



Universidad del Mar

Campus Puerto Ángel

**Variación espacio-temporal del paisaje marino en bahías del Parque
Nacional Huatulco**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestra en Ciencias: Ecología Marina

Presenta:

Biol. Mar. Miriam Vargas Muñoz

Director:

MAIA. Eduardo Juventino Ramírez Chávez

Co-directora:

Dra. Ana María Torres Huerta

Puerto Ángel, Oaxaca 2024

RESUMEN

Los arrecifes de coral son sistemas biológicos de gran importancia en todo el mundo, expuestos a estresores naturales y antropogénicos que debilitan su estructura y funcionamiento. Bajo este contexto, analizamos la variación espacio-temporal del paisaje marino de dos bahías del Parque Nacional Huatulco (San Agustín y Riscalillo) entre los años 2015 y 2017. Para caracterizar espacialmente el paisaje sumergido de las bahías en 2017 se generaron mapas de coberturas a partir de las técnicas por fotogrametría y clasificación supervisada. El análisis de los elementos que componen el paisaje se realizó con el cálculo de métricas paisajísticas y la frecuencia de uso por buceo se caracterizó con la información obtenida de las encuestas a las agencias de buceo.

Los mapas de cobertura del año 2017 presentaron altos porcentajes de precisión San Agustín (85) y Riscalillo (76), mientras que, los valores del Índice Kappa son considerados aceptables (0.77) y (0.63). Las métricas seleccionadas fueron útiles para describir la configuración espacial de las bahías. Particularmente el aumento en el número de parches (NP) sugiere cambios en la configuración espacial de la bahía de San Agustín, atribuidos a la fragmentación como estrategia asexual reproductiva y a las diferencias en los sensores empleados. Asimismo, el porcentaje que ocupa el coral en el paisaje (PLAND) mostró un incremento del 15.42% de un año a otro, resultado que representa una subestimación de la cobertura coralina en 2015 atribuida a factores como la resolución espacial, diferencias en los sensores y factores ambientales. En cuanto a la frecuencia de uso por buceo a partir de la belleza paisajística y la accesibilidad a las bahías, Cacaluta es vista moderadamente a diferencia de Riscalillo donde la frecuencia de visitas por parte de las agencias es baja y en San Agustín nula.

Los Sistemas Aéreos Pilotados Remotamente (RPAS), la fotogrametría, la clasificación supervisada y las métricas del paisaje fueron herramientas clave para describir la configuración espacial de las dos comunidades coralinas. Las encuestas por otro lado, sirvieron para generar un primer acercamiento sobre el conocimiento de la frecuencia de uso por buceo de estas bahías.

Palabras clave: Arrecifes de coral, Clasificación supervisada, Fotogrametría, Mapas de coberturas y Métricas del paisaje.

ABSTRACT

Coral reefs are biological systems of great importance worldwide, exposed to natural and anthropogenic stressors that weaken their structure and functioning. Under this context, we analyzed the spatio-temporal variation of the seascape of two bays of Parque Nacional Huatulco (San Agustín and Riscalillo) between 2015 and 2017. To characterize spatially the submerged seascape of the bays corresponding to the year 2017, cover maps were generated from the photogrammetry and supervised classification techniques. The analysis of the elements that make up the seascape was carried out with the calculation of seascape metrics and the frequency of use by diving was characterized with the information obtained from surveys of diving agencies.

The 2017 coverage maps presented high percentages of accuracy San Agustín (85) and Riscalillo (76), while the Kappa Index values are considered acceptable (0.77) and (0.63). The selected metrics were useful to describe the spatial configuration of the bays. Particularly, the increase in the number of patches (NP) suggests changes in the spatial configuration of San Agustín bay, attributed to fragmentation as an asexual reproductive strategy and to differences in the sensors used. Likewise, the percentage that coral occupies in the landscape (PLAND) showed an increase of 15.42% from one year to the next, a result that represents an underestimation of coral cover in 2015 attributed to factors such as spatial resolution, differences in sensors and environmental factors. The frequency of use for diving based on the scenic beauty and accessibility to the bays, Cacaluta is visited moderately unlike Riscalillo where the frequency of visits by the agencies is low and San Agustín null.

Remotely Piloted Aerial Systems (RPAS), photogrammetry, supervised classification and landscape metrics were key tools to describe the spatial configuration of the coral communities of two bays belonging to this NPA. The surveys, on the other hand, served to generate a first approach to understanding the frequency of diving use of these bays.

Key words: Coral reefs, supervised classification, photogrammetry, cover maps and seascape metrics.

DEDICATORIA

A MIS PADRES

Jorge Vargas y Lucila Muñoz

A MIS HERMANOS

Jorge Luis, Víctor Hugo e Ivonne

A MIS SOBRINOS

L. Fernando, Jorge, Osvaldo, Yael, Cynthia y Matías

A MI COMPAÑERO DE VIDA

Rodolfo

A LA MAR



AGRADECIMIENTOS

A Dios, por ser la fuerza espiritual que me ayuda a seguir adelante siempre.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por el apoyo económico otorgado.

A mi director, el MAIA. Eduardo Juventino Ramírez Chávez por aceptar y dirigir este proyecto de tesis. Por compartir su vasto conocimiento en diversas áreas, brindarme un espacio físico y las herramientas necesarias para desarrollar esta investigación.

Al candidato a Doctor Gerardo Manuel Williams-Jara por las ortofotos y mapas de coberturas compartidos, por sus valiosas observaciones y apoyo brindado.

A la Dra. Ana María Torres Huerta, al Dr. Juan Francisco Meraz Hernando y al M. en C. Gerardo E. Leyte Morales, por las aportaciones que realizaron con el fin de mejorar en gran medida este trabajo.

A mi familia, por ser mi soporte en la vida y por brindarme su apoyo incondicional siempre.

A Rodolfo, por acompañarme en este proceso, por ser mi red de contención en días grises y soleados, por sus valiosas observaciones y gran apoyo en la realización de este trabajo.

A Jess y Emilio por brindarme su amistad, motivarme a estudiar el posgrado y apoyo al comienzo de esta aventura.

A mis compañeros y amigos que me dio la Maestría (Marisol, Antonio, Pablo, Francisco y Daniela) por todos los momentos compartidos, palabras de aliento y experiencias vividas durante y después de esos dos años.

ÍNDICE

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
ÍNDICE DE TABLAS.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES.....	3
2.1 Monitoreo de ecosistemas marinos mediante el uso de RPAS.....	3
2.2 Análisis espacial a partir de métricas paisajísticas	5
2.3 Frecuencia de uso por buceo de los arrecifes de coral.....	6
3. JUSTIFICACIÓN	7
4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	7
5. HIPÓTESIS.....	8
6. OBJETIVO GENERAL	8
6.1 OBJETIVOS PARTICULARES	8
7. MATERIAL Y MÉTODOS	9
7.1 Área de estudio	9
7.2 Comunidades coralinas de Oaxaca	9
7.3 Trabajo de campo.....	10
7.4 Sitios de entrenamiento o semillas.....	11
7.5 Trabajo de gabinete.....	12
7.5.1 Obtención de las ortofotos	12
7.5.2 Clasificación supervisada.....	12

7.5.3 Edición posterior a la clasificación	13
7.5.4 Evaluación del error en el proceso de reclasificación	13
7.6 Métricas del paisaje.....	14
7.6.1 Cálculo de las métricas con el software <i>Fragstats</i> v4.2.1.....	16
7.6.2 Análisis de Correspondencia (AC) utilizado para el análisis de las métricas	17
7.6.3 Validación del AC.....	18
7.7 Encuestas a las agencias prestadoras de servicios turísticos.....	19
8. RESULTADOS.....	21
8.1 Obtención de las ortofotos	21
8.2 Mapas de cobertura de 2015 y 2017	23
8.3 Análisis de las métricas del paisaje.....	27
8.4 Correspondencia espacial entre las métricas y las bahías	28
8.4.1 Validación del AC.....	28
8.4.2 Correspondencia espacio-temporal en los dos años.....	30
8.5.1 Mapas categóricos de acuerdo con la belleza paisajística y accesibilidad.....	33
9. DISCUSIÓN	38
9.1 Análisis del paisaje sumergido a partir de los mapas de coberturas	38
9.2 Análisis de la configuración espacial a partir de las métricas paisajísticas	39
9.3 Frecuencia de uso por buceo de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta	43
10. CONCLUSIONES.....	46
11. RECOMENDACIONES	48
12. REFERENCIAS	49
13. ANEXOS	56
Anexo 1. Glosario.....	56
Anexo 2. Formato encuesta.....	57
Anexo 3. Ortofotos y Mapas de coberturas	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Métricas utilizadas para la caracterización del paisaje bentónico de las tres bahías.	16
Tabla 2. Descriptores: ID: Clase; Name: Nombre de la clase; Enabled: Habilita las clases; IsBackground: Define la clase correspondiente al fondo.	17
Tabla 3. Resolución y número fotografías empleadas en el proceso fotogramétrico. Coordenadas UTM (datum WGS84, zona 14).	21
Tabla 4. Precisión y valor del Índice Kappa de los mapas de cobertura de las tres bahías..	23
Tabla 5. Precisión y valor del Índice Kappa de los mapas de cobertura de dos bahías.....	25
Tabla 6. Valores obtenidos de las métricas calculadas para el año 2015.	27
Tabla 7. Resultados obtenidos de las encuestas aplicadas a las agencias de buceo autorizadas dentro del PNH. *TA: Todas son accesibles.	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de área de estudio de las bahías del PNH San Agustín, Riscalillo y Cacaluta.	10
Figura 2. Porcentaje de la cobertura visualmente dominante en el fondo marino modificado de Hill & Wilkinson (2004)......	11
Figura 3. En la imagen 2 a, b y c se observan las ortofotos de las bahías de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta del año 2015, mientras que, la imagen 2 d, e y f corresponden al año 2017.	22
Figura 4. Mapas de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta correspondientes al año 2015 con los tipos de cobertura más abundantes: Rojo= coral, Beige= arena, Negro= roca.....	24
Figura 5. Mapas de San Agustín y Riscalillo correspondientes al año 2017 con los tipos de cobertura más abundantes: Rojo= coral, Beige= arena, Negro= roca.	26
Figura 6. Gráfico Perceptual (GP) obtenido del análisis de las métricas de 2015.	29
Figura 7. Gráfico Perceptual (GP) obtenido del análisis espacio-temporal de las tres bahías en los dos años.....	31
Figura 8. Belleza paisajística: a) Bahía más visitada y b) Frecuencia de visitas por parte de las agencias de buceo a la semana.	34
Figura 9. Belleza paisajística: c) Número de personas que bucean al día y d) Porcentaje de personas que no bucean, pero nadan en la bahía.	35
Figura 10. Accesibilidad: a) Bahía más accesible y b) Frecuencia de visitas por parte de las agencias de buceo a la semana.	36
Figura 11. Accesibilidad: c) Número de personas que bucean al día y d) Porcentaje de personas que no bucean, pero nadan en la bahía.	37
Figura 12. Ortofoto de la bahía de San Agustín correspondiente al año 2017.	60
Figura 13. Mapa de coberturas de la bahía de San Agustín 2017 (rojo: sustrato coralino, beige: sustrato arenoso y negro: sustrato rocoso).....	61
Figura 14. Ortofoto de la bahía de Riscalillo correspondiente al año 2017.	62
Figura 15. Mapa de coberturas de la bahía de Riscalillo 2017. (rojo: sustrato coralino, beige: sustrato arenoso y negro: sustrato rocoso).....	63

1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son sistemas biológicos con una alta riqueza de especies e importancia ecológica, derivado de su estructura compleja y su funcionamiento (Veron, 2000). Estos ecosistemas proporcionan servicios ambientales que incluyen la protección costera contra fenómenos naturales y la generación de una importante derrama económica a través del turismo, por lo que los convierte en la principal fuente de empleo y sustento para las comunidades costeras (Costanza *et al.*, 1998).

