenaza es clave monitorear esta variable y la condición de la estructura arrecifal.

En el caso de los peces, las biomásas de grupos claves, como herbívoros y peces comerciales incrementaron entre 2013 y 2019, en 89% de los sitios. No obstante, la mayor contribución a la biomasa, como en la mayoría de los arrecifes coralinos del Caribe en la actualidad (Valdivia et al., 2017), es dada por los herbívoros, cuando debería ser dada por los depredadores-tope. Esta situación revela patrones de presión de pesca, característicos de los arrecifes del Caribe (Mumby et al., 2014). De hecho, se observó poca diversidad específica de peces comerciales (únicamente 10 especies), y las biomásas están dominadas por individuos de *Ocyurus chrisurus* de tallas inferiores a 30 cm (valor cercano al tamaño de primera madurez sexual que corresponde a 25 cm), que representan el 80% de los individuos avistados.

Existe una diferencia geográfica, entre los sitios del norte y del sur, que es más significativa al tomar en cuenta las variables bentónicas, pero que también responde a diferencias en las comunidades de peces. Los sitios del norte están caracterizados por mayores coberturas de algas costrosas calcáreas y *Peyssonnelia spp.*, así como mayor abundancia de herbívoros, carnívoros y depredadores-tope; mientras que los sitios del sur están caracterizados por mayores coberturas de macroalgas carnosas y algas césped, así como mayor abundancia de meso-depredadores y omnívoros.

En general ambos sitios del norte y del sur tienen valores del índice de salud arrecifal que oscilan entre un estado bueno o muy bueno, y se puede observar un mejoramiento en 88% de los sitios en base a los datos del 2013. El indicador que está afectando más la salud arrecifal en los sitios del sur son las coberturas altas de macroalgas carnosas y en el norte las bajas biomásas de peces comerciales. Ambos indicadores están relacionados con estresores del sistema arrecifal que al disminuir pueden promover una mayor salud arrecifal en los Cayos Miskitos.

En el caso de las macroalgas carnosas, es importante recalcar que existe un gran aporte de nutrientes de manera natural por las aves que residen en la zona. Este aporte natural puede ser significativo ya que se observó una alta densidad y cobertura de algas verdes filamentosas y cianobacterias en las colindancias a los manglares que albergan las aves marinas. Sin embargo, en la mayoría de los casos en zonas urbanas y habitadas el aumento de algas puede estar relacionado con los aportes de nutrientes antropogénicos al sistema y la reducción de la calidad de agua, estresores que favorecen a este grupo bentónico y desfavorecen el crecimiento coralino.

Por lo que es importante identificar las fuentes de nutrientes y de disminución de la calidad de agua que afectan al sistema de los Cayos Miskitos y desarrollar estrategias para su reducción. Una de las hipótesis que se deben investigar en futuras misiones al campo, es el impacto de las descargas antrópicas durante el periodo de apertura de la veda a los ecosistemas marino-costeros de la zona. La mitigación de esta presión consiste en desarrollar infraestructura que permita mejorar el tratamiento de aguas residuales, grises y desechos en los Cayos Miskitos. También el aumento de macroalgas carnosas puede estar relacionado a biomásas más bajas de herbívoros, como es el caso de los sitios del sur. Esto puede ser en respuesta a presión de pesca, por lo que es importante investigar las especies de escama que se pescan en la zona, y en caso de que estas sean herbívoros recomendar la pesca de especies que al extraerlas causen menos impacto en la salud arrecifal.

Las prácticas de una pesca sostenible incluyen la selección de especies que tengan ciclos de reproducción rápidos (estrategias “r”), como *Ocyurus chrysurus*, localmente conocido como Yalatel. Sin embargo, es importante respetar clases de tallas que hayan permitido que la especie se reproduzca (una talla >25 cm) y extraer este recurso con métodos de pesca artesanal (e.g. línea de pesca), que tienen un impacto menor en términos de extracción de biomasa y pueden permitir que el recurso se renueve.

Una solución para que los recursos pesqueros sean sostenibles, es el establecimiento de zonas de recuperación pesquera, que sean identificadas y gestionadas por las comunidades Miskitas. De forma estratégica, estas zonas deben integrar ecosistemas críticos interconectados, como ser manglares, pastos marinos y zonas arrecifales someras, que son generalmente los criaderos de las especies arrecifales. Los beneficios de estas zonas se traducen en un aumento de las biomasa de zonas aledañas por efecto de derrame y un aumento en la resiliencia y estado de salud de los arrecifes, al mantener comunidades de peces saludables.

