



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

**Variación del paisaje bentónico y efecto del Parque Nacional
Arrecifes de Cozumel (PNAC) en un periodo de 11 años**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

CARLOS CRUZ VÁZQUEZ

TUTOR PRINCIPAL:

DR. RODOLFO RIOJA NIETO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. RAÚL AGUIRRE GÓMEZ
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. JAVIER BELLO PINEDA
INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS, UV

SISAL, YUCATAN, NOVIEMBRE, 2017.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



**VARIACIÓN DEL PAISAJE BENTÓNICO Y EFECTO DEL PARQUE
NACIONAL ARRECIFES DE COZUMEL (PNAC) EN UN PERIODO
DE 11 AÑOS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

CARLOS CRUZ VÁZQUEZ

TUTOR PRINCIPAL:

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

COMITÉ TUTOR:

DR. RAÚL AGUIRRE GÓMEZ
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. JAVIER BELLO PINEDA
INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS, UV

Agradecimientos

A la máxima casa de estudios mi *alma mater* la Universidad Nacional Autónoma de México por arroparme y hacerme crecer académicamente, por acercarme a la ciencia y a tanta gente que son ejemplos a seguir.

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por darme la oportunidad de realizar mi proyecto y darme muchas oportunidades de aprendizaje.

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de la maestría y ser parte de sus filas de investigadores.

Al Dr. Rodolfo Rioja Nieto por darme la oportunidad de ser parte del proyecto de investigación, por sus consejos y asesoría, por acompañarme en el proceso de la maestría.

Al proyecto PAPIIT No. IN219716 por los recursos otorgados para la realización del trabajo.

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

A mi comité tutorial, al Dr. Javier Bello Pineda, al Dr. Joaquín Rodrigo Garza Pérez, al Dr. Lorenzo Álvarez Filip y al Dr. Raúl Aguirre Gómez, por ayudarme a mejorar este trabajo con sus consejos y recomendaciones.

Al M. en C. Johnny Valdés Luit por el apoyo de trabajo de campo, al M. en C. Rafael Eduardo Pacheco Góngora por su asesoría en el procesamiento de los mapas de β -diversidad y a César Omar Chiyeán Cámara por el mantenimiento a la infraestructura utilizada en el procesamiento de los datos.

Al Dr. Edlin Guerra Castro por su asesoría en el uso de Primer y sus herramientas estadísticas útiles para el proceso de nuestros datos.

A mi familia, por su amor y apoyo incondicional, y a mi otra familia, mis amigos por su compañía, consejos y hacer amena la maestría.

Dedicatoria

A la memoria de mi abuela paterna Melida López Rivera, a quien mando muchos pensamientos positivos donde quiera que esté.

A mis padres Carlos y Magdalena y a mis hermanos Isela y Sacdiel.

A mi querida Chatita Tonalí y a su familia.

A mis compis de maestría Ainhoa, Paulina, Liliana, Joselyn, Roberto, Pedro.

A los compis manejadores.

A Sisal y a su gente tan calurosa

“Lo maravilloso de aprender es que nadie puede arrebatárnoslo”.

B.B. King.

¡El mar, el mar!

Dentro de mí lo siento.

Ya sólo de pensar

en él, tan mío,

tiene un sabor de sal mi pensamiento.

José Gorostiza.

Resumen

La modificación en el paisaje arrecifal tiene como principales factores de cambio la variación ambiental y las perturbaciones naturales y antropogénicas. Las Áreas Naturales Protegidas (ANPs), cuyo objetivo es mantener la biodiversidad en el tiempo, pueden beneficiarse del uso de herramientas espacialmente explícitas para su manejo y conservación. En este estudio se caracterizó la variación espacio-temporal del paisaje bentónico del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) en un periodo de 11 años para determinar el posible efecto del área protegida en las características del paisaje. La caracterización de los hábitats se realizó mediante la obtención de porcentajes de cobertura de los distintos substratos bentónicos en sitios de entrenamiento visitados en 2004 y 2015, respectivamente. Los sitios de entrenamiento se utilizaron para construir mapas temáticos mediante la clasificación supervisada de escenas multiespectrales (RGB) de alta resolución espacial. Para el año 2004, se determinaron diez clases de hábitat y siete en el año 2015. Los mapas obtenidos tienen una precisión, de 78.33% (coeficiente kappa 0.74) para 2004 y 79.17% para 2015 (coeficiente kappa 0.75). Se determinó el área y compactación de cada parche, así como la fragmentación, la β -diversidad y conectividad de los hábitats para los dos años de estudio tanto en todo el Área de Interés (AOI) como en dos secciones de esta, una dentro del área protegida y otra fuera adyacente a al ANP. Al analizar las métricas de paisaje se observó que el área de los parches, el índice de compactación y de conectividad presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el tiempo, caso contrario con la fragmentación y el índice de β -diversidad. Al comparar entre área con esquema de manejo y área adyacente sin esquema de conservación se observó que solo la β -diversidad y conectividad presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la interacción entre los años de estudio y las áreas comparadas. Los resultados sugieren una tendencia hacia la homogeneización del paisaje derivada de la pérdida de hábitats, aumento en la complejidad de los parches y disminución de la conectividad. Por otra parte, los datos podrían indicar un efecto positivo de ANP dadas las estrategias de manejo que limitan el daño físico en el hábitat.

Contenido

Lista de Figuras.....	4
Lista de Tablas.....	7
1. Introducción.....	8
2. Marco Teórico.....	10
2.1. Percepción Remota.....	10
2.2. Efecto atmosférico.....	11
2.3. Remoción del efecto de la superficie del mar y corrección columna de agua 12	
2.4. Sistemas de Información Geográfica.....	14
2.5. Mapeo temático.....	15
2.6. Áreas Naturales Protegidas.....	16
3. Antecedentes.....	17
4. Área de Estudio.....	19
5. Hipótesis.....	21
6. Objetivos.....	21
6.1. General.....	21
6.2. Particulares.....	21
7. Materiales y métodos.....	22
7.1. Obtención y pre-procesamiento de escenas satelitales.....	22
7.2. Caracterización del hábitat y construcción del mapa temático histórico (2004).....	24
7.3. Caracterización del hábitat y construcción del mapa temático reciente (2015).....	26

7.4.	Cálculo de métricas del paisaje.....	28
7.5.	Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats	29
8.	Resultados.....	32
8.1.	Pre-procesamiento de las escenas satelitales	32
8.2.	Caracterización del tipo de hábitat	33
8.3.	Variación espacio-temporal de las métricas del paisaje.....	39
8.3.1.	Índice de β -diversidad.....	39
8.3.2.	Índice de compactación	42
8.3.3.	Índice de conectividad	46
8.3.4.	Fragmentación.....	50
8.1.	Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats	50
8.1.1.	Cobertura del hábitat	50
8.1.2.	Índice de β -diversidad.....	53
8.1.3.	Índice de Compactación	54
9.	Discusión	60
9.1.	Construcción de mapas temáticos	60
9.2.	Variación del paisaje bentónico en el periodo 2004-2015.....	61
9.2.1.	Fragmentación.....	64
9.2.2.	Índice de β -diversidad, compactación y conectividad	64
9.3.	Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats	65
10.	Conclusiones y recomendaciones	66
11.	Referencias	68

12.	Anexo 1	79
13.	Anexo 2	80

Lista de Figuras

FIGURA 1 ÁREA DE ESTUDIO: COZUMEL, QUINTANA ROO	20
FIGURA 2 ÁREA DE INTERÉS (AOI) Y POLIGONAL DEL PARQUE NACIONAL ARRECIFES DE COZUMEL.	22
FIGURA 3 ESTACIONES VISITADAS EN 2004 Y REVISITAS Y NUEVAS ESTACIONES DE 2015.....	27
FIGURA 4 SELECCIÓN DE ÁREAS DE MUESTREO PARA LA COMPARACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE CARACTERÍSTICAS DEL PAISAJE DENTRO Y FUERA DEL PARQUE NACIONAL ARRECIFES DE COZUMEL.	31
FIGURA 5 AOI EXTRAIDO DE IMÁGENES PREPROCESADAS. IZQUIERDA: 2004, CON CORRECCIÓN ATMOSFERICA Y DEGLINT; DERECHA: 2015, CON CORRECCION ATMOSFERICA, CORRECCION DE COLUMNA DE AGUA Y DEGLINT.....	32
FIGURA 6 COMPARACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITATS RECONOCIDOS PARA AMBOS TIEMPOS DE ESTUDIO.	35
FIGURA 7 DISTRIBUCION DE LOS TIPOS DE HABITATS RECONOCIDOS PARA EL AÑO 2004 EN DETALLE.	36
FIGURA 8 DISTRIBUCION DE LOS TIPOS DE HABITATS RECONOCIDOS PARA EL AÑO 2015 EN DETALLE.	37
FIGURA 9 PORCENTAJE DE COBERTURA DEL ÁREA TOTAL PARA CADA UNO DE LOS HABITATS CARACTERIZADOS EN LOS AÑOS DE ESTUDIO. * INDICA PARES EN LOS QUE SE OBSERVÓ UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA (P<0.05). A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL.	39
FIGURA 10 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS VALORES DE B-DIVERSIDAD EN EL AÑO 2004.	40
FIGURA 11 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS VALORES DE B-DIVERSIDAD EN EL AÑO 2015.	41
FIGURA 12 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE VALORES DE COMPACTACIÓN EN EL AÑO 2004.....	43
FIGURA 13 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE VALORES DE COMPACTACIÓN EN EL AÑO 2015.....	44
FIGURA 14 DIAGRAMAS DE CAJA DE LOS VALORES DE COMPACTACIÓN OBTENIDOS EN LOS AÑOS DE ESTUDIO. A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA	

DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 45

FIGURA 15 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE VALORES DE CONECTIVIDAD PARA EL AÑO 2004..... 47

FIGURA 16 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE VALORES DE CONECTIVIDAD PARA EL AÑO 2015..... 48

FIGURA 17 DISTRIBUCION DE LOS DATOS DEL ÍNDICE DE CONECTIVIDAD OBTENIDOS EN LO AÑOS DE ESTUDIO. A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 49

FIGURA 18 FRECUENCIA DE LOS PARCHES VS ÁREA (EN INTEVALOS DE 500 M²). LA LÍNEAS REPRESENTAN UNA REGRESIÓN CON EL MODELO POTENCIAL (P<0.05) PARA CADA UNO DE LOS TIEMPOS DE ESTUDIO. 50

FIGURA 19 PORCENTAJE DE COBERTURA DEL ÁREA TOTAL PARA CADA UNO DE LOS HABITATS CARACTERIZADOS EN EL TIEMPO CORRESPONDIENTE A LAS REGIONES DE ESTUDIO. A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL 52

FIGURA 20 DISTRIBUCIÓN DE LOS VALORES DE B-DIVERSIDAD PARA CADA UNO DE LOS AÑOS CON RESPECTO A LAS REGIONES DE ESTUDIO. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 53

FIGURA 21 DIAGRAMA QUE MUESTRA LA DISTRIBUCIÓN DE LOS VALORES DE COMPACTACIÓN PARA CADA UNO DE LOS AÑOS RESPECTO A LAS REGIONES DE ESTUDIO. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 55

FIGURA 22 DIAGRAMA DE CAJA Y BIGOTES QUE COMPARA LA DISTRIBUCIÓN DE LAS MEDIAS DEL ÍNDICE DE COMPACTACIÓN PARA CADA UNA DE LOS HÁBITATS, DEPENDIENDO DEL ESPACIO Y EL TIEMPO. A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA

DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 57

FIGURA 23 DIAGRAMA QUE MUESTRA LA DISTRIBUCIÓN DE LOS VALORES DE CONECTIVIDAD PARA CADA UNO DE LOS AÑOS RESPECTO A LAS REGIONES DE ESTUDIO. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 58

FIGURA 24 DIAGRAMA DE CAJA Y BIGOTES QUE COMPARA LA DISTRIBUCIÓN DE LOS VALORES DEL ÍNDICE DE CONECTIVIDAD PARA CADA UNO DE LOS HÁBITATS EN FUNCIÓN DEL ESPACIO Y EL TIEMPO. A:DOMINADO POR ARENA SOBRE ROCA; B:DOMINADO POR PASTOS MARINOS; C:COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y PASTOS MARINOS; D:ARRECIFE DE CORAL; E:ARENAL; F:DOMINADO POR ARENA; G:DOMINADO POR MACROALGAS; H:DOMINADO POR PEDACERÍA CORALINA; I: DOMINADO POR ROCA; J: DOMINADO POR CORAL. LAS LINEAS CENTRALES REPRESENTAN LA MEDIANA, LAS CAJAS REPRESENTAN EL RANGO INTERCUARTIL Y LOS BIGOTES LOS VALORES MINIMO Y MAXIMO. 60

Lista de Tablas

TABLA 1 PRINCIPALES COMPONENTES DE CLASIFICACIÓN DE HÁBITATS.....	25
TABLA 2 DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT CORRESPONDIENTES AL AÑO 2004. ENTRE PARÉNTESIS SE MUESTRA EL NÚMERO DE SITIOS DE ENTRENAMIENTO QUE SE TIENEN PARA CADA CLASE. COBERTURA MEDIA 26-50%, DOMINADO > 76%	33
TABLA 3 DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT CORRESPONDIENTES AL AÑO 2015. ENTRE PARÉNTESIS SE MUESTRA EL NÚMERO DE SITIOS DE ENTRENAMIENTO QUE SE TIENEN PARA CADA CLASE. COBERTURA MEDIA 26-50%, DOMINADO > 76%	34
TABLA 4 RESULTADOS DE LA PRUEBA PERMANOVA DE LA COMPARACIÓN DE LOS DATOS DE ÁREA (M ²) CONSIDERANDO LOS FACTORES DE TIEMPO Y ESPACIO. DF=GRADOS DE LIBERTAD, SS= SUMA DE CUADRADOS, MS= CUADRADOS MEDIOS.	53
TABLA 5 RESULTADOS DE LA PRUEBA PERMANOVA DE LA COMPARACIÓN DE LOS DATOS DE B-DIVERSIDAD CONSIDERANDO LOS FACTORES DE TIEMPO Y ESPACIO. DF=GRADOS DE LIBERTAD, SS= SUMA DE CUADRADOS, MS= CUADRADOS MEDIOS.	54
TABLA 6 RESULTADOS DE LA PRUEBA PERMANOVA DE LA COMPARACIÓN DE LOS DATOS DEL ÍNDICE DE COMPACTACIÓN EN ÁREA DENTRO Y FUERA Y LOS AÑOS DE ESTUDIOS	56
TABLA 7 RESULTADOS DE LA PRUEBA PERMANOVA DE LA COMPARACIÓN DE LOS DATOS DE CONECTIVIDAD EN ÁREA DENTRO Y FUERA Y LOS AÑOS DE ESTUDIOS.....	59

1. Introducción

Los ecosistemas costeros proporcionan una gran diversidad de servicios ambientales. Su estructura multi-dimensional provee de un gran número de nichos ecológicos, con lo cual constituyen áreas con alta productividad.

El sistema arrecifal, integrado por manglares, pastos marinos y arrecifes de coral, constituye un ecosistema con una alta biomasa dada por su gran biodiversidad y que posee un gran número de procesos ecológicos (Basurto-Lozano, 2006). En el caso específico de los arrecifes coralinos, es conocido que contienen una gran cantidad de especies de fauna y flora, que les atribuyen características de refugio y protección (Jordán-Dahlgren, 1988). Así mismo, provee de un gran número de hábitats que mantienen una alta diversidad de especies, formando uno de los ecosistemas más diversos y complejos en cuanto a las interacciones intra e interespecíficas (McClanahan, 1995). Las camas de pastos marinos, los bosques de manglar, los bosques de macroalgas y los arrecifes de coral, funcionan como sitios de reclutamiento de especies de importancia comercial, barreras naturales de protección y sitios de estabilización de sedimentos, entre otros, constituyendo uno de los proveedores de servicios ambientales más importantes del planeta (Moberg y Folke, 1999).

La ecología del paisaje se centra en el análisis de la estructura del ecosistema y las implicaciones espaciales de los procesos ecológicos en los hábitats que lo constituyen. Éstos últimos considerados como asociaciones de especies descritas objetivamente en un entorno definido (Bunce et al., 2013). Considerando que los cambios que se producen en los hábitats pueden ser provocados por causas naturales (fenómenos meteorológicos) o por factores antropogénicos (desarrollo urbano y turístico), planeados o no (Campos et al., 2002; Morera et al., 2007), el ecosistema arrecifal se puede estudiar a una escala de paisaje debido al conjunto de hábitats que lo conforman y a los procesos de cambio que actúan sobre el (Buhl-mortensen et al., 2014).

Por su belleza escénica, los arrecifes de coral han sido un ecosistema atractivo para millones de personas en todo el mundo para realizar actividades de recreación (ej. buceo) y, en consecuencia, las costas cercanas a éstos presentan un gran número de asentamientos e infraestructura que los hace accesibles a las personas. El desarrollo de la infraestructura hace que cada vez más y más personas logren visitar estos lugares (Jordán-Dahlgren, 1988). El enriquecimiento de nutrientes como resultado de la agricultura, la sobrepesca y las técnicas de pesca destructivas, la acumulación de sedimentos por la modificación de las costas, la actividad turística originan pérdida de hábitats cada vez más a los organismos formadores de arrecifes, dificultando su capacidad para regenerarse por sí solos (Álvarez-Filip y Gil, 2006). Aunado a las perturbaciones antropogénicas, los últimos años los ecosistemas arrecifales han sufrido modificaciones considerables como consecuencia de variaciones en el ambiente, las cuáles han reducido de manera importante a estos ecosistemas costeros (Álvarez-Filip y Bonilla, 2007).

La aplicación y uso de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en combinación con técnicas de Percepción Remota, proporciona una base robusta de metodologías que permiten monitorear patrones de cambio en los ecosistemas (ej. procesos de fragmentación, compactación y aislamiento), mismos que están relacionados a la dinámica espacial y temporal, tanto en actividades antropogénicas como por perturbaciones naturales (De León et al., 2014).

Los cambios progresivos en la cobertura de un hábitat permite realizar estudios que a menudo emplean indicadores derivados de la clasificación de imágenes satelitales, cuantificando observaciones a través del tiempo a partir de dos o más periodos (Linke et al., 2009; Velázquez, 2010). A su vez estos análisis producen información numérica denominada métricas, las cuales definen las características del hábitat y sus procesos ecológicos desde una perspectiva espacial como temporal (Vila, 2006).

En las últimas décadas la actividad antropogénica ha dado como resultado la pérdida de biodiversidad, funciones ecológicas y servicios ambientales que los

sistemas arrecifales pueden proveer (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008). Por lo tanto, este trabajo pretende obtener información sobre las características del paisaje actuales del sistema arrecifal de Cozumel, considerando su variación espacio-temporal en un periodo de 11 años. Esta información es fundamental para las actividades de manejo y conservación del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), que en promedio recibe más de 500,000 visitantes al año.

2. Marco Teórico

2.1. Percepción Remota

El término percepción remota se define como las técnicas de colecta de imágenes o datos, acerca de un objeto obtenidas a distancia (Daoudouh-Guebas, 2002). Algunos ejemplos de dispositivos de percepción remota son cámaras, telescopios, escáneres óptico-mecánicos, láseres, receptores de radio-frecuencia, sistemas radar, sonar, sismógrafos, rayos X, entre otros (Bhatta, 2013).

El uso de este tipo de herramientas se ha incrementado de acuerdo con los avances tecnológicos y han sido ampliamente utilizados para estudios donde la caracterización del territorio es fundamental para el conocimiento de la ubicación de los recursos utilizables.

La adquisición de imágenes de un objeto de interés se puede realizar de manera indirecta por medio de propagación de señales dirigidas, que permiten el reconocimiento de objetos a grandes distancias (Schowengerdt, 2007b). El principio fundamental de la percepción remota es la relación entre la emisión y reflexión de señales de energía (ondas electromagnéticas y/o acústicas). Esta relación es medida y analizada mediante sensores y software que se encargan de presentar la información de manera entendible y manipulable (Rioja-Nieto, 2007; Barrera, 2012; Cruz, 2013).

Los sensores remotos se dividen en pasivos y activos. Los sensores pasivos miden la radiación natural (producida por el sol principalmente) reflejada por un objeto de interés (plataformas satelitales principalmente), mientras que los activos emiten

radiación de manera artificial y la contrastan con la radiación reflejada por el objeto de interés (ecosondas, radar, etc.)(Schowengerdt, 2007a, 2007b).

La percepción remota es una herramienta de gran ayuda para el entendimiento geográfico del paisaje pues en conjunto con otras herramientas como los SIG ha permitido producir una gran variedad de mapas que han ayudado en la realización de estudios científicos (Cogan, 2009), dentro de los cuales destaca ser de gran ayuda al momento de la toma de decisiones dentro de un plan de manejo de un ordenamiento territorial (Rioja-Nieto, 2007; Gravestock et al., 2008; Cruz, 2013; Rioja-Nieto et al., 2013). En este contexto, la percepción remota constituye un método de bajo costo cuando permite evaluar zonas inaccesibles o de gran extensión (de León Mata et al., 2014).

2.2. Efecto atmosférico

La absorción y dispersión de la luz en los objetos de estudio afectan a los datos obtenidos por las plataformas satelitales, confundiendo la interpretación de las firmas espectrales del o de los objetos de interés y su comparación a lo largo del tiempo (Brizuela et al., 2007).

Los distintos componentes de la atmosfera como gases, aerosoles y las nubes, absorben y dispersan la radiación solar y como consecuencia transforma la información obtenida. A esto se le conoce como “efecto atmosférico”. La atmosfera es un factor que es intrínseco de la tierra y está en constante cambio, por lo cual es necesario corregir los valores obtenidos del sensor.

En general, la metodología aplicada a minimizar el efecto de la atmosfera se centra en disminuir el efecto de la dispersión (bruma, cobertura de nubes). De esta forma se busca evitar confusiones al momento de la realización de procesos, tales como operaciones matemáticas entre bandas.

Existen distintos modelos de corrección atmosférica (ej. mediciones directas al momento de la toma de las imágenes, uso de modelos de transferencia de energía

como MODTRAN). Sin embargo, uno de los más utilizados, quizá por su facilidad de aplicación, es el propuesto por Chávez (1996). Este método asume que los píxeles dentro de la imagen que representan aguas claras profundas deberían presentar valores DN "0", atribuyendo los valores observados al efecto atmosférico, así que el valor DN promedio de valores mínimos en cada banda son sustraídos a todos los píxeles en su banda respectiva. Éstos valores son eliminados del histograma de frecuencias en todas las bandas. A esta técnica se le llama corrección del histograma por sus mínimos valores (Chavez, 1996; Schowengerdt, 2006a).

2.3. Remoción del efecto de la superficie del mar y corrección columna de agua

Cuando la superficie del agua no es plana, debido a oleaje, la reflexión de la luz se dispersa hacia varias direcciones, originando áreas más brillantes que otras. El resplandor del sol en escenas multiespectrales confunden la identificación de los fondos. Estas áreas pueden ser recuperables extrayendo el componente de luz solar en las bandas de espectro visible utilizando información de la banda de infrarrojo cercano (Hochberg et al., 2003; Hedley et al., 2005).

