



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**PRIORIZACIÓN SISTEMÁTICA PARA LA CONSERVACIÓN DEL
PARQUE NACIONAL ARRECIFE DE PUERTO MORELOS
MEDIANTE EL USO DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA Y PERCEPCIÓN REMOTA.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

DANIELA MONSERRAT ROJAS CANO

TUTOR PRINCIPAL:

**DR. RODOLFO RIOJA NIETO
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI-SISAL, UNAM**

COMITÉ TUTOR:

**DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. EDGAR TORRES IRINEO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MÉRIDA, UNAM
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. ROBERTO HERNÁNDEZ LANDA
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MÉRIDA, UNAM**

SISAL, YUCATÁN, ABRIL 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



PRIORIZACIÓN SISTEMÁTICA PARA LA CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL ARRECIFE DE PUERTO MORELOS MEDIANTE EL USO DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y PERCEPCIÓN REMOTA.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:
DANIELA MONSERRAT ROJAS CANO

TUTOR PRINCIPAL:
DR. RODOLFO RIOJA NIETO
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI-SISAL, UNAM

COMITÉ TUTOR:
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. EDGAR TORRES IRINEO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MÉRIDA, UNAM
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. ROBERTO HERNÁNDEZ LANDA
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MÉRIDA, UNAM

SISAL, YUCATÁN, ABRIL 2023

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada durante la duración de la maestría.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) por la financiación de este estudio a través del proyecto No. IN218219 “Determinación de patrones espaciales, reconstrucción tridimensional y variación espacio temporal de atributos ecológicos de colonias de coral en arrecifes del Caribe Mexicano y su efecto en la disipación del oleaje”.

Al Dr. Rodolfo Rioja Nieto, por dirigir y nutrir este trabajo, siempre desde la compartancia y el respeto. Le agradezco todas las oportunidades brindadas en este tiempo, su confianza y apoyo.

A mi comité tutorial, integrado por el Dr. Joaquín Rodrigo Garza Pérez, el Dr. Lorenzo Álvarez Filip, Dr. Edgar Torres Irineo y el Dr. Roberto Hernández Landa, a todos y cada uno por enriquecer este trabajo con sus recomendaciones y por el tiempo dedicado.

Al laboratorio de Análisis Espacial de Zonas Costeras (COSTALAB) por el apoyo para la realización de este trabajo de investigación. Principalmente al M.C. Erick Barrera, por su ayuda en la programación de Matlab para los análisis de ponderación, al M.C. Carlos Cruz por todo su apoyo en cada etapa de este proyecto y a la M.C. Laura Niño, por compartir e intercambiar conocimientos y experiencias en esta etapa. Agradezco a los tres, por su participación durante la colecta de datos en campo y por siempre mostrar su disponibilidad de ayuda y su sincera amistad.

A la dirección del PNAPM por las facilidades otorgadas en la realización del trabajo en campo.

DEDICATORIA

A mi madre Beatriz Irene Cano Flores.

A las mujeres de ciencia que
con su entrega y lucha construyeron lugares en la academia para nosotras.

A nosotras que
continuamos con perseverancia estos esfuerzos, en la búsqueda individual por cumplir
nuestros sueños de ser investigadoras.
Y que como colectiva emprendemos la construcción de espacios seguros, donde todas nos
sentamos aceptadas, libres y seguras.

A las niñas que
en el futuro vendrán, las esperamos con los brazos abiertos.
Hay ciencia para todas.

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. MARCO TEÓRICO	6
2.1 Radiación electromagnética y percepción remota	6
2.2 Efectos de la atmósfera en la radiación electromagnética	8
2.3 Sistemas de información geográfica	9
2.4 Mapeo temático	10
2.5 Métricas del paisaje	12
2.6 Conectividad del hábitat	14
2.7 Complejidad del parche	15
2.8 Priorización sistemática de áreas de conservación	16
3. ANTECEDENTES	19
4. JUSTIFICACIÓN	24
5. ÁREA DE ESTUDIO	25
6. OBJETIVO GENERAL	29
7. OBJETIVOS PARTICULARES	29
8. METODOLOGÍA	30
8.1 Preprocesamiento de las imágenes satelitales	30
8.2 Selección de sitios de muestreo	31
8.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático	32
8.4 Beta-diversidad del hábitat	35
8.5 Identificación de sitios prioritarios	36
9. RESULTADOS	37
9.1 Preprocesamiento de la imagen satelital e identificación de sitios de muestreo	37
9.2 Selección de sitios de muestreo y obtención de datos en campo	39
9.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático	41
9.4 Estimación de las métricas del paisaje	46

9.5	Beta diversidad del hábitat	48
9.6	Identificación de áreas prioritarias de conservación.....	49
10.	DISCUSIÓN	52
11.	CONCLUSIONES	59
12.	REFERENCIAS	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Asignación proporcional de número de sitios por clases, obtenidas a partir de la clasificación no supervisada.	39
Tabla 3.	Clases de tipo de hábitat con base en los porcentajes promedio de las coberturas de los sustratos bentónicos.....	43
Tabla 4.	Matriz de error con el 20% de los sitios por cada clase. Con una exactitud general de 41.6%. Clase 1) Dominada por pastos marinos, 2) Cobertura media vegetal y media de arena, 3) Dominado por arena, 4) Media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea y 5) Cresta arrecifal.	44

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1.	Fórmula para calcular el índice de complejidad de forma los parches.	34
Ecuación 2.	Fórmula para calcular el índice de conectividad entre parches.	34
Ecuación 3.	Fórmula para calcular la Beta-diversidad de hábitats bentónicos.	35

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio, área y zonificación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo (Instituto Nacional de Ecología, 2000).	27
Figura 2. Ejemplos de cuadros de videos con distintos sustratos: A) Pastos marinos, B) Octocorales y macroalgas, C) y D) Corales duros, octocorales, arena y algas sobre matriz calcárea.....	33
Figura 3. Imagen satelital Landsat 8 (R, G, Coastal aerosol) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos tomada en marzo de 2021. A) Resultado de la corrección atmosférica y B) Resultado de la corrección de la columna de agua.....	37
Figura 4. Imagen satelital PlanetScope (R, G, B) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos tomada en diciembre de 2021. A) Resultado de la corrección atmosférica y B) Resultado de la corrección de la columna de agua.....	38
Figura 5. A) Sitios de muestreo propuestos a partir de la clasificación no supervisada y B) Sitios muestreados en campo.	40
Figura 6. Clases de hábitat resultantes del análisis jerárquico de los porcentajes promedios de cobertura de las estaciones de muestro con el índice de disimilitud Bray Curtis (30% de disimilitud).....	41
Figura 7. Porcentajes de cobertura promedio de las cinco clases de tipo de hábitat.	43
Figura 8. Mapa temático del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Precisión general de 85.16% e índice de Kappa de 0.80.....	45
Figura 9. Mapa de conectividad del paisaje (ENN) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Gradiente de color expresa valores de alta conectividad en color verde a valores de baja conectividad en color rojo.	46
Figura 10. Mapa de complejidad del parche (SHAPE) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Gradiente de color expresa valores de baja complejidad en color verde a valores de alta complejidad en color rojo.....	47
Figura 11. Mapa de beta diversidad del hábitat del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos.....	48

Figura 12. Mapa óptimo de valores promedio de prioridad de conservación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Marcado con números y contorneadas las cuatro regiones encontradas de alta prioridad.	50
Figura 13. Mapa óptimo de valores de error estándar de prioridad de conservación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Marcado con números y contorneadas las cuatro regiones encontradas de alta prioridad.....	51
Figura 14. Comparación de áreas de prioridad en relación con la zonificación actual del PNAPM obtenida del programa de manejo (Instituto Nacional de Ecología, 2000).....	57

RESUMEN

Las áreas marinas protegidas (AMPs) son la principal herramienta para la conservación de los ecosistemas costeros y marinos. Sin embargo, históricamente su decreto y diseño ha sido dirigido por la facilidad de establecimiento y las preocupaciones políticas y socioeconómicas. Dado el costo alto que representa la conservación de grandes superficies y las continuas limitaciones de recursos, principalmente económicos, la conservación debería centrarse en áreas donde se eficienten los esfuerzos invertidos para minimizar la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos. En este estudio, se utiliza un enfoque sistemático mediante modelos de beta diversidad del hábitat y métricas de paisaje marino para la selección de áreas de conservación prioritarias en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM). A partir del análisis de estimaciones cuantitativas de sustratos bentónicos de 111 sitios fueron reconocidas cinco clases de hábitat: 1) dominada por pastos marinos, 2) media cobertura de pastos marinos y arena, 3) dominada por arena, 4) media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea y 5) cresta arrecifal. Los tipos de hábitat se utilizaron para elaborar un mapa temático del hábitat bentónico arrecifal (exactitud general del 85.16% y un índice Kappa de 0.80) utilizando una clasificación supervisada en una imagen satelital de alta resolución PlanetScope de diciembre de 2021. Con el mapa temático resultante se calculó la complejidad del parche, conectividad y beta-diversidad de los hábitats bentónicos. Los mapas obtenidos en formato ráster se utilizaron para realizar un análisis de superposición ponderada de manera iterativa, utilizando todas las combinaciones posibles de valores de ponderación con aumentos del 10% entre capa. Posteriormente fueron integradas las 83 capas resultantes para obtener un mapa óptimo que describe las áreas prioritarias de conservación del PNAPM, identificando cuatro zonas de prioridad, donde se sugiere enfocar actividades de conservación. La subzonificación del programa de manejo vigente no es consistente con las áreas de prioridad identificadas a partir del análisis espacialmente explícito realizado. Los resultados obtenidos pueden ayudar a los administradores de esta área a mejorar los esfuerzos de conservación.

ABSTRACT

Marine protected areas (MPAs) are the main tool for the conservation of coastal and marine ecosystems. However, historically their establishment and design has been driven by ease of implementation and political and socioeconomic concerns. Given the high cost of administrating large areas and small availability of resources, mainly economic, conservation should focus on areas where the efforts invested are efficient to minimize the loss of biodiversity and ecosystem services. In this study, using a systematic approach, we integrated habitat beta-diversity models and seascape metrics for the selection of priority conservation areas in Puerto Morelos Reef National Park (PMRNP). Five habitat classes were recognized from the analysis of quantitative estimates of benthic substrates from 111 sites: 1) seagrass dominated, 2) medium seagrass and sand cover, 3) sand dominated, 4) medium cover to algal dominance over calcareous matrix, and 5) reef crest. The habitat classes were employed to produce a thematic reef benthic habitat map (overall accuracy of 85.16% and a Kappa index of 0.80) using a supervised classification on a PlanetScope high-resolution satellite image from December 2021. The resulting thematic map was used to calculate shape complexity, connectivity, and habitat beta-diversity. The maps obtained were used to perform an iterative weighted overlay analysis, using all possible combinations of weighting values with 10% increments between layers. The resulting 83 layers were then integrated to obtain an optimal map that describes the priority conservation areas of the PNAPM, identifying four priority zones where management activities should be focused. The current zonation in the MPA's management plan is not consistent with the priority areas identified from the spatially explicit analysis conducted. Therefore, the results obtained can help the managers in this important protected area to improve conservation efforts.

1. INTRODUCCIÓN

La zona costera es una franja de transición entre el ambiente continental y marino, única en su estructura geológica y ecológica. En esta zona se desarrollan la mayoría de los ecosistemas más productivos del océano, entre ellos los manglares, dunas costeras, marismas, arrecifes coralinos, praderas de pastos marinos entre otros. (Lara-Lara et al., 2008). Los sistemas arrecifales, cuando están presentes, son ecosistemas cruciales para las comunidades costeras. Éstos se conforman por distintos hábitats interconectados en términos de movimiento de especies y transferencia de energía, como son praderas de pastos marinos, camas de macroalgas, áreas libres de cobertura vegetal y arrecifes de coral (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019). Además, en las áreas de arrecife de coral cercanas a la costa se localizan los diez principales centros de endemismos de especies marinas (Roberts et al., 2002) conteniendo cerca de la mitad de las especies conocidas de hábito bentónico (Burke et al., 2011).

Los humanos hemos reconocido el alto valor natural y económico y la amplia gama de oportunidades que las costas ofrecen, haciéndolas uno de los lugares más atractivos para vivir (Martínez et al., 2007). En el mundo los asentamientos humanos en la zona costera se concentran en los primeros cinco km después de la línea de costa (Small y Nicholls, 2003), trayendo consigo modificaciones de los procesos físicos, biológicos y químicos dando por resultado la degradación del ambiente, pérdida de la diversidad biológica y contaminación (Burke et al., 2011). Por lo tanto, la conservación de los ecosistemas costeros resulta vital, debido a los impactos antropogénicos constantes y a la importancia de los servicios ecosistémicos que brindan a la población humana. Entre estos servicios destacan, la protección al actuar como barrera contra el viento, el oleaje de tormentas y los huracanes, sustentación de la pesca comercial al proporcionar refugio y alimentación a un gran número de especies marinas de importancia comercial y ecológica (Wilkinson, 2008) y ser foco de oportunidades recreativas generadoras de ingresos, como el snorkel y buceo (Barbier et al., 2011).

Actualmente a nivel global, las áreas naturales protegidas (ANPs) son la principal herramienta de conservación de la biodiversidad y control del aumento excesivo de la explotación de recursos naturales y degradación de los hábitats (Agardi et al., 2011). En México este esfuerzo de conservación de los hábitats oceánicos se ve reflejado en 37 Áreas Naturales Protegidas marinas (AMPs) o costeras, de un total de 185 ANPs, bajo diferentes categorías de manejo (CONANP). De éstas, 16 se encuentran en el Caribe Mexicano (Rioja-Nieto et al., 2018). Aburto-Oropeza y colaboradores (2011) reconocen que la creación de ANPs bien administradas, proporcionan varios beneficios. Pueden ayudar a aumentar la resistencia y recuperación de ecosistemas, aumentar el tamaño de la población y la biomasa de especies importantes y promover una exitosa dispersión larval (Rioja-Nieto et al., 2013; Aronson y Precht, 2006; Aburto-Oropeza et al., 2011).

Sin embargo, históricamente el establecimiento y diseño de las AMPs es llevado a cabo de manera empírica con poca o nula información, sin considerar una metodología específica, dando como resultado una planificación deficiente que puede crear una ilusión peligrosa de protección (Depondt y Green, 2006; Koleff y Urquiza, 2011). El establecimiento y gestión de las áreas protegidas implica altos costos para cumplir con el objetivo de conservación y restauración de los ecosistemas. Una manera de optimizar la inversión de un área protegida y obtener resultados favorables es la aplicación del conocimiento científico para generar estrategias que mejoren la eficacia en el establecimiento e identificación de áreas prioritarias de conservación (Margules y Pressey, 2000).

La planificación sistemática en conjunto con los sistemas de información geográfica (SIGs) y los avances de percepción remota son herramientas que permiten considerar los hábitats como unidad de análisis y obtener de ellos información de la estructura, función y complejidad para identificar las prioridades y establecer objetivos claros de conservación que aumenten la eficiencia de los esfuerzos de conservación cumplir y efectúen eficazmente las regulaciones para el éxito de las AMPs (Malcolm et al., 2012; Rioja-Nieto et al., 2013; Edgar et al., 2014). En México, métodos espacialmente explícitos que hacen uso

de métodos de planeación sistemática son muy limitados, lo cual afecta la capacidad de las AMPs de cumplir con sus objetivos de conservación (Ortiz-Cajica et al., 2020).

El presente proyecto hace uso de la priorización sistemática, con la ayuda de herramientas de percepción remota y SIGs para identificar las áreas prioritarias de conservación dentro del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (PNAPM) con base en características del paisaje bentónico arrecifal. A la fecha, en el Caribe Mexicano este tipo de metodología solo ha sido utilizada en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, y ha servido para la actualización del programa de manejo de esa área protegida.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Radiación electromagnética y percepción remota

La radiación electromagnética es una combinación de campos eléctricos y magnéticos oscilantes, que se propagan en forma de onda a través del espacio transportando energía de un lugar a otro, a la velocidad de la luz y sin la necesidad de un medio de propagación (Aggarwal, 2004). El conjunto de todas las longitudes en las que se presenta la radiación electromagnética se le denomina espectro electromagnético. Dentro del espectro electromagnético se distinguen una serie de regiones en función de su longitud de onda: rayos gamma, rayos X, ultravioleta, luz visible, infrarrojos, microondas y ondas de radio (Kairu, 1982).

Todos los objetos y tipos de superficie terrestre al contacto con la radiación electromagnética absorben una parte del espectro y la otra parte la reflejan. Las longitudes de la onda que se absorben y reflejan dependen de la composición química y física, y la estructura cristalina de las superficies de estos. Cada tipo de material, suelo, vegetación, agua, etc. reflejará o emitirá la radiación de forma diferente, lo que permitirá distinguirlo de los demás, dándole una firma espectral única (Turner et al., 2003; Campbell y Wynne, 2011).

La percepción remota (PR) se refiere a la disciplina basada en la ciencia y tecnología de la detección, discriminación y adquisición de información de un objeto o escena, basada en su firma espectral, sin que exista un contacto material o interacción directa (Schowengerdt, 2006). Un sistema de PR está integrado por: 1) la fuente de energía que llega al objeto y que este refleja, 2) una plataforma que sostiene al sensor y 3) el sensor el cual es encargado de capturar la energía reflejada por parte del objeto, y enviarlo a una estación donde se analiza y procesa la información para distribuirse al usuario final (Guo y Mason, 2009).

Según el tipo de fuente de energía, los sistemas de percepción remota se dividen en sistemas activos, que generan su propia radiación artificial, la cual es emitida al objeto de interés y recoge una señal de retorno (e.g. el radar) y los sistemas pasivos, los cuales registran regularmente desde una plataforma satelital la reflectancia que tienen los objetos de la radiación electromagnética proveniente del sol o la radiación emitida por la Tierra (Aggarwal, 2004).

Los sensores satelitales multispectrales miden la reflectancia de la superficie terrestre a lo largo de una vía conocida como campo de visión (FOV, por sus siglas en inglés), cuando el satélite está orbitando la Tierra. Esta información registrada por los sensores satelitales es representada en una imagen digital, la cual está formada por una matriz de datos, donde cada celda o pixel almacena un Número digital (ND), el cual expresa en valores numéricos enteros de la reflectancia de la superficie terrestre para cada pixel (Kairu, 1982; Campbell y Wynne, 2011).

Los datos adquiridos por cada sensor del satélite se pueden describir en términos de resolución espacial, radiométrica, temporal y espectral. La resolución espacial corresponde al tamaño del área representada por cada pixel. Esta tiene efectos en la identificación y medición de las características de la imagen, entre menor sea el área representada por cada pixel, serán mayores los detalles que pueden ser captados, siendo mayor la resolución espacial. La resolución radiométrica, hace referencia al número de niveles digitales utilizados para expresar los datos adquiridos por el sensor. En general, cuando mayor es el número de niveles mayor es el detalle con que se podrá expresar dicha información. La resolución temporal expresa la frecuencia con la que un sensor obtiene imágenes de un área en particular. Esto es determinante, ya que de este periodo de tiempo depende la capacidad que tendremos para detectar cambios en esa región. Y, por último, la resolución espectral, la cual describe la capacidad de un sensor para definir rangos estrechos de longitud de onda del espectro electromagnético, es decir, muestrear la imagen segmentada espacialmente en diferentes intervalos espectrales, lo que permite determinar la irradiancia

espectral de la imagen. Algunos sensores están compuestos por un cierto número de detectores, cada uno de ellos sensible a una diferente banda espectral. Estos son llamados sensores multiespectrales o multibandas. Más bandas espectrales de ancho más estrecho permiten a los investigadores encontrar características más únicas dentro de la firma espectral de un objeto que lo distingue de otros objetos (Turner et al., 2003; Aggarwal, 2004).

La detección remota por medio de satélites proporciona información geoespacial de la superficie terrestre de forma sistemática y en altas resoluciones, permitiendo acceder a las propiedades espectrales de los objetos de una escena de interés. Se ha aplicado con éxito para abordar una serie de preguntas relevantes en la gestión ambiental, que incluyen la construcción de mapas temáticos, monitoreo de cambios en el paisaje, monitoreo de conectividad, análisis de impacto del cambio climático y crecimiento urbano, entre otros. (Kachelriess et al., 2014; Pettorelli et al., 2012).