Conclusión

Los Cayos Miskitos albergan una gran biodiversidad de especies y ecosistemas marino-costeros que son fundamentales como fuentes de alimentos y medios de vida ligados a las pesquerías de las poblaciones Miskitas. Asimismo, los Cayos Miskitos brindan servicios ecosistémicos importantes para el país mediante la captación de carbono azul en sus ecosistemas de manglar y pastos marinos; y la protección costera a través de sus arrecifes.

Los resultados de este estudio nos muestran un panorama amplio sobre el estado de los recursos de esta zona, considerada una de las zonas más aisladas y menos estudiadas de todo el Caribe. Esta caracterización nos brinda pautas para desarrollar lineamientos de investigación de manera paralela y participativa para la gestión del conocimiento y el manejo sostenible de los recursos por parte de las comunidades locales.

En aspectos geomorfológicos, se encontró que los Cayos Miskitos son de reciente formación, posiblemente los más recientes tienen alrededor de 80 años y aproximadamente los más antiguos y consolidados tienen 500 años. La fase inicial de formación de los cayos consiste en la acumulación de escombros de corales pétreos, principalmente del coral *Acropora palmata*, la especie con mayor complejidad estructural del Caribe y la cual está contribuyendo mayormente a la cimentación de los Cayos Miskitos. A medida que ocurrió la progradación (avance o crecimiento del cayo sobre el mar) y acreción (aumento en la elevación del cayo por acumulación de área, clastos coralinos), se establecieron los manglares (barlovento) y praderas pastos marinos (sotavento).

En los cayos estudiados se diferenciaron al menos tres tipos fisionómicos de manglares. Entre estos, el bosque de manglar de tipo “sobre lavado”, ubicado en los bordes de las bahías y lagunas de origen marino, donde la especie dominante es el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), considerada una especie pionera. Este tipo de manglar es criadero y refugio de peces arrecifales, principalmente peces

loros y lábridos; pero también depredadores, como los tiburones. Otro tipo de manglar encontrado fue el bosque de mangle tipo “cuenca”, localizado en las zonas de alta evaporación de los cayos más consolidados, donde domina la especie que tolera más altas salinidades: el mangle negro (*Avicennia germinans*). Este tipo de bosque alberga sitios de anidamiento de aves, incluso no reportados previo a este reporte, como es el caso de la golondrina de mar (*Anous minutus*). El último tipo de bosque de manglar identificado es el de “matorral”, dominado por el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), caracterizado por un escaso desarrollo estructural, debido a la limitación de agua dulce, cuya única fuente es el agua de lluvia que se acumula en los escombros coralinos.

De forma general, los manglares encontrados en los Cayos Miskitos presentan un buen desarrollo estructural, al tener la segunda área basal más grande reportada de Honduras, después de Jeannette Kawas, con árboles mayormente medianos y altos. Sin embargo, las densidades de árboles por hectárea son menores a las reportadas en otras zonas del país; y la concentración de Carbono Orgánico Total solo supera a lo reportado en el Pacífico de Honduras, lo cual puede estar asociado a la fuerte hidrodinámica de esta zona del Caribe hondureño en relación con zonas como las Islas de la Bahía.

También, el estudio hipotetiza que existe una relación entre el desarrollo de los pastos marinos y la hidrodinámica, al ser estas praderas más abundantes, diversas y con hojas más largas en el norte de los Cayos Miskitos, al estar menos expuestas al oleaje, que en el sur. Sin embargo, los pastos marinos deben ser un objeto de estudio más amplio. El estudio de pastos marinos puede ser complementado con imágenes satelitales de la zona y un número mucho más amplio de transectos en múltiples praderas de diferentes cayos situados al norte y sur. La concentración de Carbono Orgánico Total (COT) en la pradera de pastos marinos estudiada es mayor que los valores promedios reportados para otras zonas del mundo, y está relacionada a la conectividad con el manglar subyacente, lo cual comprueba la conectividad entre estos sistemas. Al igual que los manglares, los pastos marinos son criaderos de peces arrecifales, y se identificaron 27 especies de peces asociados a ambos ecosistemas.