El método de Hochberg *et al.* (2003) modificado por Hedley *et al.* (2005), propone se establezcan relaciones lineales entre la banda del infrarrojo cercano y las bandas del espectro visible mediante regresiones lineales basadas en píxeles muestreados de una o varias regiones de la escena donde es evidente el resplandor del sol, con la condicionante de que sean áreas de brillo espectral permanente y no se vea afectado por el fondo. Esta metodología tiene dos suposiciones básicas: 1) que el brillo en la banda NIR se compone del brillo solar, esta suposición es válida por el hecho de que el agua presenta una absorción muy fuerte a longitudes de onda NIR (700-1000nm), es decir, en aguas profundas tiende a dar cero; y 2) los valores de los píxeles presentes en las bandas RGB tiene una relación lineal a los valores encontrados en la banda del Infrarrojo cercano. El método consiste en seleccionar una o más regiones de la imagen donde es evidente el brillo solar, pero donde se

espera que éste sea consistente (ej. áreas de aguas profundas). Esta información, combinada con el brillo NIR en cada píxel de toda la imagen, se utiliza para determinar el coeficiente que se utilizará para reducir el brillo en cada banda visible para eliminar el brillo en cada píxel.

Cuando la luz penetra en el agua su intensidad disminuye exponencialmente con la profundidad, fenómeno llamado atenuación. La atenuación de la luz en el agua es derivada de dos procesos, por un lado la absorción, que implica la conversión de energía electromagnética a calor o energía química (el agua absorbe en gran medida la luz roja reflejando la luz azul) y por otro lado la dispersión, el cambio de dirección de la luz al interactuar con las partículas suspendidas en la columna de agua (Green et al., 2000). Es decir, la franja del rojo se atenúa más rápido que la franja azul. La atenuación tiene efecto en los datos obtenidos por sensores remotos, dando distintas repuestas espectrales a diferentes profundidades para el mismo tipo de hábitat provocando una confusión al momento de realizar la clasificación de los hábitats, por lo tanto, es de suma importancia eliminar la influencia que otorga la profundidad de la columna de agua.

Los métodos para corregir este efecto producen un índice para el tipo de fondo independiente de la profundidad por cada par de bandas espectrales (Green et al., 2000), el cual es ajustado a toda a imagen. Estas transformaciones son principalmente útiles en zonas donde la claridad de la columna de agua es muy buena (Lozano, 2003).

Lyzenga (1978, 1981) propuso un método simple basado en imágenes, compensando el efecto de la variable profundidad para mapear fondos marinos con el cual las imágenes son procesadas. La compensación se lleva a cabo eligiendo valores de pixeles donde se supone que existe un fondo homogéneo (ej. Arenales) a diferentes profundidades de cada una de las bandas. Con estos valores se calculan coeficientes de atenuación, obteniendo índices de fondo invariante en profundidad para cada par de bandas, es decir, un índice para R/G, otro para R/B y

finalmente otro para G/B, con los que se ajustan los valores de los pixeles en toda la imagen (Green et al., 2000).

2.4. Sistemas de Información Geográfica

Un Sistema de Información Geográfica (SIG) se puede definir como *“una combinación de herramientas como hardware y software que se utilizan para ingresar, almacenar, manipular, analizar y desplegar datos geográficos o espaciales descritos por un usuario”* (Congalton y Green, 1992).

En un SIG se representan de manera espacialmente explícita y en forma digital elementos del terreno, los cuales deben tener correspondencia con una coordenada geográfica, es decir, deben estar “georreferenciados” (Monroy y Travieso-Bello, 2006). Además de la cartografía representada y visualizada, también existen datos cuantitativos y cualitativos asociados, de modo que cuenta con datos geográficos y sus atributos (bases de datos).

Los SIG son herramientas útiles para la toma de decisiones ya que permiten tener un panorama amplio de donde se localizan objetos de interés dentro de un espacio determinado (Rosete y Bocco, 2003, Monroy y Travieso-Bello, 2006). Además permite la elaboración de diagnósticos, el análisis de tendencias, la generación de escenarios alternativos, así como el diseño de propuesta, facilitando la toma de decisiones (Moizo, 2004).

Los SIG permiten el análisis de áreas vitales para el desarrollo humano y socioeconómico de una región, cuya inclusión en un plan de manejo es vital para la óptima utilización de los recursos (Dahdouh-Guebas, 2002). Además funge como una herramienta para la gestión, planificación y toma de decisiones (Reyna-González et al., 2014).

Para el manejo costero los SIG han demostrado ser herramientas útiles que permiten el buen ordenamiento del territorio, analizando la complejidad de la zona costera, evaluando las alternativas de uso (Monroy y Travieso-Bello, 2006). Así

mismo, en combinación con sensores remotos permiten la representación y análisis de atributos ecológicos del paisaje y el estudio de su variación en el tiempo como resultado de perturbaciones naturales y antropogénicas (Rioja-Nieto et al., 2015; Rioja-Nieto et al, 2017).

2.5. Mapeo temático

Las imágenes de percepción remota procesadas e incorporadas a un SIG, permiten integrar y analizar la heterogeneidad espacial en formato digital (Moizo, 2004). Una imagen digital está constituida por píxeles, que se obtienen al convertir el intervalo continuo de valores análogos de radiación registrada por un sensor en un intervalo expresado por un número finito de enteros (números digitales o DN por sus siglas en inglés) (Zhang, 2014). Por otro lado, los SIG permiten realizar análisis de la heterogeneidad espacial a diferentes escalas, obteniendo información de índices de paisajes, todo esto gracias al intercambio de información entre estas tecnologías (Moizo, 2004; Rejas, 2008; Vázquez y Rocha, 2009; Barrera, 2012).

Un mapa temático está compuesto por dos partes fundamentales para su entendimiento: el mapa base y un contenido con una temática en especial (ej. vegetación, climas, tipos de suelo). La elaboración de mapas temáticos se realiza mediante la clasificación de imágenes multispectrales por medio de patrones de píxeles (Bello-Pineda et al., 2005; Schowengerdt, 2007; Barrera-Falcón, 2012).

Cuando la clasificación e identificación de hábitats se lleva mediante la utilización de algoritmos estadísticos que agrupen un cierto número de píxeles de acuerdo a sus características espectrales atribuidas por el sensor en el satélite se le llama clasificación no supervisada, en este caso se requiere la mínima interacción con el usuario decidiendo el número máximo de clases que se producirán como resultado y el número de iteraciones por proceso. Cuando la clasificación utiliza el conocimiento del usuario, basado en la experiencia, para dirigir e identificar las firmas espectrales se le denomina clasificación supervisada, aquí el usuario delimita áreas conocidas de hábitats de su importancia para determinar la firma espectral e

introducirla en los algoritmos estadísticos que llevan a cabo la clasificación de los hábitats. En ocasiones es posible llevar primero a cabo una clasificación no supervisada de la imagen para definir sitios espectralmente homogéneos y posteriormente visitar estos sitios para utilizarlos como sitios de entrenamiento en una clasificación supervisada de la misma imagen, es decir utilizar un método híbrido (Green et al., 2000; Schowengerdt, 2007c).

La evaluación de las clasificaciones se puede llevar a cabo utilizando matrices de contingencia y cuantificando la proporción de píxeles correctamente descritos con los que no lo fueron, es decir, si los píxeles clasificados correspondieran en su totalidad a la clase asignada se tendría el 100% de precisión. Sin embargo, en la práctica no sucede, por lo que uno debe esperar obtener un porcentaje alto en la precisión (Green et al., 2000; Congalton y Green, 2009).

La aplicación de estas técnicas proporcionan una base robusta en el empleo de metodologías que permitan monitorear los patrones que intervienen en los procesos de fragmentación, mismos que están ligados a la dinámica espacial y temporal de actividades antrópicas, con ello podemos cuantificar la heterogeneidad a nivel de paisaje (de León Mata et al., 2014).

A nivel de paisaje, la percepción remota es una piedra angular para el análisis, pues facilita y amplía la representación, interpretación y el análisis de datos espacialmente explícitos. Además, con el uso de un SIG se incrementa la posibilidad de tratar con ecosistemas, regiones y paisajes en forma integral, lo que ayuda a mejorar la planificación y manejo en cuanto a su diagnóstico y transformación (Moizo, 2004; Aguilera y Botequilha-leitão, 2011; Wang et al., 2014).

2.6. Áreas Naturales Protegidas

Entre los principales instrumentos de política ambiental para la conservación de la biodiversidad es el decreto de Áreas Naturales Protegidas (ANPs) (Moreno-Casasola, 2006). Estas porciones terrestres o acuáticas del territorio son representativas de los diversos ecosistemas, donde los ambientes originales no han

sido significativamente alterados o que requieren ser preservados y restaurados, además de promover la producción de bienes y servicios ecosistémicos. Las ANPs son claves en los esfuerzos conducentes a lograr frenar la transformación de los ecosistemas, restaurar aquellos que han perdido su integridad ecológica y diseñar sistemas productivos y de utilización sustentables basados en el entendimiento de su dinámica funcional (Maass et al., 2010). Al considerar el establecimiento de las áreas protegidas se coadyuva al impulso de la economía y al mismo tiempo la conservación de la biodiversidad (Moreno-Casasola, 2006).

México es un país que cuenta con una gran extensión litoral, abarcando el Océano Pacífico, el Golfo de México y el Mar Caribe, ocupando cerca de 11,590 kilómetros de costa (Moreno-Casasola, 2006). De las 181 áreas naturales protegidas de carácter federal que hay en nuestro país, el 37.5% están protegiendo a ecosistemas costeros y marinos, del total de áreas decretadas, la mayoría son Parques Nacionales. La categoría más importante es la de Reserva de la Biósfera, representada en la Península de Yucatán por las reservas de la biosfera de Banco Chinchorro, Ría Celestún, Ría Lagartos, Arrecifes de Sian Ka'an, Caribe Mexicano, Calakmul, Los Petenes, Sian Ka'an y Tiburón Ballena.

3. Antecedentes

El conocimiento de los sistemas arrecifales es de suma importancia, ya que éstos poseen una muy alta diversidad, riqueza específica y heterogeneidad del hábitat, además de ser sistemas interconectados con intercambios de organismos y nutrientes (Borges-Souza, 2003; Chávez-Hidalgo, 2009). Así mismo, estos ecosistemas aportan un gran número de servicios ambientales, por ejemplo: funcionan como barreras naturales de protección que atenúan la energía del oleaje, como sitios de captura de carbono, zonas de refugio de especies (con énfasis en las especies de extracción comercial), entre otros (Aronson et al., 2009; Maass et al., 2010; Pérez-España et al., 2010; Pratchett et al., 2014; Barbier, 2016). Sin embargo, debido a las actividades antropogénicas en la zona costera, las cuales han aumentado a lo largo del tiempo, y el cambio climático, se han transformado los

ciclos biogeoquímicos y los procesos ecológicos (Maass et al., 2010) que ocurren en estos ecosistemas y que mantienen su biodiversidad. En este sentido, las ANPs son la herramienta más utilizada a nivel internacional para la conservación de este y otros ecosistemas marinos, por lo que, considerando su amplia utilización y las distintas restricciones a las actividades humanas generalmente asociadas con su establecimiento, es fundamental determinar su efectividad como herramienta de conservación. Así entonces, es posible justificar su establecimiento y operación, así como, de ser necesario, ajustar las estrategias de manejo y conservación que permitan la persistencia de la biodiversidad, principal objetivo de las ANPs.

Los SIG en combinación con sensores remotos han sido aplicados exitosamente para la caracterización de los sistemas arrecifales. Por mencionar algunos ejemplos, están los trabajos de Green et al. (1996), Mumby et al. (1997), Mumby y Edwards (2002), Harborne et al. (2006) y Hedley et al. (2016) donde hacen uso de estas herramientas para definir distintas características del paisaje bentónico. En México, algunos trabajos han utilizado estas herramientas. Torruco y González, (2002), construyen mapas temáticos de Banco Chinchorro utilizando imágenes Landsat MSS; Andréfouët et al., (2003); Garza et al (2004) utiliza métodos de clasificación supervisada para construir mapas temáticos de Boca Paila y Akumal, respectivamente; Cerdeira-Estrada et al., (2012) generan mapas temáticos de Puerto Morelos y Contreras-Silva en el mismo año, genera mapas temáticos de Bancho Chinchorro en base a imágenes World-View 2. Recientemente, la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO), hace disponible en línea la cartografía de ecosistemas arrecifales del Caribe Mexicano, caracterizando nueve tipos de paisajes en la zona continental somera (CONABIO, 2017).

En Cozumel se han llevado distintos estudios sobre sus ecosistemas marinos, de los cuales la mayoría se han enfocado en la descripción de los organismos presentes y la caracterización de los procesos que ocurren en el sistema arrecifal, así como los efectos que han tenido fenómenos naturales (ej. huracanes) en los organismos y los procesos ecológicos presentes (Fenner, 1988; Jordán-Dahlgren y

Rodriguez-Martinez, 2003; Álvarez-Filip y Gil, 2006; Reyes-Bonilla et al., 2014). A escala de paisaje, es decir considerando los tipos de hábitat bentónicos presentes y sus relaciones espaciales, solamente dos trabajos se han llevado a cabo en el área. Rioja-Nieto et al. (2012) evaluó el efecto del Huracán Emily sobre distintos hábitats bentónicos y Rioja-Nieto y Sheppard (2008) caracterizaron los hábitats bentónicos marinos y el posible efecto del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel en sus características. Este último trabajo identifica un efecto positivo del ANP en algunas características del paisaje bentónico considerando solamente un momento en el tiempo y por lo tanto constituye un nivel de referencia histórico que permitirá determinar de manera estandarizada, a partir de un momento conocido los patrones de variación espacio-temporal del paisaje marino y su relación con el área protegida.

4. Área de Estudio

La Isla de Cozumel forma parte de la planicie del Caribe (Figura 1). Presenta una superficie casi plana, encontrando su parte más elevada a 10 msnm. La estructura caliza de la isla ha favorecido el desarrollo de galerías subterráneas, cavernas, dolinas, cenotes, pantanos y lagunas lacustres. Estas geoformas, originadas por la acción de las olas y las mareas y la actividad estuarina, forman la mayor parte del área. Las propiedades Kársticas de la isla de Cozumel y la erosión han determinado la ausencia de cauces de agua superficial, que consecuentemente da como resultado cauces de agua subterránea, los cuales abastecen de agua a la población local. La región se presenta un clima tipo Am; cálido húmedo con abundantes lluvias en verano superiores a 40 mm en el mes más seco, con temperaturas que oscilan en promedio de 25.5 °C (Rioja-Nieto, 2007; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al., 2008).

El Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) se localiza en el municipio de Cozumel, en el estado de Quintana Roo, aproximadamente a 16.5 Km al Oeste del Mar Caribe, en el lado Este de la península de Yucatán, con un área total de 11,987 ha.

El Parque Nacional comprende a una de las más diversas y complejas comunidades coralinas. En ella habitan miles de organismos propios de aguas tropicales, representado por especies de distintos invertebrados como corales (blandos y duros), además de esponjas, crustáceos, moluscos y equinodermos. Por parte de los vertebrados encontramos a los peces arrecifales de variadas formas y colores. En cuanto a las comunidades vegetales están representadas tanto por las algas, como por los pastos marinos (INE, 1998).

El PNAC, es un sitio de reserva de especies de flora y fauna marina, algunas de las cuales se encuentran amenazadas, en peligro de extinción o sujetas a protección especial. Un ejemplo son las tortugas marinas, langosta, caracol reina, coral negro, algunas especies de coral cuernos de alce (ej. *Acropora palmata*) y cuernos de ciervo (ej. *A. cervicornis*), entre otras especies de coral que son explotadas por su uso comercial (Salazar-Vallejo, 2002; Álvarez-Filip et al., 2009).

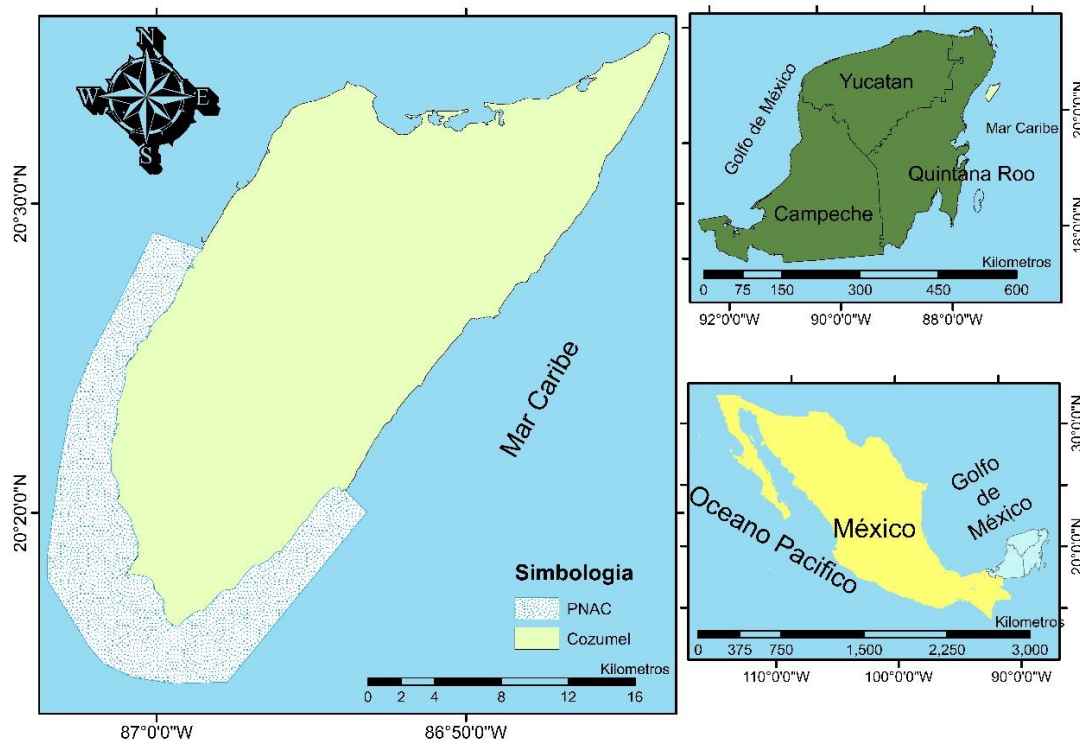


Figura 1 Área de Estudio: Cozumel, Quintana Roo

Esta área protegida cuenta con una diversidad muy grande de hábitats marinos, entre los cuales destacan una mezcla de arrecifes marginales, arrecifes de parche y corales mixtos, con cercanía a praderas algales y de pastos marinos, así como zonas de manglar (Rioja-Nieto, Chiappa-Carrara y Sheppard, 2012).

5. Hipótesis

Dado que las actividades de manejo en el PNAC regulan las actividades antropogénicas, se espera que el área protegida tenga efecto positivo en la variación espacio-temporal de las características del paisaje bentónico con respecto al área adyacente sin esquema de protección.

6. Objetivos

6.1. General

Caracterizar la variación espacio-temporal del paisaje bentónico del PNAC en un periodo de 11 años y establecer si existe variación diferencial entre el ANP y el área adyacente sin esquema de conservación.

6.2. Particulares

1. Caracterizar el hábitat bentónico histórico del paisaje arrecifal del PNAC a partir de una imagen de alta resolución en base a datos obtenidos en 2004.
2. Caracterizar el hábitat bentónico reciente (año 2015) del paisaje arrecifal del PNAC.
3. Determinar el nivel de incertidumbre de los mapas temáticos histórico y actual, respectivamente.
4. Estimar métricas del paisaje arrecifal histórico y reciente.
5. Determinar la variación de las características del hábitat bentónico a lo largo del tiempo dentro y fuera del Área Natural Protegida.

7. Materiales y métodos

7.1. Obtención y pre-procesamiento de escenas satelitales

Se utilizaron dos escenas multiespectrales RGB de alta resolución. Una escena multiespectral (B, G, R, NIR) obtenida del satélite IKONOS correspondiente al año 2004 con una resolución espacial de 3.2 m por pixel, referida en adelante como escena histórica. La imagen de 2015, referida en adelante como escena reciente, corresponde a una imagen multiespectral (B, G, R, NIR) de la plataforma SPOT 7 con resolución espacial de 6 m por pixel.

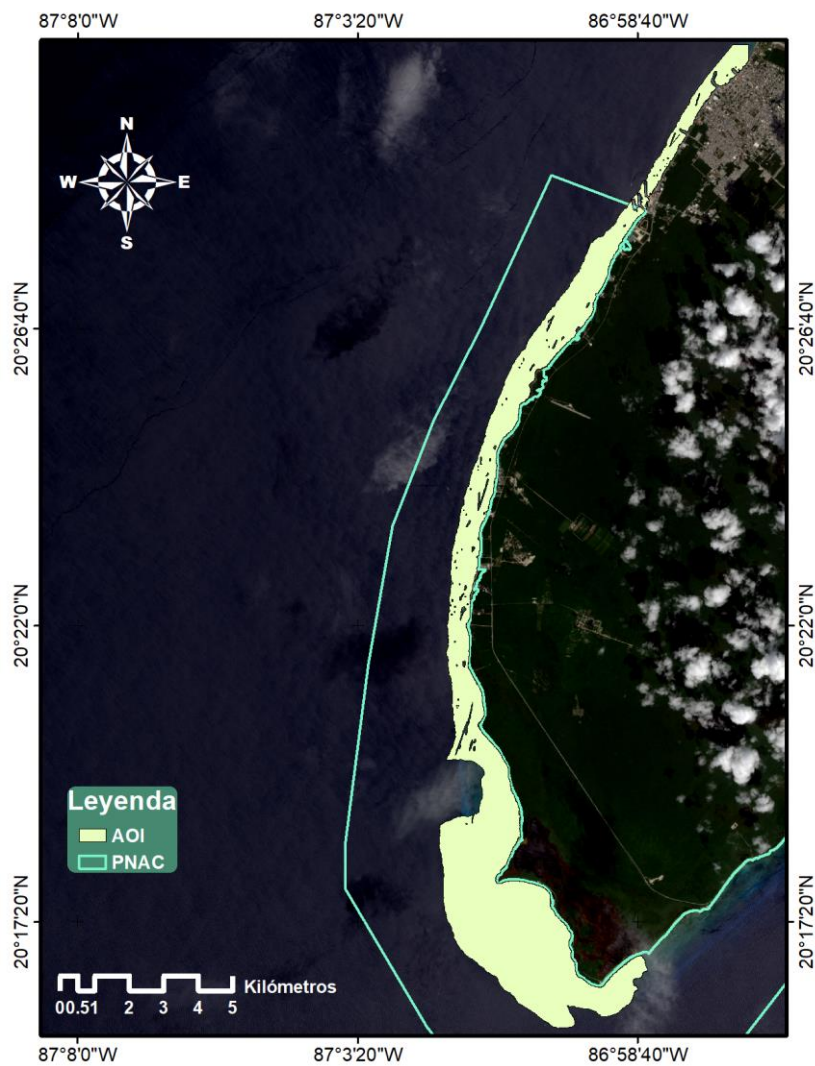


Figura 2 Área de interés (AOI) y poligonal del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel.

Debido a que ambas escenas derivan de distintas plataformas satelitales se les realizó una corrección geométrica, co-registrando las escenas de tal forma que los píxeles de ambas imágenes correspondan entre sí de manera precisa, además se definió el AOI (área de interés) y se extrajo de ambas escenas (Figura 2). El AOI se delimitó en base a la profundidad, la nubosidad en los dos tiempos de estudio, al polígono límite del PNAC, y a la distribución de las estaciones de muestreo, en adelante referidas como sitios de entrenamiento, correspondientes al año 2004. La escena IKONOS se re-escaló a 6 m para tener homogeneidad en la resolución espacial mediante el método de interpolación bilineal.

En ambas imágenes se les realizó una corrección atmosférica utilizando la técnica de substracción del píxel más oscuro (Chavez, 1988). Se seleccionó áreas donde se observaba píxeles con valores mínimos, se promediaron y se sustrajeron del histograma de frecuencia de cada una de las bandas.