2.2 Efectos de la atmósfera en la radiación electromagnética

El sol es la fuente de radiación en los sistemas pasivos. La radiación electromagnética que es reflejada por la Tierra y detectada por los sensores debe atravesar dos veces la atmósfera, la primera en su viaje del sol a la Tierra y la segunda después de ser reflejada por la superficie de la Tierra al sensor. Este trayecto da como resultado diversas interacciones de la radiación solar directa y la radiación reflejada por el objeto con los componentes atmosféricos que interfieren en el proceso de detección remota, denominados efectos atmosféricos (Aggarwal, 2004).

Estos efectos son causados por mecanismos de absorción y dispersión de la luz. Las moléculas de gas presentes en la atmósfera absorben diferentes longitudes de onda del espectro que pasa por la atmósfera. El ozono, el dióxido de carbono y el vapor de agua son responsables de la mayor parte de la absorción de la radiación electromagnética (Campbell

y Wynne, 2011). La dispersión es la redirección de la radiación por partículas suspendidas en la atmosfera o por grandes moléculas de gases atmosféricos. La cantidad de dispersión depende del tamaño de las partículas, su abundancia y concentración, la longitud de onda de la radiación y la profundidad de la atmosfera a través de la cual viaja la energía (Aggarwal, 2004).

La interacción de la radiación electromagnética con la atmosfera es importante para la percepción remota ya que modifica la información que se obtiene de la reflectancia, cambiando los ND de los objetos estudiados captados por el sensor, confundiendo la interpretación de sus firmas espectrales, por lo cual es necesario el procesamiento previo de los datos, para corregir ciertas distorsiones (Schowengerdt, 2006).

2.3 Sistemas de información geográfica

Un sistema de información geográfica (SIG) es una colección organizada de hardware, software, datos geoespaciales y usuarios que capturan, almacenan, actualizan, manipulan, analizan y muestran de manera eficiente todas las formas de información referenciada geográficamente. Los dos tipos principales de organización de los datos internos utilizados en SIG son ráster y vector. Los sistemas vectoriales se basan principalmente en geometría de coordenadas y aprovechan la conveniente división de datos espaciales en tipos de puntos, líneas, polígonos, polilíneas, etc. Los sistemas ráster constan de una matriz de celdas, organizadas en filas y columnas donde cada celda o píxel guarda tanto las coordenadas de la localización como un valor asociado, que puede ser una categoría, una magnitud o una firma espectral (Grober-Dunsmore et al., 2009). Los datos ráster pueden ser temáticos, representando entidades como por ejemplo el uso del suelo, o continuos, como las imágenes satelitales. Ambos pueden ser visualizados en el mapa en forma de capas de datos junto con otros datos geográficos, pero a menudo se utilizan como datos de origen para el análisis espacial (ESRI, 2017).

La combinación de SIGs con los sensores remotos satelitales y los sistemas de posicionamiento global (GPS) es un componente importante hoy en día en los estudios ecológicos (Turner et al., 2003). Este tipo de estudios permiten realizar análisis espaciales, tomando en cuenta un alto número de datos georeferenciados de forma rápida, a bajo costo y la generación de nuevos conjuntos de datos geográficos a partir de datos existentes, por medio de herramientas de transformación y aplicación de funciones analíticas (Raju, 2004).

Los SIGs son utilizados de manera frecuente para realizar comparaciones de datos espaciales a través del tiempo, como cuestiones de cambio climático o cambios en la línea de costa, como también para cuantificar y analizar patrones espaciales a partir de mapas temáticos, y de esta manera distinguir las prioridades de conservación (Grober-Dunsmore et al., 2009).

2.4 Mapeo temático

Los mapas temáticos describen la distribución espacial de características identificables de la superficie terrestre, mediante el uso de categorías, siguiendo la teoría de conjuntos clásica, que supone que cada ubicación en el paisaje pertenece a una sola categoría de mapa. Son comúnmente utilizados para mostrar y simplificar grandes cantidades de información analizada bajo un conjunto de criterios definidos, dentro de un sistema de información geográfica (Woodcock y Gopal, 2000).

Los mapas temáticos pueden ser generados mediante la clasificación de imágenes multiespectrales, considerando los patrones de agrupamiento de los píxeles, de acuerdo con sus características espectrales. Hay tres métodos principales para la clasificación de imágenes, el método supervisado y el no supervisado, basados en la clasificación de píxeles y la clasificación de imágenes basada en objetos. La clasificación no supervisada implica la

separación de píxeles de la imagen en agrupaciones naturales basadas en características espectrales similares por medio de un algoritmo de clasificación. En este método no se requiere conocimiento previo del área de estudio. Mientras que la clasificación supervisada implica clasificar a los píxeles de identidad desconocida por medio de un algoritmo de clasificación, utilizando píxeles con características espectrales identificadas por el analista (datos de entrenamiento), además de otros criterios definidos por el analista. Los datos de entrenamiento se pueden comparar con la clasificación final como un medio para detectar errores o problemas graves en el proceso de clasificación. (Campbell, 2002). La clasificación basada en objetos ha incrementado su uso para la construcción de mapas temáticos, debido a la necesidad de extraer y comprender la información de las imágenes incluida no sólo en píxeles individuales sino descrita en un conjunto de píxeles con características similares espectrales, de forma, tamaño, textura, al igual que el contexto que los rodea (Blaschke et al., 2014).

El conjunto de criterios utilizados para distinguir la relación entre las clases o categorías establece la resolución temática de los mapas resultantes. En estudios de ecología, una alta resolución temática aumenta la optimización del tiempo y los recursos monetarios invertidos en investigaciones de campo o proyectos de gestión ambiental (Lechner y Rhodes, 2016).

La cartografía del hábitat y la caracterización del paisaje es un requisito previo para la evaluación de la condición y los recursos de cualquier ecosistema. Los ecosistemas de coral en particular son sistemas atractivos para tales estudios debido a que son paisajes irregulares con diversos tipos de coberturas, sus características bentónicas a menudo se organizan y configuran de manera predecible de acuerdo con su contexto geológico y ecológico, y se encuentran principalmente en aguas poco profundas y claras, lo que significa que los mapas bentónicos temáticos se pueden producir a partir de la detección remota o la fotografía aérea (Kendall y Miller, 2008).

2.5 Métricas del paisaje

La ecología del paisaje es un campo interdisciplinario que se centra en el análisis del patrón espacial y su relación con los procesos ecológicos, a través de niveles jerárquicos de organización biológica y en una variedad de escalas (McGarigal, 2015). Los paisajes pueden definirse como áreas espacialmente heterogéneas caracterizadas por un mosaico de parches que difieren en tamaño, forma, contenido e historia (Wu, 2013), que interactúan entre sí a través de flujos energéticos. Los parches son el elemento espacial básico en el paisaje y se han definido simplemente como un área no lineal relativamente homogénea que se diferencia de su entorno (Forman y Godron, 1986).

Con los avances en el procesamiento de información geoespacial y detección remota. Se han desarrollado un conjunto de conceptos y herramientas analíticas, que han hecho contribuciones valiosas a la conservación y gestión de paisajes naturales (Pittman et al., 2011; Bunn et al., 2000). Primeros esfuerzos para averiguar los mecanismos que dan forma a la estructura de los hábitats y patrones de riqueza de especies destacaron la importancia del tamaño del parche como del aislamiento entre ellos (MacArthur y Wilson 1963; Simberloff y Wilson 1970). Desde entonces, ha sido demostrado que los patrones de configuración y composición del paisaje son predictores clave de la estructura de la comunidad (Turner, 2005) y de los procesos ecológicos presentes en el ambiente (Newton et al., 2009).

Si bien esta disciplina se ha desarrollado principalmente en sistemas terrestres, la ecología del paisaje marino ha reestructurado en los últimos años, la conciencia que teníamos de cómo el contexto espacial puede influir en los patrones de estructura y función de las comunidades marinas (van Lier et al., 2018). Con un grupo creciente de ecólogos aplicando cada vez más los conceptos y técnicas de la ecología del paisaje al mar, se han generado nuevos conocimientos sobre las causas y las consecuencias ecológicas de los patrones y procesos del paisaje marino (Pittman, 2018), principalmente en ecosistemas submareales e

intermareales de aguas poco profundas (Pittman et al., 2011). Convirtiéndose en herramientas importantes para la implementación de gestiones basada en ecosistemas (Levin y Lubchenco 2008), principalmente en propuestas de diseño de redes de áreas marinas protegidas (Grober-Dunsmore et al., 2009; Hinchey et al., 2007).

Debido a que la ecología del paisaje enfatiza en las interacciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, es necesario cuantificar el patrón del paisaje relacionándolo con un proceso (Gergel y Turner, 2017). Las métricas de paisaje son algoritmos que se centran en la caracterización de las propiedades espaciales de los patrones del paisaje, exclusivamente de mapas categóricos. Se pueden definir en cuatro niveles correspondientes a una organización jerárquica lógica (McGarigal, 2014):

1. A nivel de celda, en el cual caracterizan el contexto espacial sin tener en cuenta explícitamente la afiliación de parche o clase. Con valores para cada celda.
2. A nivel de parche, la unidad básica del paisaje. Caracterizan el contexto espacial de parches, los cuales tienen propiedades agregadas dependientes de la clase a la que pertenecen, resultando en valores para cada parche. Este nivel enfoca las métricas en la distribución de los parches dentro del mosaico, pero también permite analizar características espaciales fundamentales que poseen los mismos, por ejemplo, tamaño, perímetro y forma.
3. A nivel de clase, en donde se integran todos los parches de una determinada clase. Estos pueden estar integrados por promedio simple o ponderados por área. Resultando un solo valor de cada clase.
4. A nivel de paisaje, en donde se cuantifican a todos los parches y clases a la vez. Regularmente, a este nivel se determina el grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área bajo estudio.

2.6 Conectividad del hábitat

La conectividad del hábitat es una de las métricas más utilizadas de la ecología del paisaje terrestre y marino. Esta se refiere al grado de conectividad funcional (Taylor et al., 2006) entre parches de un mismo tipo de hábitat. En esta métrica se consideran los vínculos y flujos ecológicos a través de entornos heterogéneos generalmente relacionados con el flujo de organismos, energía, nutrientes y material genético (Stuart et al., 2021).

La magnitud y la ubicación de estos intercambios están determinados por las relaciones de continuidad y adyacencia entre los parches de un mismo tipo de hábitat, que, en conjunto con las características espaciales del parche, influyen en la diversidad, el tamaño y la abundancia de especies dentro de un tipo de hábitat particular (van Lier et al., 2018), siendo particularmente importante para la reposición de la población local y variación genética de la población (Cowen et al., 2006). Por lo que áreas de alta idoneidad en términos de conectividad del hábitat comprenden parches que tienen proximidad espacial con parches de la misma clase de hábitat (McGarigal, 2014).

En los últimos años la conectividad del hábitat se ha convertido en una consideración importante en la planificación de la conservación, complementando el enfoque sobre la persistencia de las especies y la calidad del hábitat y del área (Moilanen et al., 2009). Según Rudnick y colaboradores (2012) las áreas protegidas no pueden cumplir sus objetivos de conservación si no tienen vínculos funcionales dentro y entre de ellas que permitan procesos ecológicos como el flujo de genes, la migración, la recolonización de áreas con poblaciones amenazadas, la restauración de paisajes fragmentados y, lo que es más importante, la posibilidad de que los individuos y las poblaciones se adapten al cambio climático (Green et al., 2014; Correa et al., 2016).

2.7 Complejidad del parche

La forma de los parches es un atributo espacial extremadamente difícil de capturar en una métrica debido al número infinito de formas posibles. Por lo tanto, las métricas de forma generalmente indexan la complejidad general de la forma en lugar de intentar asignar un valor a cada forma o morfología única (McGarigal, 2014). Las medidas más comunes de la complejidad de la forma son interacciones entre la cantidad relativa de perímetro por unidad de área, basándose en el principio isoperimétrico, que establece que, entre todas las formas con la misma área, el círculo se caracterizará por tener el perímetro más pequeño (Forman, 1997), sin embargo, en datos digitales influenciados por la geometría cuadrada de los píxeles, formas cuadradas tendrá el perímetro más pequeño (Bogaert e Impens, 1998).

Este atributo espacial en términos ecológicos describe la condición del hábitat local, dentro del parche. Al considerar que su complejidad de forma, indexada en el perímetro en relación con el área, determinará la posible perturbación que impacta desde fuera del hábitat. La perturbación externa generará, dos zonas: una zona periférica perturbada o de borde y una zona central no perturbada, es decir, el hábitat interior. Entonces, formas más simples del parche se espera que tengan una mejor condición y que además minimicen los efectos de las perturbaciones externas al tener menor zona de borde o de superficie en contacto con estas (Bogaert et al., 2000).

Debido a esto resulta importante considerar la complejidad del parche en la aplicación de actividades de priorización para la conservación en arrecifes coralinos (Ortiz-Cajica et al., 2020). Ya que es importante no solo garantizar la conectividad entre los hábitats marinos y las poblaciones, sino también atender que una mejor condición de los parches de hábitats puede ayudar a sustentar la estructura del sistema arrecifal. Ejemplo de ello, un estudio de van Lier y colaboradores (2018) en el que se demuestra que la condición del hábitat medida con la métrica de complejidad del parche es el predictor clave de los patrones emergentes de poblaciones de peces tropicales, principalmente de la familia Labridae, considerando

que hábitats con mejor condición pueden equilibrar el sistema y actuar como fuente de individuos para colonización de áreas con mayor degradación (Bartholomew et al. 2008).

2.8 Priorización sistemática de áreas de conservación

Las áreas marinas protegidas son a nivel global la principal estrategia de conservación de los ambientes marinos, estas son constituidas bajo medidas de protección espacial, con diversas limitaciones de acceso y uso de recursos (Kachelriess et al., 2014; Roberts, 2005). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) define a las áreas marinas protegidas como cualquier área de terreno intermareal o submareal, junto con su agua subyacente y la flora fauna y características históricas y culturales asociadas, que ha sido reservada por ley u otro medio efectivo para proteger parte o la totalidad del medio ambiente cerrado (Kelleher, 1999).

Las AMPs son esenciales para conservar la biodiversidad de los océanos y para promover la recuperación de las poblaciones marinas (Kelleher, 1999; Sala y Giakoumi, 2018). Sin embargo, en la mayoría de los países, incluido México, históricamente han sido implementadas sin utilizar metodologías específicas ni realizar evaluaciones previas. De hecho, su implementación y diseño ha sido dirigido por la facilidad de establecimiento y las preocupaciones políticas y socioeconómicas (Devillers et al., 2015; Koleff y Urquiza, 2011). A partir del 2010, a esta problemática histórica se le ha sumado la prisa por la expansión de la cobertura de las AMPs impulsada por el cumplimiento de la meta 11 de Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica del 2010, en donde se estableció que para el 2020 debe ser protegido el 10% de las zonas marinas y costeras (CDB, 2010).

El uso de objetivos porcentuales para la cobertura protegida ha alentado la designación de nuevas AMPs, como es el caso de la Reserva de la Biosfera del Caribe Mexicano, decretada en el 2016 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2019). En la búsqueda por

el aumento de la extensión protegida los esfuerzos de conservación se han dedicado casi en su totalidad a la designación poco sistemática de nuevas áreas, sin la consideración de un conjunto más completo de indicadores, específicos a las realidades y requisitos para obtener resultados efectivos de conservación (Spalding et al., 2016) , además haciendo poco por aumentar la capacidad de las agencias de gestión ya existentes, con disminuciones en el personal y presupuesto financiero (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019) e ignorando la aplicación de la ley relacionada con las actualizaciones de los programas de manejo (Espinosa-Andrade et al., 2020).

Dado alto costo que representa la conservación de grandes superficies y la problemática descrita con limitaciones de recursos, principalmente económicos y humanos, la conservación debería centrarse en áreas donde se produzcan los mayores beneficios y los esfuerzos invertidos sirvan para minimizar la pérdida de biodiversidad, servicios ecosistémicos y otros aspectos valiosos del mundo natural (Pressey y Bottrill, 2008). Una herramienta para orientar y optimizar los esfuerzos de conservación de los recursos naturales y aumentar la eficiencia de las medidas de gestión dentro de las AMPs es la identificación de áreas prioritarias (Kachelriess et al., 2014). La priorización de las áreas de conservación debe estar basada en un análisis de criterios medibles y evaluables, utilizando de forma eficaz los datos disponibles. Siempre considerando la necesidad de examinar las prioridades a medida que se acumule el conocimiento (Margules y Sarkar, 2009).

La priorización sistemática de la conservación es un proceso que generalmente implica: 1) la compilación y depuración de datos sobre biodiversidad, 2) la elección de los indicadores de biodiversidad a utilizar, 3) el establecimiento de objetivos medibles para la conservación, y 4) el análisis y conjunción de estos criterios, en donde se organiza y pondera la importancia de cada criterio, dependiendo enteramente del objetivo de priorización y del nivel de información obtenida por criterio. Se han producido varios paquetes de software para realizar estos análisis de planificación de la conservación, los dos más utilizados son

Zonation y Marxan, los cuales interactúan con una variedad de herramientas de los SIG (Moilanen et al., 2009; Margules et al., 2002).

En la priorización de áreas en el ambiente marino, la observación y generación de criterios basados en el hábitat (como unidad biogeográfica) (Pittman et al., 2011), es más conveniente que utilizar el mapeo de grupos taxonómicos, ya que los hábitats marinos rara vez están restringidos de manera precisa o crítica, debido a su alto nivel de dinamismo y conexión por lo que la supervivencia de una especie, por lo general, no se puede vincular a un sitio específico (Kelleher, 1999). Las métricas del paisaje marino como conectividad y beta-diversidad han demostrado ser adecuados para la identificación de áreas prioritarias de conservación. Una alta diversidad beta generalmente implica una alta complejidad de hábitat, que puede surgir como resultado de fuertes gradientes ambientales que controlan y mantienen la función del ecosistema y los procesos que sustentan la biodiversidad (Rioja-Nieto et al., 2013).

3. ANTECEDENTES

El mapeo del hábitat es un componente importante para la investigación y gestión de cualquier ecosistema (Kachelries et al., 2014), al representar conocimiento básico que facilita el monitoreo y gestión de estos. Programas de conservación enfocados en zonas marinas se han visto en los últimos años beneficiados por una mayor disponibilidad de mapas de hábitat que caracterizan manglares (Wang et al., 2019), praderas de pastos marinos (Veettil et al., 2020) y arrecifes de coral (Purkis, 2018).

En 2002, en respuesta a la creciente demanda de estudios de arrecifes de coral espacialmente explícitos, el Programa de Oceanografía de la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio (NASA, por sus siglas en inglés), financió el Instituto de Detección Remota Marina (IMaRS por sus siglas en inglés) en la Universidad del Sur de Florida para lanzar el Proyecto de Mapeo de Arrecifes de Coral del Milenio (MCRMP por sus siglas en inglés), distribuyendo estos productos como capas SIG para ayudar a las iniciativas científicas y de gestión de los arrecifes de coral (Andréfouët y Bionaz, 2021).

En México se han realizado múltiples esfuerzos de cartografiar a los arrecifes de coral desde la década de 1990 (Jordán-Dahlgreen, 1993), mediante el uso de clasificaciones supervisadas y no supervisadas en imágenes satelitales de media y alta resolución (Landsat e IKONOS) para la obtención de mapas temáticos de hábitats (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019). Recientemente, la Comisión Nacional para el Estudio y Aprovechamiento de la Biodiversidad (CONABIO) en el 2017 publica una actualización al mapa temático de la cobertura bentónica del sistema arrecifal coralino del Caribe Mexicano, basado en la clasificación supervisada de imágenes de WorldView-2.

Dentro del PNAPM, como primera etapa de la caracterización y mapeo del sistema arrecifal del Caribe Mexicano de la CONABIO, Cerdeira-Estrada et al. (2012) realizaron un mapeo de los ambientes bentónicos (tomando en cuenta características biológicas y geomorfológicas) y la batimetría del sitio, mediante el uso de imágenes WorldView-2. Dando como resultado

un mapa de cobertura bentónica, un mapa de la geomorfología del área donde se identifican las principales zonas dentro del arrecife y un mapa de batimetría en el cual se define una profundidad máxima de 23 m. Asimismo, Zapata-Ramírez et al. (2012) caracterizaron esta ANP clasificando a partir de imágenes IKONOS, considerando el porcentaje de cobertura de coral duro vivo presente en el sistema arrecifal en profundidades menores a los 20 m.