Manglares, pastos marinos y arrecifes de coral están interconectados por flujos biológicos, físicos y químicos, y es clave mantener esta conectividad para favorecer un buen estado de salud en estos ecosistemas. En los Cayos Miskitos los resultados indican un mejoramiento del estado de salud de los arrecifes de coral estudiados entre 2013 y 2019, y en la actualidad estos se encuentran los sitios arrecifales con la mejor condición de salud de Honduras. Esto es debido a que los datos indican coberturas de corales más altas y coberturas de macroalgas más bajas que el promedio de otros sitios de Honduras y del Caribe, además se encontraron valores altos de biomasa de peces herbívoros. No obstante, se observó poca diversidad específica de peces comerciales y las biomásas están dominadas por individuos de Yalatel (*Ocyurus chrisurus*) de tallas relativamente bajas, los cuales representan el 80% de los avistamientos.

Este estudio señala que las áreas arrecifales monitoreadas, las cuales son exclusivamente someras se están comportando como criaderos del Yalatel, la cual es una especie de interés comercial en la zona de los Cayos Miskitos. Por lo cual, una recomendación importante basada en los resultados claves de esta investigación es la importancia de establecer zonas de recuperación pesquera (ZRP), manteniendo la interconectividad entre manglares, pastos marinos y arrecifes someros, lo cual

sustentaría las pesquerías por un efecto de derrames a zonas aledañas. No obstante, para que estas ZRP den resultados exitosos, deben ser manejadas de forma participativa y liderada e implementada por las comunidades Miskitas.

Entre los resultados más esperanzadores de este estudio, resalta la dominancia de corales peligro crítico de extinción del género *Acropora*, los cuales son abundantes en las crestas de los arrecifes de los Cayos Miskitos y muy raros en el Caribe. Estas especies de corales duros tienen estructuras tridimensionales que mantienen comunidades diversas de peces, y son una fuerte barrera para disminuir el impacto de tormentas y huracanes en la zona.

A través de la caracterización ecológica de Cayos Miskitos, se identificaron temáticas de y vacíos de investigación que necesitan ser atendidos para asegurar la salud ambiental de la zona. Dichos vacíos se enfocan en aspectos ecológicos, y se complementan con componentes socio-ecológicos que son sustanciales para la zona. Los principales valores del sistema que pueden traducirse en líneas de investigación a futuro se detallan a continuación:

-  Alternativas socio-económicas a través del buceo recreativo, pesquero artesanal e industrial.
-  Viabilidad de las casitas cubanas para la generación de pesquerías de la Langosta espinoza.
-  Ecología terrestre de los Cayos Miskitos con miras a la diversificación económica.
-  Caracterización del hábitat de cresta dominado por la especie de coral en peligro de extinción *Acropora palmata*.
-  Oceanografía y calidad de agua de la región de los Cayos Miskitos.
-  Diversidad de la mega-fauna marina por medio del ADN ambiental.
-  Impactos de las actividades de exploración y explotación de petróleo en los sistemas socio-ecológicos de los Cayos Miskitos.
-  Carbono azul en Cayos Miskitos y sistemas lagunares (sistema lagunar Karataska/ Tansing / Warunta).
-  Limnología del sistema lagunar Karataska/ Tansing / Warunta
-  Cartografía participativa liderada por la población Miskita con acompañamiento técnico-científico para el ordenamiento comunitario marino.

En conclusión, se recalca que los procesos para obtener información sobre el estado de los recursos marinos costeros a largo plazo son impostergables y son indispensables para la sostenibilidad. Asimismo, dichos estudios y necesidades se deben plasmar e ir a la mano con procesos de comunicación, participación, empoderamiento y liderazgo de las comunidades locales que dependen de estos recursos. Así juntos se lograrán sinergias para potencializar los recursos vitales para los medios de vida de las comunidades Miskitas.