En ambas escenas se observó que tenían reflejos por las ondas superficiales producidas por el oleaje, por lo que se decidió realizar una corrección de reflejo de la superficie del mar (de-glint) para eliminar el resplandor del sol. Se utilizó la metodología de Hochberg *et al.* (2003) modificada por Hedley *et al.* (2005). Seleccionamos regiones donde el efecto del oleaje era más evidente y con los datos obtenidos se aplicó la siguiente fórmula:

$$R'_i = R_i - b_i(R_{NIR} - Min_{NIR})$$

Donde

R'_i es el valor de corrección,

i = el valor del píxel en cada banda (R_i),

b_i =el valor de la pendiente de la regresión,

R_{NIR} =el valor del píxel en el Infrarrojo cercano

Min_{NIR} =el valor mínimo de los encontrados en la banda del Infrarrojo cercano

La corrección de columna de agua se realizó con la técnica de Lyzenga (1981) modificada por Green et al. (2000) a la imagen de la plataforma Spot 7. Se identificó el fondo arenoso a diferentes profundidades, obteniendo los valores DN de cada banda. Se calcularon los coeficientes de atenuación mediante la siguiente fórmula:

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{(a^2 + 1)}$$

Donde k_i/k_j es el coeficiente de atenuación y a es:

$$a = \frac{\sigma_{ii} - \sigma_{jj}}{2\sigma_{ij}}$$

Y

$$\sigma_{ij} = \overline{X_i X_j} - (\overline{X_i} \overline{X_j})$$

Donde σ_{ij} es la varianza de la banda i , σ_{ij} es la covarianza entre las bandas i y j . $\overline{X_i}$ es el promedio de los valores de la banda i .

En el caso de la imagen IKONOS no se realizó la corrección debido a la confusión espectral que provocaba en la clasificación de los hábitats bentónicos.

7.2. Caracterización del hábitat y construcción del mapa temático histórico (2004)

Para la caracterización de los hábitats de la escena histórica (2004) se utilizó la base de datos obtenida por Rioja-Nieto y Sheppard (2008), la información utilizada corresponde a porcentajes de cobertura de los principales sustratos encontrados en el PNAC (Tabla 1).

De la base de datos inicial, se extrajeron 94 sitios de entrenamiento georreferenciados que se encontraban dentro del AOI definida.

Los sitios de entrenamiento se agruparon en clases en base a los porcentajes de cobertura dominantes de cada sustrato identificado de la siguiente manera: $26 > Media \leq 50$, $51 > Alta \leq 75$, > 76 Dominado. Porcentajes de cobertura $\leq 25 \%$ no se tomaron en cuenta para agrupar los sitios de entrenamiento.

Se tomó el 75% de los sitios de entrenamiento y se agregaron a la imagen histórica mediante el método de siembra de píxeles (Green et al., 2000) con área de análisis de 50 píxeles y una distancia euclidiana que oscila de 0.1- 0.5. Los valores de distancia euclidiana, utilizados para generar el polígono, obtenidos con respecto a las características espectrales de las características del fondo observado en la imagen se determinó en base a la delimitación en el momento de la siembra de los sitios de entrenamiento.

Tabla 1 Principales componentes de clasificación de hábitats

	Sustratos Bentónicos
1	Arena sobre roca
2	Arena
3	Macroalgas
4	Pastos marinos
5	Coral duro
6	Coral suave
7	Roca
8	Pedacería coralina
9	Esponjas
10	Arrecife de Coral

Posteriormente se realizó una clasificación supervisada con la regla de máxima similitud (Green et al., 2000; Schowengerdt, 2007). Se realizó edición contextual al mapa obtenido considerando el conocimiento del área de estudio (Mumby et al., 1998; Green et al., 2000).

7.3. Caracterización del hábitat y construcción del mapa temático reciente (2015)

Durante los meses de octubre-noviembre del año 2015 se llevó a cabo trabajo de campo. Se realizaron visitas en 96 sitios de entrenamiento dentro del AOI definida, algunas fueron revisitas de 2004 y el resto fueron nuevas estaciones (Figura 3).

Los sitios de entrenamiento se localizaron con GPS, se tomó registro del sitio visitado (latitud y longitud), así como la profundidad medida con un profundímetro portátil. Posteriormente mediante snorkel (para sitios con profundidad menor a 7 m) o buceo SCUBA (para profundidades mayores), se estimó el porcentaje de cobertura de los principales sustratos en un radio de 20 m del observador. Así mismo, en cada punto se tomaron fotos representativas para ilustrar las principales características del hábitat (Anexo 1). Al igual que en la escena histórica, los sitios de entrenamiento se agruparon en clases en base a los porcentajes de cobertura dominantes de cada sustrato identificado de la siguiente manera: $26 > \text{Media} \leq 50$, $51 > \text{Alta} \leq 75$, > 76 Dominado. Porcentajes de cobertura $\leq 25\%$ no se tomaron en cuenta para agrupar los sitios de entrenamiento.

Tanto en la imagen histórica como en la actual, los arrecifes de coral se consideraron como una sola clase de acuerdo a conocimiento del área de estudio, ya que éstos contienen prácticamente todos los sustratos bentónicos evaluados en distintas proporciones.

El 75% de los sitios de entrenamiento se utilizaron para llevar a cabo una clasificación supervisada de la escena Spot 7 con la regla de máxima similitud y producir el mapa temático. Se realizó edición contextual (Green et al., 2000), es decir, se modificaron los polígonos ya clasificados considerando el conocimiento previo del área de estudio, (ej. no hay presencia de pastos marinos en la zona del talud y los arrecifes de coral no ocurren muy cercanos a la costa).

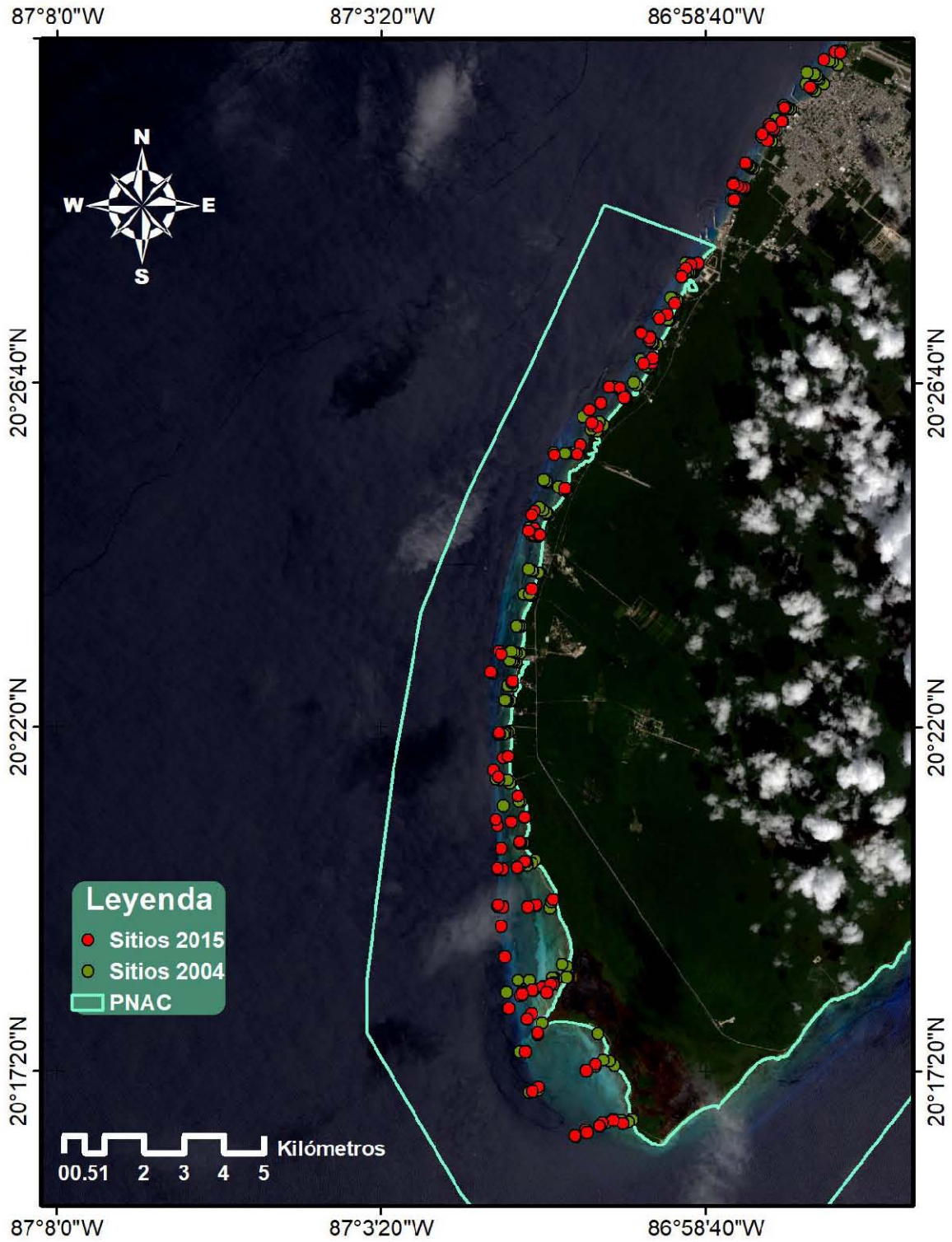


Figura 3 Estaciones visitadas en 2004 y revisitas y nuevas estaciones de 2015

La incertidumbre de la clasificación, tanto en el mapa histórico como en el reciente, se evaluó mediante el uso de una tabla de contingencia (Congalton, 1991; Green, Mumby et al., 2000), calculando la precisión general, precisión de producción, precisión de utilización y coeficiente Kappa con datos independientes de la clasificación. Para esto se utilizaron 39 sitios de evaluación en la escena histórica y 19 en la escena reciente, es decir alrededor del 25% del total de sitios de entrenamiento.

El pre-procesamiento de las imágenes se llevó a cabo con los programas ERDAS Imagine 2015 y el SIG ArcGIS desktop 10.5.

7.4. Cálculo de métricas del paisaje

Tanto en el mapa temático histórico como en el actual, mediante un SIG (ArcMap 10.2.2), se calculó el área de cada uno de los parches, así como estadísticos descriptivos como promedio del área, varianza y desviación estándar de las clases identificadas. Así mismo, para cada año de estudio, mediante el software Fragstats se calcularon las siguientes métricas del paisaje: fragmentación (número de polígonos), índice de conectividad (utilizando distancia euclidiana al vecino más cercano del mismo tipo) y compactación aplicando la siguiente fórmula:

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

Donde:

$$p_{ij} = \text{perímetro (m) del parche } ij$$

$$a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche } ij$$

Donde la compactación es igual al perímetro del parche dividido por la raíz cuadrada del área del parche, ajustado por una constante de ajuste de un cuadrado estándar (McGarigal, Tagil y Cushman, 2009; McGarigal, 2015).

Por otro lado, utilizando los mapas temáticos, se calcularon los coeficientes de disimilitud de Bray-Curtis para cada una de las clases. Mediante scripts en Matlab (desarrollados por el grupo de trabajo en el Laboratorio de Análisis Espacial de Zonas Costeras) y en base a los mapas temáticos de tipo de hábitat obtenidos, se estimaron los valores de β -diversidad para cada pixel considerando la disimilitud entre hábitats (Harborne et al., 2006). Se utilizó un área de ventana de 0.25 km², considerada la más adecuada para tomar en cuenta la interacción ecológica entre los hábitats y que ha sido utilizada anteriormente en otros estudios (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Rioja-Nieto et al., 2013).

Para los valores obtenidos en las métricas de paisaje y en los mapas de β -diversidad, se llevaron a cabo pruebas de normalidad mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Dado que los valores de las distintas métricas del paisaje estimadas no se distribuyen normalmente ($p < 0.05$), aun cuando se realizaron distintas transformaciones (raíz cuadrada, logaritmo, etc.), se procedió a utilizar pruebas estadísticas no paramétricas.

De esta manera, para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en la β -diversidad, compactación y conectividad entre los dos años de estudio, se utilizó la prueba de suma de rangos de Wilcoxon. Se utilizó una prueba de pendientes para comparar la fragmentación entre los dos tiempos de estudio. Para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre cada hábitat en área (estandarizada a porcentaje del área total), conectividad y compactación, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis en complemento con la prueba no paramétrica de Tukey de comparación por pares (Zar, 2010).

7.5. Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats

Se seleccionaron dos regiones de muestreo espacialmente adyacentes, con características de orientación y de corrientes similares, una dentro del área protegida y otra fuera, referidas en adelante como área dentro y área fuera, respectivamente. El tamaño de las regiones a comparar es de ~10 Km² (Figura 4).

Se obtuvo información del área de cada tipo de hábitat y de la compactación, conectividad y β -diversidad para cada región de muestreo (dentro y fuera) en cada uno de los tiempos de muestreo (2004 y 2015). Para los valores de las distintas métricas evaluadas se realizaron pruebas de normalidad con el método de Kolmogorov-Smirnof, dado que las series de datos no presentaron una distribución normal ($p > 0.05$), incluso aplicando distintas transformaciones, se procedió a realizar pruebas no paramétricas. Los datos de área para cada uno de los hábitats se estandarizaron a porcentaje del área total de la región muestreada.

Para determinar si existen diferencias significativas entre las dos regiones de muestreo en las métricas utilizadas a lo largo del tiempo, es decir, que exista un efecto en el tiempo y en el espacio, se utilizó la técnica de PERMANOVA, equivalente al análisis ANOVA o MANOVA para datos no paramétricos basado en una matriz de distancia y permutaciones de los residuales (Anderson, 2001).

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en lenguaje de programación R versión 3.3.2, Matlab R2016b y el paquete estadístico Primer versión 6.1.18 con la extensión PERMANOVA versión 1.0.8.

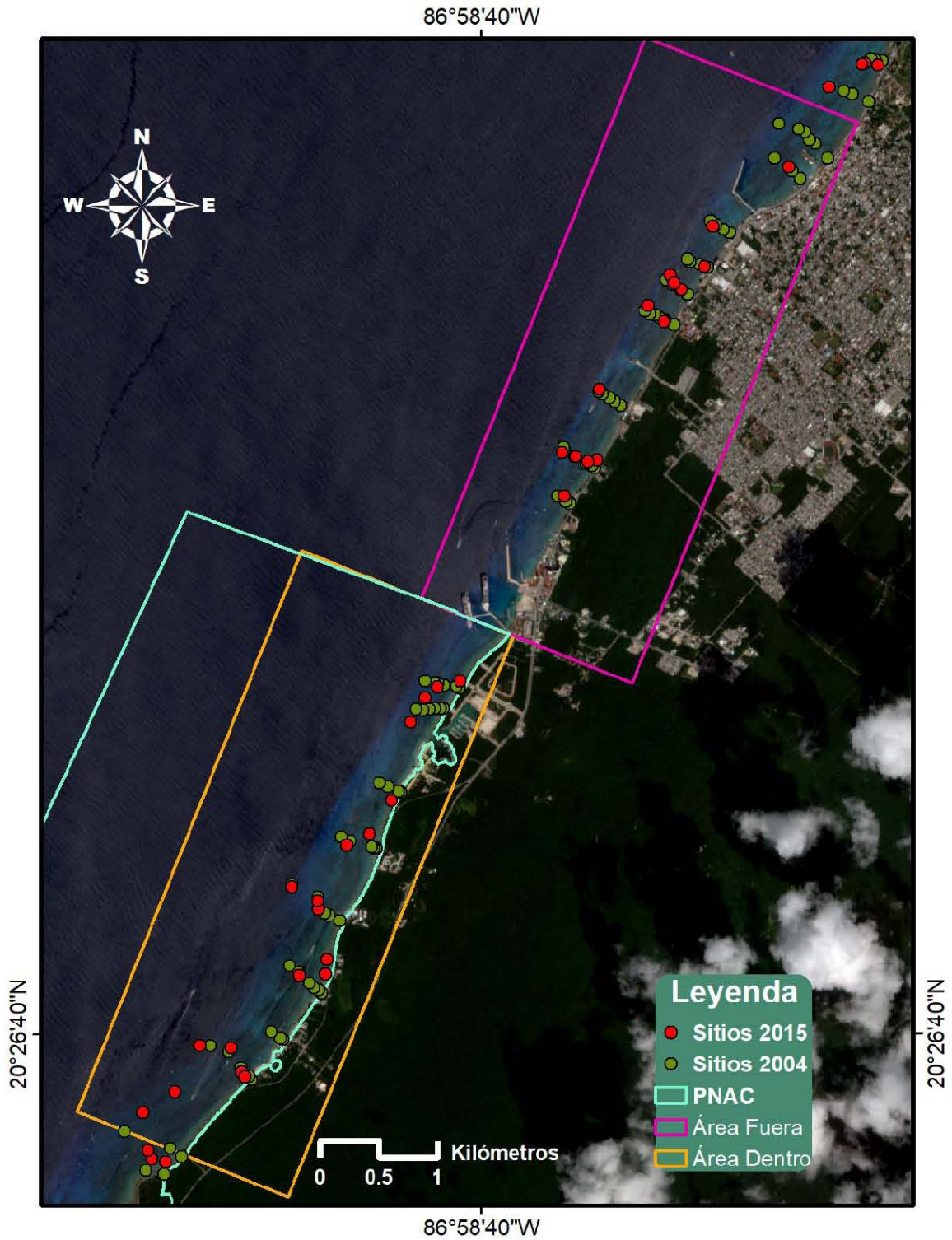


Figura 4 Selección de áreas de muestreo para la comparación espacio-temporal de características del paisaje dentro y fuera del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel.

8. Resultados

8.1. Pre-procesamiento de las escenas satelitales

En base a la delimitación del polígono del ANP, a la isobata de 25 m (profundidad máxima aproximada a la cual se puede obtener información del fondo debido a la pérdida de información espectral dado por la atenuación de la luz), y al tamaño de imagen disponible, se extrajo el AOI de cada una de las escenas satelitales obtenidas (Figura 5).

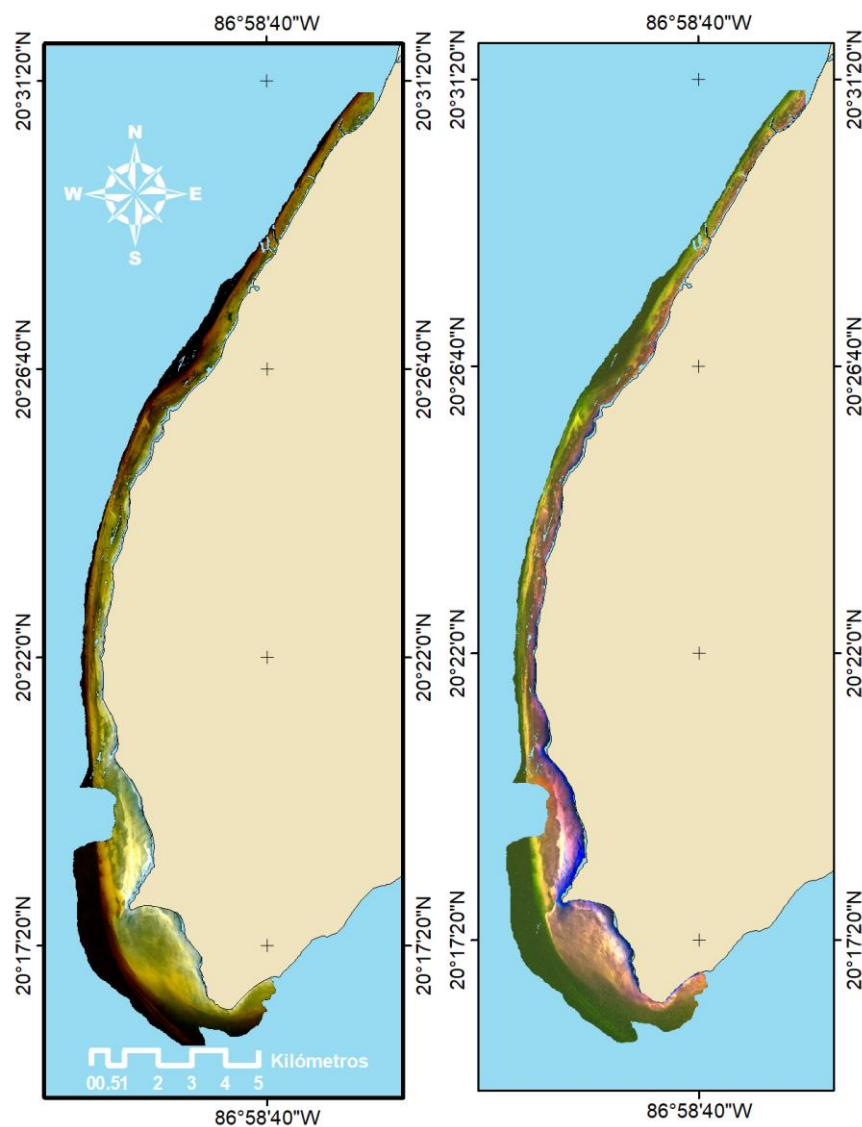


Figura 5 AOI extraído de imágenes preprocesadas. Izquierda: 2004, con corrección atmosférica y deglint; Derecha: 2015, con corrección atmosférica, corrección de columna de agua y deglint.

En la evaluación de la precisión de la clasificación se obtuvieron valores de precisión general de 78.33 % (Kappa 0.75) y 79.17 % (Kappa 0.75), para 2004 y 2015 respectivamente (Anexo 2), valores considerados aceptables para este tipo de análisis (Schowengerdt, 2007; Congalton y Green, 2009).

8.2. Caracterización del tipo de hábitat

A partir del análisis de los datos de porcentaje de cobertura de los sustratos dominantes obtenidos en los sitios de entrenamiento, en el año 2004 se identificaron 10 tipos de hábitats (Tabla 2) y siete para el año 2015 (Tabla 3).

En ambos años de estudio se identificaron siete tipos de hábitats que son Arrecife de coral, Arenal, Dominado por macroalgas, Dominado por arena, Dominado por arena sobre roca, Dominado por pastos marinos y Cobertura media de macroalgas y pastos marinos. Para el año 2015 no se identificaron tres tipos de hábitats: Dominado por coral blando, Dominado por pedacería coralina y Dominado por roca.

Tabla 2 Descripción de los tipos de hábitat correspondientes al año 2004. Entre paréntesis se muestra el número de sitios de entrenamiento que se tienen para cada clase. Cobertura Media 26-50%, Dominado > 76%

CLASES	
1	Arenal (13)
2	Arrecife de coral (2)
3	Dominado por Arena (35)
4	Dominado por Macroalgas (39)
5	Dominado por Arena sobre Roca (8)
6	Dominado por Pastos Marinos (14)
7	Cobertura media de Macroalgas y Pastos Marinos (5)
8	Dominado por Roca (9)
9	Dominado por Pedacería coralina (4)
10	Dominado por Coral Blando (4)

Tabla 3 Descripción de los tipos de hábitat correspondientes al año 2015. Entre paréntesis se muestra el número de sitios de entrenamiento que se tienen para cada clase. Cobertura Media 26-50%, Dominado > 76%

CLASES	
1	Arenal (10)
2	Arrecife de coral (12)
3	Dominado por Arena (10)
4	Dominado por Macroalgas (36)
5	Dominado por Arena sobre roca (10)
6	Dominado por Pastos Marinos (4)
7	Cobertura media de Macroalgas y Pastos Marinos (11)

Considerando la distribución espacial de los distintos hábitats, en general se observa una mayor homogeneidad en el paisaje arrecifal en el año 2015. Es decir hay un menor número de hábitats y parches más grandes y homogéneos (Figuras 6, 7 y 8).