Desafortunadamente los arrecifes están experimentando daños a nivel global, como resultado de la interacción de múltiples factores. Entre estos se incluyen causas naturales como tormentas y huracanes y antropogénicas como el blanqueamiento provocado por el aumento de la temperatura a escala regional (Fallati *et al.*, 2020), la contaminación, la deforestación de los ecosistemas costeros, la sobreexplotación pesquera y el turismo no regulado (Zambrano *et al.*, 2022). La interacción de estos factores puede causar la fragmentación y la pérdida del hábitat, así como cambios en la configuración espacial de los arrecifes (Fahrig, 2003).

Afortunadamente, gracias a herramientas de conservación como las Áreas Naturales Protegidas (ANP), se ha logrado reducir el impacto en los arrecifes coralinos mediante la implementación de zonificación y, la regulación de usos y actividades. Estas estrategias de conservación se establecen con el objetivo de preservar los sitios de importancia (CONANP, 2003). Además de estos instrumentos de políticas de conservación, en años recientes se ha implementado el uso de nuevas herramientas para monitorear y conservar los recursos marinos y costeros (Koch, 2015).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la Percepción Remota (PR) se han convertido en herramientas tecnológicas importantes en el estudio de los ecosistemas arrecifales (El Mahrad *et al.*, 2020; Lepczyk *et al.*, 2021). La “clasificación supervisada” es la técnica de percepción remota que permite identificar diferentes tipos de coberturas a partir de los sitios de entrenamiento generados en campo y del análisis estadístico multivariado. Si bien, se ha establecido como una de las herramientas más valiosas en la investigación de estos ecosistemas a nivel local y regional, puede no ofrecer un nivel tan detallado de la información, por lo cual, se ha complementado con herramientas estadísticas que refuerzan su potencial (Hedley *et al.*, 2016).

Esta técnica se ha documentado en numerosos trabajos de investigación sobre el monitoreo y la evaluación de la composición del paisaje sumergido en diversas regiones del mundo. Algunos de estos estudios han servido como base para proponer mejoras en la gestión y conservación de estos ecosistemas (Hamylton, 2017; Hedley *et al.*, 2016; Rendis *et al.*, 2016).

A pesar de las ventajas que ofrecen estas herramientas, aún se tienen algunos desafíos en su uso y aplicación. Por lo general, se utilizan imágenes de satélite de alta resolución para realizar estudios a escala regional. Sin embargo, estas imágenes suelen ser costosas, de acceso limitado y están sujetas a condiciones ambientales variables (Bennett *et al.*, 2020).

Una nueva alternativa son los Sistemas Aéreos Pilotados Remotamente comúnmente conocidos como “drones” (RPAS por sus siglas en inglés), que se han convertido en herramientas efectivas para el mapeo a escala local de los sistemas arrecifales (Casella *et al.*, 2017). Estos dispositivos proporcionan información de alta resolución, son generalmente más accesibles en términos del costo y fáciles de operar (Klemas, 2015; Ventura *et al.*, 2018). No obstante, es importante considerar factores como los tipos de sensor integrados, así como la resolución espacial y espectral de estas tecnologías al utilizarlas.

Además de estas herramientas, existen las métricas del paisaje, que son expresiones matemáticas diseñadas para cuantificar la fragmentación (Turner *et al.*, 2001; Turner & Gardner, 2015). Este proceso ecológico, común en paisajes terrestres se manifiesta en la separación espacial de las parcelas en los cultivos y ocurre como resultado de actividades humanas como la deforestación, urbanización e industrialización acelerada, entre otras (Wei & Zhang, 2012). En los arrecifes de coral, este proceso se observa en la degradación y pérdida del hábitat causadas principalmente por actividades antropogénicas como el aumento de la temperatura y la actividad humana (NOAA, 2024).

Este proyecto se enfoca en el estudio del paisaje sumergido del Parque Nacional Huatulco (PNH), que es el ANP más al sur del Pacífico mexicano reconocida por albergar comunidades coralinas de gran importancia que sustentan una gran diversidad de especies. Además, su belleza paisajística lo convierte en una de las ANP más importantes a nivel nacional. En este trabajo, se pretende utilizar herramientas de SIG y PR para llevar a cabo un análisis espacio-temporal. El objetivo principal es caracterizar las bahías de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta, así como determinar la frecuencia de uso por buceo en estos sitios. Esto

permitirá evaluar si los criterios de manejo relacionados con el buceo corresponden con los objetivos de conservación de los bancos coralinos en esta área.

2. ANTECEDENTES

2.1 Monitoreo de ecosistemas marinos mediante el uso de RPAS

El uso y aplicación de los RPAS y el análisis de imágenes aéreas como herramientas para el mapeo de ecosistemas marinos y terrestres se ha vuelto cada vez más frecuente en los últimos años (D'Urban *et al.*, 2020; Lepczyk *et al.*, 2021).

Particularmente en estudios sobre ecología del paisaje sumergido los RPAS, las técnicas fotogramétricas y de percepción remota han facilitado la caracterización de los arrecifes de coral y otros ecosistemas en diferentes regiones. A nivel local, Williams-Jara (2017) realizó la primera caracterización del paisaje sumergido de seis bahías pertenecientes al Parque Nacional Huatulco (San Agustín, Riscalillo, Cacaluta, Maguey, Órgano y Chachacual). A partir de una serie de imágenes aéreas tomadas con dron y de la técnica fotogramétrica logró obtener las ortofotos para cada una de las bahías. Consecuentemente aplicó la técnica “Clasificación supervisada” y el algoritmo de clasificación de “máxima probabilidad” para obtener los mapas con las coberturas más abundantes en el paisaje (arena, coral y roca). El porcentaje de precisión y el valor del Índice Kappa promedio de las seis bahías es del 84.09% y 0.74.

A nivel mundial, a lo largo del Mar Tirreno Ventura *et al.*, (2018) mapearon tres ambientes costeros (una pradera de pastos marinos de *Posidonia oceánica*, una costa rocosa con criaderos de peces juveniles y arenales con arrecifes formados por especies de poliquetos de *Sabellaria alveolata*) para describir la composición del paisaje sumergido a partir de imágenes aéreas y del algoritmo de clasificación del vecino más cercano (Nearest Neighbour). En el primer ambiente costero identificaron diferentes tipos de sustrato como (hojas muertas de *P. oceánica*, roca expuesta, *P. oceánica*, arena, roca sumergida y vegetación) con un porcentaje de precisión en la clasificación del 85 % e Índice Kappa de 0.83. Mientras que, en el segundo sitio clasificaron 9 tipos de sustrato de los cuales 7 son iguales a los del sitio 1 e incluyeron dos más (roca con alga y roca seca) con un 84 % de exactitud. En el tercer ambiente costero, clasificaron 11 tipos de cobertura (playa, roca

expuesta, algas verdes, arrecife de *S. alveolata* expuesto y sumergido, arena profunda, arena sumergida, sombras, roca sumergida, capas blancas y vegetación). En ambos casos la exactitud de los mapas fue >80% con un valor del Índice Kappa de 0.77, resultados con los cuales demostraron la capacidad que tienen estas herramientas para identificar los tipos de sustrato que componen diferentes ambientes marinos y la precisión con la que logran hacerlo.

Por su parte Fallati *et al.*, (2020) monitorearon en febrero de 2017 y noviembre de 2018 mediante imágenes aéreas cuatro sitios de un archipiélago en Maldivas para identificar cambios en la composición de los tipos de sustrato después de un evento de blanqueamiento ocurrido en 2016. Para realizar esta comparación implementaron una metodología basada en la transformación de las imágenes aéreas con el software Trimble eCognition Developer 9.4, a los cuales aplicaron el algoritmo de segmentación basado en la homogeneidad de criterios (forma y compacidad) con el que crearon mapas de cobertura. Posterior al proceso de segmentación, emplearon el algoritmo del vecino más cercano (Nearest Neighbour) con el que clasificaron 3 tipos de sustrato: coral duro, coral fragmentado y arena, con una precisión general en la clasificación del 79 % y valor del Í. Kappa igual 0.56. No obstante el porcentaje de precisión en la clasificación del coral duro y del coral fragmentado fue de un 85 y 66 % respectivamente. Con este trabajo los autores confirman una vez más el enorme potencial de los vehículos aéreos no tripulados (UAV) y de las técnicas de percepción remota como herramientas para el monitoreo de los cambios en los tipos de sustrato a lo largo del tiempo.

A la par del avance tecnológico y el evidente potencial de estas herramientas Bennett *et al.*, (2020) propusieron una nueva metodología para eficientizar el procesamiento de las imágenes con la cual mapearon el arrecife de aguas poco profundas de la Isla Heron en Australia a partir de 230 imágenes aéreas a las que aplicaron el algoritmo de clasificación (*Random Forest*) ejecutado con el software de acceso libre (FOSS) y Google Earth Engine (GEE). El resultado obtenido fue un mapa temático con cuatro tipos de sustrato diferentes (coral vivo, coral muerto, arena y roca) con un porcentaje de precisión del 86%, particularmente la cobertura de coral vivo fue calculada con un 92% de precisión. Esta novedosa metodología les facilitó el procesamiento y análisis de los datos de forma semiautomática.

2.2 Análisis espacial a partir de métricas paisajísticas

En los últimos diez años las métricas del paisaje han sido empleadas en diversos trabajos de investigación para cuantificar los cambios estructurales en ambientes terrestres como bosques (Mehta *et al.*, 2022) y campos de cultivo (Morris *et al.*, 2022); así como, en ambientes marinos como arrecifes y comunidades coralinas (Cruz-Vázquez *et al.*, 2019; Ortiz-Cajica *et al.*, 2020; Rendis *et al.*, 2015).

Para cuantificar los cambios que sufren los ecosistemas arrecifales Rendis *et al.*, (2015), Cruz-Vázquez *et al.*, (2019) y Ortiz-Cajica *et al.*, (2020) realizaron una comparación espacio-temporal del paisaje de Mahahual, Quintana Roo, México del año 2000 al 2006 y del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) en dos periodos diferentes de 2004 a 2015 y de 2004 a 2017 empleando métricas de configuración, composición y conectividad.

Con respecto a los resultados, en los tres estudios obtuvieron mapas de cobertura generados a partir de la clasificación de imágenes satelitales IKONOS y SPOT 7 con porcentajes de precisión entre el 78.3 y 96% y valores del Índice Kappa de 0.75 a 0.96.