Referencias

- ✎ Agraz H., Osti J., Zacarias J., Zaragoza C., Lezama R., Canul E., Duran, L., Rodríguez A. (2007). Restauración de manglares: Criterios y técnicas hidrológicas de reforestación y forestación. G. Editores, México, 119 pg.
- ✎ Arias-González, J. E., Rivera-Sosa, A., Zaldívar, J., Alva-Basurto, C., & Cortés-Useche, C. (2017). The Animal Forest and Its Socio-ecological Connections to Land and Coastal Ecosystems Jesús. In *Marine Animal Forests* (pp. 1-32). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5>
- ✎ Aronson, R. B., & Precht, W. F. (2006). Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*, 25(3), 441-450. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0122-9>
- ✎ Bhomia, R.; Kauffman, J.; McFadden, T. (2016). Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 187-201. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9483-1>.
- ✎ Birkeland, C. (2015). *Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer. https://doi.org/DOI.10.1007/978-94-017-7249-5_11
- ✎ Blue Carbon Initiative (Fourqurean J., Johnson., B., Bates College B., Kauffman J. et al.) Métodos para evaluar las existencias y los factores de emisión de carbono en manglares, marismas y pastos marinos. UICN, Conservación internacional, Organización de las naciones unidas para la educación la ciencia y la cultura, comisión oceanográfica internacional. 186 pg.
- ✎ Bouchon, S., Max, L., Portillo, P., Thompson, W. (2001). Los Ecosistemas Marinos y Costeros de las Islas de la Bahía. Proyecto Manejo Ambiental de las Islas de la Bahía - Subprograma Manejo Integral de Recursos Naturales (PMAIB). Consorcio Safege-Sogreah-Moncada y Moncada. Contrato HON/97/002/407. Reporte técnico. No. AMC 03.
- ✎ Bouillon S, Connolly RM. Carbon exchange among tropical coastal ecosystems. In: Nagelkerken I, editor. *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Dordrecht: Springer; 2009. 45-70 pg.
- ✎ Bruno, John F., & Selig, E. R. (2007). Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: Timing, extent, and subregional comparisons. *PLoS ONE*, 2(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000711>
- ✎ Bruno, John Francis, & Valdivia, A. (2016). Coral reef degradation is not correlated with local human population density. *Scientific Reports*, 6(29778), 1-8. <https://doi.org/10.1038/srep29778>
- ✎ Cáceres, I., Ortiz, M., Cupur-Magaña A. M., Rodríguez Zaragoza, F.A. Trophic models and short-term simulations for the coral reefs of Cayos Cochinos and Media Luna (Honduras): acomparative network analysis, ecosystemdevelopment, resilience, and fisher. *Hydrobiologia* (2016) 770:209-224
- ✎ Cárdenas-Palomo, N., Herrera-Silveira, J., & Reyes, Ó. (2010). Distribución espacio-temporal de variables fisicoquímicas y biológicas en el hábitat del tiburón ballena *Rhincodon typus* (Orectolobiformes: Rhincodontidae) al norte del Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 399-412.

-  Carrasco-Navas J.C., González, J. B., Gomez-Enri, J., & Sánchez, V. C. Contribución antropogénica a cambios geomorfológicos en una laguna costera tropical. *Cuaternario y Geomorfología*, 33(1-2), 13-26.
-  Carrasco, J. C. y Caviedes, V. (2014). Diagnóstico de los ecosistemas marino-costeros y de agua dulce de Honduras: basado en análisis de viabilidad, amenazas y situación. ICF y USAID ProParque. Honduras.
-  Canty, S. 2012. Informe de pastos marinos de las Islas de la Bahía. Centro de Estudios Marinos. Smithsonian Institution. Reporte. 11 pg.
-  Caviedes V., Arenas-Granados P, Carrasco J.C. (2014) Una contribución a la política Pública para el manejo costero integrado de Honduras: análisis diagnóstico. *Rev Gestão Costeira Integr* 14:645-662.
-  Cesar, H., Burke, L., & Pet-soede, L. (2003). *The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation*. Cesar Environmental Eco- nomics Consulting (CEEC). Retrieved from <http://eprints.eriub.org/48/>
-  Chapman V.J. (1975) Mangrove biogeography In: Wlash, C.E., S.C. Snedaker and H.J. Teas (Eds.) Proceedings of the international Symposium on Biology and Management of Mangroves. Vol. 1. University of Florida, Gainesville, pp. 3-22.
-  Chollett, I., Stoyle, G., Box, S. (2014) Honduran Miskito Cays: Among the last unexplored reef systems in the Caribbean. *Coral Reefs* 33:155. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1595-4>
-  Chollett I., Garavelli L, O'Farrell S, et al (2017a) A Genuine Win-Win: Resolving the “Conserve or Catch” Conflict in Marine Reserve Network Design. *Conserv Lett* 10:555563.
-  Chollett, I., Garavelli, L., Holstein, D., Cherubin, L., Fulton, S., Box, S.B. (2017b) A case for redefining the boundaries of the Mesoamerican Reef Ecoregion. *Coral Reefs* <https://doi.org/10.1007/s00338-0171595-4>
-  Chollett, I., Stoyle, G., & Box, S. J. (2013). Honduran Miskito Cays : among the last unexplored reef systems in the Caribbean. *Reef Sites*, 1. <https://doi.org/10.1007/s00338-013-1084-3>
-  De'ath, G., Fabricius, K. E., Sweatman, H., & Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *PNAS*, 109(44), 17995-17999. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208909109>
-  de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
-  Fisher, R., O'Leary, R. A., Low-Choy, S., Mengersen, K., Knowlton, N., Brainard, R. E., & Caley, M. J. (2015). Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. *Current Biology*, 25(4), 500-505. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.12.022>
-  Franco Herrera, A. (2017). Oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