Los mapas de hábitat han sido ampliamente utilizados como criterio en proyectos de planificación sistemática, principalmente en evaluaciones del cumplimiento de objetivos de AMPs e identificación de áreas prioritarias de conservación. Margules y Pressey (2000) proponen el marco conceptual de la planificación sistemática, describiendo un proceso transparente y metódico en el que se analicen de forma cuantitativa algunas características descriptoras de la biodiversidad y se planifiquen los esfuerzos de conservación con el fin de cumplir con los objetivos de conservación terrestre.

Este marco inicial de planificación sistemática es un conjunto de seis etapas que creó para identificar áreas de conservación y diseñar políticas de gestión, con retroalimentación, revisión y reiteración (Margules y Pressey, 2000). Asimismo, han sido propuestas algunas variantes al modelo inicial con once etapas (Pressey y Bottrill, 2009) y trece etapas (Sarkar y Illoldi-Rangel, 2010), en donde principalmente se añade el involucramiento de los actores sociales en la región y se detallan las actividades de gestión (manejo y monitoreo). Sin embargo, los tres modelos enfatizan en la elección de indicadores para medir y mapear la biodiversidad y en la priorización de áreas de conservación para la gestión de áreas ya existentes y la expansión a nuevas áreas para la creación de redes de conservación.

En los últimos 10 años los estudios e implementación de la planificación sistemática de la conservación en el ambiente marino ha avanzado de manera rápida e innovadora, como propuesta para mitigar las crecientes amenazas a los ecosistemas (McCauley et al., 2015). En el 2018, Álvarez-Romero et al., identificaron las tendencias de la investigación en

planificación sistemática marina alrededor del mundo, revelando un aumento exponencial durante los últimos 15 años, con más de 160 artículos, con una mayoría de estudios enfocados en la priorización espacial de áreas de conservación, utilizando un alto número de metodologías que incorporan criterios biológicos, físicos, sociales y económicos. Entre los temas abordados, destacan el uso de la conectividad como criterio ecológico, indicando una mayor conciencia de su importancia para el diseño de AMPs, el uso de indicadores socioeconómicos, como costos de conservación o sustitutos tales como la distancia a la tierra más cercana, la densidad de población y el esfuerzo de pesca, y evaluaciones y propuestas a la zonificación de áreas y redes ya designadas a la conservación, destacando la rezonificación del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral en Australia producto de la consideración de los resultados de un análisis de priorización sistemática (McIntosh et al., 2017).

Enfatizamos que la priorización espacial de áreas de conservación es sólo una etapa del conjunto de la planificación sistemática de la conservación, que además necesita ser consultada con las partes involucradas a través de diálogo y negociación para ser aplicada, pero que a su vez proporciona enfoques sistemáticos que puede ayudar a refinar las iniciativas de gestión en curso, mejorar la zonificación de las AMP existentes e incentivar la protección de nuevas áreas (Álvarez-Romero et al., 2018). Bridge et al. (2020) propone la generación modelos de ocurrencia de macro bentos formadores de hábitats en zonas poco estudiadas a partir de muestreos extensivos en otras regiones estudiadas, con el fin de ayudar a la planificación ecológica en regiones donde los datos ecológicos son escasos. Combes et al. (2021) presenta un marco para la priorización sistemática de zonas profundas en Atlántico Norte y el Mediterráneo mediante la caracterización de zonas de importancias para corales y esponjas de agua fría formadoras de hábitats, la evaluación de la conectividad del hábitat y las actividades humanas principales para la identificación de áreas de prioridad, concluyendo que la red de AMPs actuales para estas regiones son inadecuadas para la preservación de la biodiversidad de aguas profundas.

Malcolm et al. (2012), compara la rentabilidad relativa de la zonificación sistemática y no sistemática en el Parque Nacional de Islas Solitarias Australia, utilizando la caracterización del hábitat y datos de ocurrencia de algunos grupos taxonómicos, demostrando que la construcción de esquemas de zonificación sistemática mejora la representación del ambiente conservado y minimiza el área de protección a zonas, donde pueda ser más efectiva la gestión y monitoreo minimizando los costos.

La priorización espacial también puede ser aplicada para direccionar esfuerzos de restauración. Fabbrizzi et al. (2023) considerando los altos costos necesarios para la restauración marina hábitats a grandes escalas espaciales, analiza datos de idoneidad de hábitat y datos históricos de recuperación y pérdida de comunidades de macroalgas, para la identificación de sitios donde la restauración de bosques de algas sea efectiva en el Mar Mediterráneo.

Considerando los efectos del cambio climático, Doxa et al. (2022) proponen un marco metodológico para producir análisis de priorización espacial que considere la tridimensionalidad del ambiente marino para identificar posibles refugios climáticos, mediante el uso de información biótica en diferentes profundidades, métricas de estabilidad climática y modelos de heterogeneidad espacial. De igual modo Verccammen et al. (2019), acentúa la pérdida de cobertura coralina por episodios de blanqueamiento, identificando áreas de prioridad en el AMP del Triángulo de Coral, incorporando información de la condición del arrecife a través de proyecciones de cobertura de coral viva en grandes escalas.

Dentro del Sistema Arrecifal Mesoamericano, Kramer y Richards-Kramer (2002) identifican y proponen a escala regional áreas prioritarias de biodiversidad basadas en mapas temáticos construidos con base en criterios de endemismo, riqueza, conectividad, complejidad, importancia trófica, representatividad, dispersión, agregación, entre otros.

Rioja-Nieto et al., (2013) proponen un enfoque sistemático para la selección de áreas prioritarias de conservación, mediante el uso de un análisis de superposición ponderada considerando tipo de hábitat, beta-diversidad, y métricas de paisaje. Bajo este enfoque ellos identifican las áreas prioritarias de conservación de la Bahía Magdalena.

En el Caribe Mexicano, Ortiz-Cajica et al. (2020) realizaron una priorización sistemática de áreas de conservación en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, mediante el análisis de imágenes satelitales. Los autores identifican cinco sitios a priorizar, a través de un modelo sistemático que integró métricas del paisaje, variación espacio temporal de cobertura béntica y la frecuencia del uso del arrecife para buceo SCUBA. Las áreas de prioridad que ellos identificaron no estaban reflejadas en la subzonificación decretada dentro del programa de manejo del área protegida.

4. JUSTIFICACIÓN

En los últimos años se ha observado un constante crecimiento en la extensión de territorio marino protegido como principal respuesta a la continua degradación de los ecosistemas marino-costeros y bajo el cumplimiento de acuerdos internacionales. Contrastantemente este crecimiento ha sido acompañado con baja disponibilidad de financiamiento (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019), falta de planeación en el establecimiento de nuevas AMPs (Devillers *et al.*, 2015) y pocos esfuerzos de actualización de los planes de gestión de áreas de protección ya decretadas (Espinosa-Andrade *et al.*, 2020). Limitando así el funcionamiento de las AMPs y disminuyendo el efecto que estas herramientas tienen en contra de las constantes presiones globales asociadas al cambio climático (Depondt y Green, 2006).

El PNAPM, al igual que el resto de la región del Caribe Mexicano ha experimentado históricamente disminuciones en la composición de sus comunidades coralinas, debido a múltiples estresores globales y locales. Con pérdidas significativas de especies de acropóridos desde la década de 1970 (Aronson y Precht, 2006) y recientemente, pérdidas de poblaciones coralinas debido a episodios de blanqueamiento (Eakin *et al.*, 2010), daño físico por tormentas tropicales (Zepeda-Centeno *et al.*, 2019), y la prevalencia de la enfermedad de SCTLD desde el 2018 (Álvarez-Filip *et al.*, 2022). Además, de las amenazas que representa la transformación del paisaje costero inducido por el turismo masivo de la zona (Suchley y Álvarez-Filip, 2018). Bajo este escenario, la identificación de áreas prioritarias donde concentrar la aplicación de los recursos destinados a la conservación, podrían aumentar la eficiencia de las medidas de gestión y obtener mayores beneficios para minimizar la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Pressey y Bottrill, 2008). La priorización sistemática se observa sustancial para la identificación de áreas de prioridad dentro del PNAPM, al aplicar una metodología definida para caracterizar y analizar espacialmente el sistema arrecifal mediante el uso de imágenes satelitales y datos obtenidos en el campo, contribuyendo con información para la gestión del parque.

5. ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), ubicado en la parte norte del Caribe Mexicano, es un ANP creada en 1998 (Fig. 1) administrada por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), y también clasificado como Sitio RAMSAR (No. 1343) desde el 2004. Tiene un área de 9066 ha que se extiende por 21 km a lo largo de la costa noroeste de la Península de Yucatán (Zapata-Ramírez et al., 2012). El PNAPM abarca la Zona Federal Marítimo Terrestre, donde se observan tres tipos de vegetación: duna costera, matorral costero y manglar, y la zona marina caracterizada por un sistema arrecifal de franjas que se extiende paralelo a la costa, en formación semicontinua con longitud de c.a. cuatro kilómetros que presenta una zonificación identificable con una laguna arrecifal (Cerdeira-Estrada et al. 2012), un arrecife posterior, una cresta arrecifal y un arrecife anterior (Estrada-Saldívar et al. 2019). La laguna arrecifal es semicerrada extensa con una profundidad máxima de c.a. cuatro metros en la parte central, caracterizada por arena calcárea estabilizada por pastos marinos y algas (Cerdeira-Estrada et al., 2012; Naumann et al., 2013), Continuamente el arrecife posterior y una cresta arrecifal bien desarrollada, con dominancia en el pasado de poblaciones de *Acropora palmata*, que contribuyeron en gran medida a la complejidad estructural del arrecife, y un arrecife anterior, fuertemente influenciado por la exposición de las olas, con una pendiente suave poco colonizada por comunidades coralinas que desciende gradualmente a 20-25 m de profundidad (Rodríguez-Martínez et al., 2010) en una extensa plataforma de arena (Estrada-Saldívar et al., 2019).

El PNAPM, al igual que el resto de la región del Caribe Mexicano ha experimentado históricamente disminuciones importantes en la composición de sus comunidades coralinas, debido al impacto de múltiples estresores globales y locales. Desde la década de los 70 se han observado pérdidas significativas de las poblaciones de acropóridos, debido a la enfermedad de la banda blanca (Aronson y Precht, 2006 ; Rodríguez-Martínez et al., 2014), permaneciendo el género *Orbicella* como principal constructor del arrecife y aumentando la abundancia de especies de coral de tamaño pequeño, sin contribución

importante al marco arrecifal como *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* principalmente en la zona del arrecife frontal (Estrada-Saldívar et al., 2019). Últimamente y a un ritmo alarmante, se ha experimentado la pérdida de las poblaciones remanentes de corales formadores a causa de episodios de blanqueamiento (Eakin et al., 2010; Levas et al., 2018), daños físicos como resultado del impacto, con mayor intensidad y frecuencia, de huracanes y tormentas tropicales (Zepeda-Centeno et al., 2019) y la presencia de enfermedades infecciosas emergentes, como es el caso de la enfermedad de pérdida de tejido de coral pétreo (SCTLD, por sus siglas en inglés), que desde el 2018 hasta la fecha ha causado la mortalidad de casi el 80% de las comunidades coralinas en la región (Álvarez-Filip et al., 2022), afectando principalmente a colonias constructoras masivas de *Pseudodiploria*, *Orbicella* y *Siderastrea* (Caballero-Aragón et al., 2020). Desde el 2014 también se ha observado el impacto de arribazones masivos de especies de *Sargassum* y su descomposición posterior, limitando la entrada de luz a la columna de agua y aumentando las concentraciones de fósforo y nitrógeno (van Tussenbroek et al., 2017).

Pese a este conjunto de estresores, el estado de los arrecifes del PNAPM puede clasificarse como regular, con un promedio de cobertura de coral vivo por encima del 20%, más alto que el promedio actual observado en el mar Caribe, con algunos signos de recuperación desde mediados de la década de los 2000 (Caballero-Aragón et al., 2020), particularmente en arrecife Limones, el cual en menos de una década recuperó su cobertura de *A. palmata* después de haberse reducido a menos de 10% por del impacto de dos huracanes grandes (Rodríguez-Martínez et al. 2014). Manteniendo el mejor estado de esta especie en toda la región (>30%) (Caballero-Aragón et al., 2020; Banaszak y Álvarez-Filip, 2014).

Estos cambios en el estado y complejidad estructural del sistema arrecifal se atribuyen en gran medida a la transformación del paisaje costero, inducido por la expansión urbana intensiva y el turismo masivo desde hace 40 años, al formar el PNAPM parte del corredor turístico conocido como “La Riviera Maya” (Caballero et al., 2020; Zapata-Ramírez et al., 2012). El turismo masivo plantea varias amenazas para el bienestar de las comunidades

presentes en el sistema arrecifal (Suchley y Álvarez-Filip, 2018). Principalmente, mostrando indicios de eutrofización en la laguna arrecifal por el aumento considerable de la carga de nutrientes y la contaminación por metales pesados, resultado del bombeo de aguas residuales al acuífero (Camacho-Cruz et al., 2020; Gómez-Hernández et al., 2022), y también los daños directos a las praderas de pastos marinos y hábitats coralinos por actividades recreativas turísticas (buceo y snorkeling) (Cerutti-Pereyra et al., 2022) con 200,000 visitantes aproximados al año (Rodríguez-Martínez et al., 2010) y el anclaje de embarcaciones (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008).

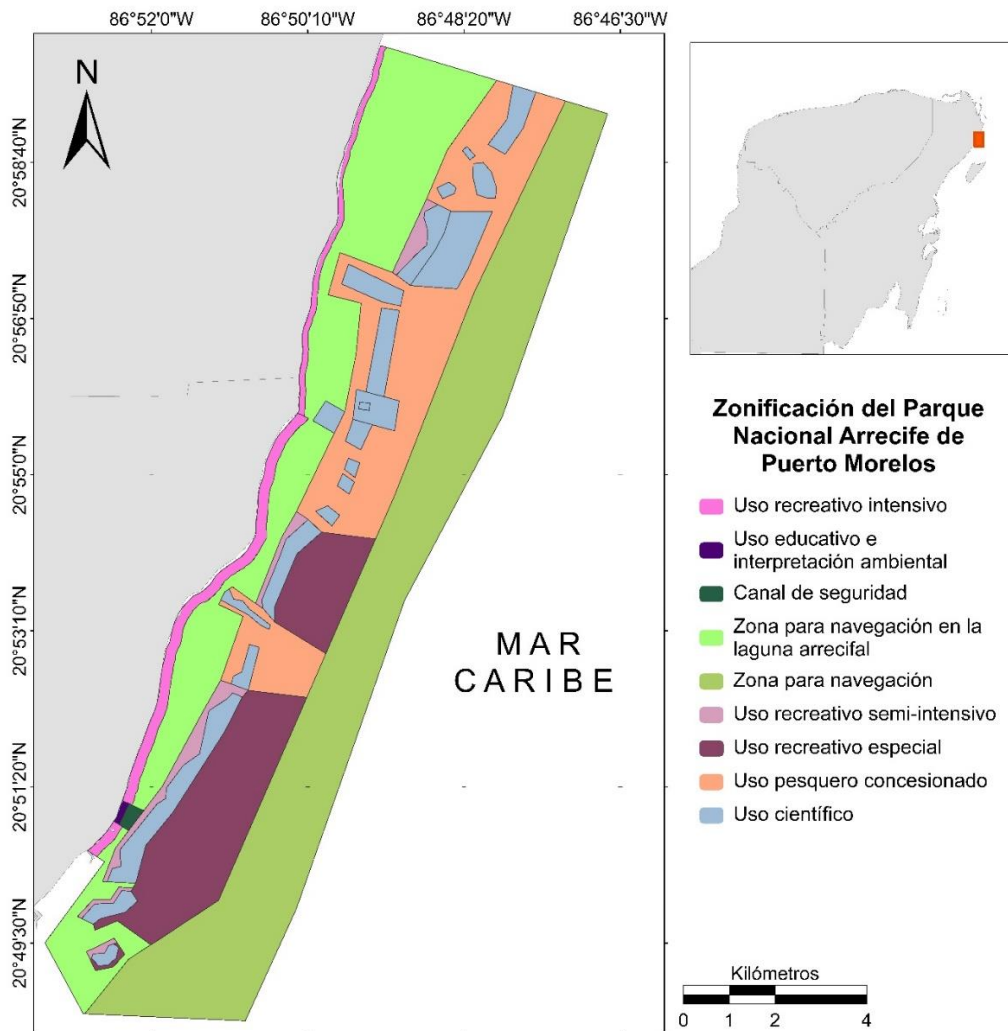


Figura 1. Mapa del área de estudio, área y zonificación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo (Instituto Nacional de Ecología, 2000).

El programa de manejo del PNAPM (Instituto Nacional de Ecología, 2000) dicta una zonificación del área en nueve zonas de manejo (Fig. 1), las cuales definen las actividades que pueden realizarse y los permisos a obtener. Tres zonas están destinadas para actividades de recreación: uso intensivo principalmente para natación, uso semi-intensivo para actividades de buceo de visitantes llevados por prestadores de servicio y uso especial para buzos con certificaciones. Hay una zona de canal de seguridad para permitir el acceso nadando a la zona de arrecifes. Dos zonas destinadas a la navegación: navegación en la laguna arrecifal y zona para navegación donde se permite el anclaje. Una zona para el uso pesquero concesionado para pesca comercial y de autoconsumo. Una zona de uso educativo e interpretación ambiental utilizada como primer contacto con la comunidad coralina para visitantes y gente de la comunidad. Por último, la zona de uso científico la cual se considera de gran fragilidad y están prohibidas todas las actividades a excepción del monitoreo y colecta científica o educativa y esfuerzos de restauración.

6. OBJETIVO GENERAL

Identificar áreas prioritarias de conservación en el Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos, utilizando análisis espacialmente explícitos basados en métricas del paisaje bentónico arrecifal.

7. OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar el paisaje bentónico arrecifal del PNAPM.
- Construir un mapa temático del PNAPM utilizando métodos de clasificación supervisada de imágenes satelitales de alta resolución.
- Calcular la conectividad, beta-diversidad y complejidad del paisaje bentónico arrecifal.
- Identificar áreas prioritarias de conservación mediante la integración de modelos obtenidos con distintas ponderaciones de las características consideradas.

8. METODOLOGÍA

8.1 Preprocesamiento de las imágenes satelitales

Se utilizaron dos imágenes satelitales, una imagen satelital multiespectral Landsat 8 nivel 2 (R, G, Coastal aerosol) con resolución espacial de 30 m, correspondiente a marzo de 2021 inicialmente para la selección de sitios de muestreo y posteriormente una imagen PlanetScope (R, G, B) con resolución espacial de 3 m, correspondiente a diciembre de 2021 para la construcción del mapa temático, las dos imágenes tienen una proyección UTM (Universal Transverse Mercator) en zona 16 Norte, DATUM WGS-84. En el caso de la imagen PlanetScope fue necesario realizar un mosaico, con 2 ítems de la zona tomadas en la misma fecha, usando el programa ERDAS, para cubrir totalmente el área del PNAPM.

Con la finalidad de mejorar la precisión del análisis e interpretación de las imágenes satelitales se les realizó a ambas una serie de correcciones utilizando el programa ERDAS IMAGINE 2016. Se inició con una corrección geométrica, mediante el uso de GCP (puntos de control) obtenidos de ubicaciones reconocidas desde Google Earth Pro (2022). Posteriormente se realizó una corrección atmosférica mediante el método de substracción del pixel más oscuro (Chávez, 1996). La cual asume que los pixeles que representan aguas profundas dentro de la imagen deben presentar valores de radiancia muy cercanos a cero, atribuyendo los valores observados al efecto atmosférico, por lo que el valor de reflectancia promedio de estos valores en cada banda son restados a todos los pixeles de la imagen en su banda respectiva (Green et al., 2000).

Posteriormente y en virtud de que la radiación que penetra en el agua experimenta un proceso de atenuación, en el cual va disminuyendo su intensidad exponencialmente al aumentar la profundidad, se realizó a las imágenes una corrección de la columna de agua utilizando el método de mínimos cuadrados (Green et al., 2000; Lyzenga, 1981). La atenuación de la luz difiere según la longitud de onda de la radiación electromagnética, por

lo que las radiancias espectrales registradas por un sensor para cada banda dependen tanto de la reflectancia de los sustratos como de la profundidad.