En cuanto a las métricas calculadas Rendis *et al.*, (2015) evidenciaron un decremento en los índices (CA, PLAND, NP, LPI, SHAPE y PD), resaltando la pérdida de 43 ha de cobertura de coral y 85 ha de cobertura vegetal a lo largo de seis años, incluyendo la pérdida de conectividad entre el paisaje costero y arrecifal de Mahahual a causa de la construcción de un crucero y múltiples desarrollos costeros. Por su parte Cruz-Vázquez *et al.*, (2019) compararon la variación de las métricas (Conectividad, SHAPE y β - diversity) entre dos áreas adyacentes (dentro y fuera) del PNAC. Aunque en sus resultados no muestran valores de las métricas, por medio de un análisis de la varianza de dos vías observaron diferencias en la conectividad del paisaje de 2004 a 2015, sin embargo, el cambio es menor dentro del Área Marina Protegida y, por el contrario, la complejidad de los parches aumenta con el tiempo adaptando formas más irregulares y menos compactas sin importar el sitio. En la misma área de estudio Ortiz-Cajica *et al.*, (2020) analizaron la variación de las métricas (Conectividad, SHAPE y β - diversity) para estimar cambios en el paisaje marino entre 2004 y 2017. El rango de valores de la complejidad de la forma de los parches de los diferentes hábitats es de 1-14.4. Particularmente el hábitat *e* (arrecifes de coral) presentó los valores SHAPE de 1-2.44, mientras que los valores de conectividad fueron bajos (12-26).

2.3 Frecuencia de uso por buceo de los arrecifes de coral

La variedad de especies, formas y colores de los arrecifes de coral hacen que alrededor de 70 millones de turistas en todo el mundo se sientan atraídos por visitar estos ecosistemas (Spalding *et al.*, 2017) y practicar actividades recreativas acuáticas.

A nivel mundial y particularmente en México la intensidad de uso de los arrecifes por actividades como (i.e. buceo y snorkel) en las ANP ha sido muy poco estudiada, esto se debe a que, los esfuerzos se han centrado en evaluar los efectos negativos del buceo sobre estos ecosistemas (i.e. daño físico a las colonias coralinas, impactos ecológicos) (De *et al.*, 2020; Giglio *et al.*, 2020;) y en valorar la importancia económica de esta actividad (Robles-Zavala y Chang-Reynoso, 2018; Arcos-Aguilar *et al.*, 2020).

Por ejemplo, el daño físico ocasionado por actividades de buceo recreativo sobre las colonias fue analizado por De *et al.*, (2020), quienes a lo largo de cuatro años observaron las actividades y comportamientos de los buzos mediante videos de grabación en un Área Marina Protegida en la costa oeste de la India. Los resultados mostraron que el 98% de los videos obtenidos evidenciaron algún tipo de contacto físico por parte de los buzos (sostenerse de los corales para mantener la flotabilidad bajo el agua, pararse, caminar sobre las colonias de coral y posar para fotografías/videos) fueron algunos de ellos. Con base en esto, concluyeron que el contacto directo puede ocasionar el rompimiento de las colonias de coral por lo cual consideraron importante implementar estrategias de manejo en esa AMP.

Continuando con este enfoque, a partir de una revisión literaria Giglio *et al.*, (2020) identificaron las características que tienen en común los buceadores que causan daños a los arrecifes, los efectos en los organismos bentónicos y las posibilidades existentes para gestionar esta actividad. Con base en la información recopilada observaron que el mayor daño es causado al comienzo de la inmersión sobre todo cuando se utilizan objetos de grabación (cámaras), resaltan que los impactos se vuelven acumulativos por lo que pueden alterar la estructura física y provocar pérdida en la complejidad del arrecife y, por último, que es necesaria la integración de la investigación científica para lograr una gestión exitosa de la industria del buceo.

3. JUSTIFICACIÓN

El Parque Nacional Huatulco (PNH) es el ANP del Pacífico mexicano más al sur que cuenta con importantes comunidades coralinas y a su vez alberga una gran cantidad de especies endémicas y de relevancia comercial. Por su localización biogeográfica es considerado un punto clave para la entrada y alojamiento de una gran cantidad de especies coral provenientes de Centroamérica (Reyes-Bonilla y López- Pérez, 1998).

En este contexto, se han realizado estudios para caracterizar las comunidades coralinas de esta ANP (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998), sin embargo, existen pocos estudios referentes a los cambios en la configuración espacial del paisaje sumergido.

La caracterización espacial del paisaje por medio de mapas de cobertura generados a partir de técnicas de percepción remota y métricas paisajísticas nos permitirán conocer los cambios espacio-temporales que han experimentado las bahías del PNH con respecto a la cobertura coralina, el grado de fragmentación, conectividad y forma de los parches en 2015 y 2017. Por otro lado, la frecuencia de uso por buceo de las bahías es otro aspecto que no se ha tomado en cuenta pero que podría aportar información valiosa sobre los sitios que son mayormente visitados y los principales factores que toman en cuenta las agencias de buceo para llevar a los turistas a practicar esta actividad.

Finalmente, generar este tipo de información podría ser útil para los tomadores de decisiones ya que les permitiría implementar mejoras en las acciones de manejo de esta ANP que aseguren la protección y conservación de los recursos marinos.

4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son los cambios espacio-temporales que sufre del paisaje sumergido de tres bahías del PNH?

5. HIPÓTESIS

En la actualidad existen pocos estudios acerca de la caracterización del paisaje sumergido del PNH mediante el uso de nuevas tecnologías. Por esta razón se espera que, a partir de herramientas de SIG y PR, grado de cobertura coralina, y métricas paisajísticas se puedan cuantificar las variaciones espacio-temporales en tres bahías pertenecientes a esta ANP y medir la frecuencia de uso por buceo para determinar si el Programa de Manejo cumple con los objetivos de conservación.

6. OBJETIVO GENERAL

Realizar un análisis espacio-temporal que permita comparar el paisaje sumergido de tres bahías del Parque Nacional Huatulco entre los años 2015 y 2017.

6.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar espacialmente el paisaje sumergido de tres bahías del PNH mediante el uso de imágenes aéreas.
- Analizar los elementos que constituyen el paisaje por medio de métricas espaciales y temporales.
- Caracterizar la frecuencia de uso por buceo a partir de encuestas a las agencias prestadoras de servicios turísticos.
- Determinar si los criterios de manejo corresponden con los objetivos de conservación de los arrecifes a partir de la frecuencia de uso por buceo.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

7.1 Área de estudio

En el Pacífico central mexicano, dentro del municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca se localiza el PNH (Fig. 1), el cual forma parte de la región oeste del golfo de Tehuantepec. Se localiza entre las coordenadas geográficas $15^{\circ}39'12''$ y $15^{\circ}47'10''$ N y $96^{\circ}06'30''$ y $96^{\circ}15'00''$ O. El polígono consta de una superficie total de 11,890.98 ha, de las cuales 6,374.98 ha son terrestres y 5,516 ha corresponden a la zona marina, cuenta con una plataforma continental reducida alrededor de ~10 km de ancho y un litoral rocoso (CONANP, 2003).

Presenta dos estaciones climáticas: lluvias que van de mayo a noviembre y la estación de secas de octubre a mayo. Durante la estación lluviosa, la región es afectada por la aproximación de la Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ) y los vientos provenientes del oeste generalmente débiles provocando una estratificación en la columna de agua y una baja productividad (Trasviña & Barton 1997, Reyes-Hernández *et al.* 2019). Con respecto al promedio de precipitación anual puede variar entre 800 a -1500mm (Tapia-García, 1998). En la estación de secas hay una mayor influencia de los vientos provenientes del norte, noreste y noroeste (Romero-Centeno & Zavala- Hidalgo 2003).

La dinámica oceanográfica del golfo de Tehuantepec es influenciada por la presencia de la alberca de agua cálida del Pacífico nororiental, caracterizada por variaciones en la temperatura (>28 °C), una salinidad superficial promedio de 34 y la presencia de una termoclina somera (20-40 m) (Fiedler & Talley 2006). También se ve afectada por la variación en el patrón de circulación del sistema de vientos Alisios, por la ITCZ (Tapia-García, 1998) y por los vientos Tehuanos que se desarrollan cuando los sistemas fríos de alta presión atmosférica que se originan al norte se desplazan hacia latitudes tropicales.

7.2 Comunidades coralinas de Oaxaca

Con respecto a los criterios de clasificación de los arrecifes, las comunidades coralinas de la costa central de Oaxaca son consideradas de tipo “borde o franja” ya que generalmente se encuentran cercanas a la costa (Reyes-Bonilla & Pérez-López, 1998). Están representadas por tres géneros principales: *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona*, mismos que presentan una zonificación relativamente definida. La zona somera (0-6 m) es dominada por las siguientes especies: coral coliflor *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758), *Pocillopora capitata*

(Verrill, 1864), *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) y *Pocillopora meandrina* (Dana, 1846). Mientras que en zonas más profundas (6-14 m) se pueden encontrar especies como *P. gigantea*, *P. varians*, *P. clavus* y pequeñas colonias de *Porites panamensis* entre otras (Glynn & Leyte Morales, 1997).

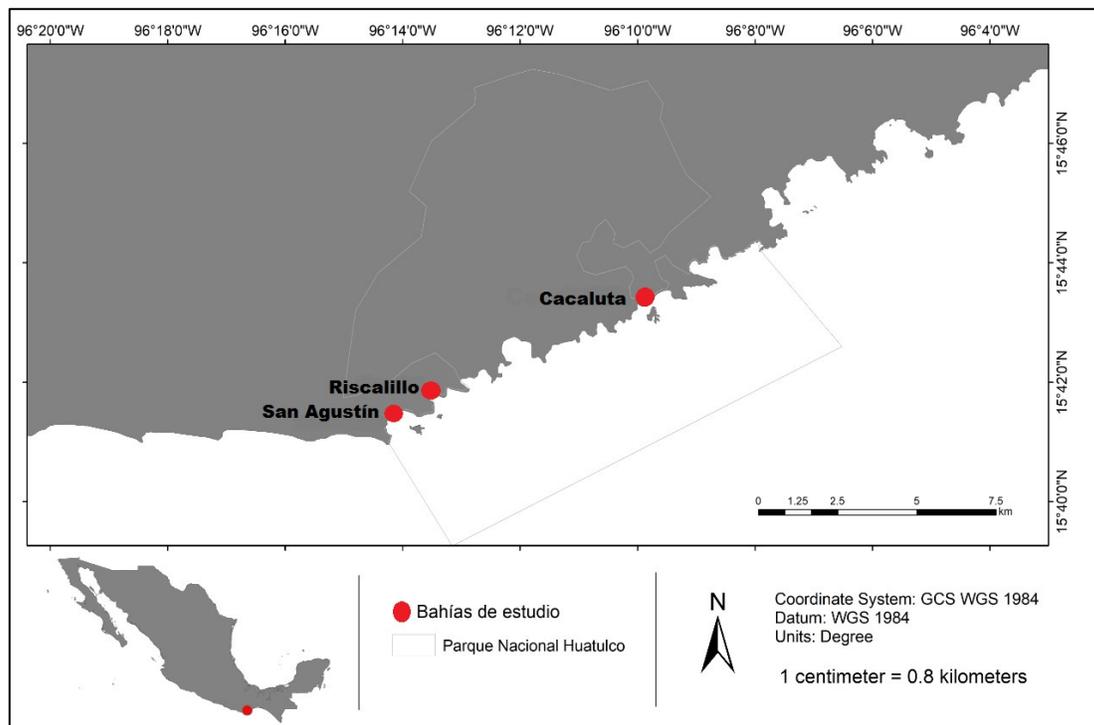


Figura 1. Mapa de área de estudio de las bahías del PNH San Agustín, Riscalillo y Cacaluta.