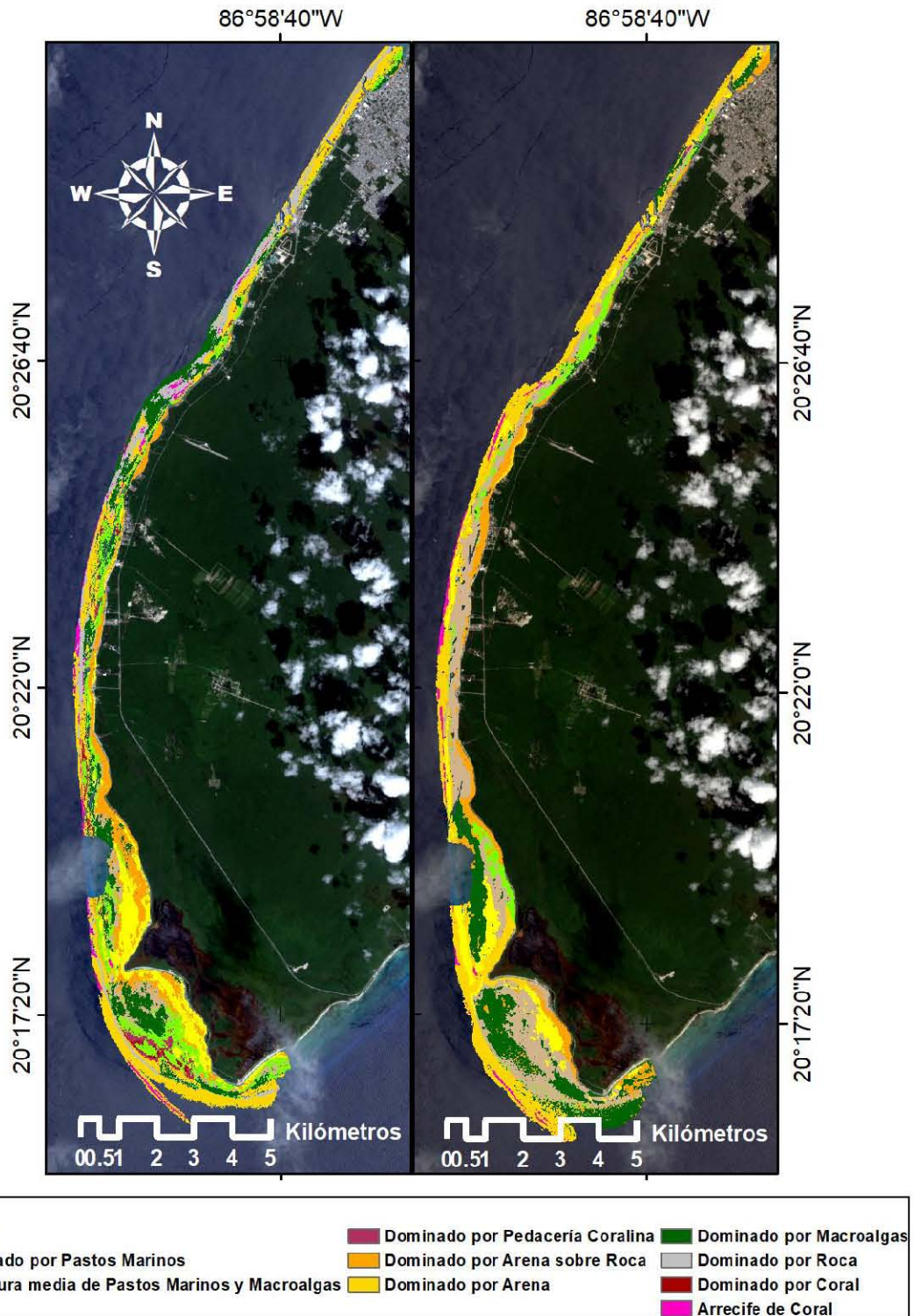


Figura 6 Comparación de la distribución de los tipos de hábitats reconocidos para ambos tiempos de estudio.

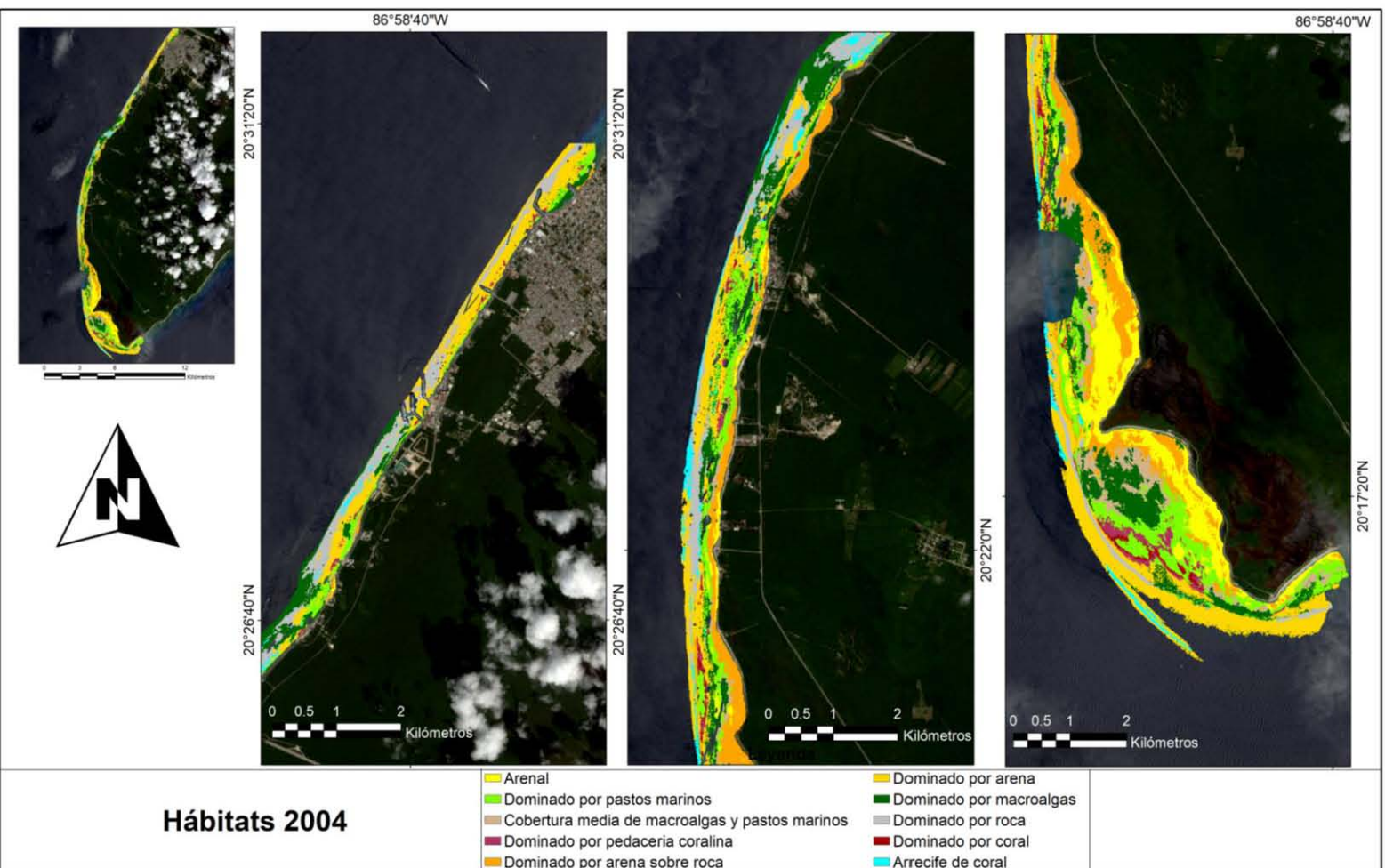


Figura 7 Distribucion de los tipos de habitats reconocidos para el año 2004 en detalle.

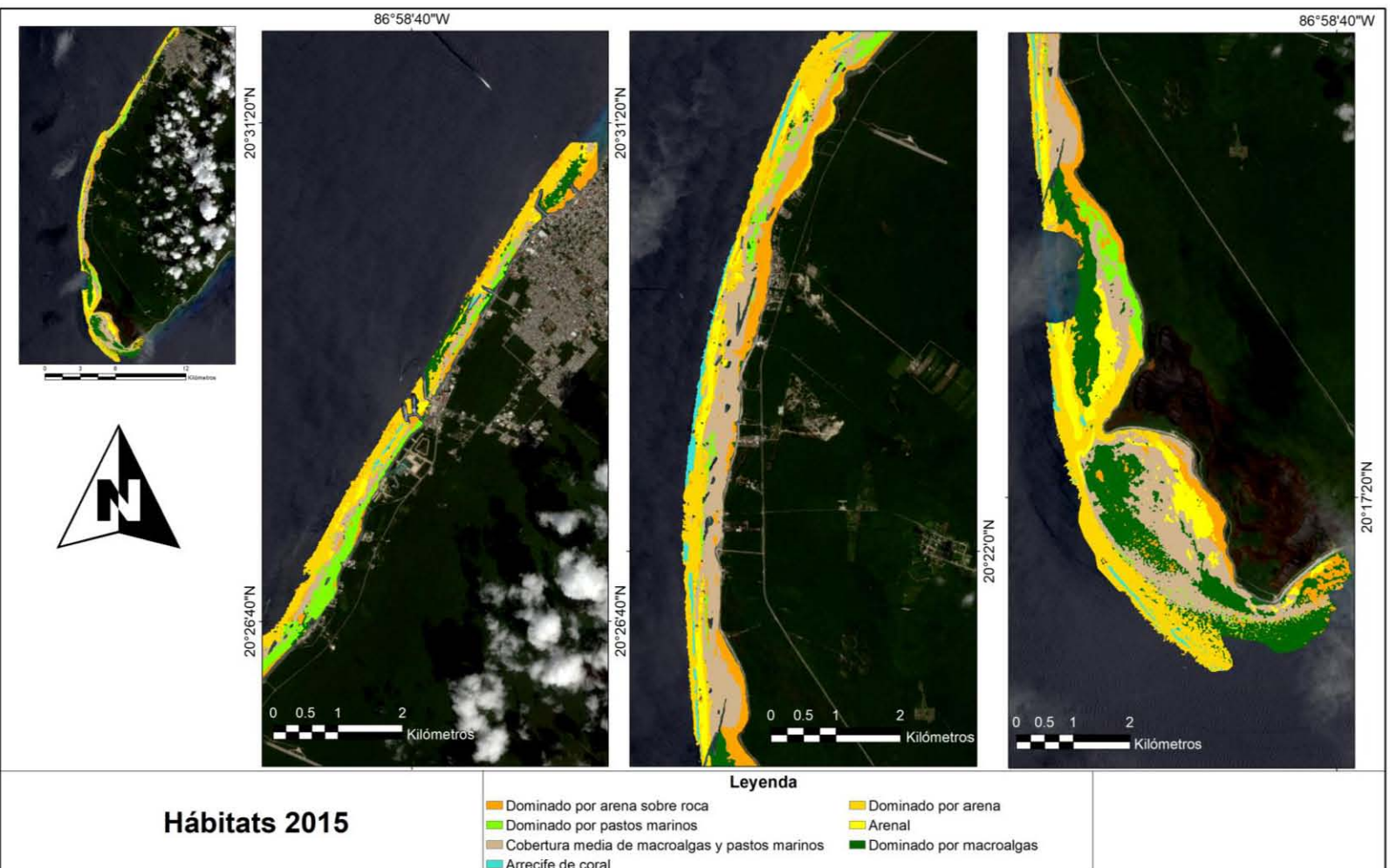


Figura 8 Distribución de los tipos de hábitats reconocidos para el año 2015 en detalle.

En la figura 9 se presenta el área (porcentaje del área total para cada año) que corresponde a cada tipo de hábitat caracterizado en los años de estudio. El hábitat con mayor presencia para el año 2004 es el Dominado por arena, el cual representa el 23% del área total, seguida por el Dominado por macroalgas con 17% y el hábitat menos representado es el Dominado por coral blando el cual ocupa solo el 1% de la cobertura total. El hábitat de Arrecifes de coral tiene el 3% de la cobertura total. En cuanto a los hábitats más representativos en el año 2015, se encuentran el Dominado por arena y el hábitat de Cobertura media de macroalgas y pastos marinos con 26% de cobertura total cada uno, mientras que el hábitat de Arrecife de coral representa el 2%. A partir del análisis de Kruskal-Wallis se determinó que existen diferencias significativas ($p < 0.0001$) en la variación de los hábitats a lo largo del tiempo. Al realizar la comparación por pares con respecto al tiempo se determinó que los hábitats Dominado por arena sobre roca, Dominado por pastos marinos y Arrecife de coral presentan una disminución en la cobertura para el año 2015, mientras que los hábitats Dominado por arena y Dominado por macroalgas presentan un aumento significativo ($p < 0.05$). Los hábitats Arenal y Cobertura media de macroalgas y pastos marinos no presentan variación en el tiempo. Los hábitats que no se encuentran representados en 2015 son Dominado por pedacería coralina, Dominado por roca y Dominado por coral, por lo tanto, también se consideran distintos.

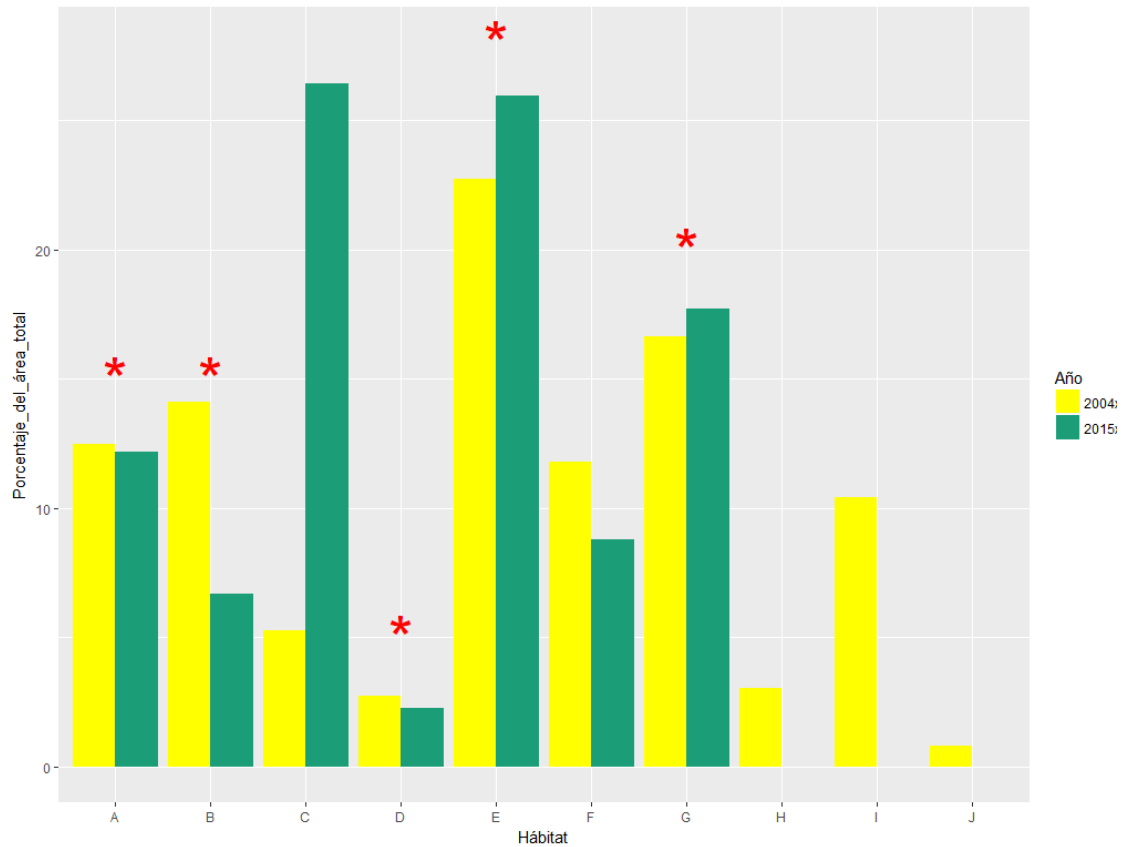


Figura 9 Porcentaje de cobertura del área total para cada uno de los habitats caracterizados en los años de estudio. * indica pares en los que se observó una diferencia significativa ($p < 0.05$).
A: Dominado por Arena sobre Roca; B: Dominado por Pastos Marinos; C: Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D: Arrecife de Coral; E: Arenal; F: Dominado por Arena; G: Dominado por Macroalgas; H: Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral.

8.3. Variación espacio-temporal de las métricas del paisaje

8.3.1. Índice de β -diversidad

De manera general, para 2004, se puede observar una distribución de valores más altos dentro del polígono del PNAC, en particular en la región intermedia. El valor mínimo obtenido es de 0.025 y el máximo de 4.4 (Figura 10).

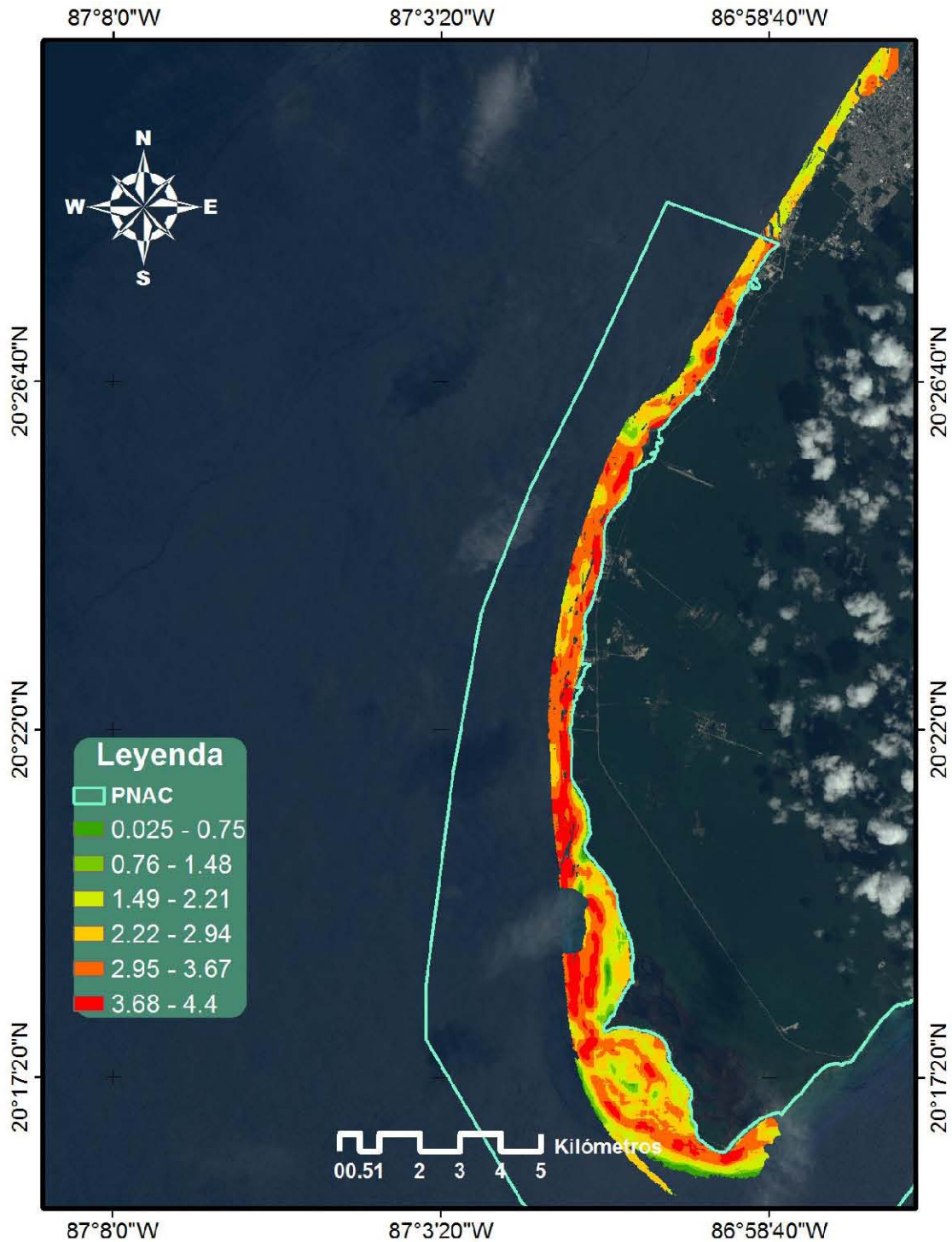


Figura 10 Distribución espacial de los valores de β -Diversidad en el año 2004.

Para el año 2015, se observan valores altos de β -diversidad más homogéneamente distribuidos a lo largo de todo el AOI, e incluso se aprecia una disminución en la

parte media del polígono del PNAC con respecto al 2004 (Figura 11). El valor mínimo obtenido fue de 0.025 y el máximo de 4.38.

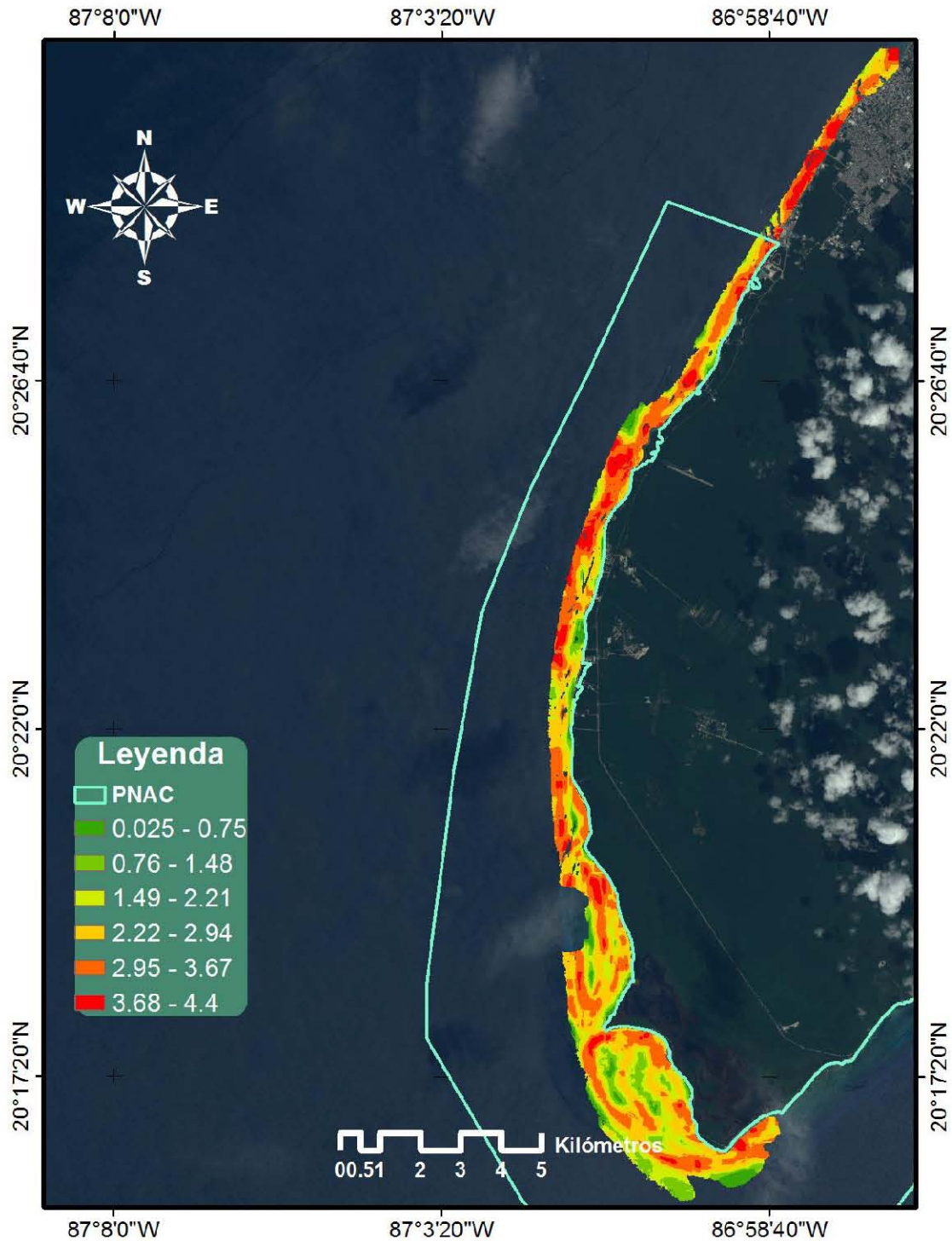


Figura 11 Distribución espacial de los valores de β -Diversidad en el año 2015.