En ambas imágenes se recortó el área de interés abarcando todo el polígono del área del PNAPM, tomando en cuenta trabajos de mapeo anteriores (Cerdeira-Estrada et al. 2012) que describen profundidades menores a las 25 m en todo el polígono, lo que permite obtener información espectral completa del fondo marino del PNAPM.

8.2 Selección de sitios de muestreo

Debido a que la clasificación supervisada no necesariamente da como resultado firmas espectrales de clases que sean numéricamente separables y la clasificación no supervisada no necesariamente da clases significativas para el analista, se optó por la aplicación de un método híbrido buscando cumplir con ambos requisitos (Schowengerdt, 2006). Por lo tanto, previo al muestreo se realizó una clasificación no supervisada de 10 clases a partir de la imagen Landsat 8 corregida, con un máximo de 10 iteraciones y un criterio de convergencia de 0.95. El número de clases fue definido considerando los siete principales componentes bentónicos de los sistemas arrecifales del Caribe Mexicano: arena, pastos marinos, macroalgas, escombros, esponjas, coral duro y coral suave (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2018) y algunas combinaciones posibles entre ellos o sustratos poco comunes que pudieran estar presentes.

Esta clasificación se llevó a cabo como primer paso, para obtener conocimiento previo del área de estudio en términos espectrales y en base a esto establecer un diseño de muestreo estratificado proporcional de 120 sitios (estaciones de entrenamiento) distribuidos a lo largo del PNAPM de forma aleatorizada. Para definir el número de estaciones fue considerado principalmente el tamaño del polígono, conocimiento por parte del equipo de trabajo y los mapas temáticos realizados previamente tanto en la región (Ortiz-Cajica *et al.*, 2020; Cruz-Vázquez *et al.*, 2019), como en el área (Cerdeira-Estrada *et al.*, 2012), que han

obtenido valores de exactitud general aceptables (entre 70 y 85%) con tamaños de muestra menores a 130 sitios de entrenamiento.

Los 120 sitios de muestreo fueron visitados en diciembre del 2021, en cada sitio se verificó que la profundidad fuera menor a 23 m, con un ecosonda Hawke h22px. Cumpliendo el requisito, se registró la latitud, longitud, profundidad y fue tomado un video de 15-20 segundos con una cámara Seaviewer 6000 desde la embarcación, a una distancia de fondo de aproximada de 3 m, para cubrir un área de 30m² (Ortiz-Cajica *et al.*, 2020). La cámara cuenta con un sistema conectado a un GPS (Garmin 60CSx) que permite determinar la posición geográfica para cada cuadro del video obtenido.

8.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático

Para cada video fueron calculados los porcentajes de cobertura de tres cuadros: inicio, medio y final (Fig. 2), utilizando el programa Vidana (Hedley, 2003), considerando los sustratos físicos y biológicos (arena, arena sobre matriz calcárea, macroalgas, pastos marinos, coral duro, octocorales, roca y algas incrustantes), ya que en esfuerzos anteriores de caracterización del paisaje en la región han mostrado ser componentes principales en las clases de hábitat (Ortiz-Cajica *et al.*, 2020; Zapata-Ramírez *et al.*, 2012; Martínez-Rendis *et al.*, 2016; Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019). Posteriormente fueron estimados para cada estación los porcentajes promedio de cobertura de los sustratos.

Los sitios de muestreo fueron agrupados mediante un análisis jerárquico con el índice de disimilitud de Bray-Curtis y el método de agrupamiento promedio en el programa R, tomando en cuenta los porcentajes promedios de cobertura y la profundidad de cada sitio para obtener las principales clases de hábitats presentes en el área. Se utilizó el índice de Bray Curtis debido a que se considera una medida robusta de la distancia ecológica, midiendo diferencias en las abundancias, en este caso cobertura que componen la muestra (Green *et al.*, 2000).

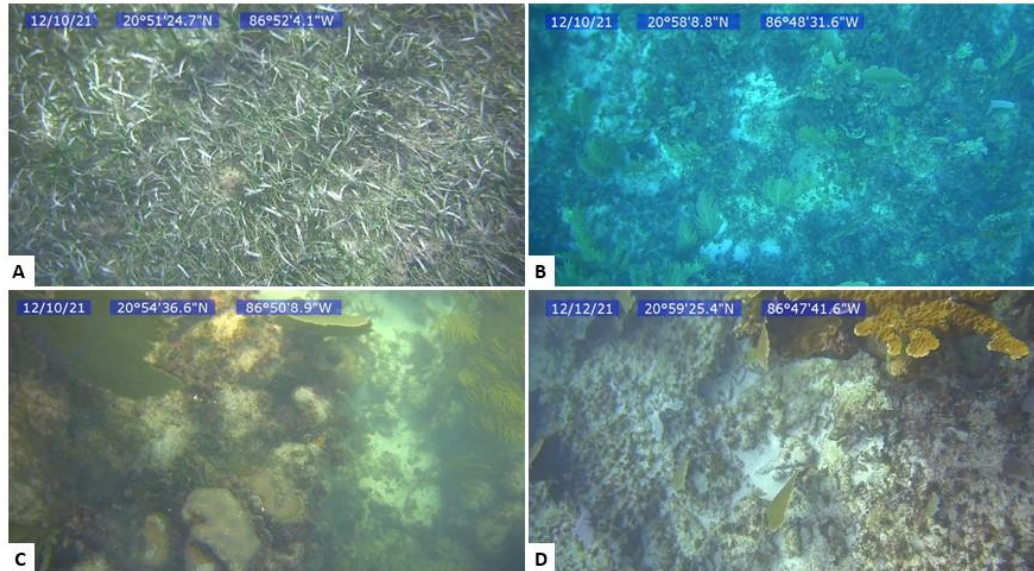


Figura 2. Ejemplos de cuadros de videos con distintos sustratos: A) Pastos marinos, B) Octocorales y macroalgas, C) y D) Corales duros, octocorales, arena y algas sobre matriz calcárea.

Con las clases diferenciadas, se realizó una selección de 80% de los sitios por clase como puntos de entrenamiento para realizar el sembrado de píxeles (ERDAS, 2015) en una imagen satelital de alta resolución PlanetScope, obtenida en diciembre de 2021. Este método permite agrupar los píxeles con características espectrales similares y generar las firmas espectrales correspondientes para cada clase o tipo de hábitat definido. Posteriormente, con la capa de firmas sembradas correspondientes a las clases finales, se llevó a cabo una clasificación supervisada, con un máximo de 10 iteraciones y un criterio de convergencia de 0.95, obteniendo de resultado un mapa temático del PNAPM (e.g. Green et al., 2000; Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Ortiz-Cajica et al., 2020). La exactitud de los mapas fue evaluada de manera independiente mediante el uso de una matriz de error (Congalton, 1991).

8.4 Estimación de las métricas del paisaje

Con base en el mapa temático obtenido se calculó la complejidad del parche (Ecuación 1) y la conectividad (Ecuación 2). Estas métricas fueron calculadas a nivel de parche, en el programa Fragstats 4.0 con las siguientes ecuaciones (McGarigal et al., 2009).

$$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

Ecuación 1. Fórmula para calcular el índice de complejidad de forma los parches.

Donde:

p_{ij} = perímetro (m) de un tipo de parche j de la clase i

a_{ij} = área (m²) de un tipo de parche j de la clase i

Los valores cercanos a uno serán parches con formas más similares al cuadrado, mientras que los valores lejanos a uno expresarán formas más irregulares.

$$ENN = h_{ij}$$

Ecuación 2. Fórmula para calcular el índice de conectividad entre parches.

Donde:

h_{ij} = distancia (m) del parche ij al parche más cercano del mismo tipo

Este índice mide la distancia de borde a borde entre los parches del mismo tipo. Los valores más cercanos a uno tenderán a estar más cerca de los parches de su mismo tipo y por lo tanto estarán mejor conectados, mientras los valores más alejados a uno pertenecerán a los parches más alejados entre sí (McGarigal et al., 2002).

8.4 Beta-diversidad del hábitat

Para realizar el cálculo y la modelación de la beta-diversidad de los hábitats bentónicos se utilizó la metodología propuesta por Harborne y colaboradores (2006a) y modificada por Rioja y Sheppard (2008). Fueron calculados los coeficientes de disimilitud de Bray-Curtis entre cada una de las clases de hábitat en el programa R, con la matriz de disimilitud generada y usando el mapa temático resultante se estimaron, mediante scripts elaborados en Matlab, los valores de beta-diversidad para cada pixel, en un área de ventana de 0.25 km², al ser considerada en trabajos previos como el área más adecuada para tomar en cuenta las interacciones ecológicas que ocurren entre los hábitats (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Cruz-Vázquez et al., 2019).

$$Bd = \log_{10} \sum_{i=1}^{i=H} \sum_{j=i+1}^{j=H} (100D_{ij})^2 x \frac{-\sum_{i=1}^H P_i \ln P_i}{\ln H}$$

Ecuación 3. Fórmula para calcular la Beta-diversidad de hábitats bentónicos.

Donde:

Bd = Beta-diversidad

H = Número de hábitats dentro del área de muestra (ventana)

D_{ij} = Coeficiente de disimilitud entre el hábitat i y el hábitat j

P_i = Proporción de la ventana que se compone del hábitat i

La beta-diversidad considera indirectamente la variedad de procesos naturales que ocurren en los distintos tipos de hábitats con base en la disimilitud entre estos y su proporción en una ventana, por lo cual los valores altos expresaran mayor variabilidad del paisaje, lo que indica un mantenimiento de diversidad por distintas condiciones ambientales y procesos ecológicos.

8.5 Identificación de sitios prioritarios

Fueron realizados análisis de superposición ponderada (Rioja-Nieto et al., 2013; Ortiz-Cajica et al., 2020) para la identificación de los sitios prioritarios para la conservación. Se consideraron en los análisis las siguientes capas en formato ráster: el mapa temático del hábitat bentónico arrecifal, la capa de beta-diversidad del hábitat, la capa de complejidad del parche de hábitat y la capa de conectividad entre hábitats. Estas capas se sometieron a una reclasificación para lograr una escala común entre ellas de uno a cinco, la cual represente los valores originales dentro de la capa, siendo uno el valor asignado a las características menos favorables y cinco las características más favorables.

Mediante scripts elaborados en Matlab, de manera iterativa, se obtuvieron los resultados en formato ráster de todas las combinaciones posibles de ponderación, con aumentos del 10% en el valor de ponderación de cada iteración, con el fin de evitar la dominancia de alguna de las características evaluadas. Finalmente, todas las capas ráster resultantes fueron promediadas para obtener un mapa óptimo. Utilizando las iteraciones resultantes, también se calculó el error estándar, obteniendo un mapa de dispersión de los datos de ponderación.

9. RESULTADOS

9.1 Preprocesamiento de la imagen satelital e identificación de sitios de muestreo

Como resultado de la delimitación del polígono del PNAPM y de los procesos de corrección geométrica, atmosférica y de la columna de agua se obtuvieron las siguientes imágenes (Fig. 3 y 4). Ninguna de las imágenes presentó nubes dentro del polígono que necesitaran ser removidas.

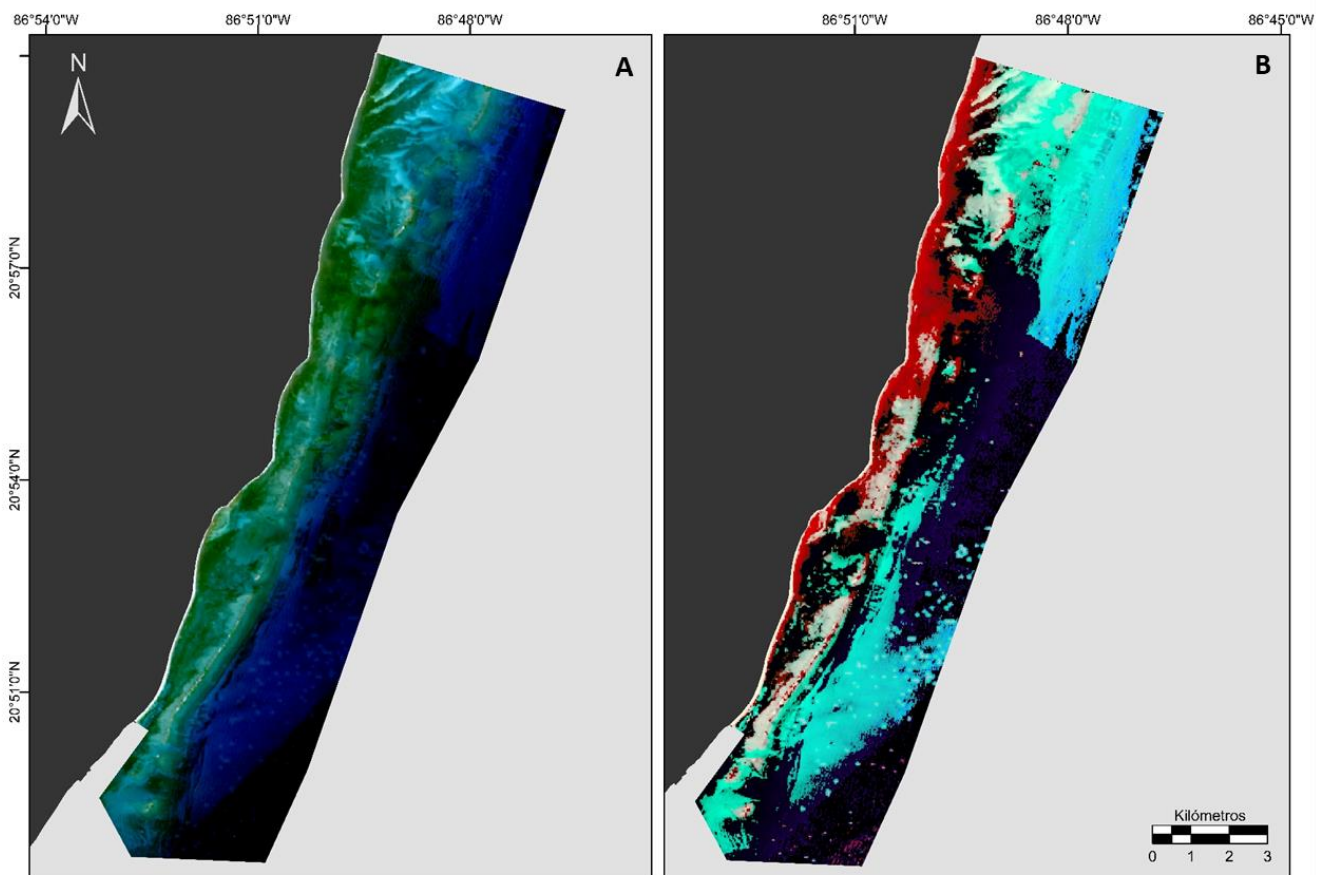


Figura 3. Imagen satelital Landsat 8 (R, G, Coastal aerosol) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos tomada en marzo de 2021. A) Resultado de la corrección atmosférica y B) Resultado de la corrección de la columna de agua.

La imagen PlanetScope resultante de la corrección de la columna de agua (Fig. 3B) parece no tener valores de reflectancia consistentes, esto puede ser debido a que la imagen es un mosaico compuesto por dos ítems con histogramas distintos. Por lo tanto, para los análisis subsecuentes se decidió utilizar la imagen sin corrección de la columna de agua.

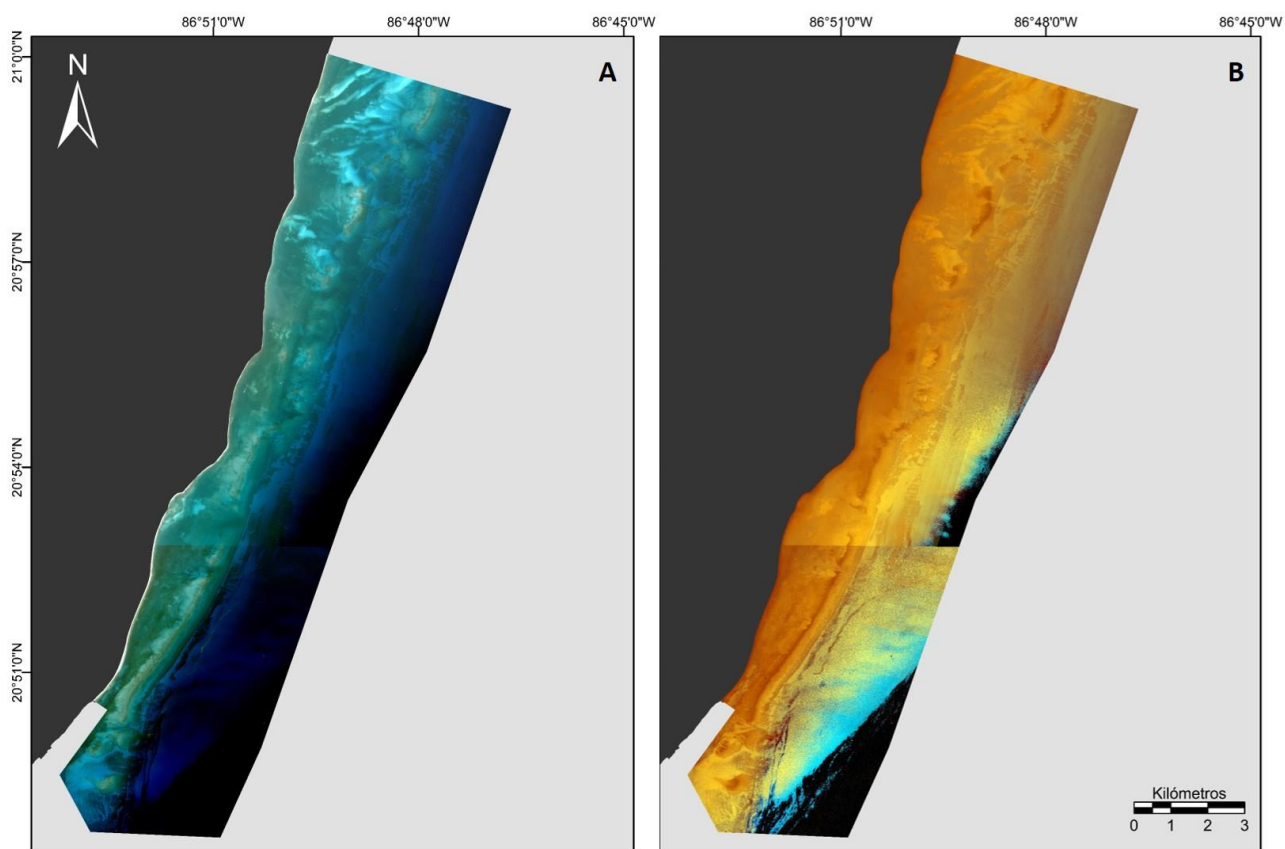


Figura 4. Imagen satelital PlanetScope (R, G, B) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos tomada en diciembre de 2021. A) Resultado de la corrección atmosférica y B) Resultado de la corrección de la columna de agua.

9.2 Selección de sitios de muestreo y obtención de datos en campo

Con el resultado de la clasificación no supervisada fueron distribuidos 120 sitios de muestreo (estaciones de entrenamiento) de forma aleatoria dentro del polígono del PNAPM (Fig. 5A), a partir de un diseño de muestreo estratificado proporcional. La clase 10 no fue tomada en cuenta debido a que esta caracterizaba la línea de costa (Tabla 1) y también fue evitada la cresta arrecifal en la distribución de los sitios de muestreo por cuestiones de accesibilidad con la embarcación.

Tabla 1. Asignación proporcional de número de sitios por clases, obtenidas a partir de la clasificación no supervisada.

Clase	No. de pixeles	Porcentaje por clase (%)	No. de estaciones
1	32,839	38.1	46
2	9,465	10.9	13
3	7,085	8.2	10
4	15,840	18.3	22
5	2,052	2.3	3
6	10,289	11.9	14
7	1,019	1.1	2
8	4,143	4.8	5
9	3,448	4	5
TOTAL	86,180	100%	120

De las 120 estaciones propuestas, en campo pudieron ser muestreadas 111 (Fig. 5B), al cumplir con el requisito de tener una profundidad menor a 23 m. Algunas de las estaciones modificaron su posición como resultado de la deriva de la embarcación y error en la precisión del GPS. Además, se encontraron dos estaciones sobre la cresta arrecifal (sobre

los arrecifes Limones e Islote) a las cuales no se pudo acceder para la obtención de videos. Sin embargo, se registraron la latitud y longitud del punto más cercano a ellas.