7.3 Trabajo de campo

Las ortofotos del año 2015 corresponden a los resultados generados por Williams-Jara (2017) en su proyecto de tesis de maestría, por lo cual, en este trabajo se aplicó la misma metodología para obtener las ortofotos de las bahías de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta del año 2017.

Las fotografías aéreas de la bahía de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta fueron tomadas en abril y noviembre de 2015 y 2017 por Williams-Jara, (2017) como parte del proyecto: Paisaje sumergido del PNH (2IE1501) financiado por la Universidad del Mar. Se utilizaron dos Sistemas Aéreos Pilotados Remotamente (RPAS) por sus siglas en inglés: Modelo Mavic 1 con dispositivo GPS (error +/- 1m), con un sensor CMOS de 1/2.3 pulgada, un controlador de vuelo NAZA y una cámara digital de 12 megapíxeles (GoPro Hero 3+

black) y apertura focal 2.8. El segundo modelo Phantom 4 Pro con sensor CMOS de 1 pulgada, 20 megapíxeles y obturador mecánico fueron programados para seguir una trayectoria en forma de S con el objetivo de lograr un 75% de superposición frontal y 70% superposición lateral (x, y) (Ramírez *et. al.* 2013). Los vuelos se realizaron a 90 metros de altura, la velocidad de 6 m/s con una toma de fotografía cada 3 segundos. El GPS y la cámara fueron sincronizados para que cada una de las fotografías tomadas coincidiera con las coordenadas geográficas. La toma de las fotografías se llevó a cabo entre las 7 y 8 de la mañana para reducir el efecto de la luz sobre la superficie del mar, durante el ciclo de marea baja y vientos menores a 20 km/h para obtener una mejor representación del fondo y evitar errores en el proceso fotogramétrico.

7.4 Sitios de entrenamiento o semillas

Una vez finalizado el vuelo, se realizaron transectos de 150 m de largo paralelos a la costa donde se registraron las coordenadas de los sitios en los que la cobertura de arena, roca y coral fue visualmente dominante en el arrecife (>75%). El porcentaje de cobertura se calculó a partir de una escala propuesta y modificada por Hill & Wilkinson (2004) (Fig.2) y los sitios de entrenamiento por medio de la técnica de “Check-point” (Green *et al.*, 2000), esto con la finalidad de tener los sitios y su posición geográfica que serían utilizados al momento de realizar los mapas temáticos en la etapa de gabinete.

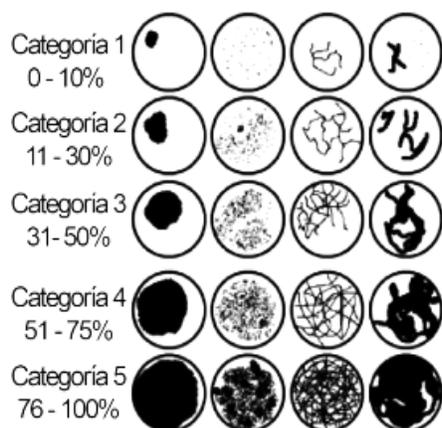


Figura 2. Porcentaje de la cobertura visualmente dominante en el fondo marino modificado de Hill & Wilkinson (2004).

7.5 Trabajo de gabinete

7.5.1 Obtención de las ortofotos

El proceso para generar las ortofotos de las tres bahías consistió en una serie de cinco pasos:

1. Descarga y selección de imágenes al programa Agisoft Metashape Professional (PhotoScan) (Agisoft LLC., 2016).
2. Alineación de las imágenes y generación de una nube de puntos dispersa a través de los puntos de enlace. En este punto los algoritmos de estructura de movimiento (SfM) detectaron los puntos característicos en las múltiples imágenes tomadas desde diferentes ángulos mejorando su alineación.
3. Densificación de la nube de puntos y creación de la malla.
4. Dar textura a la malla.
5. Exportar las ortofotos en formato TIFF.

7.5.2 Clasificación supervisada

La clasificación supervisada es una técnica de percepción remota que sirve para identificar diferentes tipos de coberturas en un mapa a partir de los sitios de entrenamiento generados en campo y del análisis estadístico multivariado.

El flujo de trabajo para realizar la clasificación consistió en cuatro puntos principales:

1. Agregar la ortofoto y el archivo (shp) de los sitios de entrenamiento al programa ArcMap 10.8.
2. Seleccionar la herramienta *Spatial Analysis Tools*.
3. Crear las firmas espectrales.
4. Seleccionar el algoritmo de clasificación.

En nuestro caso, el algoritmo fue el de **máxima probabilidad**, que agrupa los píxeles por medio de la correlación entre las bandas roja, verde y azul (RGB) o fragmentos del espectro electromagnético de la imagen, calculando la probabilidad de que un píxel corresponda a una clase en particular, lo que permite una mayor precisión en la clasificación.

7.5.3 Edición posterior a la clasificación

Se aplicó un proceso de filtrado para eliminar los píxeles que se encontraban aislados y por otro lado agrupar los píxeles pertenecientes a la misma clase, con el fin de obtener una representación más precisa de los mapas de coberturas. El flujo de trabajo para aplicar el filtro mayoritario fue el siguiente:

1. Se agregaron las imágenes de entrada como archivos *ráster* de las bahías al programa ArcMap
2. Se seleccionaron las opciones *Spatial Analysis tools* y *Generalización*
3. Se cargó el archivo de la clasificación
4. Se eligió el número de celdas vecinas, en este caso (ocho), criterio que se ejecuta solo si todas las celdas vecinas de una celda en particular comparten el mismo valor. Este proceso se repitió varias veces hasta que se estabilizaron los cambios.

Posteriormente, se llevó a cabo la revalidación de las imágenes clasificadas. En algunos casos, se cambió el tipo de clase de los polígonos que fueron mal clasificados debido a, factores como la espuma generada por el oleaje o por el reflejo de la luz sobre la superficie marina. El proceso para realizar la revalidación consistió en utilizar tres herramientas principales:

1. *Erase*: A partir de la superposición de datos de entrada con datos de borrado se crea una nueva entidad.
2. *Union*: Permite conectar los atributos de un tipo de cobertura con otra basada en la relación espacial.
3. *Merge*: Esta herramienta unió conjuntos de datos de tres fuentes en un nuevo conjunto de datos de salida.

A partir de esta reclasificación se obtuvieron los mapas de coberturas de las tres bahías.

7.5.4 Evaluación del error en el proceso de reclasificación

Para estimar la precisión en la clasificación de las imágenes finales, se llevó a cabo una comparación entre los sitios georreferenciados en el campo y la imagen clasificada. Esta comparación tuvo como objetivo determinar la concordancia entre las clases cartografiadas y los valores reales. Para realizar esta evaluación, se utilizó el software ArcMap, que, estimó

la precisión de los mapas temáticos a partir de una matriz de errores a nivel de tipo de cobertura. La matriz de confusión proporcionó información sobre las clases que fueron incluidas erróneamente en un tipo de cobertura específico (error de comisión) y aquellas que fueron excluidas de la clase a la que si pertenecían (error de omisión). Finalmente, se calculó el Índice de Concordancia Kappa utilizando los datos de la matriz de errores (Esri, 2023).

7.6 Métricas del paisaje

Las métricas son expresiones numéricas que permiten calcular las características espaciales de un paisaje. Están las relacionadas con la composición y las que describen la configuración de los elementos espaciales de cada clase (cobertura) o del paisaje en su conjunto (Turner *et al.*, 2001; Turner & Gardner, 2015). En este trabajo, nos enfocamos exclusivamente en las de configuración (arreglo específico) debido a que las métricas de composición requieren metodologías específicas para su cálculo (Tabla 1).

A continuación, se presenta la expresión matemática de cada una de las métricas utilizadas (McGarigal & Marks, 1995).

Porcentaje de la clase en el paisaje (PLAND): Es una medida de la composición del paisaje, que indica el porcentaje que ocupa una clase en particular.

$$PLAND_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Donde:

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

A= área total del paisaje (m²)

Índice del parche más grande en la clase (LPI): Calcula el porcentaje que ocupa el parche de mayor tamaño en la clase. Cuando LPI es cercano a 0 significa que el parche mayor del paisaje es muy pequeño, y cuando es igual o cercano a 100 todo el paisaje está constituido por un solo parche.

$$LPI_j = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$$

Índice de forma de la clase (SHAPE_MN): Indica la complejidad media de la clase, a partir de la relación área-perímetro obtenida de la sumatoria de los parches de esa clase. Este índice realiza una comparación utilizando una forma estándar (cuadrado), si el valor es igual a 1 indica que el parche es regular, pero si es >1 su forma es irregular (circulo).

$$SHAPE_MN = \frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

Dónde:

0.25= constante para el estándar cuadrado (ráster)

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

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

Número de parches (NP): Es una medida de la fragmentación que tiene una clase o el paisaje completo.

$$NP_i = n_i$$

Cohesión (COHESION): Este índice mide la conectividad a cualquier nivel (parche, clase o paisaje). Tiene un rango que va de 0 a 100 y aumenta cuanto más agregados en su distribución estén los parches, es decir, cuando están más conectados entre sí y viceversa cuando es igual o cercano a cero los parches no están conectados y el paisaje está más subdivido.

$$COHESION = \frac{1 - (\sum_{i=1}^n (P_i) / (\sum_{i=1}^n (P_i) * \sqrt{A_i}))}{1 - (1/\sqrt{A_T})} * (100)$$

Donde:

P_i = Perímetro del objeto i (m)

A_i = Área del objeto i (m²)

A_T = Área total de la clase o del paisaje (m^2)

n = número de objetos de la clase

Tabla 1. Métricas utilizadas para la caracterización del paisaje bentónico de las tres bahías.

Categoría	Índice	Nivel de clase
Configuración	Área	Porcentaje de coral en el paisaje (PLAND)
		Índice del parche más grande en la clase (LPI)
	Forma	Índice de forma de la clase (SHAPE_MN)
		Número de parches (NP)
	Agregación	Cohesión (C)

7.6.1 Cálculo de las métricas con el software *Fragstats* v4.2.1.

Para el análisis del paisaje del año 2015 y 2017 a partir de las métricas a nivel de clase fue necesario igualar la resolución de los archivos categóricos tipo ráster (6 cm) para no tener sobreestimaciones debido a la resolución espacial. Posteriormente, en un archivo de texto (txt) separado por comas se crearon los descriptores de las clases para cada bahía (Tabla 2). Los mapas de coberturas en formato ERDAS y el archivo (txt) se importaron al software *Fragstats* v4.2.1, para evaluar las métricas del paisaje de las tres bahías de acuerdo con el criterio de ocho celdas propuesto por (McGarigal & Marks, 1995).

Tabla 2. Descriptores: ID: Clase; Name: Nombre de la clase; Enabled: Habilita las clases; IsBackground: Define la clase correspondiente al fondo.

Descriptores			
ID,	Name,	Enabled,	IsBackground
1,	Coral,	True,	False
2,	Roca,	True,	False
3,	Arena,	True,	False

Con las métricas calculadas y para la correcta implementación del Análisis de Correspondencia, fue necesario estandarizar los valores de las métricas SHAPE y NP a porcentaje. En el primer caso aplicamos la siguiente regla de tres (valor de SHAPE) / (2) *100 para cada valor de SHAPE obtenido. En el segundo caso, definimos el número máximo de parches que podríamos encontrar en una hectárea, siendo 60 nuestro número máximo de acuerdo a la escala y a la altura del sensor utilizado. Consecutivamente convertimos los valores absolutos del número de parches (NP) a porcentaje aplicando la siguiente operación (# de parches) / (valor máximo de parches por ha) * 100.