Al hacer la comparación entre los años de estudio, no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) en el valor de β -diversidad.

8.3.2. Índice de compactación

Para el año 2004 se observa una amplia distribución de valores altos de compactación en la zona media y superior del polígono del PNAC. Así mismo, hay valores bajos fuera del polígono del área protegida (Figura 12). En el año 2015 se observa que los valores de compactación de los parches se distribuyen de manera muy homogénea, con la mayoría de los valores distribuidos en los intervalos bajos (Figura 13).

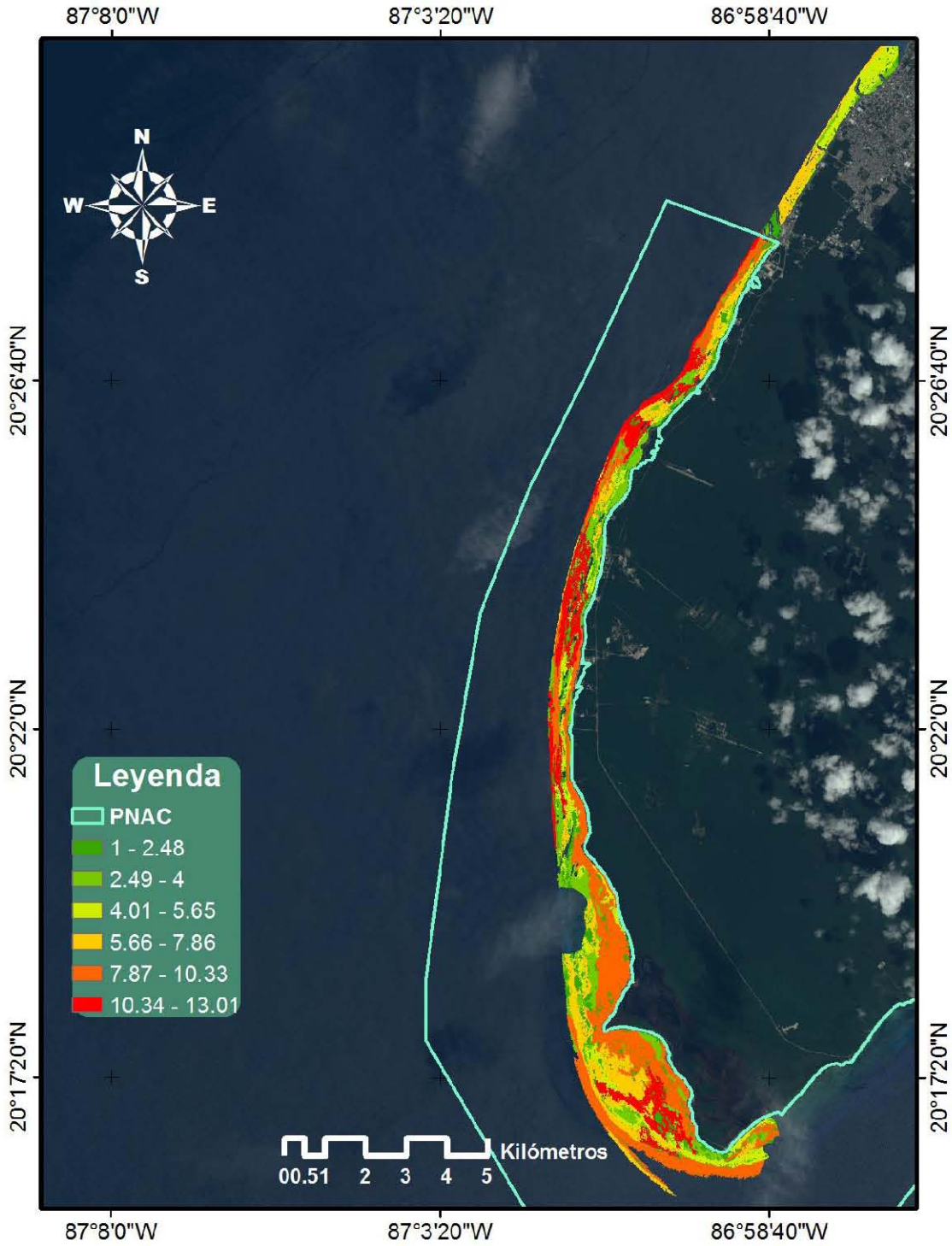


Figura 12 Distribución espacial de valores de compactación en el año 2004.

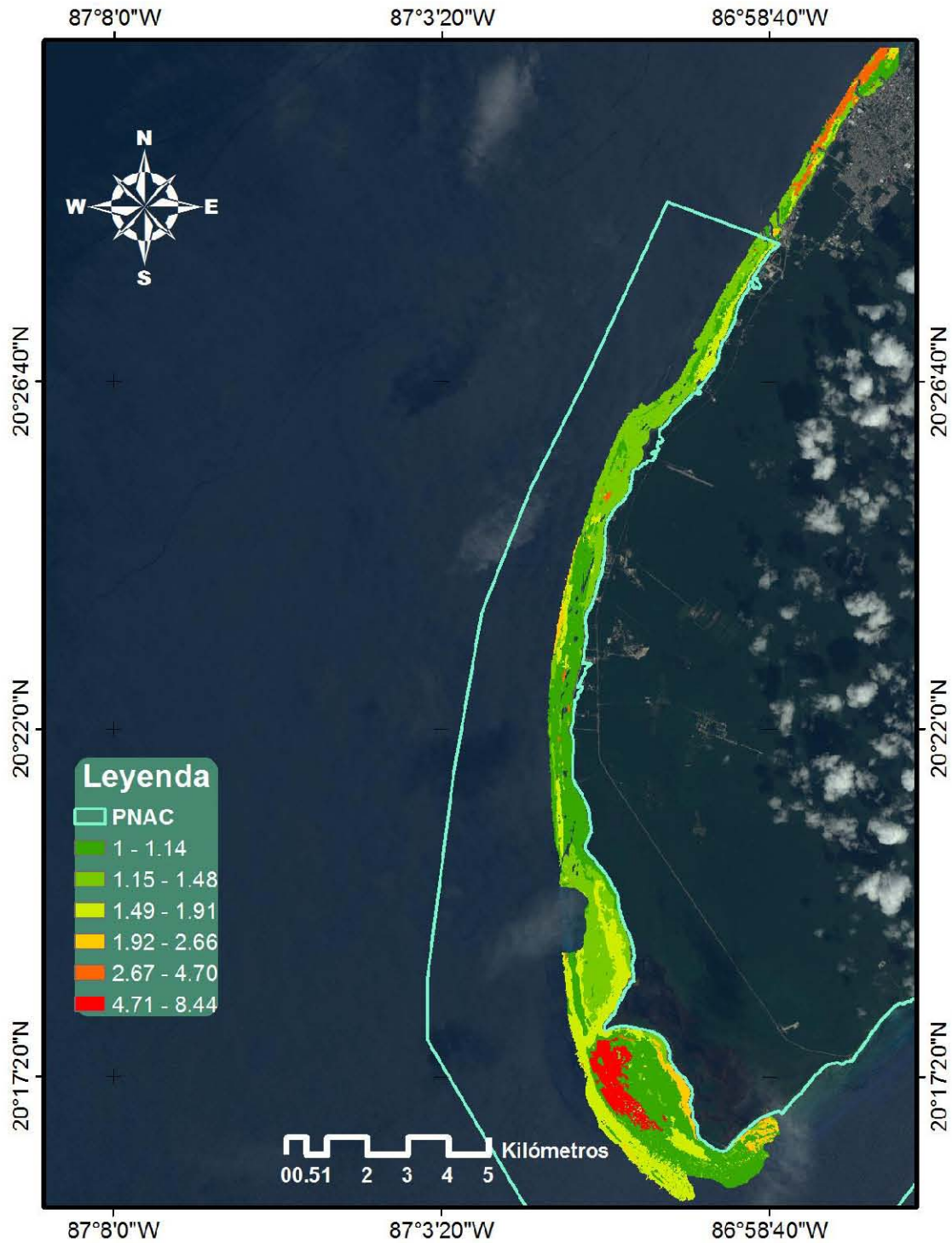


Figura 13 Distribución espacial de valores de compactación en el año 2015.

En la figura 14 se presentan los valores de compactación obtenidos para cada uno de los tipos de hábitat identificados. Los tipos de hábitat Dominado por roca,

Dominado por pedacería coralina y Dominado por coral blando, no observados en el año 2015 y por lo tanto son considerados distintos. Así mismo, con excepción de los tipos de hábitat de Arenal y Cobertura media de macroalgas y pastos marinos, hay diferencias significativas en la compactación del hábitat a lo largo del tiempo ($p=0.05$). Es decir, en general se observa un aumento en la complejidad del hábitat (hay parches menos compactos), con respecto al tiempo. Cabe mencionar que el valor de probabilidad obtenido para rechazar la hipótesis nula es marginal.

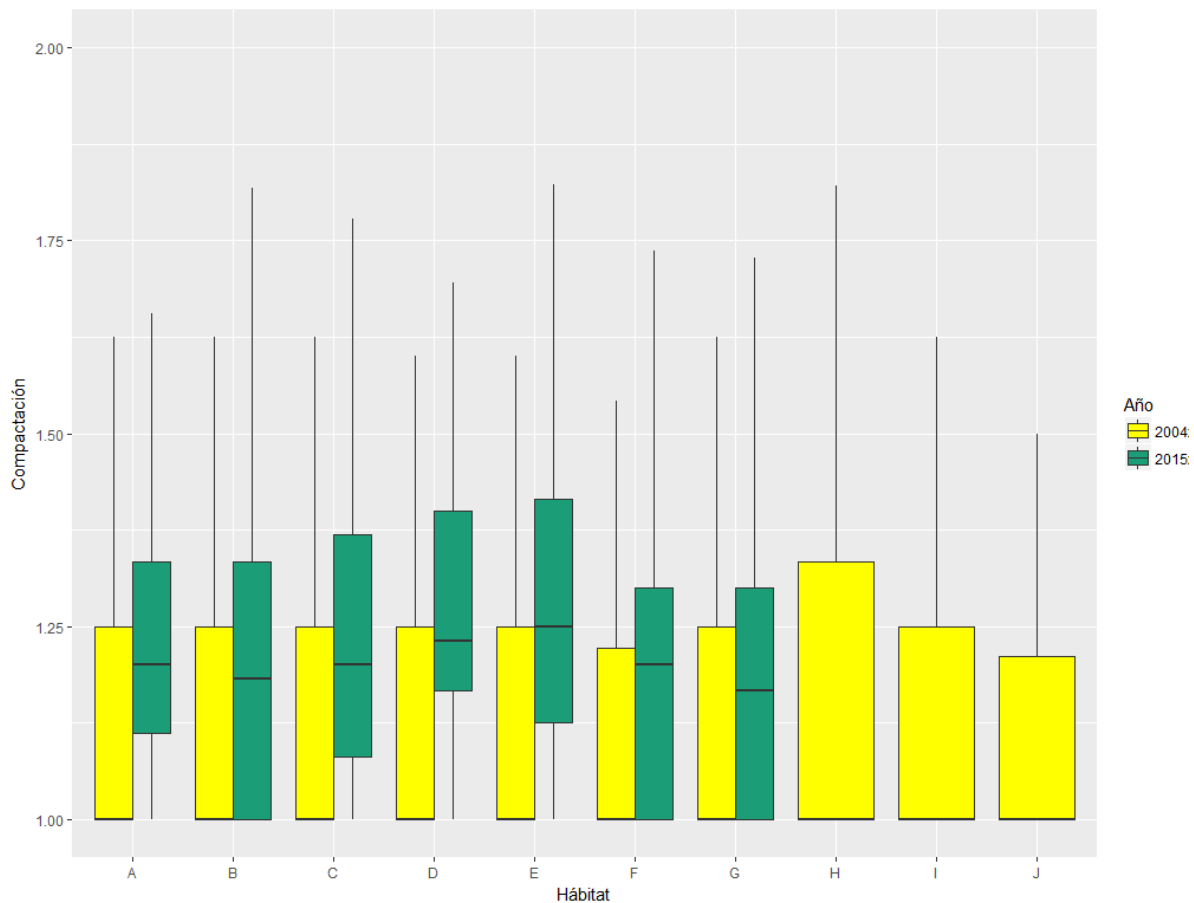


Figura 14 Diagramas de caja de los valores de compactación obtenidos en los años de estudio. A: Dominado por Arena sobre Roca; B: Dominado por Pastos Marinos; C: Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D: Arrecife de Coral; E: Arenal; F: Dominado por Arena; G: Dominado por Macroalgas; H: Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

8.3.3. Índice de conectividad

Para el año 2004 los valores de conectividad se encuentran dentro del intervalo de 12 a 2,630.38 y presentan una mayor dominancia alrededor de los valores bajos. En contraste con los valores de conectividad encontrados para el año 2015 están en el intervalo entre 8.48 y 2,249.29 con una mayor presencia de valores altos (Figura 15 y 16).

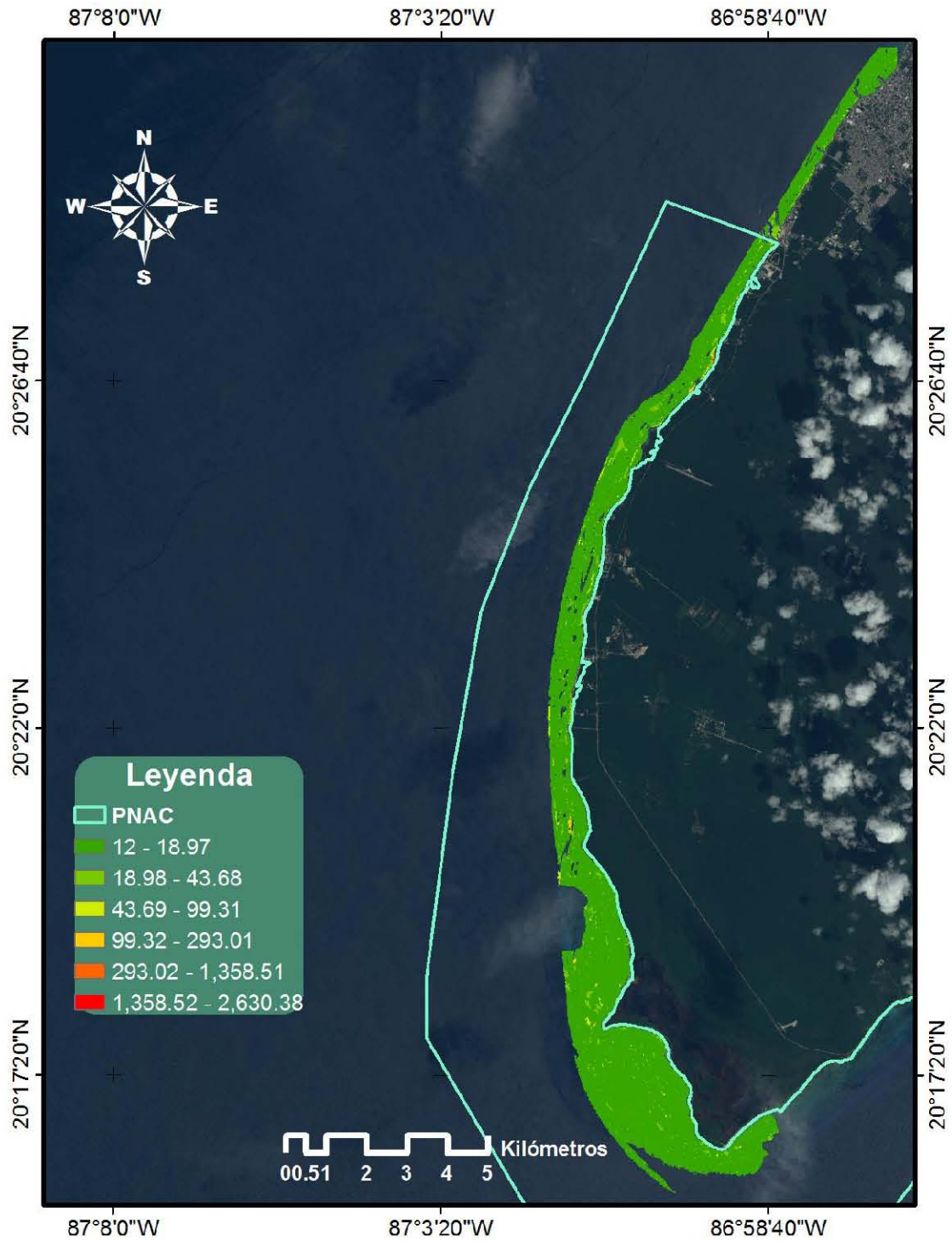


Figura 15 Distribución espacial de valores de conectividad para el año 2004.

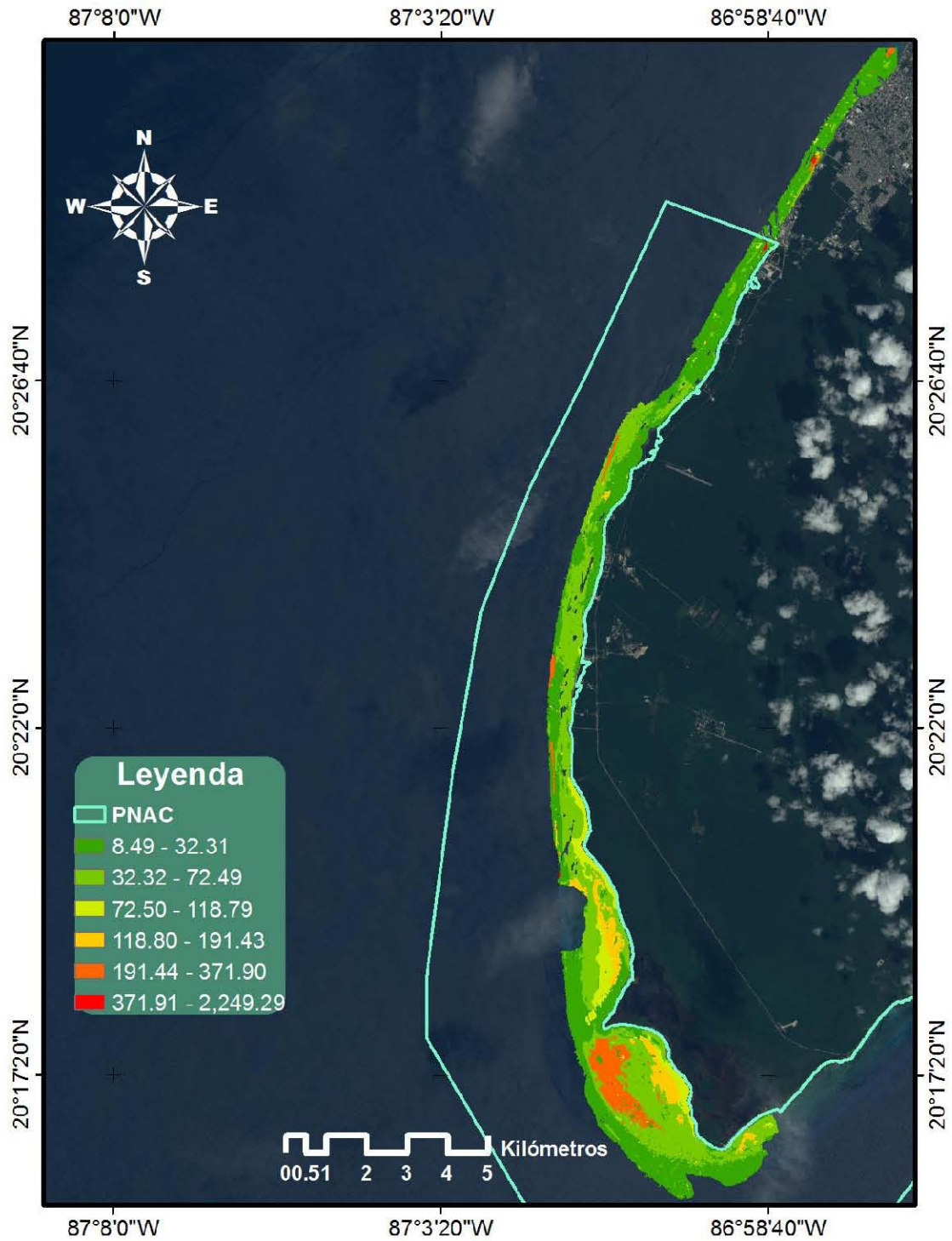


Figura 16 Distribución espacial de valores de conectividad para el año 2015.

Al analizar la variación de la conectividad del hábitat a lo largo del tiempo, se encontró que para todos los tipos de hábitat, con excepción de la cobertura media de macroalgas y pastos marinos, varía significativamente ($p < 0.0001$).

La figura 17 muestra la distribución de la mediana de la conectividad para cada uno de los hábitats reconocidos a través del tiempo. En general se observa una disminución de la conectividad para 2015 contra su similar en 2004. Es decir, aumentó la distancia entre parches de una misma clase.

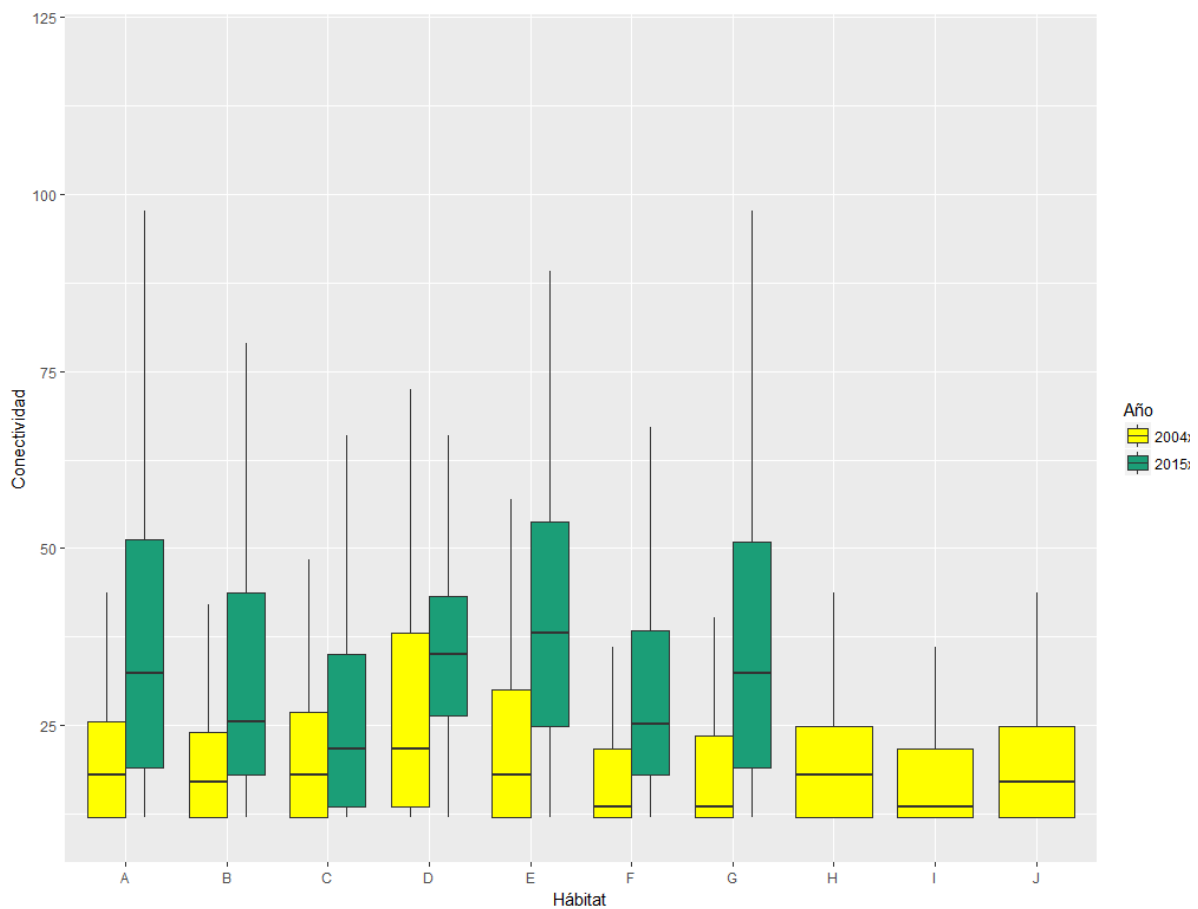


Figura 17 Distribucion de los datos del Índice de Conectividad obtenidos en lo años de estudio.
A:Dominado por Arena sobre Roca; B:Dominado por Pastos Marinos; C:Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D:Arrecife de Coral; E:Arenal; F:Dominado por Arena; G:Dominado por Macroalgas; H:Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

8.3.4. Fragmentación

Entre los años comparados la prueba de pendientes demostró que el patrón de fragmentación no presenta diferencias significativas ($p < 0.05$) a lo largo del tiempo. Es decir, en ambos años de estudio dominan los parches de tamaños pequeños y hay pocos parches con tamaños grandes (Figura 18).