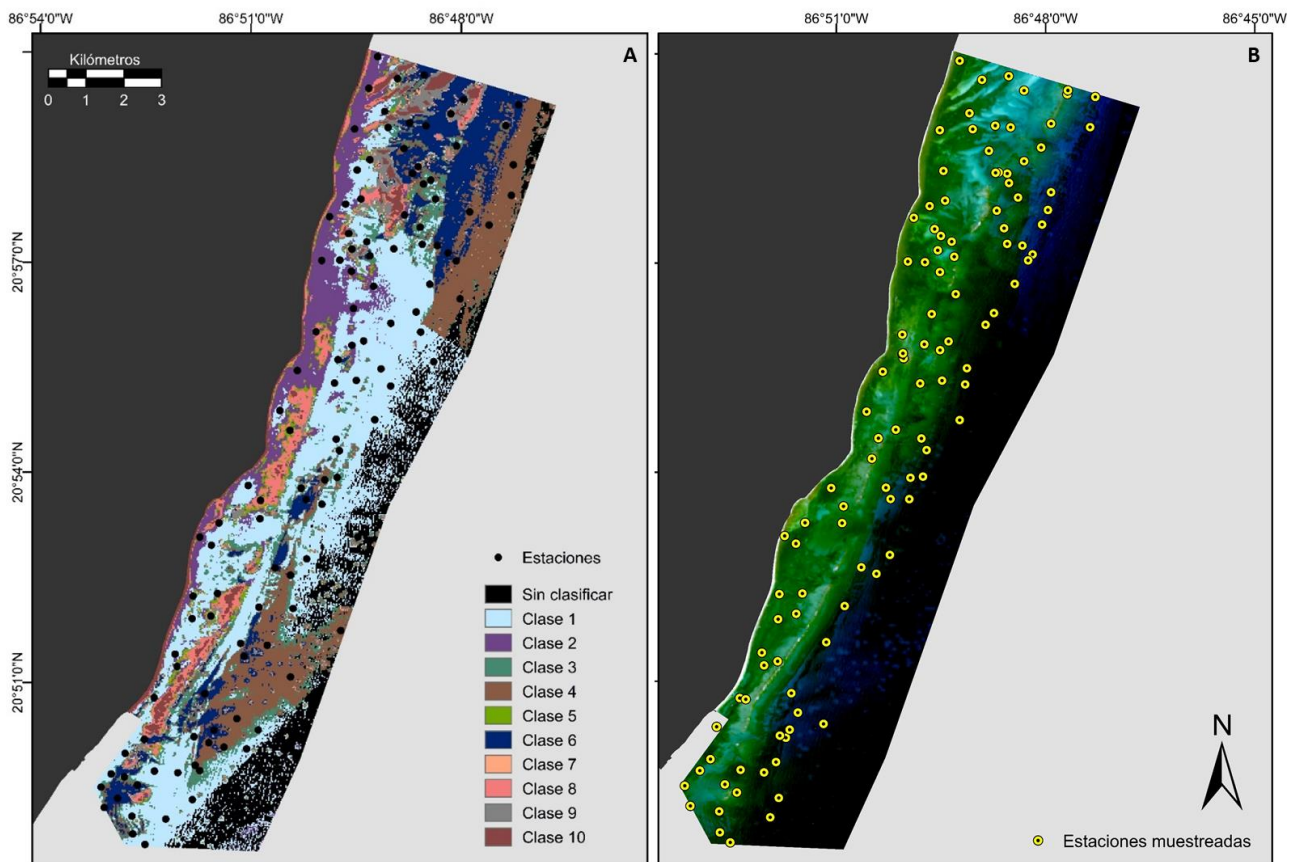


Figura 5. A) Sitios de muestreo propuestos a partir de la clasificación no supervisada y B) Sitios muestreados en campo.

9.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático

A partir del análisis jerárquico de los porcentajes promedio de cobertura de las 111 estaciones de muestreo fueron identificadas doce clases de hábitat, con un índice de disimilitud del 30% (Fig. 6).

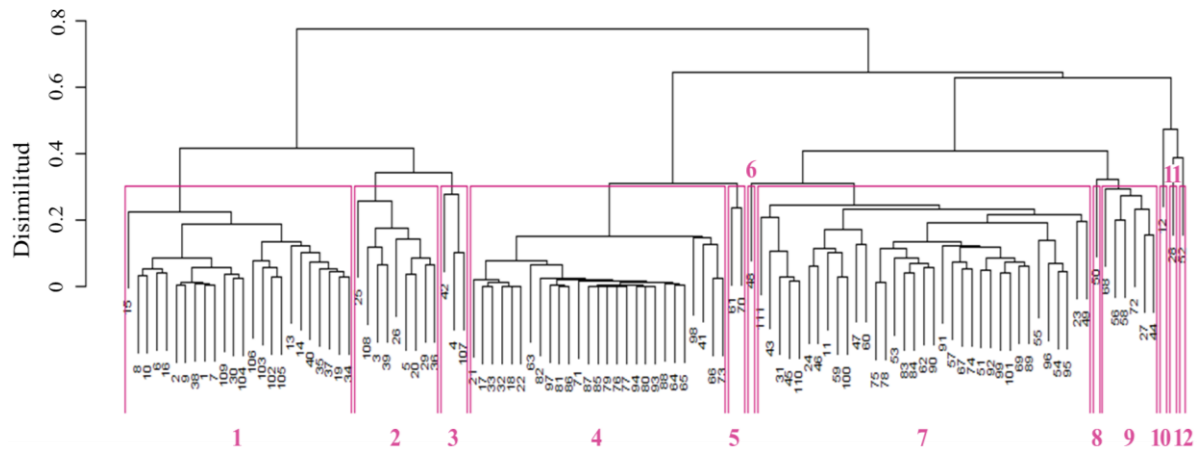


Figura 6. Clases de hábitat resultantes del análisis jerárquico de los porcentajes promedio de cobertura de las estaciones de muestreo con el índice de disimilitud Bray Curtis (30% de disimilitud).

Tabla 2. Descripción de las doce clases resultantes del análisis jerárquico. *Estos datos son mediciones puntuales de estaciones donde los cuadros de video estaban dominados por colonias coralinas grandes.

Clase	Cobertura de sustratos (%)							Profundidad (m)	No. de Estaciones
	Pasto marino	Arena	Algas	Coral duro	CCA	Octocorales	Arena sobre sustrato		
1	73 - 90	0 - 20	0 - 8					2-7	24
2	34 - 53	27 - 55	0 - 5					2 - 6	9
3	25 - 60	45 - 70	3 - 5			0 - 4		2 - 7	3
4	5 - 15	80 - 88	2 - 5					2 - 23	27
5		70	0 - 30			0 - 30		22 - 23	2
6		22	23	17	20	18		17	1
7		20 - 50	35 - 86			10 - 25		6 - 20	35
8			45	7	8	10	30	2 - 5	1
9		30 - 35	30 - 35			3 - 20	30 - 35	6 - 8	6
10		10			52	28	10	8 - 10	1
11*		8	5	50	14	23		10 - 12	1
12*		16	17	53	4	10		15 - 18	1

Clase 1) Dominancia de pastos marinos (> 70%), 2) Cobertura media de pastos marinos y media de arena, 3) Cobertura alta de arena (> 60%) con cobertura media de pastos marinos, 4) y 5) Dominancia de arena (> 70%), 6) Coberturas bajas (\leq 25%) de arena, coral duro y algas, 7) Cobertura media (30 a 40%) de algas y arena con baja cobertura de octocorales (\leq 25%), 8), 9) y 10) Coberturas bajas (\leq 25%) de arena sobre sustrato duro, algas, octocorales, algas incrustantes y coral duro, 11) y 12) Cobertura media (50%) de coral duro con coberturas bajas (< 20%) de arena, octocorales, CCA y algas (Tabla 2). Los valores de cobertura de coral en las clases once y doce son a causa de una dominancia en los cuadros de video por colonias grandes de coral vivas en las dos estaciones.

Las clases resultantes del análisis fueron reagrupadas, examinando la similitud entre los porcentajes de cobertura de los sustratos dominantes, sin tomar en cuenta sustratos con coberturas menores al 5% y confirmando la exclusividad de las firmas espectrales entre clases utilizando el programa Erdas. Este proceso fue realizado para evitar confusiones espectrales al momento de realizar la clasificación supervisada, considerando la resolución espacial de la imagen satelital. Dando por resultado cinco clases para definir el paisaje bentónico arrecifal del PNAPM, las cuales fueron nombradas de forma categórica (Tabla 3) analizando los porcentajes de cobertura de los sustratos que las componen (Fig. 7) y su distribución espacial. La clase 1) Dominado por pastos marinos y 2) Media cobertura de pastos marinos y de arena caracterizan la zona de pastizales dentro de la laguna arrecifal, la 3) Dominado por arena, describe arenales en distintas profundidades y la clase 4) Media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea y 5) Cresta arrecifal caracterizan la estructura arrecifal calcárea, diferenciándose entre ellas principalmente en los porcentajes de cobertura de corales vivos, macroalgas y arena sobre sustrato.

A la clase cinco fueron agregadas las dos estaciones sin video (sobre los arrecifes Limones e Islote) y datos auxiliares obtenidos de la literatura (Caballero-Aragón et al., 2022) de arrecifes conocidos con cobertura coralina viva mayor al 10%. Los datos de cobertura béntica de estos sitios fueron promediados en conjunto con los datos puntuales de

cobertura obtenidos en las dos estaciones muestreadas, para describir la composición bentónica de esta clase de hábitat (Fig. 7).

Para la clasificación supervisada se optó por utilizar la imagen PlanetScope resultado de la corrección atmosférica, debido a que la imagen resultante de la corrección de la columna de agua presentaba inconsistencias en los valores de reflectancia.

Tabla 2. Clases de tipo de hábitat con base en los porcentajes promedio de las coberturas de los sustratos bentónicos.

Clase	No. de estaciones
1 Dominado por pastos marinos	30
2 Media cobertura de pastos marinos y de arena	17
3 Dominado por arena	30
4 Media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea	29
5 Cresta arrecifal	28

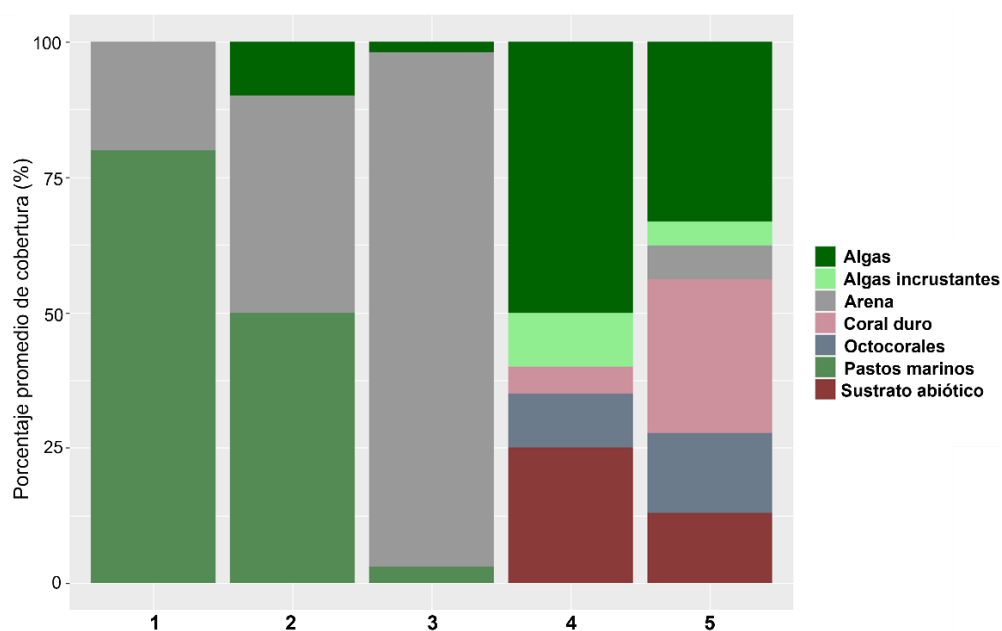


Figura 7. Porcentajes de cobertura promedio de las cinco clases de tipo de hábitat.

Al evaluar el mapa temático obtenido (Fig. 8), se obtuvo una exactitud general de 85.16% de acuerdo con la matriz de error (Tabla 4) y un índice de Kappa de 0.80. Estos valores son considerados buenos para este tipo de análisis (Congalton y Green, 2019). Fue necesario recortar el mapa temático considerando la isóbata de los 23 m utilizando el mapa de Batimetría de los Ecosistema Marinos del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. 2018 publicado en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de CONABIO (Cerdeira-Estrada et al., 2018), debido a la atenuación de la luz en la columna de agua, que limita el uso de estas tecnologías en profundidades mayores.

Tabla 3. Matriz de error con el 20% de los sitios por cada clase. Con una exactitud general de 41.6%. Clase 1) Dominada por pastos marinos, 2) Cobertura media vegetal y media de arena, 3) Dominado por arena, 4) Media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea y 5) Cresta arrecifal.

		Clases					Total	Exactitud de utilización
		1	2	3	4	5		
Clases	1	6	0	1	1	0	8	75%
	2	0	2	0	1	0	3	66.6%
	3	0	0	3	0	0	3	100%
	4	0	0	1	7	0	8	87.5%
	5	0	0	0	0	5	5	100%
	Total	6	0	5	9	5	24	
Exactitud de producción		100%	100%	60%	77.8%	100%		

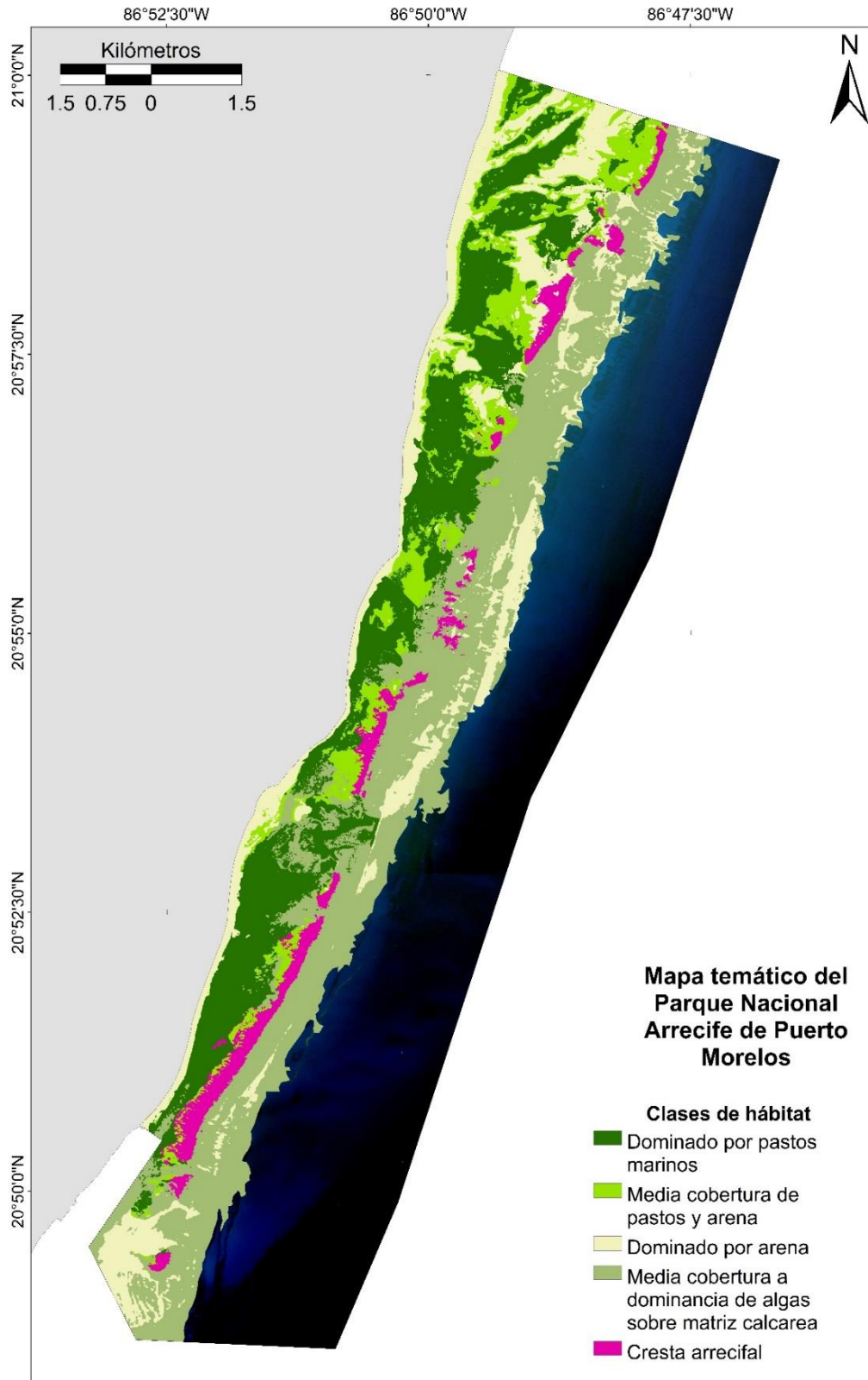


Figura 8. Mapa temático del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Precisión general de 85.16% e índice de Kappa de 0.80

9.4 Estimación de las métricas del paisaje

Los mapas resultantes de las métricas de complejidad del parche y conectividad entre parches señalan en un gradiente de verde los valores más favorables para cada métrica, al rojo que señala los valores menos favorables (Figuras 9 y 10). Para la métrica de conectividad del paisaje observamos que casi la totalidad del área evaluada presenta valores entre 6 y 22, expresando una alta conectividad dentro de todo el polígono del PNAPM.

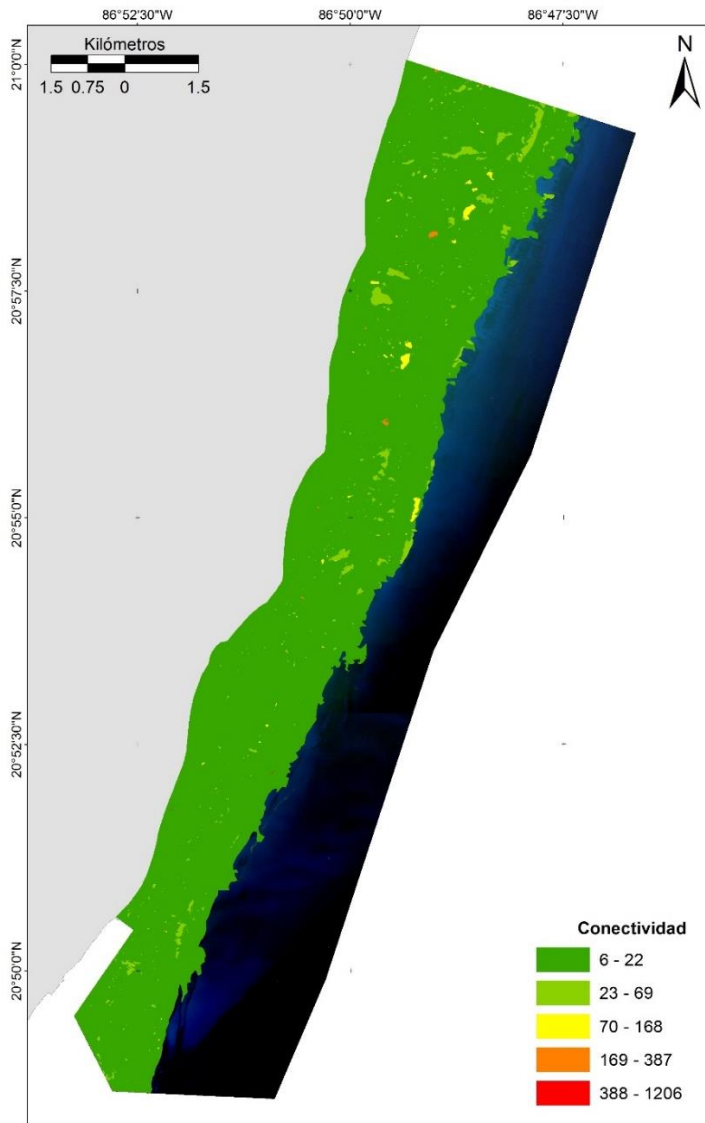


Figura 9. Mapa de conectividad del paisaje (ENN) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Gradiente de color expresa valores de alta conectividad en color verde a valores de baja conectividad en color rojo.