7.6.2 Análisis de Correspondencia (AC) utilizado para el análisis de las métricas

Para el presente estudio se realizaron dos Modelos Multivariados de análisis por Correspondencia (AC). En el primer AC se analizó y clasificó la correspondencia espacial entre las bahías y las métricas del paisaje del año 2015, mientras que, en el segundo caso se analizó la correspondencia espacio-temporal entre las bahías y las métricas de los dos años (2015 y 2017). En ambos casos se estructuró una matriz en la que se colocaron los nombres de las tres bahías en las columnas y los acrónimos (en inglés) de las métricas en los renglones.

	San Agustín	Riscalillo	Cacaluta
PLAND	-	-	-
LPI	-	-	-
SHAPE_MN	-	-	-
NP	-	-	-
COHESION	-	-	-

Con las magnitudes calculadas, en el software *Fragstats* se generaron dos matrices con las que se ponderó el grado de correspondencia entre las bahías y las métricas. La representación espacial de esta matriz se obtuvo a través de dos gráficos Perceptuales (GP).

Con los dos GP obtenidos, se pueden visualizar dos escenarios:

- 1) Cuando las magnitudes son positivas y ascendentes se observará una mayor correspondencia en el GP, por lo tanto, las bahías y las métricas se visualizarán espacialmente más cercanas.
- 2) Cuando las magnitudes son negativas y ascendentes las bahías y las métricas tendrán menor correspondencia en el GP y se visualizarán espacialmente más alejadas.

7.6.3 Validación del AC

Para validar los resultados del AC, se estiman el índice de Inercia Total (IT) y la distribución de probabilidad Chi^2 (Zar, 1999), planteando las siguientes hipótesis:

- Se acepta la hipótesis H_0 : Si el $IT=0$. Entonces, en el GP la aproximación espacial será dominante entre las bahías y las métricas del paisaje.
- Se acepta la hipótesis H_a : Si el $IT > 1$. Entonces, en el GP la separación espacial será dominante entre las bahías y las métricas del paisaje.

La confrontación estadística es como se indica:

- Se acepta H_0 , cuando $Chi_c^2 < Chi_{0.05}^2$ ($P > 0.05$).
- Se acepta H_a , cuando $Chi_c^2 > Chi_{0.05}^2$ ($P < 0.05$).

Donde $Chi_c^2 = \sum ij$ registros de la matriz o el estimador calculado, $Chi_{0.05}^2$ es el estimador esperado con $\alpha= 0.05$ y grados de libertad (gl) = [(número de bahías - 1) *(número de métricas - 1)].

Inercia Total (IT): Con la IT magnitud se pondera dentro del GP el grado de aproximación o separación espacial entre las bahías y las métricas. La IT magnitud no tiene un intervalo fijo de variación, pero cuando es ~ 0.00 , en el GP se observa la máxima aproximación espacial entre las variables. Al incrementar la IT magnitud ~ 1.00 , la separación espacial aumenta y cuando $IT > 1.00$, la separación espacial es aún mayor.

Con la información del GP desplegado en el programa *Statistica* el valor del IT se obtiene de la siguiente manera: $IT = \text{eigen-valor del CP1} + \text{eigen-valor del CP2}$.

El AC fue realizado con el programa *Statistica v. 7.0*.

7.7 Encuestas a las agencias prestadoras de servicios turísticos

Para caracterizar la frecuencia del uso de los arrecifes por buceo y obtener información sobre la intensidad de esta actividad en bahías del Parque Nacional Huatulco, se aplicaron encuestas no estructuradas a cuatro agencias del sector turístico autorizadas para brindar servicios de buceo dentro del PNH que son: Anfibios Huatulco, Buceo Huatulco, Huatulco Dive Center y Hurricane Divers.

Para estructurar las preguntas tomamos como base la encuesta realizada por Ortiz-Cajica *et al.* (2020) en su estudio. Los dos criterios principales tomados en cuenta fueron: Belleza paisajística que es el elemento del entorno que tiene mayor influencia al momento de elegir un sitio turístico. Accesibilidad que se entiende como la facilidad para hacer o llegar a algo. Ambos criterios nos sirvieron de línea base para formular las preguntas y de este modo conocer que sitios son mayormente visitados para realizar prácticas de buceo (Anexo 1).

Para el análisis de las preguntas, tomando la pregunta 5 como ejemplo: De acuerdo con la belleza paisajística ¿Cuáles son en orden de importancia los cinco sitios de buceo que más visita? En este caso se obtuvieron cinco respuestas ordenadas jerárquicamente de mayor a menor importancia o en este caso mayor belleza paisajística, a las que se les asignó una ponderación de acuerdo con el proceso analítico jerárquico propuesto por. Al sitio más visitado se le asignó un valor igual a nueve mientras que al menos visitado el valor de uno para su análisis posterior.

Los resultados obtenidos de cada una de las encuestas se colocaron en una matriz que fue diseñada de la siguiente manera: En el eje *X* se colocaron las preguntas relacionadas con los sitios de buceo más visitados mientras que, el eje *Y* contenía los nombres de las tres bahías que son San Agustín, Riscalillo y Cacaluta. Los datos de las matrices ya estructuradas y los polígonos de cada una de las bahías se sobrelaparon para ser analizados por medio del álgebra de mapas. Esta técnica nos permitió combinar la información contenida en diferentes capas en formato ráster y con la cual se generó nueva información. En este caso obtuvimos diferentes mapas de coberturas en los que se representó la frecuencia de uso por buceo de sobre los arrecifes de esta zona.

8. RESULTADOS

8.1 Obtención de las ortofotos

En la Figura 3 se observan las ortofotos de las tres bahías correspondientes a los dos años (2015 y 2017), las cuales tienen como mapa base una imagen satelital obtenida del servidor de Google (Bing) para cubrir las zonas no cubiertas por el recorrido aéreo. (Anexo 3).

El número de fotografías empleadas para la obtención de las ortofotos, así como la resolución espacial se muestran en la (Tabla 3).

Tabla 3. Resolución y número fotografías empleadas en el proceso fotogramétrico. Coordenadas UTM (datum WGS84, zona 14).

Año	Bahía	Resolución espacial (cm)	Número de fotos
2015	San Agustín	6.6	216
	Riscalillo	5.5	123
	Cacaluta	4.5	546
2017	San Agustín	2.6	648
	Riscalillo	1.7	270
	Cacaluta	4.2	452

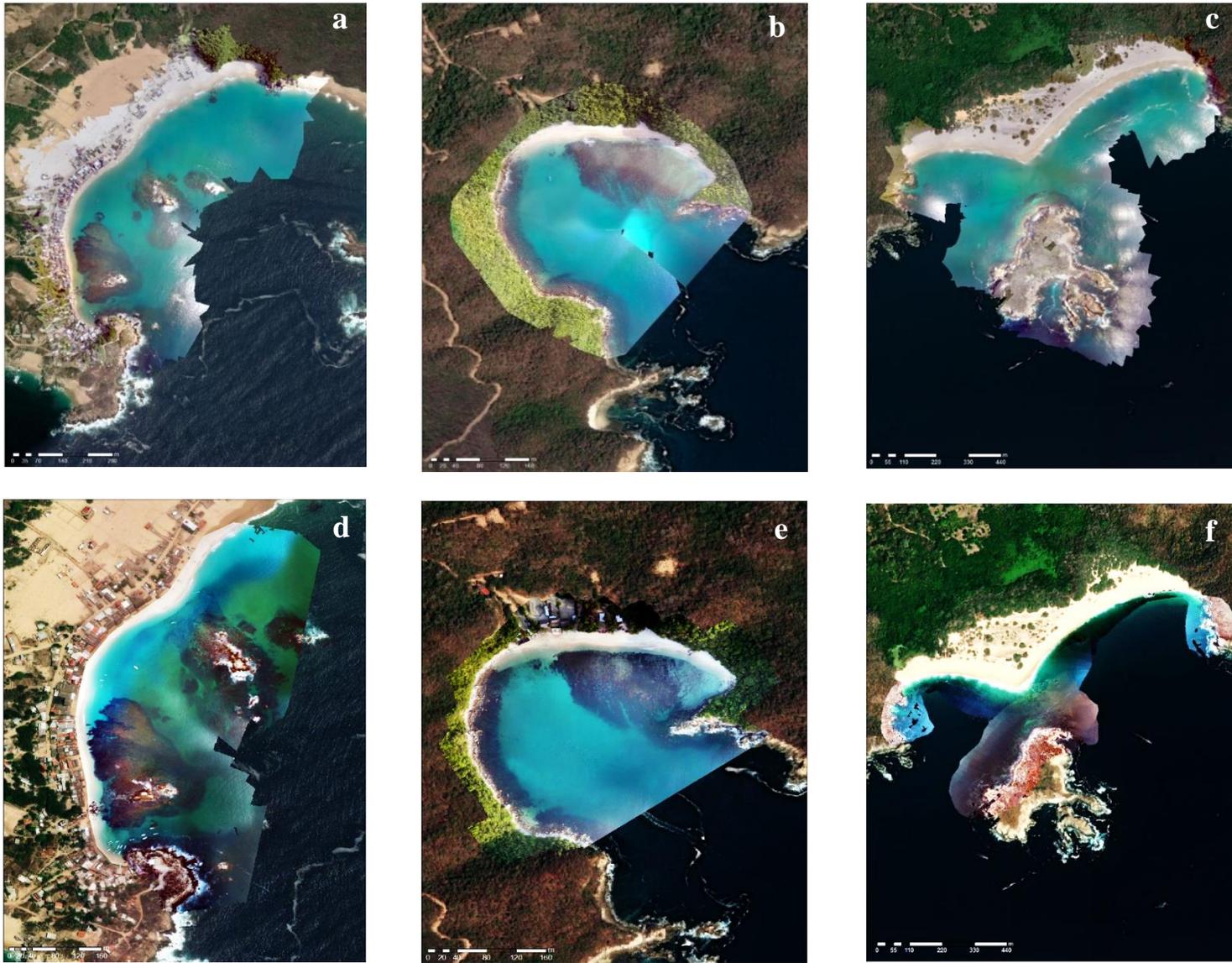


Figura 3. En la imagen 2 a, b y c se observan las ortofotos de las bahías de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta del año 2015, mientras que, la imagen 2 d, e y f corresponden al año 2017.

8.2 Mapas de cobertura de 2015 y 2017

En los mapas de cobertura de 2015 están representados los tipos de cobertura visualmente dominantes en el paisaje bentónico, el color rojo representa el sustrato coralino, el beige el arenoso y el negro el sustrato rocoso (Fig. 4) (Williams-Jara 2017). El porcentaje de precisión promedio estimado fue del 82% y un valor del índice Kappa de 0.72 (Tabla 4).

Tabla 4. Precisión y valor del Índice Kappa de los mapas de cobertura de las tres bahías.