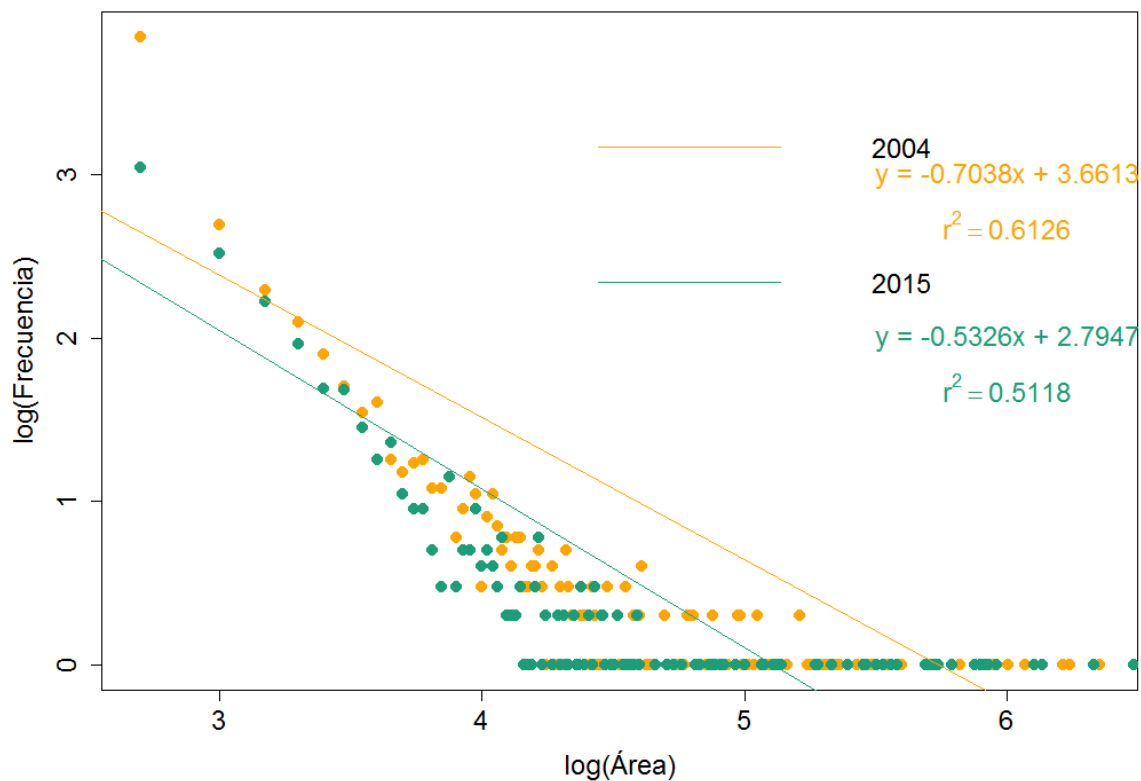


Figura 18 Frecuencia de los parches vs área (en intervalos de 500 m²). La líneas representan una regresión con el modelo potencial ($p < 0.05$) para cada uno de los tiempos de estudio.

8.1. Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats

8.1.1. Cobertura del hábitat

En la figura 19 se presenta el área (porcentaje del área total para cada año) que corresponde a cada tipo de hábitat caracterizado para cada región en los años de estudio. El hábitat que más prevalece en 2004 en la región dentro fue Dominado por

roca con una cobertura de 32.85% seguido por Dominado por macroalgas con 29.99% de cobertura, mientras que los que Dominado por coral blando y Arenal con 0.05% y 0.37% de cobertura, respectivamente, son los hábitats que poseen la menor cobertura. Para 2004 en el área fuera el hábitat de mayor cobertura fue el Dominado por arena con 58.81% y el de menor son el Arenal con 0.001% de la cobertura total. En 2015 en el área dentro el hábitat con mayor cobertura es Dominado por arena con 39.68% y el de menor cobertura es el de Dominado por macroalgas con 1.75%. El área fuera en 2015 tuvo mayor presencia el hábitat Dominado por arena con 36.95% y el de menor cobertura es el hábitat de Arrecifes con 0.62%.

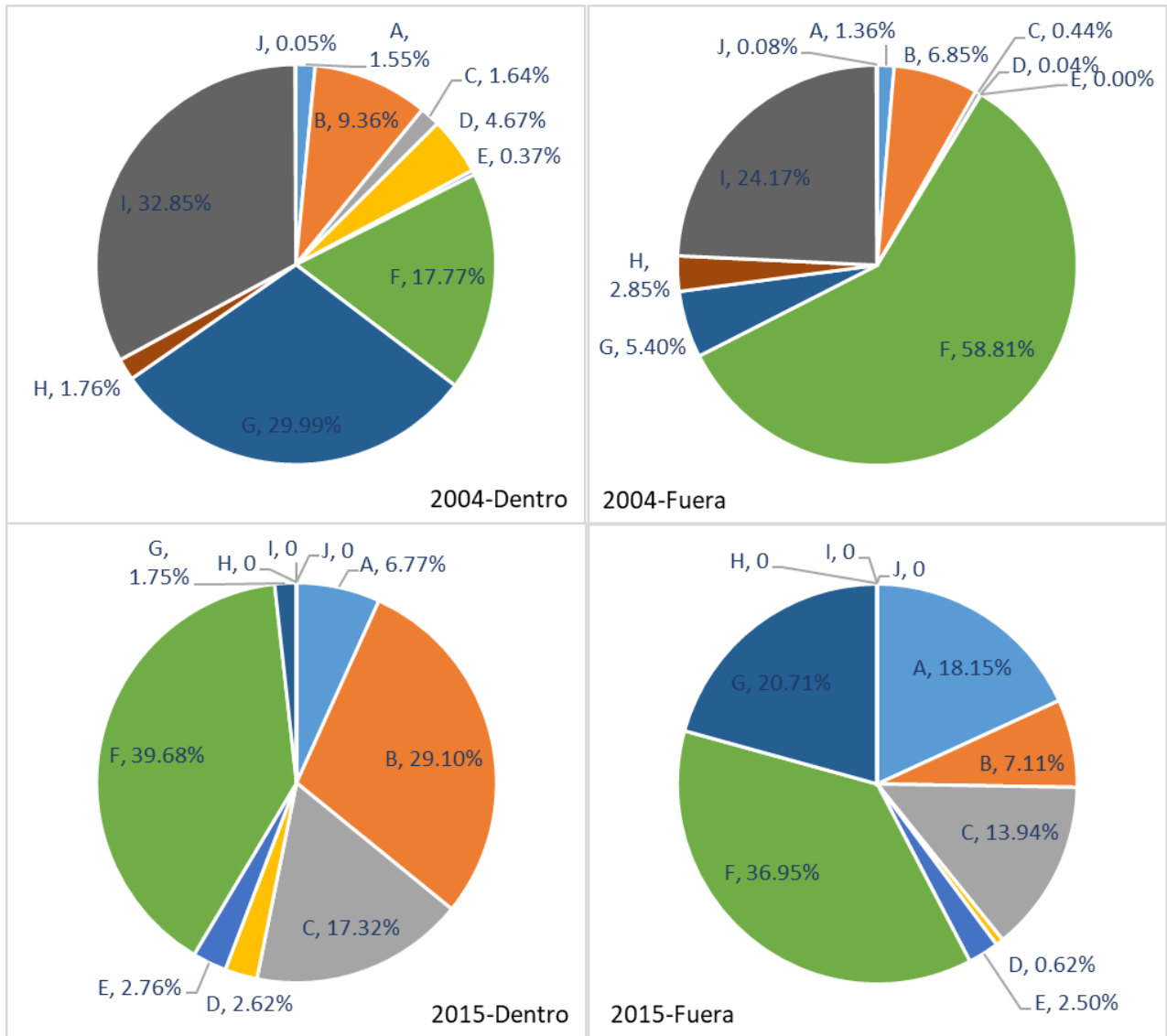


Figura 19 Porcentaje de cobertura del área total para cada uno de los habitats caracterizados en el tiempo correspondiente a las regiones de estudio. A: Dominado por Arena sobre Roca; B: Dominado por Pastos Marinos; C: Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D: Arrecife de Coral; E: Arenal; F: Dominado por Arena; G: Dominado por Macroalgas; H: Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral

Al comparar el área de los parches con respecto al efecto del tiempo (años 2004 y 2015) y el espacio (dentro y fuera del ANP), solo se observan diferencias significativas ($p < 0.05$) en el tiempo (Tabla 4).

Tabla 4 Resultados de la prueba PERMANOVA de la comparación de los datos de área (m²) considerando los factores de tiempo y espacio. Df=grados de libertad, SS= suma de cuadrados, MS= Cuadrados Medios.

Fuente	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(permutada)	Permutaciones
Tiempo	1	1.6363e5	1.6363e5	43.116	0.001	995
Espacio	1	10589	10589	2.7902	0.101	995
Tiempo x Espacio	1	3413.7	3413.7	0.89952	0.334	997
Residual	1892	7.1802e6	3795			
Total	1895	7.3599e6				

8.1.2. Índice de β -diversidad

La figura 20 muestra la distribución de los valores de β -diversidad dentro y fuera del área protegida a lo largo del tiempo.

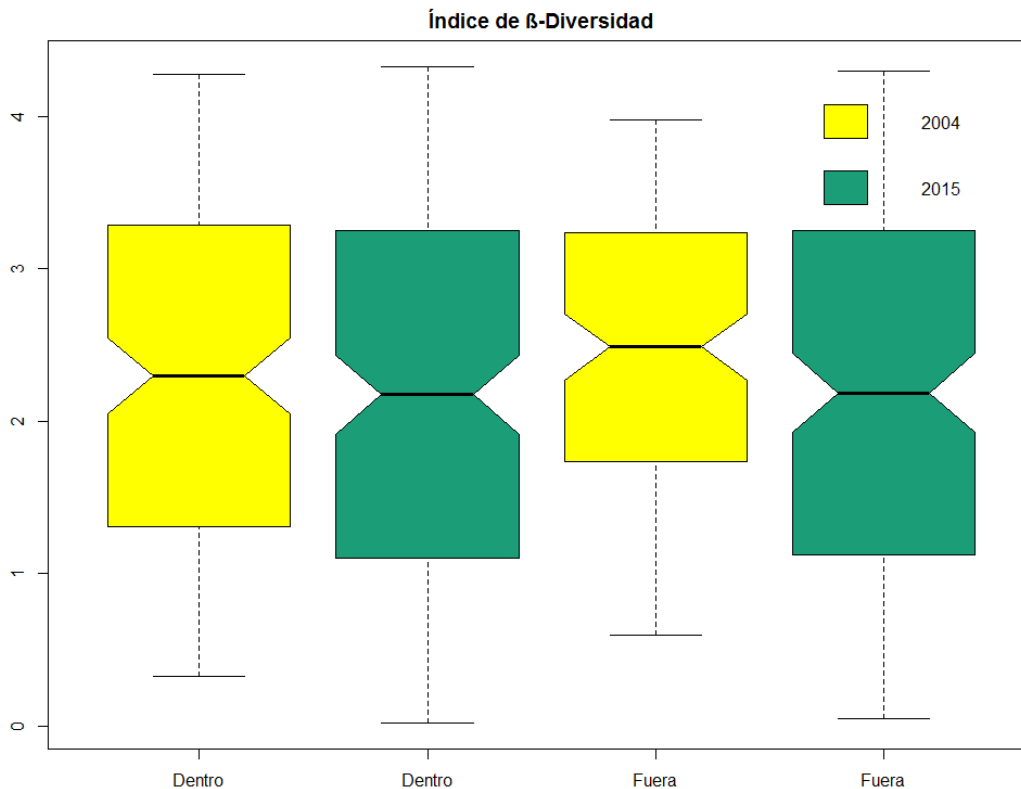


Figura 20 Distribución de los valores de β -diversidad para cada uno de los años con respecto a las regiones de estudio. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

Al comparar el efecto del tiempo (años 2004 y 2015) y el espacio (dentro y fuera del ANP), se encontró que la β -diversidad presenta diferencias significativas ($p < 0.05$) considerando la interacción tiempo y espacio (Tabla 5). La β -diversidad de manera general disminuye a lo largo del tiempo para el área de estudio, presentando una mayor disminución en el área fuera.

Tabla 5 Resultados de la prueba PERMANOVA de la comparación de los datos de β -diversidad considerando los factores de tiempo y espacio. Df=grados de libertad, SS= suma de cuadrados, MS= Cuadrados Medios.

<i>Fuente</i>	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>P(permutada)</i>	<i>Permutaciones</i>
<i>Tiempo</i>	1	433.19	433.19	4.3167	0.0405	9833
<i>Espacio</i>	1	336.73	336.73	3.3555	0.0681	9831
<i>Tiempo x Espacio</i>	1	470.06	470.06	4.6841	0.0297	9829
<i>Residual</i>	618	62018	100.35			
<i>Total</i>	621	63346				

8.1.3. Índice de Compactación

La figura 21 muestra la distribución de los valores de compactación dentro y fuera del ANP a lo largo del tiempo.

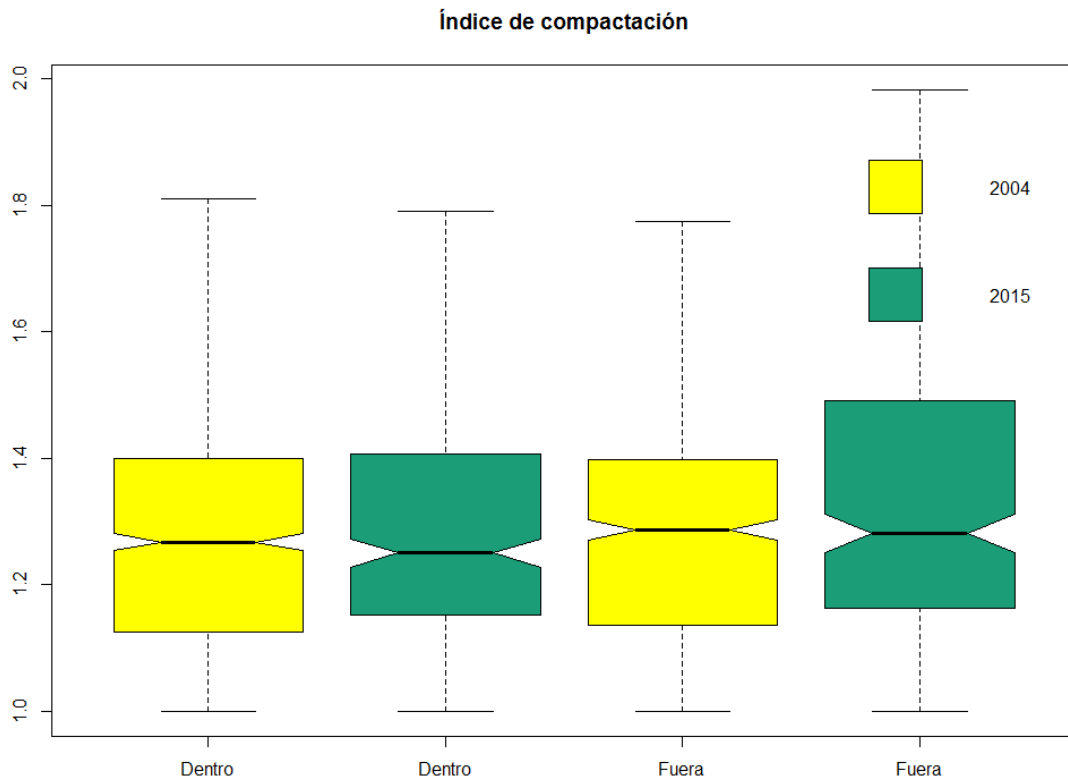


Figura 21 Diagrama que muestra la distribución de los valores de compactación para cada uno de los años respecto a las regiones de estudio. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

En la tabla 6 se presentan los resultados del análisis PERMANOVA para los datos del índice de compactación. No hay diferencias significativas en el espacio ($p > 0.05$) pero si en el tiempo ($p < 0.05$), la interacción entre ambos factores no es significativa ($p > 0.05$), es decir la compactación sólo varió en el tiempo.

Tabla 6 Resultados de la prueba PERMANOVA de la comparación de los datos del índice de compactación en área dentro y fuera y los años de estudios

<i>Fuente</i>	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>P(permutada)</i>	<i>Permutaciones</i>
<i>Tiempo</i>	1	0.23371	0.23371	5.9471	0.0136	9857
<i>Espacio</i>	1	5.2628E-2	5.2628E-2	1.3392	0.2486	9855
<i>Tiempo x Espacio</i>	1	9.3755E-2	9.3755E-2	2.3857	0.1311	9821
<i>Residual</i>	2360	92.744	3.9298E-2			
<i>Total</i>	2363	93.061				

La figura 22 muestra la distribución de los valores de compactación correspondientes a cada uno de los hábitats con respecto al espacio donde se encuentran y el tiempo. La clase Dominado por arena sobre roca y Dominado por macroalgas disminuyen en el tiempo, mientras que los valores para las clases Dominado por arena y Cobertura media de macroalgas y pastos marinos parecen aumentar. En el caso de la clase Arenal en el año 2004 tanto dentro como fuera, las observaciones solo corresponden a un solo valor. Para las clases Dominado por coral, Dominado por roca y Dominado por pedacería coralina no se tienen observaciones en el año 2015. En general los datos no poseen una variación considerable, sin embargo, los valores de compactación de 2004 son mayores con respecto a los encontrados en 2015 en los hábitats Dominado por arena sobre roca y Dominado por macroalgas, en Cobertura media de macroalgas y pastos marinos y Dominado por pastos marinos es el año 2015 quien cuenta con los valores más altos con respecto a 2004. En Dominado por arena y Arrecife los valores de 2004 en el área dentro son mayor al valor encontrado en 2015, caso contrario en el área fuera donde los valores correspondientes a 2015 son más altos que en 2004. En el caso de Arenal los valores de 2004 son mayores a los reportados en 2015, sin embargo, en 2004 solo se observó un parche en cada un área. Los hábitats no encontrados en 2015 fueron Dominado por coral, Dominado por roca y Dominado por pedacería coralina, en los cuales los valores del área dentro son mayores al área fuera.

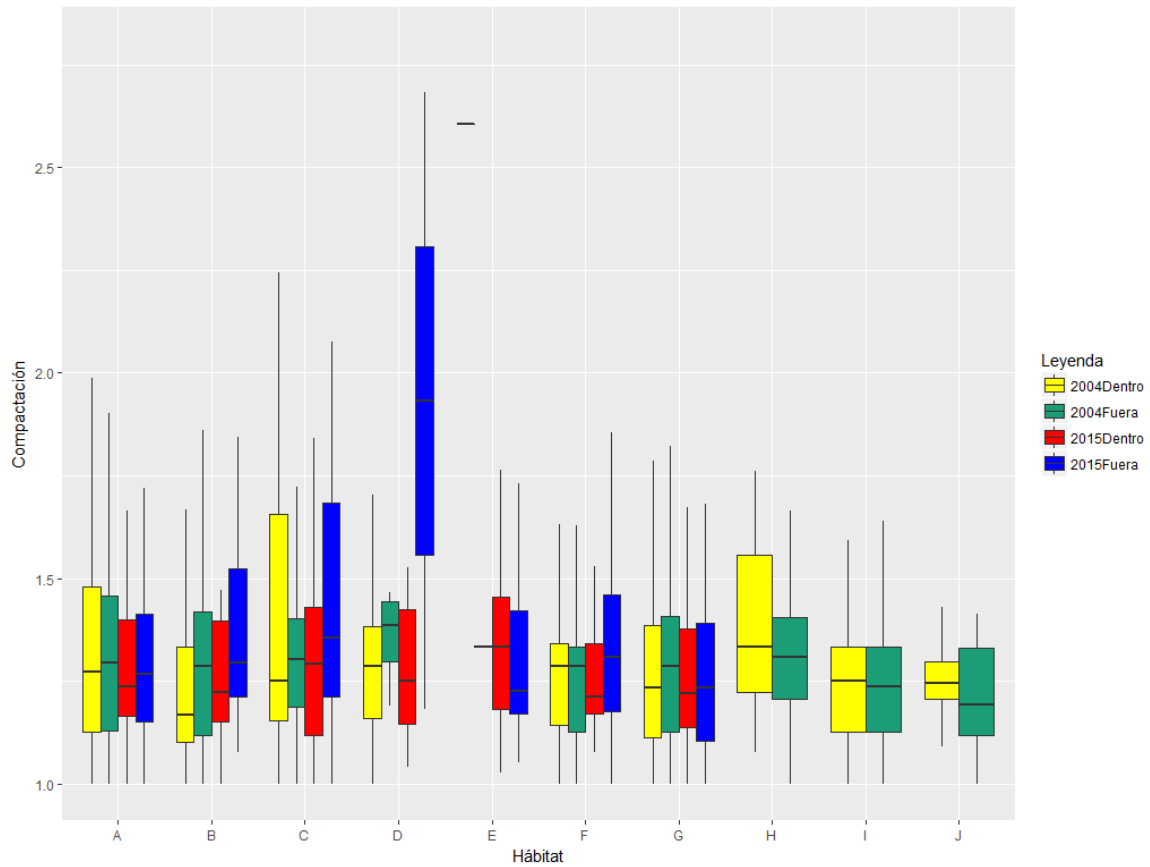


Figura 22 Diagrama de caja y bigotes que compara la distribución de las medias del índice de compactación para cada una de los hábitats, dependiendo del espacio y el tiempo. A:Dominado por Arena sobre Roca; B:Dominado por Pastos Marinos; C:Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D:Arrecife de Coral; E:Arenal; F:Dominado por Arena; G:Dominado por Macroalgas; H:Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

La figura 23 muestra la distribución de los datos de conectividad de las regiones dentro y fuera para los años 2004 y 2015, respectivamente.