En el caso de la complejidad del parche, encontramos dentro del polígono del PNAPM una dominancia de valores altos (no favorables) entre los 5.46 y 19.20, en especial en la zona del arrecife posterior desde Bonanza hasta el límite del polígono y la zona central de mismo. Mientras los valores más favorables se observan en la zona norte (1 - 5.45).

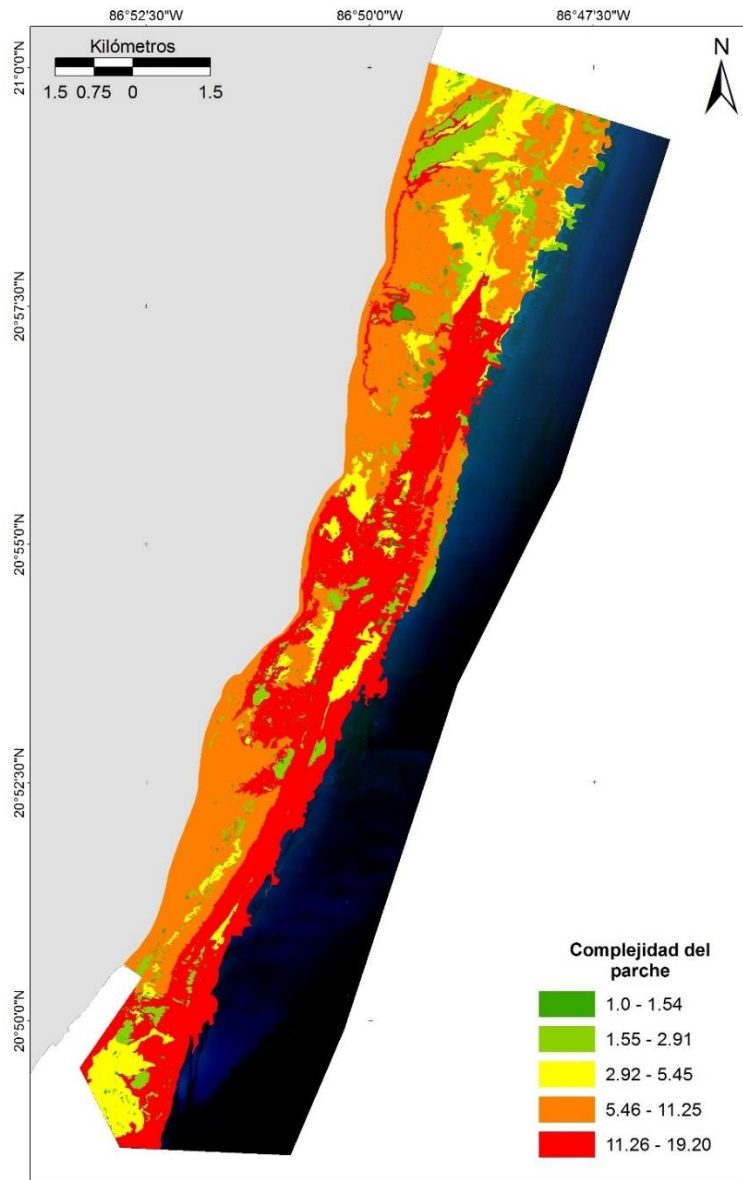


Figura 10. Mapa de complejidad del parche (SHAPE) del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Gradiente de color expresa valores de baja complejidad en color verde a valores de alta complejidad en color rojo.

9.5 Beta diversidad del hábitat

El mapa ráster con los resultados del cálculo de beta-diversidad del hábitat (Figura 11) al igual que los mapas de compactación y conectividad, describe en un gradiente de color con tonos verde valores de beta diversidad más altos (160 - 200), al rojo que señala los valores más bajos (0 - 39). Encontrando mayor beta diversidad en los arrecifes que tienen cercanía a pastizales.

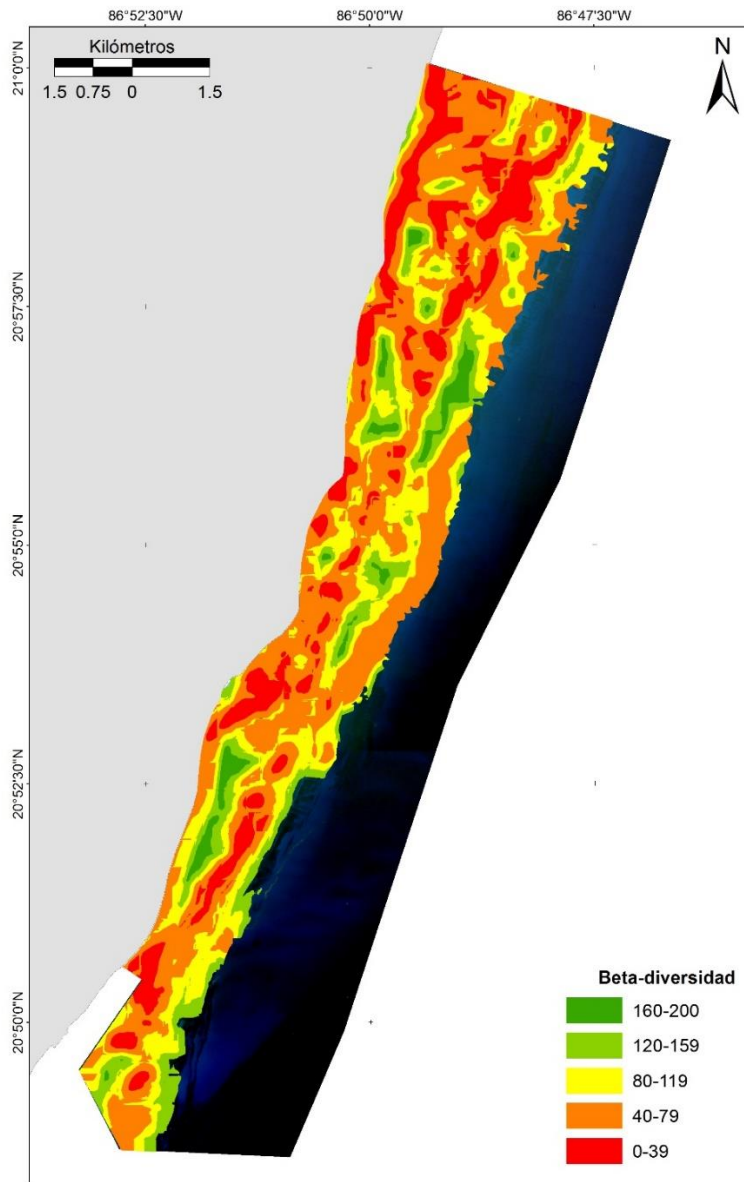


Figura 11. Mapa de beta diversidad del hábitat del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos.

9.6 Identificación de áreas prioritarias de conservación

Para la realización de los análisis de superposición ponderada se re-escalaron las capas ráster (mapa temático, complejidad del parche, conectividad del paisaje y beta diversidad de hábitats) a una escala común entre cinco y uno, donde los valores más favorables de cada capa fueron asignados al cinco, mientras que valores menos favorables fueron asignados al uno (Tabla 4).

Tabla 4. Escala de valores asignados a las capas ráster para los análisis de superposición ponderada. El cinco expresa los valores más favorables de cada capa y uno los valores menos favorables.

Valor asignado	Mapa temático	Complejidad del parche	Conectividad del paisaje	Beta diversidad del hábitat
5	Cresta arrecifal	6-22	1.00-1.54	160-200
4	Dominado por pastos marinos	23-69	1.55-2.91	120-159
3	Media cobertura de pastos marinos y de arena	70-168	2.92-5.45	80-119
2	Media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea	169-387	5.46-11.25	40-79
1	Dominado por arena	388-1206	11.26-19.20	0-39

Se realizaron 83 análisis de superposición ponderada resultado de todas las combinaciones posibles de porcentajes de ponderación con aumentos del 10% entre capas, los resultados de estos análisis fueron conjuntados en una matriz de 83 dimensiones que nos permitió finalmente obtener el promedio de prioridad de conservación y el error estándar para cada píxel del polígono.

El mapa óptimo resultante (Figura 12) de la conjunción de estos análisis de ponderación resalta las zonas de alta prioridad de conservación considerando una alta conectividad, alta beta diversidad del hábitat, hábitats importantes del PNAPM y una baja complejidad de los parches como media indirecta de la degradación.

Estas zonas de alta prioridad de conservación se encuentran distribuidas principalmente en cuatro áreas: en la zona norte del polígono se observan 1) dentro de la laguna arrecifal en la zona noroeste del polígono; 2) cubriendo la zona arrecifal cercana al arrecife Limones y Bonanza; 3) la zona central sobre el arrecife Tanchacté y 4) que envuelve la zona arrecifal desde el arrecife La Bocana hasta el arrecife La Pared.

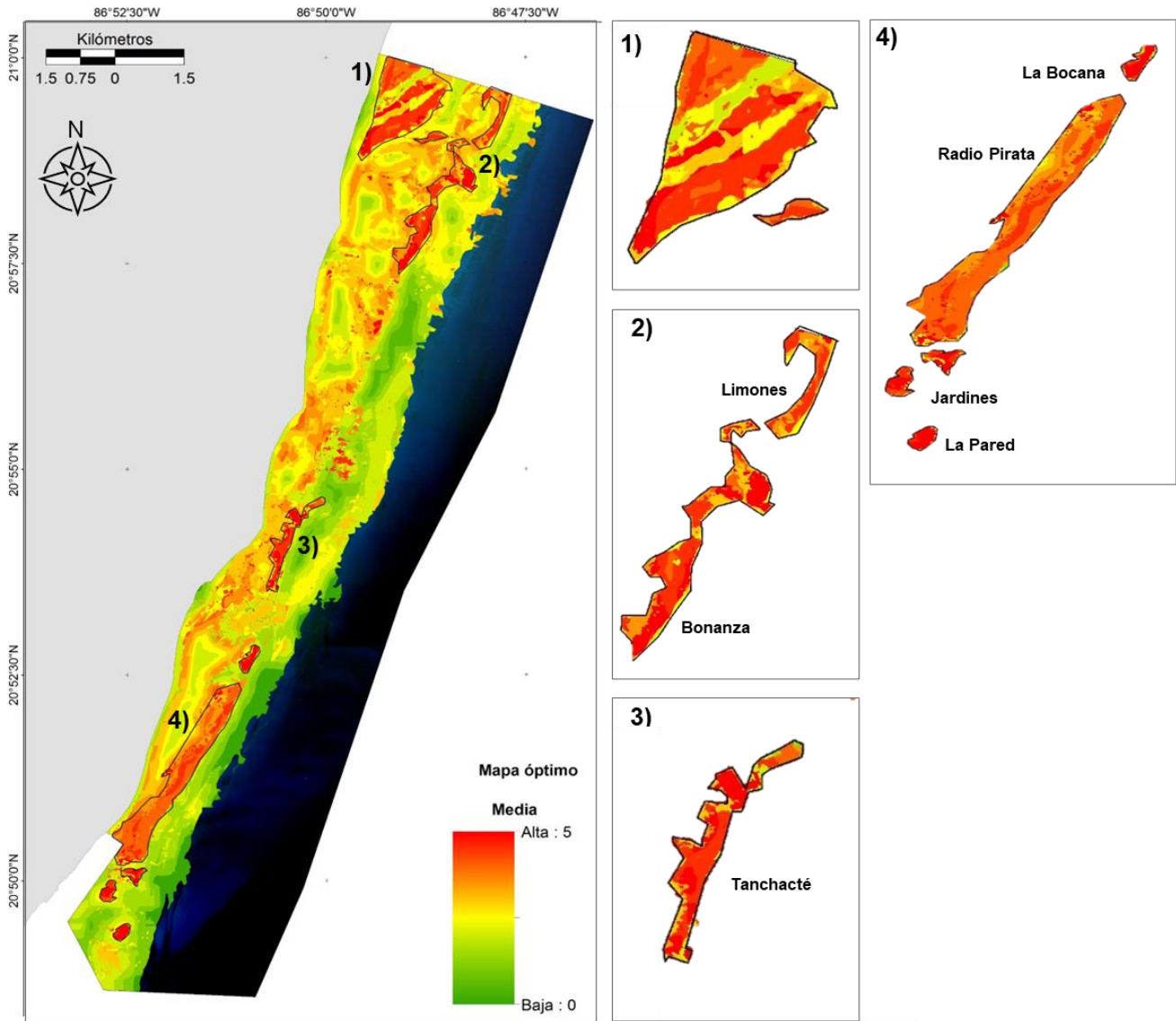


Figura 12. Mapa óptimo de valores promedio de prioridad de conservación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Marcado con números y contorneadas las cuatro regiones encontradas de alta prioridad.

Observando el mapa de valores de error estándar (Figura 13) encontramos que estas cuatro áreas también representan las zonas de menor variación, por lo que en la mayoría de los análisis de superposición ponderada obtuvieron valores de alta prioridad.

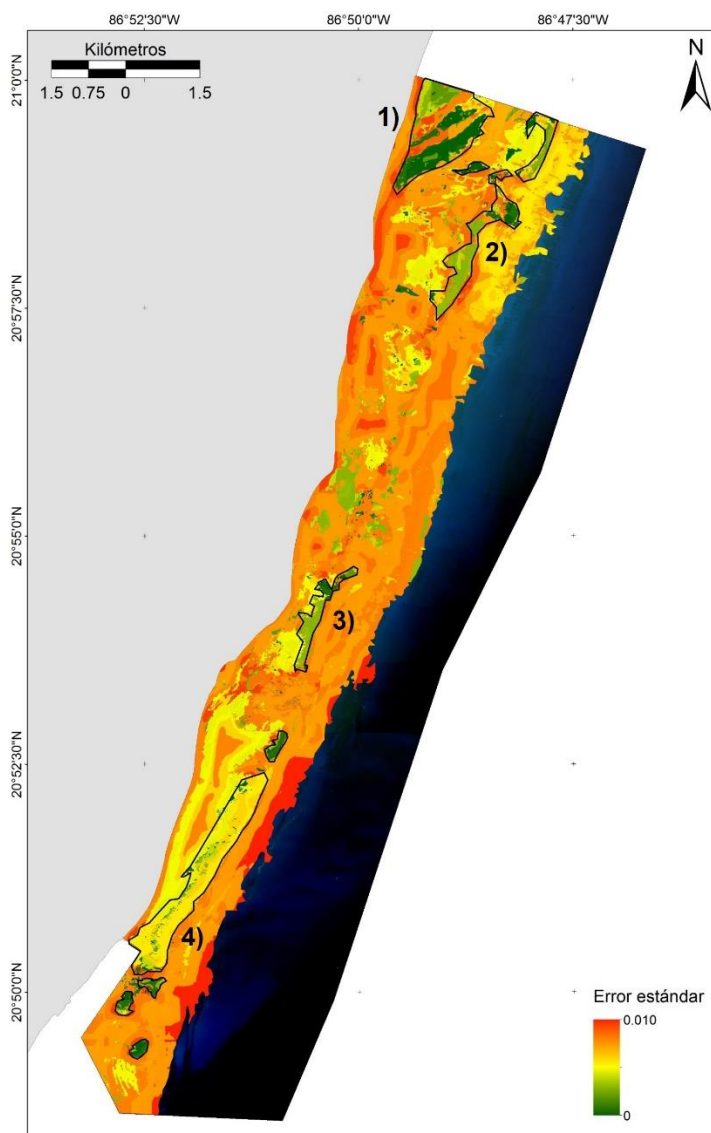


Figura 13. Mapa óptimo de valores de error estándar de prioridad de conservación del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Marcado con números y contorneadas las cuatro regiones encontradas de alta prioridad.

10. DISCUSIÓN

El establecimiento de AMPs en los arrecifes de coral a nivel mundial a menudo ha sido impulsado por preocupaciones políticas y socioeconómicas, con escasa consideración de criterios ecológicos (Spalding et al., 2016; Margules y Pressey, 2000). Como respuesta a esta problemática surge la planificación sistemática de la conservación, la cual es el proceso de decidir dónde, cuándo y cómo asignar recursos de conservación limitados para minimizar la pérdida de biodiversidad, servicios ecosistémicos y otros aspectos valiosos del mundo natural (Pressey y Bottrill, 2008). Se han propuesto cuatro principios para sustentar el diseño de los sistemas de AMP: 1) garantizar que todos los elementos de la biodiversidad, hábitats, especies y procesos reciban protección (representatividad), 2) asegurar los vínculos funcionales (conectividad), 3) garantizar la persistencia de las especies a lo largo del tiempo asegurando los procesos ecológicos y evolutivos (adecuación) y 4) minimizar los impactos en las personas (eficiencia) (Groves y Game, 2016).

Para el cumplimiento de estos principios la implementación y actualización de áreas protegidas y otras estrategias de manejo basadas en áreas, requieren que las prioridades se establezcan de una manera geográficamente explícita (Margules y Pressey, 2000). En este trabajo, utilizando un enfoque de priorización sistemática, analizando información sobre métricas del paisaje, beta diversidad del hábitat y caracterización del paisaje arrecifal se han logrado identificar cuatro áreas dentro del PNAPM donde las actividades de gestión deben ser fuertemente, con el fin de aumentar la eficiencia de recursos limitados destinados a los esfuerzos de conservación y considerando los procesos ecológicos que mantienen la diversidad y la resiliencia de PNAPM (Ortiz-Cajica et al., 2020).

Con respecto el mapa temático del paisaje bentónico arrecifal, se obtuvo un modelo adecuado con una exactitud general del 85.16% y un coeficiente de Kappa de 0.80, los cuales son valores considerados aceptables (Schowengerdt, 2006; Congalton y Green, 2009). De esta manera, las imágenes PlanetScope proporcionan buena información del sustrato en alta resolución espacial. Sin embargo, la profundidad sigue siendo una limitante en el uso de técnicas de percepción remota en ecosistemas costeros al atenuar la luz de forma exponencial (Green et al., 2000), provocando

confusiones espectrales en profundidades mayores de los 23 m y limitando la caracterización de todo el polígono del PNAPM.

Las clases o tipos de hábitat como unidad de análisis resultan ser un buen descriptor de la biodiversidad al brindar información de procesos e interacciones ecológicas (Margules et al., 2002). Rioja-Nieto y Álvarez-Filip (2019) al hacer una revisión de los esquemas de clasificación utilizados para el mapeo de los sistemas arrecifales del Caribe mexicano señalan que los componentes bentónicos principales más comunes son arena, pastos marinos, macroalgas y corales duros, acompañados de atributos geomorfológicos (laguna, cresta, arrecife posterior y anterior). En este trabajo, se caracterizaron tipos de hábitats comunes en el Caribe mexicano.

La organización espacial de los hábitats se relaciona con la heterogeneidad del sustrato, las características ambientales y las perturbaciones en el ambiente (Forman y Gordon, 1986). Contrastando nuestros resultados con esfuerzos previos de caracterización del paisaje bentónico en el PNAPM (Cerdeira-Estrada et al., 2012; Zapata Ramírez et al., 2012), encontramos en ellos coberturas mayores de hábitat tipo coralino en comparación con la dominancia de algas sobre matriz calcárea que reflejan nuestros resultados en la zona del arrecife posterior. Esto es consistente con los reportes de degradación y homogenización del paisaje bentónico arrecifal en toda la zona del Caribe Mexicano (Caballero et al., 2020; Álvarez-Filip et al., 2022; Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019; Arias et al., 2017).

Comparaciones temporales utilizando mapas temáticos del paisaje bentónico arrecifal construidos a partir de clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales, han sido descritas para Mahahual (Martínez-Rendis et al., 2016) y Cozumel (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019). En ambos sitios se reporta una evidente disminución de los hábitats dominados por corales duros y pastos marinos con aumentos significativos en la cobertura de macroalgas, esto relacionado con la mortalidad por blanqueamiento coralino, el impacto de huracanes, así como con estresores locales de carácter antropogénico, como el aumento en los niveles de nutrientes y la transformación del paisaje costero debido a la construcción de infraestructura turística.