	San Agustín	Riscalillo	Cacaluta
Precisión (%)	83.51	79.41	84.38
Índice Kappa	0.74	0.67	0.75
Datos de referencia	97	68	32

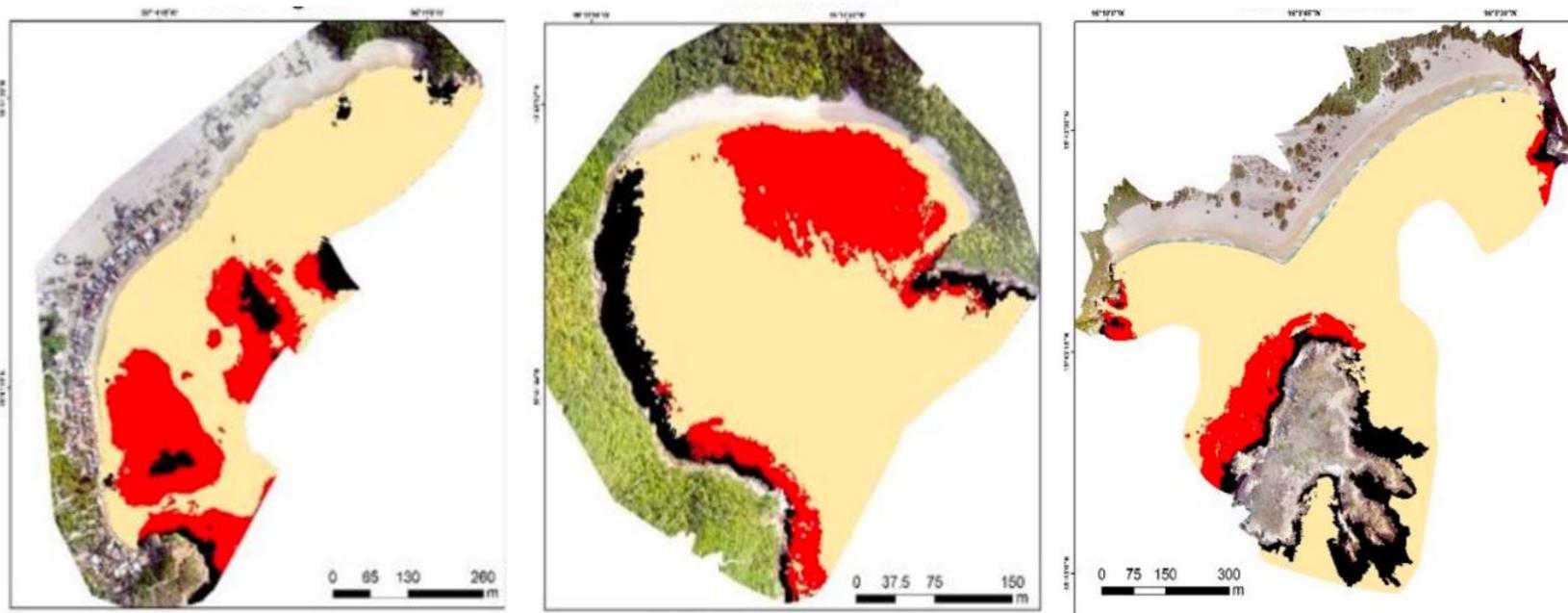


Figura 4. Mapas de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta correspondientes al año 2015 con los tipos de cobertura más abundantes: Rojo= coral, Beige= arena, Negro= roca.

Los mapas de cobertura de 2017 corresponden a las bahías de San Agustín y Riscalillo (Fig. 5). En este caso no se logró obtener el mapa de coberturas de la bahía de Cacaluta por cuestiones metodológicas relacionadas con la resolución y calidad de las ortofotos. Para homogeneizar la visualización de las coberturas, los colores rojo, beige y negro también representan los sustratos coralino, arenoso y rocoso.

Los mapas se estimaron con porcentajes de precisión del 85% para San Agustín y 76% para Riscalillo mientras que los valores del índice Kappa fueron de 0.77 y 0.63 (Tabla 5).

Tabla 5. Precisión y valor del Índice Kappa de los mapas de cobertura de dos bahías.

	San Agustín	Riscalillo
Precisión (%)	85	76
Índice Kappa	0.77	0.63
Datos de referencia	648	270

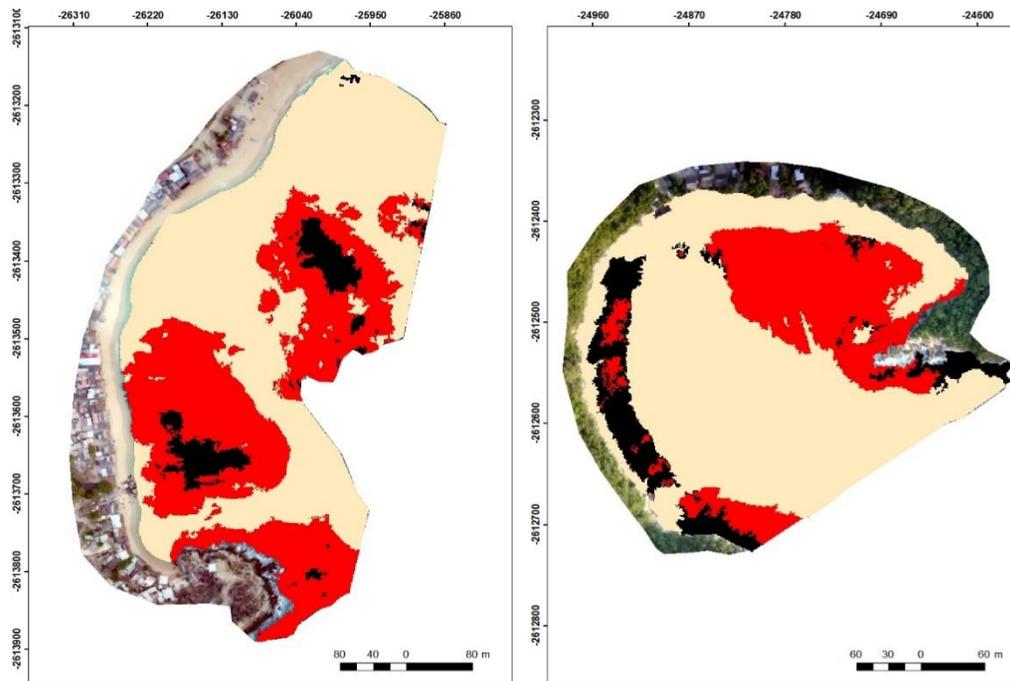


Figura 5. Mapas de San Agustín y Riscalillo correspondientes al año 2017 con los tipos de cobertura más abundantes: Rojo= coral, Beige= arena, Negro= roca.

8.3 Análisis de las métricas del paisaje

Los resultados de las métricas calculadas con el software *Fragstats* para ambos años se visualizan en las Tablas 6,7, 8 y 9.

Tabla 6. Valores obtenidos de las métricas calculadas para el año 2015.

2015					
	SHAPE	LPI	PLAND	COHESION	NP
Cacaluta	1.814	7	9.818	95.339	10
San Agustín	1.365	1.542	6.532	87.135	15
Riscalillo	1.439	17.715	23.463	94.514	12

Tabla 7. Valores de las métricas SHAPE y NP expresados en porcentaje.

2015					
	SHAPE	LPI	PLAND	COHESION	NP
Cacaluta	90.7	7	9.818	95.339	16.66
San Agustín	68.25	1.542	6.532	87.135	25
Riscalillo	71.95	17.715	23.463	94.514	20

Tabla 8. Valores obtenidos de las métricas calculadas para el año 2017.

2017					
	SHAPE	LPI	PLAND	COHESION	NP
Cacaluta	-	-	-	-	-
San Agustín	1.439	16.969	38.562	97.678	59
Riscalillo	1.705	20.865	24.935	99.198	29

Tabla 9. Valores de las métricas SHAPE y NP expresados en porcentaje.

2017					
	SHAPE	LPI	PLAND	COHESION	NP
Cacaluta	-	-	-	-	-
San Agustín	71.95	16.969	38.562	97.678	98.33
Riscalillo	85.25	20.865	24.935	99.198	48.33

En las Tablas 6 y 8, se observan las métricas calculadas para 2015 y 2017 donde los valores de SHAPE y NP son adimensionales, es decir, no tienen escala, mientras que, en las Tablas 7 y 9 todos los valores se encuentran expresados en porcentaje.

Los valores del índice de forma de los parches (SHAPE) para 2015 y 2017 de las tres bahías se encuentran en un rango que va de 1.3 a 1.8, siendo mayores a uno en los tres casos, por lo tanto, se puede inferir que los corales en cualquiera de las bahías tienden a formar parches en su mayoría regulares o en forma (cuadrada).

Con respecto al índice del parche de coral más grande (LPI) y de acuerdo con los valores obtenidos, la bahía de Riscalillo está constituida por un parche de coral de gran tamaño. En 2015 este parche ocupa un 17.71% del total de la cobertura coralina, sin embargo, para 2017 se puede notar un ligero aumento (20.86%). Para la bahía de San Agustín LPI ocupa un porcentaje muy pequeño dentro de la clase para el año 2015 (1.54%), mientras que, para 2017 este porcentaje aumentó considerablemente (16.96%) en tan solo dos años.

En la bahía de Riscalillo el porcentaje que ocupa el coral (PLAND) fue del 23.46% del total del paisaje, en cambio para 2017 este porcentaje aumentó a un (24.93). La bahía de San Agustín mostró un patrón similar a Riscalillo, sin embargo, en este caso el aumento fue considerablemente mayor de un 6.53% a un 38.56% de un año a otro.

Los valores de COHESION para San Agustín y Riscalillo en 2015 son en promedio mayores al 90% los cuales sugieren que las colonias de coral no se encuentran tan alejadas unas de otras, sin embargo, para 2017 en los dos casos se observa un acrecentamiento en el rango de medición (muy cercano a 100) que resulta en una mayor conexión entre las colonias coralinas de San Agustín y Riscalillo.

El número de parches (NP) para San Agustín mostró un aumento significativo (15) en 2015 y (59) en 2017, este cambio también fue evidente en Riscalillo con (12) parches en 2015 y (29) en 2017.

8.4 Correspondencia espacial entre las métricas y las bahías

8.4.1 Validación del AC

La correspondencia entre las métricas del paisaje seleccionadas y las bahías de estudio se explica a partir de lo que se observó en el Gráfico Perceptual correspondiente al año 2015

(Figura 6). Los polígonos en color gris son los tres sub-grupos de clasificación que se establecieron entre las bahías y las métricas del paisaje.

Para validar los resultados del AC se estimó el índice de Inercia Total (IT) y la distribución de probabilidad Chi^2 . De acuerdo con las hipótesis planteadas para el IT se aceptó la hipótesis nula (H_0) debido a que el valor obtenido fue $IT = 0.0461$ cercano a cero, razón por la cual, en el GP la aproximación espacial fue dominante entre las bahías y las métricas del paisaje además de que se lograron establecer tres subgrupos de correspondencia excepto LPI. Con respecto al valor calculado de la distribución de probabilidad Chi^2 se aceptó H_0 debido a que la $Chi^2_c = 29.35$ fue mayor a la $Chi^2_{0,05} = 15.50$, $gl = 8$ y un valor de $(P < 0.000)$. Las métricas seleccionadas muestran una correspondencia espacial con las bahías siendo útiles para describir la configuración espacial del paisaje marino.