- 👉 Gardner, T. A., Coté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*, 301(5635), 958–960. <https://doi.org/10.1126/science.1086050>
- 👉 Gutiérrez-Elorza, M. (2008). *Geomorfología*. Ed. Pearson Education, Madrid, 920 pp.
- 👉 Harborne, A.R., P.J., Mumby, F. Micheli, C.T., Perry, C.P. Dahlgren, K.E. Holmes, & D.R.
- 👉 Brumbaugh (2006). The Functional Value of Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Habitats to Ecosystem Processes. *Advances in Marine Biology*. 50: 57-189.
- 👉 Heyman WD, Kjerfve B (2001) The Gulf of Honduras. *Coast Mar Ecosyst Lat Am SE* - 2 144:17-32. doi: 10.1007/978-3-662-04482-7_2
- 👉 Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., ... Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546, 82–90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>
- 👉 IPCC (2013) Climate change 2013—the physical science basis—summary for policymakers, working group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO, UNEP.
- 👉 Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L., & Lam, W. (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs : 1970-2012*. *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*.
- 👉 Jiménez, J. A. (1994). Los manglares del Pacífico centroamericano (No. 333.91809728 J61). Editorial Fundación UNA.
- 👉 Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117). CIFOR.
- 👉 Lessios, H. A., Robertson, D. R., & Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226(4672), 335–337. <https://doi.org/10.1126/science.226.4672.335>
- 👉 Martínez Daranas, B., Macías Reye, D, Cano Mallo, M. (2013). Proyecto GEF/PNUD
- 👉 Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas en la Región Archipiélagos del Sur de Cuba. Protocolo para el monitoreo de los pastos marinos. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba.
- 👉 Mcfield, M., Kramer, P., Álvarez-Filip, L., Drysdale, I., Rueda-Flores, M., Giró-Petersen, A., & Soto, M. (2018). 2018 *Mesoamerican Reef Report Card*.
- 👉 Michot, T.C., Burch, J.N., Arrivillaga, A., Rafferty, P.S., Doyle, T.W., and Kemmerer, R.S., (2002). Impacts of Hurricane Mitch on Seagrass Beds and Associated Shallow Reef Communities along the Caribbean Coast of Honduras and Guatemala: USGS Open File Report 03-181, 65 p.
- 👉 Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystem Services and Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC

- 🌿 Mumby, P.J., Edwards, A.J., Arias-González, J.E., Lindeman, K.C., Blackwell PG, Gall A, Gorczynska, M.I., Harborne, A.R., Pescod, C.L., Renken, H., Wabnitz, CCC., Llewellyn, G. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. (2004) *Nature*. 427:533–6.
- 🌿 Mumby, P. J., Flower, J., Chollett, I., Box, S. J., Bozec, Y. M., Fitzsimmons, C., ... Williams, S. M. (2014). Towards reef resilience and sustainable livelihoods: A handbook for Caribbean coral reef managers. Retrieved from http://www.marinespatialecologylab.org/force/Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods_LR.pdf
- 🌿 Nagelkerken I. Introduction. In: Nagelkerken I, editor. Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Dordrecht: Springer; 2009a. pp. 1–8.
- 🌿 Nagelkerken I. Evaluation of nursery function of mangroves and seagrass beds for tropical decapods and reef fishes: patterns and underlying mechanisms. In: Nagelkerken I, editor.
- 🌿 Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Dordrecht: Springer; 2009b. pp. 357–99.
- 🌿 Nuñez, M. Y Canty, S. 2015. Evaluación biológica del ciclo reproductivo de la especie comercial de pepino de mar en Honduras. Centro de Estudios Marinos. Smithsonian Institution. Reporte. 17 pg.
- 🌿 Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, Sifleet S, et al. (2012) Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542.
- 🌿 Perry, C. T., Smithers, S. G., Kench, P. S., & Pears, B. (2014). Impacts of Cyclone Yasi on near-shore, terrigenous sediment-dominated reefs of the central Great Barrier Reef, Australia. *Geomorphology*, 222, 92-105.
- 🌿 Purkis L. 2015. Summary report of satellite mapping of morphological and benthic habitats for the Eastern Honduras Cays and Banks. Smithsonian Institution. Fort Pierce. 24 pp.
- 🌿 Richardson PL (2005) Caribbean Current and eddies as observed by surface drifters. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 52:429–463.
- 🌿 Rivera-Monroy, V.; Castañeda-Moya, E.; Carrasco-Navas, J.; Caviedes, V. (2013). Análisis de Carbono total en Manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas, Honduras. Ed. PNUMA, Tegucigalpa, 30 pg.
- 🌿 Rojas-Higuera, P. J., & Pabón-Caicedo, J. D. (2015). Sobre el calentamiento y la acidificación del océano mundial y su posible expresión en el medio marino costero colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(151), 201-217
- 🌿 Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., et al. (2011). Extinction risk assessment of the world’s seagrass species. *Biol. Conserv.* 144, 1961–1971. doi: 10.1016/j.biocon.2011.04.010

- 👉 Storlazzi, C. D., Logan, J. B., & Field, M. E. (2003). Quantitative morphology of a fringing reef tract from high-resolution laser bathymetry: Southern Molokai, Hawaii. *Geological Society of America Bulletin*, 115(11), 1344-1355
- 👉 Thorn, S., Medina, D., Shoch, D. (2006). Reporte final Aves acuáticas en Honduras. Waterbird Conservation for the Americas La Conservación de las Aves Acuáticas para las Américas. 55pg.
- 👉 TRIGOH (2004). Plan de conservación del Golfo de Honduras Belice, Guatemala y Honduras. Fundación Mario Dary & PROARCA/ APM
- 👉 Valade, I., & Grelot, J. (2002). *Esquema director de manejo ambiental de las Islas de la Bahía, Honduras*. PMAIB. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- 👉 Valdivia, A., Cox, C. E., & Bruno, J. F. (2017). Predatory fish depletion and recovery potential on Caribbean reefs, (iii), 1-12. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601303>
- 👉 Van Tussenbroek, B. I., Santos, M.G.B., Gonzálo, J., Wong, R., Kornelis van Dijk, J., Waycott, M. (2010). Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria 3000, Del. Coyoacán, México, D.F., C.P. 04360
- 👉 Waycott, M., McKenzie, L.J. Mellors, J. E., Sheaves, Ellison, J.C., Sheaves, M.T., Collier, C. Schwarz, A., Webb, A., Johnson, J.E., Claude, P. (2011). Vulnerability of mangroves, seagrasses and intertidal flats in the tropical Pacific to climate change. In book: *Vulnerability of fisheries and aquaculture in the Pacific to climate change.*, Chapter: 6, Publisher: Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia., Editors: J Bell, J Johnson, pp.97-168
- 👉 Wear, S. L., & Vega Thurber, R. (2015). Sewage pollution: Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 15-30. <https://doi.org/10.1111/nyas.12785>
- 👉 Yao, Q., Liu, K. B., Platt, W. J., & Rivera-Monroy, V. H. (2015). Palynological reconstruction of environmental changes in coastal wetlands of the Florida Everglades since the mid-Holocene. *Quaternary Research*, 83(3), 449-458.



de los **CAYOS MISKITOS**
D E H O N D U R A S

PraWanka
Desarrollo Inklusivo Territorial



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Agencia Suiza para el Desarrollo
y la Cooperación COSUDE



HONDURAS
GOBIERNO DE LA REPÚBLICA



Ayuda
en Acción



actalliance