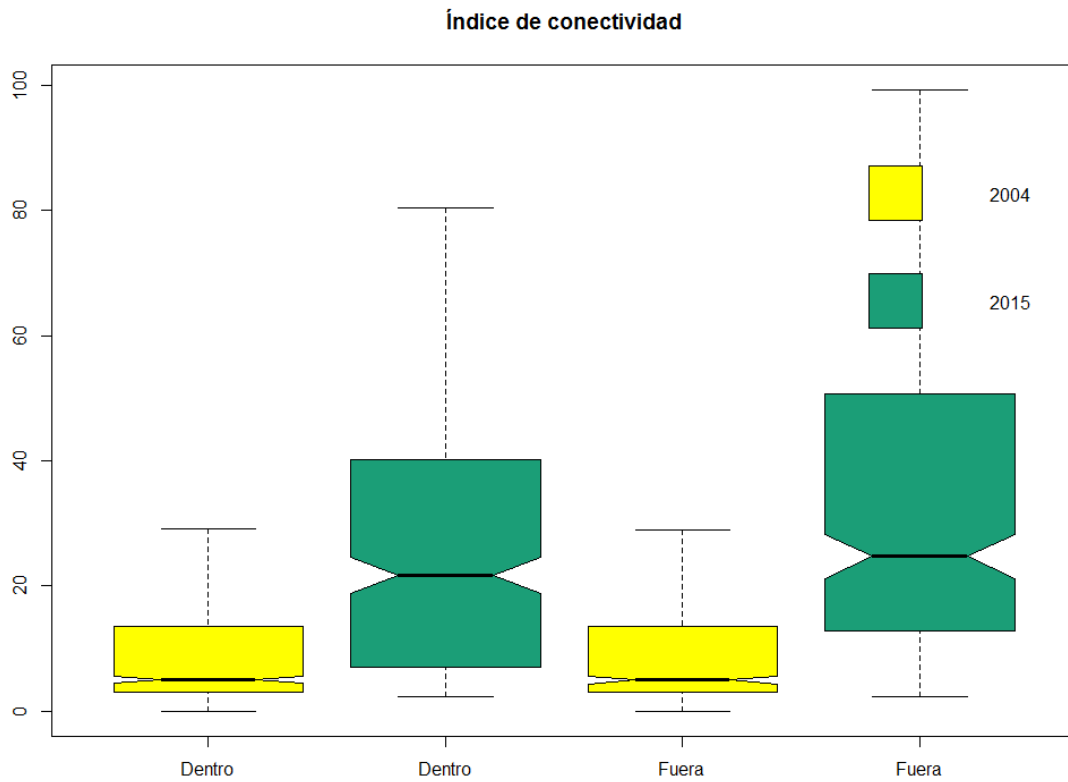


Figura 23 Diagrama que muestra la distribución de los valores de conectividad para cada uno de los años respecto a las regiones de estudio. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

Se observan diferencias significativas ($p < 0.05$) en la interacción del tiempo y el espacio (Tabla 7). Tanto para el área dentro como fuera hay una disminución en la conectividad del hábitat, siendo esta mayor en el área fuera.

Tabla 7 Resultados de la prueba PERMANOVA de la comparación de los datos de conectividad en área dentro y fuera y los años de estudios

<i>Fuente</i>	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>P(permutada)</i>	<i>Permutaciones</i>
<i>Tiempo</i>	1	2589.7	2589.7	341.93	0.0001	9815
<i>Espacio</i>	1	52.099	52.099	6.879	0.0108	9836
<i>Tiempo x Espacio</i>	1	56.935	56.935	7.5174	0.006	9822
<i>Residual</i>	2360	17874	7.5737			
<i>Total</i>	2363	20536				

La figura 24 muestra la distribución de los datos del índice de conectividad para cada hábitat encontrado en 2004 y 2015, considerando su posición (área dentro o área fuera). Los parches encontrados para Arrenal en 2004 tanto el área dentro y el área fuera están representados por un solo valor de conectividad, mientras que el hábitat Arrecife del área fuera para 2015 los dos parches existentes registran un mismo valor de conectividad encontrados en ese tiempo y en ese espacio. De manera general se observan los valores de 2015 son más altos con respecto a 2004, los valores de conectividad para el área fuera son más altos que el área dentro en los hábitats Dominado por arena sobre roca, Dominado por arena, Arrenal y Arrecife, para el hábitat Dominado por macroalgas los valores de conectividad alto se encuentran en el área dentro, para los hábitats de Cobertura media de macroalgas y pastos marinos y Dominado por pastos marinos se observa una ligera similitud en las medias para ambas áreas. El hábitat Dominado por coral blando, Dominado por roca y Dominado por pedacería coralina presentan valores más altos en el área dentro con respecto al área fuera, en 2015 estos hábitats no están presentes.

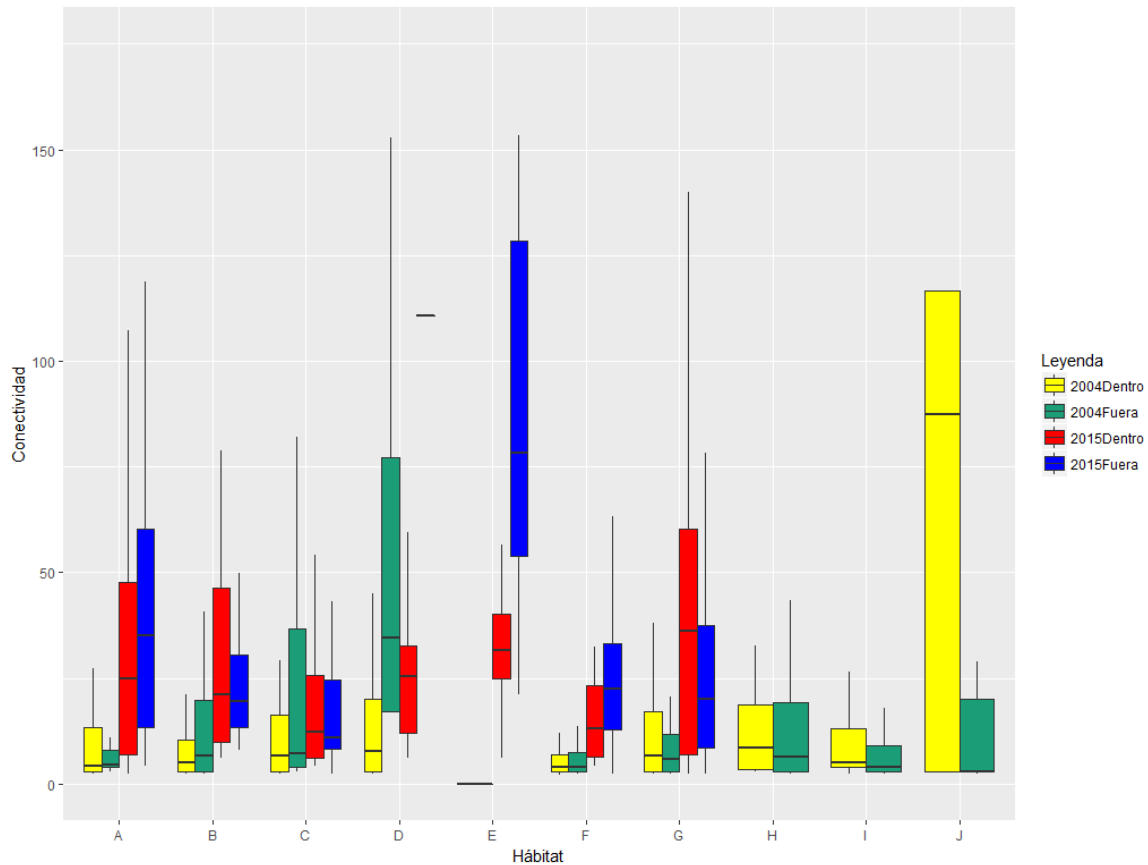


Figura 24 Diagrama de caja y bigotes que compara la distribución de los valores del índice de conectividad para cada uno de los hábitats en función del espacio y el tiempo. A: Dominado por Arena sobre Roca; B: Dominado por Pastos Marinos; C: Cobertura Media de Macroalgas y Pastos Marinos; D: Arrecife de Coral; E: Arenal; F: Dominado por Arena; G: Dominado por Macroalgas; H: Dominado por Pedacería coralina; I: Dominado por Roca; J: Dominado por Coral. Las líneas centrales representan la mediana, las cajas representan el rango intercuartil y los bigotes los valores mínimo y máximo.

9. Discusión

9.1. Construcción de mapas temáticos

Las respuestas espectrales para cada uno de los componentes bentónicos varían en función de las asociaciones entre ellos, las condiciones de climáticas (nubosidad, oleaje, etc.) en el momento de la adquisición, la utilización de escenas multiespectrales de diferentes plataformas y las características de las imágenes satelitales aunado a el proceso de corrección (Acosta-Velázquez et al., 2010). Sin embargo, en nuestro caso, para evitar mayor incertidumbre en el análisis, cuando se adquirieron las imágenes satelitales de sus respectivas plataformas, se tuvo particular interés en que correspondieran a la misma época del año, además de que

se realizó una estandarización mediante correcciones atmosféricas (Chavez, 1996) así como corrección de oleaje (Hochberg et al., 2003; Hedley et al., 2005). Por otro lado, se decidió hacer la corrección de columna de agua solamente para la escena del año 2015 correspondiente a la plataforma Spot 7, dado que al aplicarla a la escena de 2004 correspondiente a la plataforma IKONOS se obtenían valores más bajos de precisión al hacer la clasificación supervisada. No se considera que esto afecte los resultados dado que los mapas temáticos se construyeron de manera independiente. La metodología utilizada permitió obtener una diferenciación espectral entre cada una de las clases con una precisión general alrededor de 80% en ambas imágenes, la cual se considera muy buena (Congalton y Green, 2009) para su utilización en estudios de ecología de paisaje y adecuados para este trabajo. Estudios previos de mapeo de hábitats bentónicos reportaron valores de precisión arriba del 80% con valores de Kappa superiores a 0.85 (Knudby et al., 2013; Reshitnyk et al., 2014). Sin embargo, estos estudios mezclan diversas técnicas de percepción remota como lo son el análisis con imágenes satelitales y sensores acústicos, donde también se pueden utilizar sensores hiperespectrales, los cuales demandan un costo mayor. Considerando los resultados obtenidos en este estudio utilizando solo las imágenes y la correcta utilización del procesamiento es una buena aproximación de costo moderado, lo cual constituye una oportunidad para que instituciones encargadas del monitoreo de los hábitats puedan utilizar en futuros estudios, a amplias escalas espaciales.

9.2. Variación del paisaje bentónico en el periodo 2004-2015

Al comparar los mapas temáticos, se observa la reducción del número de hábitats entre los años de estudio, dadas por la caracterización de los sitios de entrenamiento. De 10 clases que se encontraban en 2004, para 2015 solo encontramos siete, observando una tendencia hacia la distribución más homogénea de algunos tipos de hábitats a lo largo del paisaje bentónico de Cozumel. Los hábitats no representados en el año 2015 son Dominado por roca, Dominado por pedacera coralina y Dominado por coral blando. Al comparar ambas imágenes clasificadas se observa que los parches de hábitats faltantes en 2015, se vieron

sustituidos por parches de macroalgas y arena, en su gran mayoría, contribuyendo a aumentar al área de los hábitats de los que son parte.

La variación en los tipos y cobertura de los hábitats que se ha observado, corresponde probablemente al proceso natural de cambio a lo largo del tiempo, aunado al efecto de fenómenos naturales que modificaron claramente el paisaje. En el año 2005, la isla de Cozumel fue afectada por dos huracanes de alta intensidad, Emily y Wilma, modificando significativamente la distribución, composición y cobertura de los componentes bentónicos que caracterizan el paisaje de Cozumel (Álvarez del Castillo-Cárdenas et al., 2008; Álvarez-Filip et al., 2009; Rioja-Nieto y Sheppard, 2012). Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. (2008) reportó un alto porcentaje de cobertura de elementos abióticos, como roca y arena, después del paso de los huracanes y en muestreos subsecuentes este porcentaje disminuyó significativamente. Estos elementos fungen como sitios disponibles para organismos oportunistas con estrategias de colonización eficientes, como las macroalgas. Por lo tanto, quizá fueron colonizados por macroalgas, aumentando su cobertura considerablemente un 1.09%, el cual resultado significativo, y disminuyendo el hábitat Dominado por roca un 100% en 2015 con respecto a 2004. La misma situación pudo pasar con Dominado pedacera coralina, disminuyendo el 100% de su cobertura en 2015 con respecto a 2004, ya que posee características similares que la roca. Así mismo, Rioja-Nieto et al. (2012) reporta un aumento significativo en el hábitat Arenal como resultado del huracán Emily el cual pudo haber cubierto los hábitats Dominados por roca y Dominado por pedacera coralina. Esto coincide con las observaciones encontradas en este trabajo donde los arenales presentaron un aumento significativo del hábitat Dominado por arena, el cual aumento 3.2%, entre el año 2004 y 2015. Por otro lado, los corales blandos sufrieron un severo daño en su densidad poblacional durante los huracanes, lo que podría explicar que no haya aporte significativo a la cobertura del año 2015, (Álvarez-Filip y Gil, 2006; Álvarez-Filip, 2007; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al., 2008) y dado que estos organismos son de crecimiento lento en comparación con otros organismos (Shinn, 1966; Baker y Weber, 1975; Chappell, 1980) a la fecha probablemente no han sido capaces de

generar parches de gran tamaño. El cambio de mayor interés se encontró en la cobertura del hábitat Arrecife de coral el cual disminuye en 0.47 % de cobertura total reportada en 2004, coincidiendo con lo publicado por Álvarez-Filip et al., (2009) donde reportó que las comunidades de corales formadores de arrecife decrecen en su densidad después del paso de los huracanes Emily y Wilma. Cabe mencionar que este cambio fue estadísticamente distinto ($p < 0.05$). En el caso del hábitat Dominado por pastos marinos se encontró una reducción significativa en el porcentaje de cobertura de 2015 con respecto a 2004 disminuyendo un 7.44% de lo reportado en 2004. Este tipo de hábitats se ve fuertemente afectado por la erosión y acumulación de sedimentos que un huracán podría generar (Cruz-Palacios y van Tussenbroek, 2005; van Tussenbroek et al., 2008) disminuyendo su cobertura en el paisaje bentónico a través del tiempo (Rioja-Nieto et al., 2012). Uno de los grupos de organismos que resultó tener una respuesta positiva a la apertura de nuevos nichos son las macroalgas, dado que poseen un rápido crecimiento y una eficiente propagación (Mumby et al., 2005; Roff et al., 2015), aunado a la disponibilidad de sustrato, las macroalgas encontraron la oportunidad aumentando su cobertura significativamente en el año 2015 respecto con 2004. Además se observó un aumento considerable en el tiempo en el hábitat Cobertura media de macroalgas y pastos marinos (~500%), esta asociación es muy común encontrarla a lo largo del área de estudio ya que ambos organismos comparten y compiten por los mismos recursos (luz, nutrientes, sustrato) (van Tussenbroek, 2011).

Así mismo, la actividad antropogénica que se realiza en el área representa una amenaza potencial y latente, ya que la construcción de muelles cerca del PNAC y edificios cerca de la costa podrían acelerar y modificar los patrones de cambio de los hábitats presentes en el área de estudio (Bulleri y Chapman, 2010; Palafox Muñoz et al., 2015). El turismo a gran escala genera una creciente preocupación por los impactos sociales y ambientales, el cual tiene un rápido crecimiento ocupando uno de los primeros lugares dentro de las actividades que proporciona mayor ingreso en nuestro país (Murray, 2007). El crecimiento exponencial de las poblaciones locales, el mal manejo de las aguas residuales y desechos, la

sobrepesca, que ha disminuido las poblaciones de especies de importancia comercial, el daño directo por embarcaciones de turistas y pescadores a los arrecifes (Merino, 1987; Murray, 2007; D. Fenner, 2012) pueden ser potenciales coadyuvantes en el deterioro del paisaje arrecifal.

9.2.1. Fragmentación

La distribución del tamaño de los parches con respecto a su frecuencia sigue un modelo potencial, lo que indica que existen un gran número de parches de tamaños menores y a medida que los parches son de mayor tamaño se van registrando en menor cantidad. Esto ha sido observado en otros estudios tanto en Cozumel (en el paisaje bentónico) como en zonas costeras y arrecifales (Langmead y Sheppard, 2004; Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Rioja-Nieto et al., 2015). Al comparar el patrón de fragmentación de los hábitats, no se encontró variación con respecto al tiempo, es decir en general los hábitats del paisaje bentónico de Cozumel mantienen la proporción de tamaños.

9.2.2. Índice de β -diversidad, compactación y conectividad

Los valores de la β -diversidad de los hábitats no varían con respecto al tiempo. Sin embargo, la distribución espacial de éstos es distinta. Es decir, para 2004 los valores altos se localizaron concentrados en su mayoría en el centro de la imagen, hacia el sur también se encuentran valores altos, pero estos no son en gran densidad. Para 2015 cambia la distribución dispersando los valores altos a lo largo de toda el AOI, en la zona centro se puede apreciar una pequeña concentración además de observar que los valores de β -diversidad tienen una concentración hacia el norte de la zona de estudio, fuera del área natural.

La complejidad en la forma de los parches para cada uno de los hábitats aumentó significativamente ($p \leq 0.05$) a lo largo del tiempo para todos los tipos de hábitat, con excepción de Arenal y Cobertura media de macroalgas, donde no se observaron cambios. En el caso de la conectividad, esta disminuyó significativamente ($p \leq 0.05$) a lo largo del tiempo para todos los tipos de hábitat con excepción de Cobertura

media de macroalgas y pastos marinos donde no mostró variación. De esta manera, en general, los parches tienden a ser más alargados e irregulares mientras que la distancia entre parches de un mismo tipo de hábitat aumenta (McGarigal, 2015). Considerando que para el año 2015, el hábitat Cobertura media de macroalgas y pastos marinos es dominante, así como aumento en la cobertura del tipo de hábitat de Arenal y Dominado por macroalgas, y la pérdida de tres tipos de hábitat con respecto al año 2004, el paisaje bentónico de la isla de Cozumel parece mostrar una tendencia a la homogeneización, la cual no se refleja en diferencias entre los valores generales de β -diversidad en el eje temporal, pero si en su distribución espacial. Esto es importante de considerar pues será importante evaluar si los procesos ecológicos (ej. competencia, depredación, etc.) inferidos a escala de paisaje a través de la beta-diversidad (Harborne, 2006; Rioja-Nieto et al. 2015) se mantienen.

Considerando la amplia distribución espacial y aumento en la cobertura de ciertos tipos de hábitat (ej. Dominado por macroalgas), probablemente ante distintas perturbaciones y apertura a la disponibilidad de espacios, los organismos que constituyen estos hábitats puedan colonizar estos espacios disponibles o de fácil acceso ante dichos cambios, manteniendo su ventaja sobre otro tipo de hábitats en el tiempo y por lo tanto quizá contribuir aún más al proceso de homogeneización.

9.3. Efecto del ANP en la variación espacio-temporal de los hábitats

El establecimiento de ANPs, con planes de manejo que implementan estrategias adecuadas para evaluar sus objetivos de conservación es fundamental. Al evaluar el efecto del tiempo (año 2004 y 2015) y el espacio (dentro y fuera del ANP) del tamaño de los parches, β -diversidad, compactación y conectividad, se observó que solamente la β -diversidad y la conectividad presentaron variaciones dependientes de la interacción tiempo y espacio, es decir, probablemente relacionada con el efecto del área natural protegida. Si bien la β -diversidad disminuye en el tiempo, esta disminución es menor dentro del ANP en comparación con el área fuera, coincidiendo con valores observados por Rioja-Nieto y Sheppard (2008). Así mismo,

la conectividad disminuye en el tiempo y espacio y en menor medida en el área dentro. Considerando que las áreas comparadas fueron en la zona limítrofe del ANP, es posible asumir que las condiciones ambientales (ej. corrientes, orientación de la costa, temperatura, clima, etc.) son similares y por lo tanto los resultados observados están relacionados con el manejo del ANP. Esto probablemente indica que las medidas de protección y salvaguarda implementadas por los guardaparques tiene un efecto en las regulaciones relacionadas con el manejo del ANP (ej. no permitir anclaje) que a su vez tienen un efecto directo en la integridad del paisaje. Cozumel es una zona con gran desarrollo turístico cuya asistencia de turistas asciende a más de 500,000 personas (INEGI, 2016), tanto nacionales como internacionales, de los cuales > de 1,000 visitantes tienen contacto directo con los arrecifes al tener autorización para practicar el buceo, aunado a la cantidad de embarcaciones, tanto pequeñas como de gran tamaño, la cuales provocan perturbaciones para la biota presente y someten a un estrés enorme al ecosistema, el cual reduce la biodiversidad y la belleza escénica presente en este tipo de lugares. De esta manera, es fundamental mantener las condiciones necesarias de presupuesto, personal y equipamiento, para hacer un manejo efectivo del PNAC y asegurar la persistencia de los ecosistemas de interés ante las distintas perturbaciones.

Los datos indican una ligera tendencia hacia una diferenciación entre el área sujeta a protección con la que no tiene esquema de manejo, contribuyendo de manera positiva el ANP a los hábitats bentónicos en el área de estudio. Sin embargo, para Cozumel no existen trabajos que realicen monitoreo de métricas del paisaje como la compactación y conectividad, por lo tanto, no existe información que permita establecer los patrones de variación en el tiempo.

10. Conclusiones y recomendaciones

La metodología utilizada para obtener los mapas temáticos permitió estimar la cobertura de los distintos hábitats presentes con precisiones > 79%, lo cual se considera adecuado.

La estimación del porcentaje de cobertura de los distintos hábitats permitió determinar su variación en el tiempo, considerando cambios en distintas métricas del paisaje. De esta manera, para el periodo de estudio, se determinó que existe un paisaje bentónico más homogéneo. Al analizar la variación del paisaje, se observó que hay una disminución en el número de tipos de hábitat y los que se mantuvieron en el tiempo presentaron cambios significativos ($p < 0.05$) en su cobertura, con excepción del hábitat Cobertura media de macroalgas y Arenal. Así mismo, hay un incremento en la complejidad de los hábitats y una disminución en su conectividad. Por otro lado, el patrón de fragmentación de los parches y los valores de β -diversidad se mantiene sin cambio. Con respecto a esta última métrica, será importante evaluar si los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad (ej. competencia y depredación) y que se infieren de manera indirecta a través de ésta, se mantienen.

En cuanto a la evaluación del efecto del ANP en los hábitats, los valores de β -diversidad y conectividad presentaron una menor disminución dentro del PNAC. Por lo tanto, los datos indican un efecto positivo de las estrategias de conservación del área protegida, quizá relacionado con aquellas medidas que evitan el daño físico del hábitat bentónico.

Al hacer comparaciones a lo largo del tiempo, es importante utilizar imágenes con las mismas características (ej. misma resolución espacial, espectral, etc.) e idealmente de la misma plataforma. Sin embargo, esto es difícil de obtener dada la variación de las condiciones atmosféricas (nubosidad), disponibilidad y costo. En este estudio se utilizaron imágenes de distintas plataformas, pero se tuvo particular cuidado en llevar a cabo el pre-procesamiento necesario para minimizar sus diferencias mediante técnicas ampliamente utilizadas.

Es fundamental obtener datos a escalas espaciales amplias y con una alta frecuencia de muestreo, sobre todo para determinar la variación de las características ecológicas de los ecosistemas costeros y su relación con las distintas perturbaciones y la variación ambiental. Al momento, este tipo de estudios es

limitado por el alto costo de las imágenes. Probablemente con el uso de nuevas tecnologías (ej. drones equipados con cámaras multiespectrales), en un futuro cercano sea posible hacer el seguimiento de las características de los ecosistemas costeros en amplias extensiones y con mucho detalle. Así mismo, es necesario generar trabajos complementarios (oceanográficos, ecológicos, biológicos) que coadyuven a la generación y mejoramiento de los planes de manejo de esta y otras áreas protegidas, de tal manera que puedan cumplir con su objetivo principal que es la conservación de la biodiversidad.