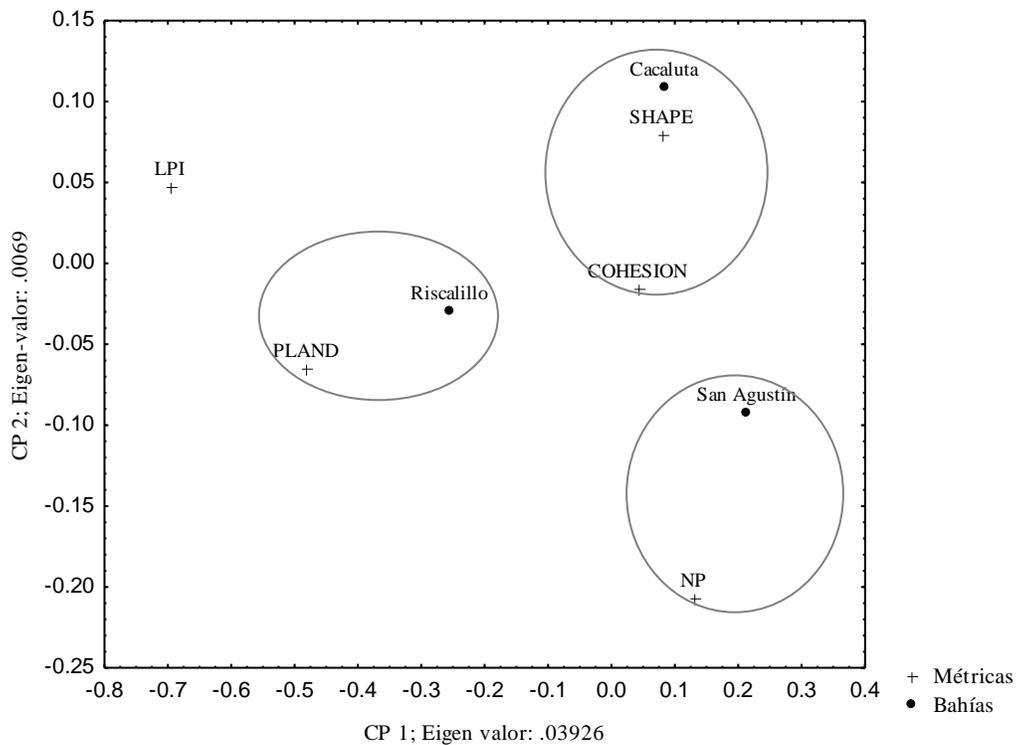


Figura 6. Gráfico Perceptual (GP) obtenido del análisis de las métricas de 2015.

8.4.2 Correspondencia espacio-temporal en los dos años

La correspondencia espacio-temporal entre las métricas calculadas para ambos años y las bahías se explica a partir de lo que se observó en el segundo Gráfico Perceptual (Figura 7).

En este caso, también se establecieron tres sub-grupos de correspondencia diferenciados por medio de polígonos, visualmente se puede notar una correspondencia espacial positiva entre la bahía de Riscalillo (2015-2017) y la métrica PLAND que es congruente con el resultado que se observa en el gráfico anterior (Fig. 6). En el segundo sub-grupo de correspondencia conformado por la bahía de Cacaluta (2015) y las métricas SHAPE y COHESION también mantuvieron un acercamiento espacial positivo incluyendo San Agustín del 2015 en el componente uno. Por el contrario, en el tercer sub-grupo existe una correspondencia espacial negativa entre San Agustín del 2017 y NP, mientras que, la métrica LPI no quedó agrupada en ninguno de los sub-grupos formados.

El Índice de Tolerancia estimado para este GP fue igual a 0.0901 valor cercano a cero. Se aceptó la hipótesis nula (H_0) razón por la cual en el GP se observó un acercamiento espacial entre las bahías y las métricas para ambos años formando tres subgrupos de correspondencia.

Con respecto al valor calculado de la distribución de probabilidad Chi^2 se aceptó H_a debido a que la $Chi^2_c = 114.04$ fue mayor a la $Chi^2_{0,05} = 26.29$, $gl = 16$ y un valor de ($P < 0.000$). La correspondencia espacial y temporal de las métricas con las bahías en los dos años excepto LPI, nos permitió conocer la configuración espacio-temporal del paisaje marino.

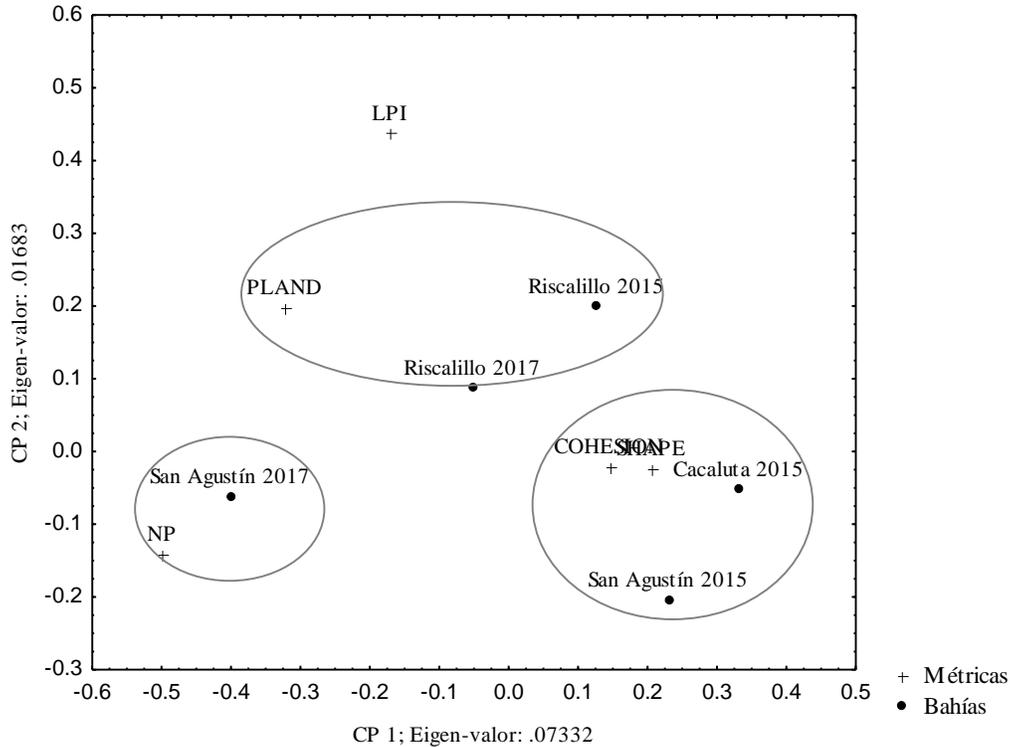


Figura 7. Gráfico Perceptual (GP) obtenido del análisis espacio-temporal de las tres bahías en los dos años.

8.5 Caracterización de la frecuencia de uso por actividades de buceo

De las cuatro agencias prestadoras de servicios turísticos autorizadas para realizar actividades de buceo dentro del PNH, solo tres brindaron la información solicitada. Los resultados de las encuestas se obtuvieron en función de dos criterios principales: belleza paisajística y accesibilidad mismos que se describen en la Tabla 7.

De las bahías enlistadas por los prestadores de servicios, existen algunas de las que no se conoce su ubicación dentro del polígono del parque como La Rajada, Edén, Laberinto y Vuelta de gato, mientras que Dos Hermanas, Jardines y La Jeringa se encuentran dentro del área correspondiente a la bahía de Cacaluta.

Tabla 7. Resultados obtenidos de las encuestas aplicadas a las agencias de buceo autorizadas dentro del PNH.
*TA: Todas son accesibles.

Agencia de buceo	Criterio	Bahías más visitadas	Frecuencia de visitas por semana	N° de personas que bucean al día
1	Belleza paisajística	La Grieta	Moderada	3
		Morros Maguey	Alta	3
		La Blanquita	Alta	3
		Dos Hermanas	Muy baja	3
		La Rajada	Muy baja	3
1	Accesibilidad	Maguey	Alta	10
		Laberinto	Alta	10
		La Jeringa	Alta	10
		Violín	Moderada	10
		Edén	Moderada	10
2	Belleza paisajística	La Grieta	Moderada	3
		La Blanca	Moderada	2
		Punta Maguey	Moderada	3
		Vuelta de Gato	Moderada	2
		Ensenada del Violín	Moderada	3
2	Accesibilidad	TA	Moderada	3
		TA	Moderada	2
		TA	Moderada	3
		TA	Moderada	2
		TA	Moderada	3
3	Belleza paisajística	Cacaluta	Moderada	4
		Órgano	Baja	4
		Maguey	Baja	4
		La India	Muy baja	4
		Dos Hermanas	Baja	4
3	Accesibilidad	Maguey	Moderada	4
		Violín	Moderada	4
		Órgano	Moderada	4
		Tejón	Baja	4
		La Blanca	Muy baja	4

8.5.1 Mapas categóricos de acuerdo con la belleza paisajística y accesibilidad

La información generada de las encuestas aplicadas a los prestadores de servicios de buceo dentro del PNH se representó gráficamente en los mapas categóricos (Figuras 8, 9, 10 y 11).

De las tres bahías de estudio, Cacaluta es la que tiene mayor cantidad de elementos naturales que resaltan su potencial turístico, es decir, es visualmente más atractiva para los prestadores de servicios. Debido a esta característica la frecuencia de visitas por parte de las agencias es moderada (en promedio tres días a la semana), con un mínimo de cuatro personas realizando actividades de buceo autónomo y un bajo porcentaje de personas que solo nadan en la bahía. Continuando con este criterio, en un nivel intermedio de belleza paisajística se encuentra la bahía de Riscalillo, que si bien las respuestas mencionadas indican una baja frecuencia de visitas por semana (1 día), el número de personas que practican actividades de buceo es relativamente mayor.

Contrario a esto la bahía de San Agustín no fue mencionada por ninguno de los prestadores de servicios con respecto a los dos criterios propuestos. Esto sugiere que es una bahía visualmente menos atractiva para las agencias, por lo cual, la frecuencia de visitas a la semana es nula y consecuentemente la presencia de buzos.

La accesibilidad es otro criterio que los prestadores de servicios toman en cuenta al momento de brindar tours de buceo, aunque no es el único factor ni el más importante. En este sentido, de las tres bahías Cacaluta es la que se encuentra más cercana al punto de salida de las embarcaciones por lo que la frecuencia de visitas por semana es muy alta (siete días) así como en número de buzos (diez como mínimo) en comparación con las otras dos bahías que se encuentran más alejadas.