Debido al escenario de degradación que presenta la región del Caribe mexicano ubicar, proteger y restaurar las áreas que contribuyen a la persistencia de las especies son componentes críticos de las estrategias de conservación; por lo tanto, se necesita una comprensión de los requisitos espaciales, como el tipo de hábitat, el tamaño y forma del parche y la conectividad (Reside et al., 2018). En el caso de la conectividad, la totalidad del polígono del PNAPM expresa condiciones favorables con valores entre los 6 a 22, siendo un requisito esencial para múltiples mecanismos, como son movimiento de nutrientes, dispersión larval y movimiento de organismos adultos con implicaciones importantes para la dinámica y genética poblacional (Cowen et al., 2006). La conectividad permite que las poblaciones, las especies y los ecosistemas persistan a escalas espaciales más allá de las de un solo sitio (Lubchenco et al., 2003; Roberts et al., 2002), contribuyendo a la resiliencia de los ecosistemas (Margules et al., 2002).

Los valores de complejidad del parche calculados con base en la relación área y perímetro fueron más altos en la zona del arrecife posterior, mayormente en parches de la clase de hábitat de media cobertura a dominancia de algas sobre matriz calcárea. Parches con formas complejas son más susceptibles al efecto de borde y por tanto poseen menor resistencia a las perturbaciones naturales y antropogénicas (Bogaert et al., 2000; Forman y Gordon, 1986; McGarigal et al., 2009).

El mapa de beta diversidad proyecta para la mayoría del PNAPM valores bajos, a excepción de los arrecifes en que tienen cercanía a zonas de pastos marinos, donde se presentan valores de alta beta-diversidad, implicando una alta complejidad del hábitat y alta heterogeneidad espacial en la distribución de especies y tipos de hábitats (McAlpine y Eyre, 2002; McGarigal et al., 2002). Esto pudo surgir como resultado de fuertes gradientes ambientales que controlan y mantienen los procesos que sustentan la biodiversidad (Rioja y Sheppard, 2008). Esta variabilidad proporciona información para el cumplimiento del principio de la representatividad de la planificación de la conservación (Possingham et al., 2005).

Previo a la realización de los análisis de superposición ponderada las cuatro capas correspondientes a cada criterio evaluado fueron re-clasificadas considerando su implicación e importancia ecológica.

En el caso de la caracterización del paisaje bentónico arrecifal el valor más favorable fue asignado al hábitat de cresta arrecifal (Clase 5), al describir un ambiente con cobertura de corales duros, formadores de una estructura tridimensional compleja que funciona como un hábitat de refugio, alimentación, sitio de reproducción para varias especies de interés comercial y de importancia biológica y brindan numerosos servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas (Morillo-Velarde et al., 2018). Secundariamente fue el hábitat con dominancia de pastos marinos (clase 1) al ser un hábitat altamente productivo, que funge como zona de refugio y reproducción de varias especies (van Tussenbroek et al., 2014).

A diferencia de trabajos previos de priorización sistemática de la conservación en otras áreas naturales protegidas (Ortiz-Cajica et al., 2020; Rioja-Nieto et al., 2013) consideramos este trabajo realiza mejoras al método para hacer una asignación más objetiva de la importancia de los criterios utilizados, por medio de análisis de permutaciones y su conjunción en mapas óptimos. Por lo que las cuatro áreas identificadas como de alta prioridad, que, además, observando el mapa que muestra el error estándar también representan las zonas de menor variación, contienen condiciones favorables para la persistencia de la biodiversidad contenida por el PNAPM.

Caballero-Aragón et al. (2020) menciona que los arrecifes Limones y Piratas incluidos en las áreas de prioridad dos y cuatro, respectivamente, presentan los porcentajes de cobertura coralina viva más altos dentro del PNAPM, mostrando una dominancia de *Acropora palmata*. Mientras que, en Radio Pirata, la Pared y la Bocana, arrecifes incluidos en el área de prioridad cuatro presentan colonias coralinas de mayor tamaño, alta rugosidad y dominancia por los géneros *Orbicella* y *Agaricia*.

De las cuatro áreas identificadas como prioritarias, únicamente el área uno no tiene presencia de comunidades coralinas. No obstante, tanto el diseño como gestión de la conservación debe considerar áreas representativas de cada tipo de hábitat principal (Green et al. 2014), con el fin de proteger los ciclos de vida y la conectividad (Espinoza-Andrade et al., 2020), sobre todo en sistemas con alta complejidad e interconectividad entre hábitats como es el caso del sistema arrecifal del Caribe mexicano. Ejemplo de ello, es la relación entre los arrecifes coralinos y las praderas de pastos

marinos, los cuales proporcionan un entorno adecuado para la colonización y desarrollo de pastos marinos en la laguna arrecifal, mientras que los pastos marinos asimilan nutrientes, atrapan sedimentos y partículas, mejorando así la calidad de las costas y favoreciendo el crecimiento de los arrecifes de coral (van Tussenbroek, 2011; van Tussenbroek et al., 2014).

De Almeida et al. (2022) caracterizó espacialmente la parte norte de la laguna arrecifal del PNAPM, considerando características descriptivas de la condición de los pastos marinos. La zona descrita es consistente con el área uno de prioridad identificada por nuestros análisis, en ella se describe la dominancia de la especie *Thalassia testudinum*, la cual tiene la mayor resistencia a los huracanes y es más eficiente en el provisionamiento de servicios ecosistémicos principalmente la estabilización costera, debido a su estructura de raíces profundas y alta producción de biomasa (van Tussenbroek et al., 2014). La dominancia e importancia de esta especie está disminuyendo en muchas áreas debido al aumento de la turbidez en la columna de agua y el proceso de eutrofización (van Tussenbroek, 2011).

Comparando las áreas prioritarias identificadas por nuestro análisis con la zonificación actual del PNAPM (Figura 14) observamos cierta discordancia, al encontrarse éstas en cinco zonas de uso de nueve totales, todas con esquemas de protección distintos entre sí (zona de navegación en la laguna arrecifal, zona de uso recreativo semi-intensivo, zona de uso científico, zona de uso pesquero y canal de seguridad). No obstante, la zonificación al igual que el programa de manejo fueron publicados en el 2000, por lo que hay la necesidad de una pronta actualización de estos, representando una excelente oportunidad para ser considerados nuestros resultados en el rediseño de la subzonificación.

Si bien no todos los tipos de uso del ambiente producen un efecto de degradación de los hábitats y la priorización sistemática no pretende la restricción total del uso, sino de la centralización de los esfuerzos y recursos destinados a la conservación y restauración en zonas donde se obtenga los mayores beneficios en pro de la persistencia de la biodiversidad, ha sido demostrado que las zonas con altas restricciones (e.g no take) ofrecen una protección eficiente para los recursos y ecosistemas

que resguardan, minimizando los efectos de las perturbaciones humanas e incrementando los tamaños de la población y la biomasa de especies, principalmente herbívoras (Sala y Giakoumi, 2018; Aburto-Oropeza et al., 2011; Espinosa-Andrade et al., 2020).

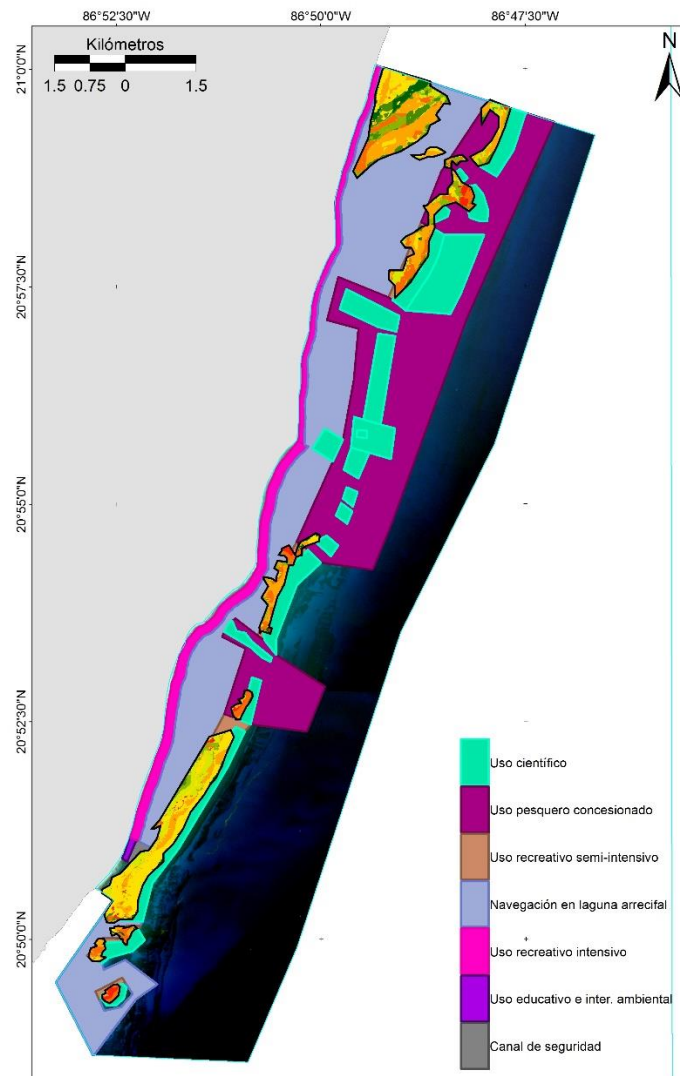


Figura 14. Comparación de áreas de prioridad en relación con la zonificación actual del PNAPM obtenida del programa de manejo (Instituto Nacional de Ecología, 2000).

Estas acciones de manejo en las que se restringe el uso en zonas focalizadas cumplen simultáneamente con el objetivo principal de conservación de las AMPs y minimizan los costos sociales y económicos (Levin et al., 2013; Kark et al., 2009) al reducir la extensión de la zona de no take o núcleo a los sitios de alta prioridad, manteniendo el provisionamiento de los servicios ecosistémicos y permitiendo el aprovechamiento de modo regulado en otras zonas del área de protección. Sin embargo, es pertinente para mejorar este trabajo, la inclusión de criterios económicos y sociales, como pueden ser la intensidad de uso, costos, beneficios, apreciación social y cultural, inversiones previas destinadas al uso, conservación y restauración de ecosistemas, entre otros, para representar la opinión de todas las partes interesadas (Ban et al., 2009; Klein et al., 2008).

La comunidad de Puerto Morelos tiene de antesala el paisaje social pesquero, convirtiéndose a principios de los años setenta en uno de los escenarios más importantes para la pesca comercial en el territorio quintanarroense. Sin embargo, a mediados de la década de 1980 el gobierno estatal fomenta la privatización de la zona y da prioridad al desarrollo turístico que ya crecía en Cancún, dando como resultado en la actualidad una economía basada principalmente en el sector turístico (Cruz-Coria et al., 2013), que en toda la región ha conllevado un crecimiento intensivo y altas tasas de urbanización. Las AMPs ubicadas en sitios con un alto desarrollo costero y niveles de contaminación elevados (Espinosa-Andrade et al., 2020), que además presentan proyectos de conservación limitados únicamente a la zona marina como es el caso del PNAPM, proporcionan una protección insuficiente frente a las amenazas terrestres. Álvarez-Filip et al. (2022) observa un fuerte efecto de la amenaza del desarrollo costero sobre la prevalencia de la enfermedad SCLTD (por sus siglas en inglés), la cual ha producido altas tasas de mortalidad de corales constructores de arrecife. Indicando que sitios cercanos a áreas desarrolladas eran considerablemente más afectados que los de las regiones aisladas. También una amenaza preocupante son los cambios en la calidad del agua, principalmente la eutrofización debido al aumento de la carga de nutrientes y la contaminación por metales (Cejudo et al., 2021). Por lo que es indispensable integrar el PNAPM en marcos de gestión más amplios, como la gestión de zonas costeras (Espinosa-Andrade et al., 2020) e incorporar actividades de gestión en áreas protegidas y no protegidas vecinas, principalmente tierra adentro.

11. CONCLUSIONES

El uso de técnicas de percepción remota en conjunto con SIGs enriquece la metodología para la identificación de manera sistemática, estandarizada y espacialmente explícita para la identificación de áreas prioritarias de conservación. Los valores de exactitud general (85.16%) y Kappa (0.80) que se obtuvieron con el mapa temático construido del paisaje bentónico arrecifal del PNAPM son considerados adecuados.

Se observa una homogenización del paisaje bentónico arrecifal en el PNAPM, en comparación con esfuerzos previos de caracterización, con menores coberturas de hábitat coralino y una dominancia de algas sobre matriz calcárea. Las clases o tipos de hábitat como unidad de análisis resultan ser buen descriptor de la biodiversidad, al contener también información de procesos e interacciones ecológicas. La complejidad del parche, conectividad y el análisis de la beta-diversidad de hábitats proporcionan información sobre la condición, complejidad y distribución del paisaje del PNAPM, la cual es consistente con evaluaciones en monitoreos a escalas de observación más reducidas. Se considera que el enfoque propuesto para la identificación de sitios prioritarios de conservación es robusto y realiza mejoras a métodos previos, que evitan la asignación arbitraria de importancia de los criterios por parte del analista, por medio de análisis de permutaciones y su conjunción en mapas óptimos.

Se identificaron cuatro áreas prioritarias para la conservación dentro del PNAPM donde las actividades de gestión deben ser fuertemente aplicadas. Las cuatro áreas identificadas cumplen con el principio de representatividad al contener a los principales tipos de hábitat del PNAPM. La priorización sistemática puede orientar a las instituciones encargadas de la gestión y diseño de estrategias de conservación a una toma de decisiones integral que considere los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad y el provisionamiento de servicios ecosistémicos. Finalmente considero que es urgente realizar una actualización del programa de manejo del PNAPM, considerando la condición ecológica actual del sistema arrecifal y focalice esfuerzos en áreas de prioridad, en donde los resultados obtenidos en este trabajo puedan ser de gran utilidad.

12. REFERENCIAS

- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Galland, G., Mascareñas-Osorio, I., Sala, E., y Ezcurra, E. (2011). Large recovery of fish biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoSone*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023601>.
- Agardi, T., Notarbartolo, G. y Christie, P. (2011). Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*. DOI: 10.1016/j.marpol.2010.10.006
- Aggarwal, S. (2004). Principles of Remote Sensing. En: *Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology*. World Meteorological Organization
- Álvarez-Filip, L., F.J. González-Barríos, E. Pérez-Cervantes, et al. 2022. Stony coral tissue loss disease decimated Caribbean coral populations and reshaped reef functionality. *Communications Biology* (5): 440. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03398-6>.
- Álvarez-Romero, J., Mills, M., Adams, V. M., Gurney, G., Pressey, R. L., Weeks, R., Ban, N., Cheok, J., Davies, T. E., Day, J. C., Hamel, M. A., Leslie, H. M., Magris, R. A., & Storlie, C. J. (2018). Research advances and gaps in marine planning: towards a global database in systematic conservation planning. *Biological Conservation*. 227, 369–382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.027>
- Andréfouët, S., y Bionaz, O. (2021). Lessons from a global remote sensing mapping project. A review of the impact of the Millennium Coral Reef Mapping Project for science and management. In *Science of the Total Environment* (Vol. 776). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145987>
- Arias-González J.E., T. Fung, R.M., Seymour, J.R. Garza-Pérez, G. Acosta-González y Y.M., Bozec. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE* 12(4): e0174855. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174855>.
- Aronson, R. y Precht, W. (2006). Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*. 25 (3): 441-50.

- Ban, N. C., Picard, C. R., y Vincent, A. C. J. (2009). Comparing and integrating community-based and science-based approaches to prioritizing marine areas for protection. *Conservation Biology*, 23(4), 899–910. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01185.x>
- Banaszak, A.; Alvarez-Filip, L. (2014). Diagnóstico y Estado de Conservación de las Poblaciones de *Acropora* en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos; Informe Final PROCER 9.22; Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, ICML, UNAM: Puerto Morelos, México.
- Barbier, E., Hacker, S., Kennedy, C., Koch, E., Stier, A. y Silliman, B. (2011). The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services. *Ecological Monographs*. DOI: 10.1890/10-1510.1.
- Blaschke, T., Geoffrey, J., Maggy, K., Lang, S., Hofmann, P., Addink, E., Queiroz, R., van der Meer, F., van der Werff, *et al.* (2014). Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 87: 180-191
- Bogaert, J., Rousseau, R., Van Hecke, P., Impens, I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Appl. Math. Comput.* 111, 71–85.
- Boström, C., Pittman, S., Simenstad, C., y Kneib, R. (2011). Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 191–217. <https://doi.org/10.3354/meps09051>
- Bridge, T. C. L., Huang, Z., Przeslawski, R., Tran, M., Siwabessy, J., Picard, K., Reside, A. E., Logan, M., Nichol, S. L., & Caley, M. J. (2020). Transferable, predictive models of benthic communities informs marine spatial planning in a remote and data-poor region. *Conservation Science and Practice*, 2(9). <https://doi.org/10.1111/csp2.251>
- Burke, L., Reytar, K., Spalding, M. y Perry, A. (2011). Reefs at risk revisited. World Resources Institute. Washington, D.C. 130 p.
- Bunn, A., Urban, D., & Keitt, T. (2000). Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59(4), 265–278. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0373>
- Caballero-Aragón, H., Perera-Valderrama, S., Cerdeira-Estrada, S., Martell-Dubois, R., Rosique-de la Cruz, L., Álvarez-Filip, L., Pérez-Cervantes, E., Estrada-Saldívar, N., y Ressler, R.

- (2020). Puerto Morelos coral reefs, their current state and classification by a scoring system. *Diversity*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/d12070272>
- Camacho-Cruz, K.A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Sánchez, A.; Carrillo, L. y De Jesús Navarrete, A. (2020). Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: Nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 15967–15983.
 - Campbell, JB. (2002). *Introduction to Remote Sensing*, 3rd ed. Guilford Press, New York. 621 p.
 - Campbell, J. B., y Wynne, R. H. (2011). *Introduction to Remote Sensing, Fifth Edition (5th ed.)*. The Guilford Press.
 - CBD. 2010. COP 10 - Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Nagoya, Japan 18–29 October 2010. Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. United Nations Environment Programme.
 - Cerdeira-Estrada, S., Heege, T., Kolb, M., Ohlendorf, S., Uribe, A., Müller, A., Garza, R., Ressler, R., Aguirre, R., Mariño I., Silva, R. y Martell, R. (2012). Benthic habitat and bathymetry mapping of shallow waters in Puerto Morelos reefs using remote sensing with a physics-based data processing. Conference: Proceeding. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6350402
 - Cerdeira-Estrada, S., R. Martell-Dubois, T. Heege, L.O. Rosique-De La Cruz, P. Blanchon, S. Ohlendorf, A. Müller, R. Silva-Casarín, I.J. Mariño-Tapia, et al. (2018). Batimetría de los Ecosistema Marinos del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. 2018. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. CONABIO.
 - Cerutti-Pereyra, F., López-Ercilla, I., Sánchez-Rivera, G., Francisco, V., Arvizu-Torres, X. y Adame-Sánchez, T. (2022). Impact of SCUBA divers on the coral reefs of a national park in the Mexican Caribbean. *Journal of Ecotourism*, 21(1), 71–86. <https://doi.org/10.1080/14724049.2021.1922422>
 - Chávez Jr, P. S., 1996. Image-based atmospheric corrections - Revisited and improved: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025-1036 p.

- Combes, M., Vaz, S., Grehan, A., Morato, T., Arnaud-Haond, S., Dominguez-Carrió, C., Fox, A., González-Irusta, J. M., Johnson, D., Callery, O., Davies, A., Fauconnet, L., Kenchington, E., Orejas, C., Roberts, J. M., Taranto, G., & Menot, L. (2021). Systematic Conservation Planning at an Ocean Basin Scale: Identifying a Viable Network of Deep-Sea Protected Areas in the North Atlantic and the Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.611358>
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2018. “Áreas protegidas decretadas”, México. www.conanp.gob.mx revisado el 29 diciembre 2018.
- Congalton, R. (1991). A review of assessing the accuracy of clasifications of Remotely Sensed data. *Ram. Sens. Environ.* 37(1): 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Congalton, R.G., y Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices, Third Edition (3rd ed.)*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429052729>
- Contreras-Silva, A.I., Tilstra, A.; Migani, V., Thiel, A.; Pérez-Cervantes, E., Estrada-Saldívar, N.; Elias-Ilosvay, X., Mott, C., Alvarez-Filip, L. y Wild, C. (2020) A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican Caribbean. *Sci. Rep.*, 10, 8897.
- Coronado, C., Candela, J., Iglesias-Prieto, R., Sheinbaum, J., López, M. y Ocampo-Torres, F. (2007). On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral reefs*. DOI 10.1007/s00338-006-0175-9.
- Cowen, R.K., Paris, C.B. y Srinivasan, A. (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science* 311:522-7.
- Cruz-Coria, E., Zizumbo, L., Monterroso, N. y Quintanilla, A. (2013). La confrontación social por el espacio costero: la configuración de paisajes turísticos en Puerto Morelos, Quintana Roo. *Región y Sociedad*. Colegio de Sonora, issn 1870-3925
- Cruz-Vázquez, C., Rioja-Nieto, R. y Enriquez, C. (2019) Spatial and temporal effects of management on the reef seascape of a marine protected area in the Mexican Caribbean. *Ocean & Coastal Management*. 169: 50–57.