11. Referencias

- Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J. R., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Cerdeira-Estrada, S., Troche-Souza, C., Cruz, I., ... Jiménez, R. (2010). Aplicaciones de percepción remota en el inventario y monitoreo de ecosistemas costeros en México. *XIV International SELPER Symposium*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3361.6161>
- Aguilera Benavente, F., Valenzuela, L. M., & Botequilha-Leitão, A. (2011). Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area. *Landscape and Urban Planning*, 99(3–4), 226–238. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.10.004>
- Álvarez-Filip, L. (2007). Efecto de los huracanes emily y wilma en el parque nacional arrecifes de cozumel. In L. M. Mejía Ortiz (Ed.), *Biodiversidad acuatica de la isla de Cozumel* (pp. 361–369). México, D.F.: Universidad de Quintana Roo--Plaza y Valdes.
- Álvarez-Filip, L., & Bonilla Moheno, M. (2007). Arrecifes coralinos, selvas tropicales y huracanes. *Ciencias*, 85, 14–17.
- Álvarez-Filip, L., & Gil, I. (2006). Effects of Hurricanes Emily and Wilma on coral reefs in Cozumel, Mexico. *Coral Reefs*, 25(4), 583. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0141-6>
- Álvarez-Filip, L., Millet-Encalada, M., & Reyes-Bonilla, H. (2009). Impact of hurricanes Emily and Wilma on the coral community of cozumel Island, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 84(3), 295–306.
- Álvarez del Castillo-Cárdenas, P. A., Reyes-Bonilla, H., Álvarez-Filip, L., Millet-Encalada, M., & Escobosa-González, L. E. (2008). Cozumel Island, México: A disturbance history. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008*, 8(18), 701–705.

- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.tb00081.x>
- Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K. E., Hochberg, E. J., Garza-Pérez, J. R., ... Muller-Karger, F. E. (2003). Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment*, 88(1–2), 128–143. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.005>
- Aronson, R. B., Precht, W. F., Hronszky, I., & Nelson, G. L. (2009). Sustaining Ecosystem Services in the Global Coral Reef Crisis. In *AIP Conference Proceedings* (Vol. 1157, pp. 48–55). AIP. <https://doi.org/10.1063/1.3208031>
- Baker, P. A., & Weber, J. N. (1975). Coral growth rate: Variation with depth. *Earth and Planetary Science Letters*, 27(1), 57–61. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(75\)90160-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(75)90160-0)
- Barbier, E. B. (2016). The Protective Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services in a Wealth Accounting Framework. *Environmental and Resource Economics*, 64(1), 37–58. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9931-z>
- Barrera-Falcón, E. (2012). *Caracterización y mapeo de hábitat bentónicos en Bahía Magdalena, B.C.S. mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) y sensores remotos*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Basurto-Lozano, D. (2006). Arrecifes coralinos. In P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas, & A. C. Travieso-Bello (Eds.), *Estrategias de para el manejo costero integral: el enfoque municipal* (pp. 241–263). Instituto de Ecología, A.C. Retrieved from <http://www1.incol.edu.mx/costasustentable/esp/pdfs/Publicaciones/VOLI/SECCIONII/ArrecifesCoralinos.pdf>
- Bello-Pineda, J., Liceaga-Correa, M. A., Hernández-Núñez, H., & Ponce-Hernández, R. (2005). Using Aerial Video to Train the Supervised Classification of Landsat Tm Imagery for Coral Reef Habitats Mapping. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105(1–3), 145–164. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-3499-y>
- Bhatta, B. (2013). *Research Methods in Remote Sensing*. Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-6594-8>
- Borges-Souza, J. M. (2003). *Estructura y Composición de la comunidad bentónica de los arrecifes de Quintana Roo, México*. Instituto Politécnico Nacional. Retrieved from <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/14629>
- Brizuela, A. B., Aguirre, C. A., & Velasco, I. (2007). Aplicación de métodos de

corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. *Remote Sensing of Environment*, 207–214. Retrieved from <http://www.aet.org.es/congresos/xii/arg27.pdf>

Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M. J. F., & Gonzalez-Mirelis, G. (2015). Habitat mapping as a tool for conservation and sustainable use of marine resources: Some perspectives from the MAREANO Programme, Norway. *Journal of Sea Research*, 100, 46–61. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.10.014>

Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26–35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>

Bunce, R. G. H., Bogers, M. M. B., Evans, D., Halada, L., Jongman, R. H. G., Mucher, C. A., ... Olsvig-Whittaker, L. (2013). The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological Indicators*, 33, 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.014>

Campos, G. A., López de Pablo, C., & Martín de Agar, P. (2002). Evaluación de los Planes de Gestión de Espacios Naturales Protegidos. *Revista Científica Y Técnica de Ecología Y Medio Ambiente*, 3.

Cerdeira-Estrada, S., Heege, T., Kolb, M., Ohlendorf, S., Uribe, A., Müller, A., ... Martell, R. (2012). Benthic habitat and bathymetry mapping of shallow waters in Puerto Morelos reefs using remote sensing with a physics based data processing. In *2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (Vol. 6, pp. 4383–4386). IEEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6350402>

Chappell, J. (1980). Coral morphology, diversity and reef growth. *Nature*, 286(5770), 249–252. <https://doi.org/10.1038/286249a0>

Chávez-Hidalgo, A. (2009). *Conectividad de los arrecifes coralinos del golfo de México y Caribe Mexicano*. Instituto Politécnico Nacional.

Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459–479. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)

Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections- revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025–1035. [https://doi.org/10.1016/0099-1112\(96\)6209-1025](https://doi.org/10.1016/0099-1112(96)6209-1025)

Cogan, C. B., Todd, B. J., Lawton, P., & Noji, T. T. (2009). The role of marine habitat mapping in ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*,

66(9), 2033–2042. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp214>

CONABIO. (2017). Cobertura Bentónica del Ecosistema Arrecifal Coralino del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. Retrieved from http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/coberturagw.xml?_httcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no%0A

Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 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., & Green, K. (1992). The ABCs of GIS: An introduction to geographic information system. *Journal of Forestry*, (November), 13–20.

Congalton, R. G., & Green, K. (2009). Thematic Accuracy. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*, (5), 63–83. Retrieved from <papers3://publication/uuid/E0B2FB92-9F3E-4F52-8465-4625BD524309>

Contreras-Silva, A. I., López-Caloca, A. A., Tapia-Silva, F. O., & Cerdeira-Estrada, S. (2012). Satellite Remote Sensing of Coral Reef Habitats Mapping in Shallow Waters at Banco Chinchorro Reefs, México: A Classification Approach. In *Remote Sensing - Applications*. InTech. <https://doi.org/10.5772/36210>

Cruz-Palacios, V., & van Tussenbroek, B. I. (2005). Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 324(1), 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.04.002>

Cruz-Vázquez, C. (2013). *Análisis de la cobertura de los bosques de Sargassum spp y dinámica pesquera a través del tiempo mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota en Bahía Concepción y Bahía de La Paz, B.C.S., México*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Dahdouh-guebas, F. (2002). The use of remote sensing and Gis in the sustainable management of tropical coastal ecosystem. *Environment, Development and Sustainability*, 4, 93–112.

de León Mata, G. D., Pinedo Álvarez, A., & Martínez Guerrero, J. H. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*, (84), 42–53. <https://doi.org/10.14350/ig.36568>

Fenner, D. (2012). Challenges for Managing Fisheries on Diverse Coral Reefs. *Diversity*, 4(4), 105–160. <https://doi.org/10.3390/d4010105>

Fenner, D. P. (1988). SOME LEEWARD REEFS AND CORALS OF COZUMEL,

MEXICO. *Bulletin of Marine Science*, 42(1), 133–144.

- Garza-Pérez, J. R., Lehmann, A., & Arias-González, J. (2004). Spatial prediction of coral reef habitats: integrating ecology with spatial modeling and remote sensing. *Marine Ecology Progress Series*, 269, 141–152. <https://doi.org/10.3354/meps269141>
- Gravestock, P., Roberts, C. M., & Bailey, A. (2008). The income requirements of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, 51(3), 272–283. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.09.004>
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (1996). A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management*, 24(1), 1–40. <https://doi.org/10.1080/08920759609362279>
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (2000). *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. (A. J. Edwards, Ed.), *Coastal Management Sourcebooks 3*. Paris: UNESCO.
- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Micheli, F., Perry, C. T., Dahlgren, C. P., Holmes, K. E., & Brumbaugh, D. R. (2006). The Functional Value of Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Habitats to Ecosystem Processes. In *Advances in Marine Biology* (Vol. 50, pp. 57–189). [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(05\)50002-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(05)50002-6)
- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Żychaluk, K., Hedley, J. D., & Blackwell, P. G. (2006). MODELING THE BETA DIVERSITY OF CORAL REEFS. *Ecology*, 87(11), 2871–2881. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2871:MTBDOC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2871:MTBDOC]2.0.CO;2)
- Hedley, J. D., Harborne, A. R., & Mumby, P. J. (2005). Technical note: Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *International Journal of Remote Sensing*, 26(10), 2107–2112. <https://doi.org/10.1080/01431160500034086>
- Hedley, J. D., Roelfsema, C., Chollett, I., Harborne, A. R., Heron, S. F., Weeks, S., ... Mumby, P. J. (2016). Remote Sensing of Coral Reefs for Monitoring and Management: A Review. *Remote Sensing*, 8(2), 118. <https://doi.org/10.3390/rs8020118>
- Hochberg, E. J., Andréfouët, S., & Tyler, M. R. (2003). Sea surface correction of high spatial resolution ikonos images to improve bottom mapping in near-shore environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(7), 1724–1729. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.815408>

- INE. (1998). *Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel* (1ª). México, D.F.
- INEGI. (2016). *Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2016*.
- Jordán-Dahlgren, E. (1988). ARRECIFES PROFUNDOS EN LA ISLA DE COZUMEL, MÉXICO. *AN. INST. CIENC. DEL MAR Y LIMNOL. UNIV. NAL. AUTÓN. MÉXICO*, 15(2). Retrieved from <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1988-2/articulo315.html>
- Jordán-Dahlgren, E., & Rodriguez-Martinez, R. E. (2003). The Atlantic coral reefs of Mexico. In *Latin American Coral Reefs*. (pp. 131–158). <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50007-2>
- Knudby, A., Jupiter, S., Roelfsema, C., Lyons, M., & Phinn, S. (2013). Mapping Coral Reef Resilience Indicators Using Field and Remotely Sensed Data. *Remote Sensing*, 5(3), 1311–1334. <https://doi.org/10.3390/rs5031311>
- Langmead, O., & Sheppard, C. R. C. (2004). Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecological Modelling*, 175(3), 271–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.019>
- Linke, J., McDermid, G. J., Laskin, D. N., McLane, A. J., Pape, A., Cranston, J., ... Franklin, S. E. (2009). A Disturbance-Inventory Framework for Flexible and Reliable Landscape Monitoring. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 75(8), 981–995. <https://doi.org/10.14358/PERS.75.8.981>
- López Vázquez, V. H., & Plata Rocha, W. (2009). Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones Geograficas*, 68, 85–101. <https://doi.org/10.14350/rig.18000>
- Lozano, C. D. P. (2003). Aplicación De La Corrección De Columna De Agua En Una Imagen Landsat Etm Para Identificación De Fondos Marinos En Un Segmento De La Costa Entre Los Estados De Río Grande Do Norte Y Ceará, Brasil. *Vasa*.
- Lyzenga, D. R. (1978). Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics*, 17(3), 379. <https://doi.org/10.1364/AO.17.000379>
- LYZENGA, D. R. (1981). Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 2(1), 71–82. <https://doi.org/10.1080/01431168108948342>

- Maass, M., Jardel, E., Martínez-Yrizar, A., Calderón-Aguilera, L. E., Herrera, J., Castillo, A., ... Equihua, M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Ecosistemas*, 19(2), 69–83. <https://doi.org/10.7818/re.2014.19-2.00>
- McClanahan, T. R. (1995). A coral reef ecosystem-fisheries model: Impacts of fishing intensity and catch selection on reef structure and processes. *Ecological Modelling*, 80(1), 1–19. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)00042-G](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00042-G)
- McGarigal, K. (2015). *FRAGSTATS HELP*.
- McGarigal, K., Tagil, S., & Cushman, S. a. (2009). Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24(3), 433–450. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9327-y>
- Merino, M. (1987). The coastal zone of Mexico. *Coastal Management*, 15(1), 27–42. <https://doi.org/10.1080/08920758709362014>
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215–233. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00009-9)
- Moizo, P. (2004). La percepción remota y la tecnología SIG: Una aplicación en ecología de paisaje. *Revista Internacional de Ciencia Y Tecnología de La Información Geográfica*, 4, 1–24.
- Monroy Ibarra, R. C., & Travieso-Bello, A. C. (2006). Herramientas técnicas para la planificación: índices, mapas, bases de datos y sistemas de información geográfica. In P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas, & A. C. Travieso-Bello (Eds.), *Estrategias de para el manejo costero integral: el enfoque municipal* (p. 1266). Xalapa, Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Moreno-Casasola, P. (2006). ¿SON SUFICIENTES LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS COSTERAS EN MÉXICO? In P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa-Rojas, & A. C. Travieso-Bello (Eds.), *Estrategias de para el manejo costero integral: el enfoque municipal* (p. 1266). Xalapa, Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Morera, C., Pintó, J., & Romero, M. (2007). Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. In *Corredores Biológicos. Acercamiento conceptual y experiencias en América* (pp. 11–47). San José, Costa Rica: Imprenta Nacional.
- Mumby, P. J., Clark, C. D., Green, E. P., & Edwards, A. J. (1998). Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs. *International Journal of Remote Sensing*, 19(1), 203–210.

<https://doi.org/10.1080/014311698216521>

- Mumby, P. J., & Edwards, A. J. (2002). Mapping marine environments with IKONOS imagery: Enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 82(2–3), 248–257. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00041-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00041-X)
- Mumby, P. J., Foster, N. L., & Fahy, E. A. G. (2005). Patch dynamics of coral reef macroalgae under chronic and acute disturbance. *Coral Reefs*, 24(4), 681–692. <https://doi.org/10.1007/s00338-005-0058-5>
- Mumby, P. J., Green, E. P., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (1997). Coral reef habitat mapping: how much detail can remote sensing provide? *Marine Biology*, 130(2), 193–202. <https://doi.org/10.1007/s002270050238>
- Murray, G. (2007). Constructing Paradise: The Impacts of Big Tourism in the Mexican Coastal Zone. *Coastal Management*, 35(2–3), 339–355. <https://doi.org/10.1080/08920750601169600>
- Palafox Muñoz, A., Aguilar Aguilar, A., & Sderis Anaya Ortiz, J. (2015). Cozumel y la transformación de su paisaje por el turismo de cruceros. *Rev. Ciencias Sociales*, 149, 103–115.
- Pérez-España, H., Bello-Pineda, J., Granados-Barba, A., Salas-Monreal, D., & Ortíz-Lozano, L. (2010). ECONOMIC EVALUATION OF FISHERIES AND TOURIST SERVICES OF THE VERACRUZ REEF SYSTEM NATIONAL PARK, MEXICO: A SPATIAL APPROACH. *IIFET 2010 Montpellier Proceedings*, 1–10. Retrieved from <http://link.springer.com/10.1007/BF00378826>
- Pratchett, M. S., Hoey, A. S., & Wilson, S. K. (2014). Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.022>
- Rejas, J. (2008). Módulo VII : Sistemas de Información Geográfica y Teledetección TRATAMIENTO DIGITAL.
- Reshitnyk, L., Costa, M., Robinson, C., & Dearden, P. (2014). Evaluation of WorldView-2 and acoustic remote sensing for mapping benthic habitats in temperate coastal Pacific waters. *Remote Sensing of Environment*, 153, 7–23. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.016>
- Reyes-Bonilla, H. H., Millet-Encalada, M. M., & Álvarez-Filip, L. (2014). Community structure of scleractinian corals outside protected areas in Cozumel Island, Mexico. *Atoll Research Bulletin*, 600(601), 1–13. <https://doi.org/10.5479/si.00775630.601>

- Reyna-González, P. C., Bello-Pineda, J., Ortíz-Lozano, L., Pérez-España, H., Arceo, P., & Brenner, J. (2014). Incorporating expert knowledge for development spatial modeling in assessing ecosystem services provided by coral reefs: A tool for decision-making. *Revista de Biología Marina Y Oceanografía*, *49*(2), 279–292. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000200008>
- Rioja-Nieto, R. (2007). *Landscape ecology and conservation of the Cozumel Reefs National Park, Mexico*. University of Warwick.
- Rioja-Nieto, R., Barrera-Falcón, E., Hinojosa-Arango, G., & 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 and Coastal Management*, *82*, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.06.002>
- Rioja-Nieto, R., Barrera-Falcón, E., Torres-Irineo, E., Mendoza-González, G., & Cuervo-Robayo, A. P. (2017). Environmental drivers of decadal change of a mangrove forest in the North coast of the Yucatan peninsula, Mexico. *Journal of Coastal Conservation*, *21*(1), 167–175. <https://doi.org/10.1007/s11852-016-0486-0>
- Rioja-Nieto, R., Chiappa-Carrara, X., & Sheppard, C. R. C. (2012). Effects of hurricanes on the stability of reef-associated landscapes. *Ciencias Marinas*, *38*(1A), 47–55. <https://doi.org/10.7773/cm.v38i1A.1857>
- Rioja-Nieto, R., Moreno-Ruiz, J. A., & Gómez-Valdés, J. (2015). Efecto del manejo de un Área Natural Protegida en el paisaje del bosque de manglar en la Península de Yucatán. *Hidrobiológica*, *25*(2), 203–211.
- Rioja-Nieto, R., & Sheppard, C. (2008). Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management*, *51*(5), 397–404. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.01.009>
- Roff, G., Doropoulos, C., Zupan, M., Rogers, A., Steneck, R. S., Golbuu, Y., & Mumby, P. J. (2015). Phase shift facilitation following cyclone disturbance on coral reefs. *Oecologia*, *178*(4), 1193–1203. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3282-x>
- Rosete, F., & Bocco, G. (2003). Los sistemas de información geográfica y la percepción remota. Herramientas integradas para los planes de manejo en comunidades forestales. *Gaceta Ecológica*, *68*, 43–54. Retrieved from <http://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2884451.pdf>
- Salazar-Vallejo, S. I. (2002). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Revista de Biología Tropical*, *50*(2), 415–428.

- Schowengerdt, R. A. (2007a). Correction and Calibration. In *Remote Sensing* (p. 285–XXIII). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012369407-2/50010-3>
- Schowengerdt, R. A. (2007b). Optical Radiation Models. In *Remote Sensing* (p. 45–XIII). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012369407-2/50005-X>
- Schowengerdt, R. A. (2007c). Thematic Classification. In *Remote Sensing* (p. 387–XXXIII). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012369407-2/50012-7>
- Shinn, E. A. (1966). Coral Growth-Rate, an Environmental Indicator. *Journal of Paleontology*, 40(2), 233–240.
- Torruco Gómez, D., & González Solis, M. A. (2002). Propuesta de Conservación y Desarrollo Sustentable del Complejo Arrecifal de Banco Chinchorro en el Caribe Mexicano. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute*.
- van Tussenbroek, B. I. (2011). Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiológica*, 21(3), 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2010.12.009>
- van Tussenbroek, B. I., Barba Santos, M. G., van Dijk, J. K., Sanabria Alcaraz, S. N. M., & Téllez Calderón, M. L. (2008). Selective Elimination of Rooted Plants from a Tropical Seagrass Bed in a Back-Reef Lagoon: A Hypothesis Tested by Hurricane Wilma (2005). *Journal of Coastal Research*, 241, 278–281. <https://doi.org/10.2112/06-0777.1>
- Velázquez, A., Mas, J.-F., Bocco, G., & Palacio-Prieto, J. L. (2010). Mapping land cover changes in Mexico, 1976-2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31(2), 152–162. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9493.2010.00398.x>
- Vila Subirós, J., Varga Linde, D., Llausàs Pascual, A., & Ribas Palom, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (Landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents D'anàlisi Geogràfica*, (48), 151–166. Retrieved from <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2328164&info=resumen&idioma=ENG>
- Wang, X., Blanchet, F. G., & Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 634–646. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12198>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Retrieved from <https://books.google.co.in/books?id=LCRFAQAAIAAJ>
- Zhang, C. (2014). Applying data fusion techniques for benthic habitat mapping and

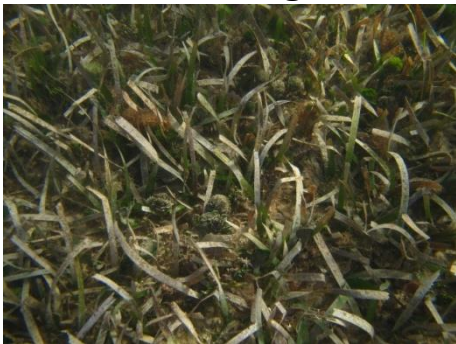
monitoring in a coral reef ecosystem. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, pp. 213–223. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS). <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.06.005>

12. Anexo 1

Fotos habitats característicos



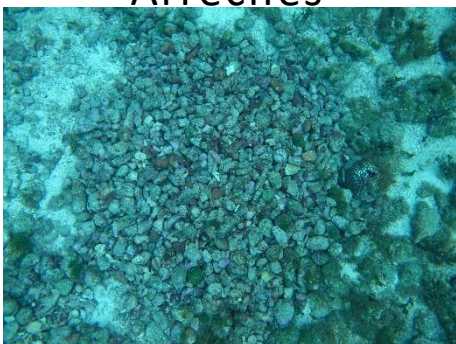
Macroalgas



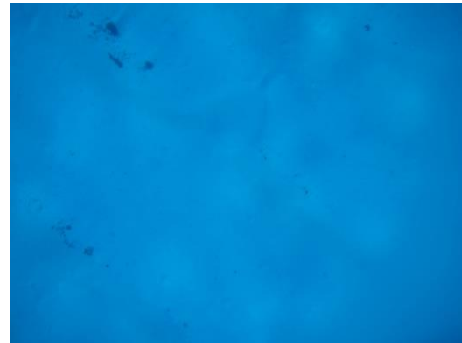
Pastos Marinos



Arrecifes



Pedacería coralina



Arena



Arena sobre Roca



Roca



Coral

13. Anexo 2

Tablas de Contingencia

2004					
<i>Arena</i>	5	4	3	60.00%	75.00%
<i>Pastos</i>	8	10	7	87.50%	70.00%
<i>Marinos</i>					
<i>Arena sobre roca</i>	11	12	11	100.00%	91.67%
<i>Arena</i>	8	9	6	75.00%	66.67%
<i>Macroalgas</i>	15	9	9	60.00%	100.00%
<i>Roca</i>	7	11	6	85.71%	54.55%
<i>Arrecife</i>	6	5	5	83.33%	100.00%
<i>Total</i>	60	60	47		

Precisión de clasificación total =78.33%

KAPPA (K[^]) STATISTICS

Índice Kappa = 0.7446

2015					
<i>Arena sobre Roca</i>	4	4	3	75.00%	75.00%
<i>Pastos</i>	2	2	1	50.00%	50.00%
<i>Marinos</i>					
<i>Cobertura Media</i>	4	5	3	75.00%	60.00%
<i>Arrecife</i>	2	2	2	100.00%	100.00%
<i>Arena</i>	2	2	1	50.00%	50.00%
<i>Arenal</i>	6	6	6	100.00%	100.00%
<i>Macroalgas</i>	4	3	3	75.00%	100.00%
<i>Total</i>	24	24	19		

Precisión de clasificación total =79.17%

KAPPA (K[^]) STATISTICS

Índice Kappa = 0.7500