- de Almeida L.R., Ávila-Mosqueda, Silva, R, V., Mendoza, S. y van Tussenbroek, B. (2022) Mapping the structure of mixed seagrass meadows in the Mexican Caribbean. *Front. Mar. Sci.* 9:1063007. doi: 10.3389/fmars.2022.106300
- Depondt F. y Green E. (2006). Diving user fees and the financial sustainability of marine protected areas: opportunities and impediments. *Ocean & Coastal Management*; 49: 188-202.
- Devillers R, Pressey RL, Grech A, Kittinger JN, Edgar GJ, Ward T, Watson R. 2015. Reinventing residual reserves in the sea: are we favouring ease of establishment over need for protection? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 480–504.
- Doxa, A., Almpnidou, V., Katsanevakis, S., Queirós, A. M., Kaschner, K., Garilao, C., Kesner-Reyes, K., & Mazaris, A. D. (2022). 4D marine conservation networks: Combining 3D prioritization of present and future biodiversity with climatic refugia. *Global Change Biology*, 28(15), 4577–4588. <https://doi.org/10.1111/gcb.16268>
- Eakin, C., Morgan, J., Heron, S., Smith, T., Liu, G., Alvarez-Filip, L., Baca, B., Bartels, E., Bastidas, C., Bouchon, C., et al. (2010). Caribbean corals in crisis: Record thermal stress, bleaching and mortality in 2005. *PLoS ONE* 5: e13969. DOI: 10.1371/journal.pone.0013969.
- Edgar, G., Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, S., Banks, S., Barrett, N., Becerro, M., Bernard, A., Berkhout, J., Buxton, C., Campbell, S., Cooper, A., Davey, M., Edgar, S., Försterra, G., Galván, D., Irigoyen, A., Kushner, D., Moura, R., Parnell, P., Shears, N., Soler, G., Strain, E., Thomson, R., (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506, 216–220.
- Espinosa-Andrade, N., Suchley, A., Reyes-Bonilla, H. et al. (2020) The no-take zone network of the Mexican Caribbean: assessing design and management for the protection of coral reef fish communities. *Biodivers Conserv* 29, 2069–2087. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01966-y>
- ESRI. (2017). In: ESRI (Ed.), *ArcMap Help Manual*, 16 ed. 10 p.
- Estrada-Saldívar, N., Jordán-Dalhgren, E., Rodríguez-Martínez, R. E., Perry, C. y Álvarez-Filip, L. (2019). Functional consequences of the long-term decline of reef-building corals

in the Caribbean: Evidence of across-reef functional convergence. *Royal Society Open Science*, 6(10). <https://doi.org/10.1098/rsos.190298>

- ERDAS. (2015). *ERDAS IMAGE Manual Getting Started*. ERDAS, Inc. United States of America. pp 842. <https://www.hexagongeospatial.com/resources/resource-library/documentation>
- Fabbrizzi, E., Giakoumi, S., de Leo, F., Tamburello, L., Chiarore, A., Colletti, A., Coppola, M., Munari, M., Musco, L., Rindi, F., Rizzo, L., Savinelli, B., Franzitta, G., Grech, D., Cebrian, E., Verdura, J., Bianchelli, S., Mangialajo, L., Nasto, I., ... Frascchetti, S. (2023). The challenge of setting restoration targets for macroalgal forests under climate changes. *Journal of Environmental Management*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116834>
- Forman R.T., y Gordon M., (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons Inc. New York. 619 p.
- Gergel, S. E., y Turner, M. G. (2017). *Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques* (2nd ed. 2017 ed.). Springer.
- Gómez, I., Silva, R., Lithgow, D.; Rodríguez, J., Banaszak, A.T., van Tussenbroek, B. (2022). A Review of Disturbances to the Ecosystems of the Mexican Caribbean, Their Causes and Consequences. *J. Mar. Sci. Eng.* 10, 644. <https://doi.org/10.3390/jmse10050644>
- Green, E., Mumby, P., Edwards, A. y Clark, C. (2000). *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization Press. Paris, Francia.
- Green, E., Glenn A., Rene A., E. McLeod, Aliño, P., White, A., R. Salm, J. Tanzer Pressey, R. (2014) *Designing Marine Reserves for Fisheries Management, Biodiversity Conservation, and Climate Change Adaptation*, *Coastal Management*, 42:2, 143-159, DOI: 10.1080/08920753.2014.877763
- Grober-Dunsmore R., Pittman S.J., Caldow C., Kendall M.S. y Frazer T.K. (2009) *A Landscape Ecology Approach for the Study of Ecological Connectivity Across Tropical Marine Seascapes*. In: Nagelkerken I. (eds) *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_14
- Groves, C. y Game, E. (2016). *Conservation planning: informed decisions for a healthier planet*. Roberts and Company Publishers. Colorado, USA. 608 p.

- Guo, L. J., y Mason, P. J. 2009. Essential Image Processing and GIS for Remote Sensing. John Wiley & Sons Ltd. USA. 460 p.
- Harborne, A., Mumby, P., Zychaluk, K., Hedley, J., Blackwell, P. (2006a). Modelling the beta diversity of coral reefs. *Ecology*. 87:2871-2881
- Hedley, J. (2003). Vidana 1.0: video analysis for cover estimation.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le Cossec, A., & Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a Karstic Region (NE Yucatán): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water air and soil Pollution*. DOI 10.1007/s11270-010-0664-x
- Hinchey, E. K., Nicholson, M. C., Zajac, R. N., y Irlandi, E. A. (2007). Preface: Marine and coastal applications in landscape ecology. *Landscape Ecology*, 23(S1), 1–5. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9141-3>
- Instituto Nacional de Ecología. (2000). Programa de manejo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. México.
- Jordán-Dahlgren, E. (1993). Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe mexicano. Parte I, El sector Continental. CIQRO e ICML, UNAM. CIQRO.
- Kairu, E. (1982). An introduction to remote sensing. *GeoJournal*, 6 (3). doi:10.1007/bf00210657
- Kachelriess, D., Wegmann, M., Gollock, M., y Pettorelli, N. (2014). The application of remote sensing for marine protected area management. *Ecological Indicators*, 36, 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.003>
- Kark, S., Levin, N., Grantham, H. y Possingham, H. (2009). Between-country collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the Mediterranean Basin. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 106, 15360–15365.
- Kelleher, G. (1999). Guidelines for Marine Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 107 p.
- Kendall, M. S. y Miller, T. (2008). The Influence of Thematic and Spatial Resolution on Maps of a Coral Reef Ecosystem. *Marine Geodesy*, 31 (2): 75–102. <https://doi.org/10.1080/01490410802053617>

- Klein, C. J., A. Chan, L. Kircher, A. J. Cundiff, N. Gardner, Y. Hrovat, A. Scholz, B. E. Kendall, y S. Airame. (2008). Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. *Conservation Biology* 33:691–700.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega et al. (2009). Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. En: *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, 718 p.
- Koleff, P. y Urquiza H. (2011). Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: Retos en un país megadiverso. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D.F., México. 250 p.
- Kramer, Philip y Richards-Kramer, Patricia. (2002). *Ecoregional Conservation Planning for the Mesoamerican Caribbean Reef (MACR)*. World Wildlife Fund.140 p.
- Lara-Lara, J., Arenas-Fuentes, V., Bazán-Guzmán, C., Díaz-Castañeda, V., Escobar-Briones, E., García-Abad, De la C. M., Gaxiola-Castro, G., Robles, G., Sosa Ávalos, R., Soto-González, L., Tapia-García, M., y Valdez-Holguín J. (2008). Los ecosistemas marinos. 135-159 p. En: J. Soberón., G. Halffter., J. Llorente-Bousquets. (Eds.). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México 621 p.
- Lechner, A. M., y Rhodes, J. R. (2016). Recent Progress on Spatial and Thematic Resolution in Landscape Ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, 1 (2): 98–105. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0011-z>
- Levas, S., V. Schoepf, M. E. Warner, M. Aschaffenburg, J. Baumann, y A. G. Grottoli. (2018). Long-term recovery of Caribbean corals from bleaching. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 506:124–134.
- Levin, N., Watson, J. E. M., Joseph, L. N., Grantham, H. S., Hadar, L., Apel, N., Perevolotsky, A., DeMalach, N., Possingham, H. P., y Kark, S. (2013). A framework for systematic conservation planning and management of Mediterranean landscapes. *Biological Conservation*, 158, 371–383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.032>

- Lubchenco, J., Palumbi, S. R., Gaines, S. D., y Andelman, S. (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* (Vol. 13, Issue 1).
- Lyzenga, D. R. (1981). Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data (Bahamas): *International Journal of Remote Sensing*. 2: pp 71-82.
- Malcolm, H., Foulsham, E., Pressey, R., Jordan, A., Davies P., Ingleton, T., Johnstone N., Hessey, S. y Smith S. (2012). Selecting zones in a marine park: Early systematic planning improves cost-efficiency; combining habitat and biotic data improves effectiveness. *Ocean & Coastal Management, Australia* 59: 1-12.
- Margules, C. y Sarkar., S. (2009). Planeación sistemática de la conservación. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y CONABIO. 304 p.
- Margules, C. y Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*. 405: 243–253.
- Margules C. R., Pressey R. L. y Williams P.H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation; *J. Biosci. (Suppl. 2)* 27:309–326.
- Martínez, M., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P. y Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*. 63: 254-272.
- Martínez-Rendis, A., Acosta-González, G., Hernández-Stefanoni, L.J. y Arias-González, J.E., (2015). Quantifying the reefscape transformation of a coastal Caribbean coral reef during a phase shift and the associated coastal landscape change. *Mar. Ecol.* 37,697–710
- McAlpine, C.A. y Eyre, T.J. (2002) Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecol* 17, 711–728. <https://doi.org/10.1023/A:1022902907827>
- McCauley, E., M.L. Pinsky, S.R. Palumbi, J.A. Estes, F.H. Joyce y Warner, R. (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, 347 10.1126/science.1255641
- McIntosh, E. J., Pressey, R. L., Lloyd, S., Smith, R. J., y Grenyer, R. (2017). Annual Review of Environment and Resources. The Impact of Systematic Conservation Planning. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ>

- McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M. y Ene, E. (2002). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McGarigal, K., Tagil, S. y Cushman, S. (2009). Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape*. DOI: 10.1007/s10980-009-9327-y.
- Merino-Ibarra, M. y Otero-Dávalos, L. (1991) Atlas ambiental costero: Puerto Morelos, Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Q.Roo., Mexico
- Moilanen, A., Wilson, K. A. y Possingham, H. P. (2009). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, UK. 320 p.
- Mora, C., Andréfouët, S., Costello, M., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K. y Myers R. (2006). Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas. *Policy Forum*. DOI: 10.1126/science.1125295
- Morillo-Velarde, P. S., Briones-Fourzán, P., Álvarez-Filip, L., Aguíñiga-García, S., Sánchez-González, A., y Lozano-Álvarez, E. (2018). Habitat degradation alters trophic pathways but not food chain length on shallow Caribbean coral reefs. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22463-x>
- Naumann, M., Jantzen, C., Haas, A., Iglesias-Prieto, R. y Wild, C. (2013). Benthic primary production budget of a Caribbean Reef Lagoon (Puerto Morelos, México). *PLoS ONE*. DOI:10.1371/journal.pone.0082923.
- Newton, A. C., Hill, R. A., Echeverría, C., Golicher, D., Rey Benayas, J. M., Cayuela, L., y Hinsley, S. A. (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 33(4), 528–546. <https://doi.org/10.1177/0309133309346882>
- Ortiz-Cajica, A., Hinojosa-Arango, G., Garza-Pérez, J. y Rioja-Nieto, R., (2020). Seascape metrics, spatio-temporal change, and intensity of use for the spatial conservation prioritization of a Caribbean marine protected area. *Ocean & Coastal Management*, 105265.

- Pettorelli, N., Chauvenet, A.L.M., Duffy, J.P., Cornforth, W., Meillere, A.A. y Baillie, J.E.M. (2012). Tracking the effect of climate change on ecosystem functioning using protected areas: Africa as a case study. *Ecol. Indic.* 20, 269–276.
- Pittman, S., Kneib, R., y Simenstad, C. (2011). Seascape ecology: application of landscape ecology to the marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 187–190. <https://doi.org/10.3354/meps09139>
- Pressey, R. L., y Bottrill, M. (2008). Opportunism, Threats, and the Evolution of Systematic Conservation Planning. *Conservation Biology*, 22(5), 1340–1345. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01032.x>
- Possingham, H., Franklin, J., Wilson, K. A., and Regan, T. J. (2005). The roles of spatial heterogeneity and ecological processes in conservation planning. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Edited by Gary M. Lovett, Clive G. Jones, Monica G. Turner, and Kathleen C. Weathers. New York, U.S: Springer.389-406.https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_19
- Purkis, S.J. (2018). Remote sensing tropical coral reefs: the view from above. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 10, 149–168.<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063249>
- Raju, P. (2004). Fundamentals of GPS. En: *Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology* (23-49). World Meteorological Organization
- Reside, A. E., Butt, N., y Adams, V. M. (2018). Adapting systematic conservation planning for climate change. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 27, Issue 1). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1442-5>
- Rioja-Nieto, R. y Sheppard C. (2008). Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management*. DOI: 0.1016/j.ocecoaman.2008.01.009
- Rioja-Nieto, R., Barrera Falcón, E., Hinojosa-Arango, G. y Riosmena-Rodríguez, R. (2013). Benthic habitat β -diversity modeling and landscape metrics for the selection of priority conservation areas using a systematic approach: Magdalena Bay, Mexico as a case study. *Ocean & Coastal Management*, 82: 95-103.

- Rioja-Nieto, R., Garza-Pérez, J., Álvarez-Filip, L., Mariño-Tapia, I. y Enriquez, C. (2018). The Mexican Caribbean: From Xcalak to Holbox, in: Sheppard, C. (Ed.), *World Seas: An Environmental Evaluation-Europe, The Americas and West Africa*, 2e ed. Elsevier, Cambridge, 637-653.
- Rioja-Nieto, R., Álvarez-Filip, L. (2019). Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Marine Pollution Bulletin* 140, 616-625.
- Roberts, C.M. (2005). Marine protected areas and biodiversity. In: Norse, E.A., Crowder, L.B. (Eds.), *Marine Conservation Biology – The Science of Maintaining the Sea’s Biodiversity*. Island Press, Washington, DC, United States.
- Roberts, C., McClean, C., Veron, J., Hawkins, J., Allen, G., McAllister, D., Mittermeier, C., Schueler, F., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C. y Werner, T. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295: pp 1280-128.
- Rodríguez-Martínez, R. (2008). Community involvement in marine protected areas: The case of Puerto Morelos reef, México. *Journal of Environmental Management*. DOI:10.1016/j.jenvman.2007.06.008
- Rodríguez-Martínez, R., Ruíz-Rentería, F., van Tussenbroek, B., Barba-Santos, G., Escalante-Mancera, E., Jordán-Garza, G. y Jordán-Dalhgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, México. *Rev. Biol. Trop. Int. J. Trop. Biol.* ISSN-0034-7744.
- Rodríguez-Martínez, R., Banaszak, A., McField, M., Beltrán-Torres, A. y Álvarez-Filip, L. (2014). Assessment of *Acropora palmata* in the mesoamerican reef system. *PLoS ONE*. DOI: 10.1371/journal.pone.0096140
- Sala, E., y Giakoumi, S. (2018). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 1166–1168. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Sarkar, S. y Illoldi-Rangel. (2010). Systematic Conservation Planning: an Updated Protocol. *Natureza & Conservação* 8(1):19-26. doi: 10.4322/natcon.00801003
- Schowengerdt, R. A. (2006). *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing* (3rd ed.). Academic Press.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2019). Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Caribe Mexicano. CONANP. México
- Small, C. y Nicholls, J. (2003). A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Jour of Coast Reser.* 19(3):584-599.
- Spalding, D., M., Meliane, I., J. Bennett, N., Dearden, P., G. Patil, P., & D. Brumbaugh, R. (2016). Building towards the marine conservation end-game: consolidating the role of MPAs in a future ocean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 185–199. <https://doi.org/10.1002/aqc.2686>
- Suchley, A., y Alvarez-Filip, L. (2018). Local human activities limit marine protection efficacy on Caribbean coral reefs. In *Conservation Letters* (Vol. 11, Issue 5). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1111/conl.12571>
- Taylor, P.D.; Fahrig, L. y With, K. (2006) Landscape connectivity: A return to basics. En: Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (editors). *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. 29-43.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., y Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 306–314. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00070-3)
- van Lier, J. R., Wilson, S. K., Depczynski, M., Wenger, L. N., y Fulton, C. J. (2018). Habitat connectivity and complexity underpin fish community structure across a seascape of tropical macroalgae meadows. *Landscape Ecology*, 33(8), 1287–1300. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0682-4>
- van Tussenbroek, B. (2011). Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons dinámica de los pastos marinos y macroalgas asociadas en lagunas arrecifales. *Hidrobiológica* 21, 293–310
- van Tussenbroek BI, Cortés J, Collin R, Fonseca AC, Gayle PMH, et al. (2014) Caribbean-Wide, Long-Term Study of Seagrass Beds Reveals Local Variations, Shifts in Community Structure and Occasional Collapse. *PLOS ONE* 9(3): e90600. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090600>

- van Tussenbroek, B., Hernández-Arana, H., et al. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar Pollut Bull.* doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.057.
- Veettil, B.K., Ward, R.D., Lima, M.D.A.C., Stankovic, M., Hoai, P.N. y Quang, N.X. (2020). Opportunities for seagrass research derived from remote sensing: a review of current methods. *Ecol. Indic.* 117, 106560
- Vercammen, A., McGowan, J., Knight, A. T., Pardede, S., Muttaqin, E., Harris, J., Ahmadi, G., Estradivari, Dallison, T., Selig, E., & Beger, M. (2019). Evaluating the impact of accounting for coral cover in large-scale marine conservation prioritizations. *Diversity and Distributions*, 25(10), 1564–1574. <https://doi.org/10.1111/ddi.12957>
- Wang, L., Jia, M., Yin, D. y Tian, J. (2019). A review of remote sensing for mangrove forests: 1956–2018. *Remote Sens. Environ.* 231, 111223
- Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.
- Woodcock, C. E., y Gopal, S. (2000). Fuzzy set theory and thematic maps: accuracy assessment and area estimation. *International Journal of Geographical Information Science*, 14(2), 153–172. <https://doi.org/10.1080/136588100240895>
- Wu, J. (2013) Landscape Ecology. In: Leemans R. (eds) *Ecological Systems*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5755-8_11
- Wu, J., y Hobbs, R. (2007). *Key Topics in Landscape Ecology (Cambridge Studies in Landscape Ecology)* (1st ed.). Cambridge University Press.
- Zapata-Ramírez, P., Blanchon, P., Oliso, A., Hernández-Nuñez, H. y Sobrino, J. (2012). Accuracy of IKONOS for mapping benthic coral-reef habitats: a case study from the Puerto Morelos Reef National Park, Mexico. *International Journal of Remote Sensing*. DOI:10.1080/01431161.2012.716922.
- Zepeda-Centeno C., Padilla C., Huitrón J.C., Macías-Constantino M., Shaver E., Nava-Martínez G. y García-Salgado M.A. (2019). Protocolo de alerta temprana y respuesta inmediata: Acciones para mitigar el impacto de los ciclones tropicales en los arrecifes coralinos. The Nature Conservancy. 69 p.