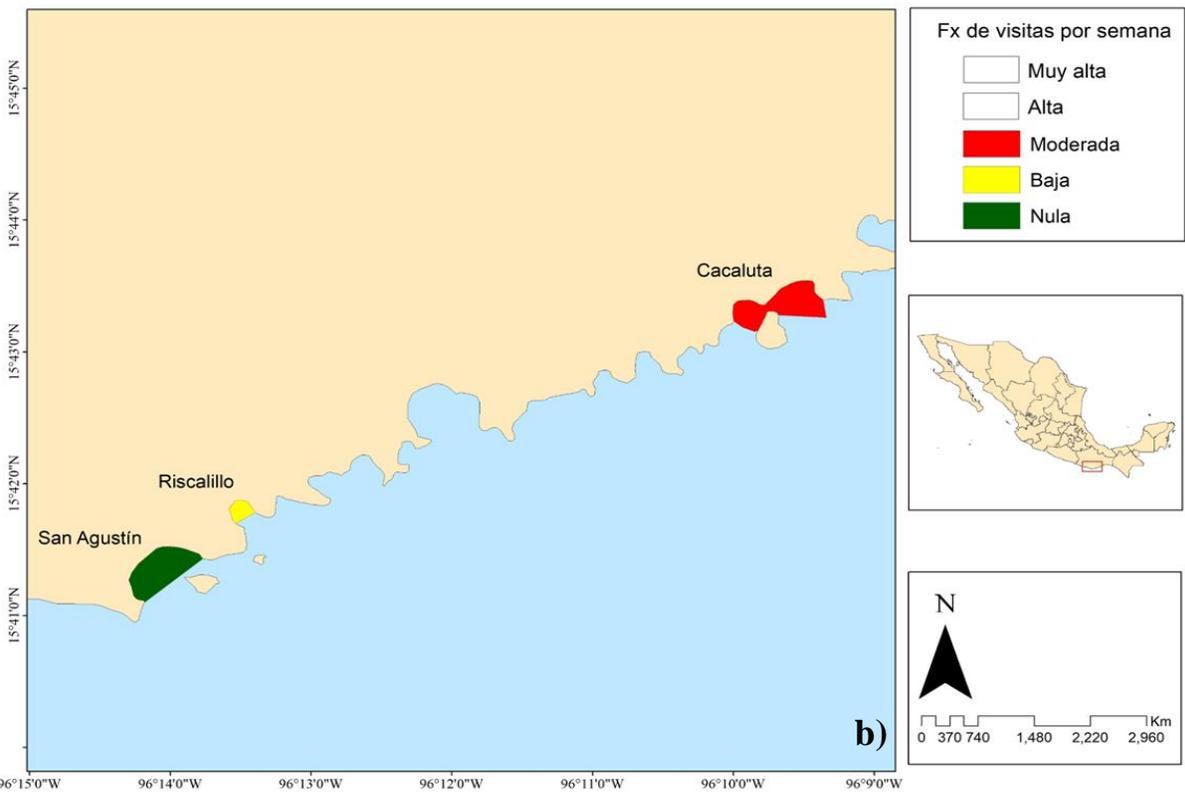
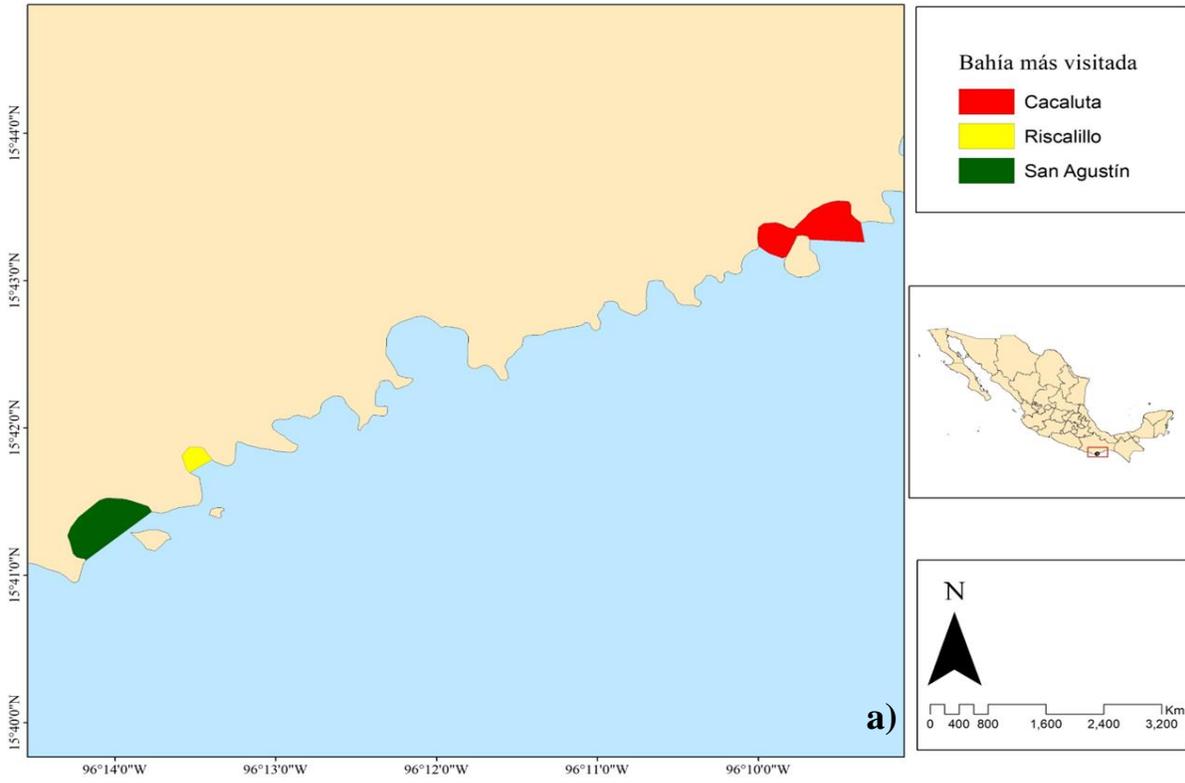


Figura 8. Belleza paisajística: a) Bahía más visitada y b) Frecuencia de visitas por parte de las agencias de buceo a la semana.

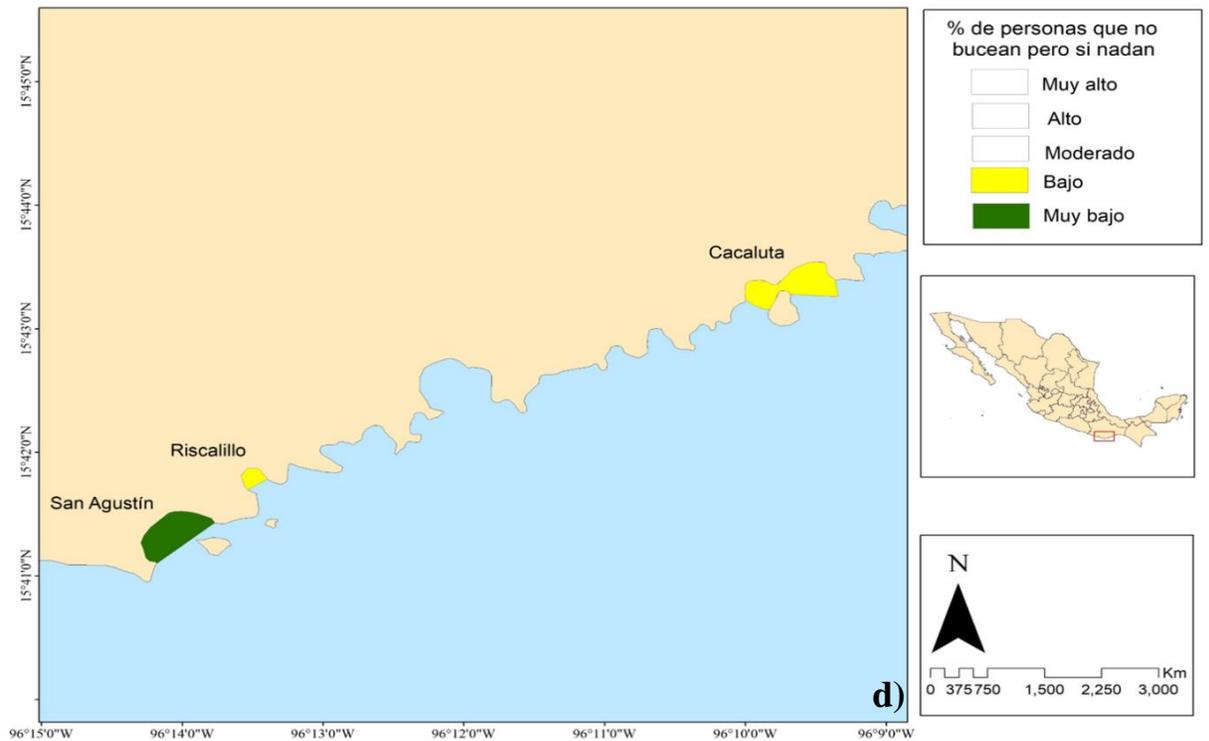
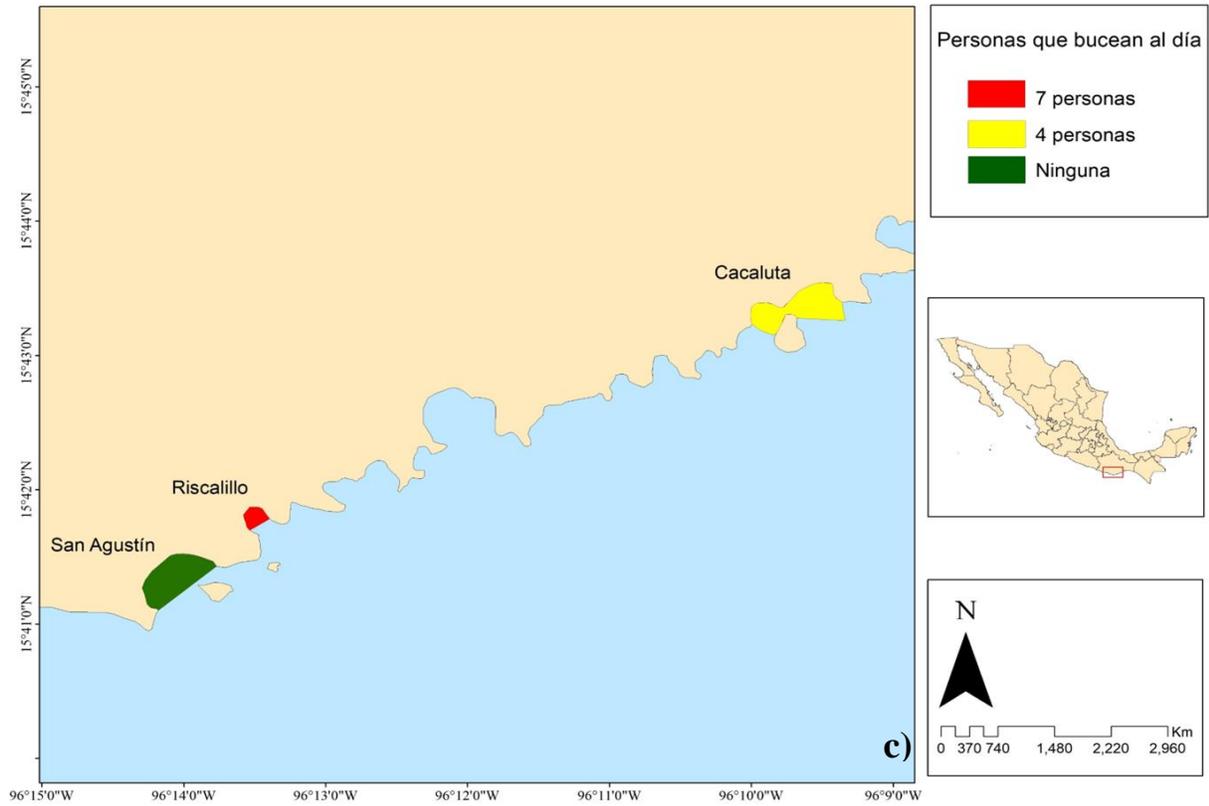


Figura 9. Belleza paisajística: c) Número de personas que bucean al día y d) Porcentaje de personas que no bucean, pero nadan en la bahía.

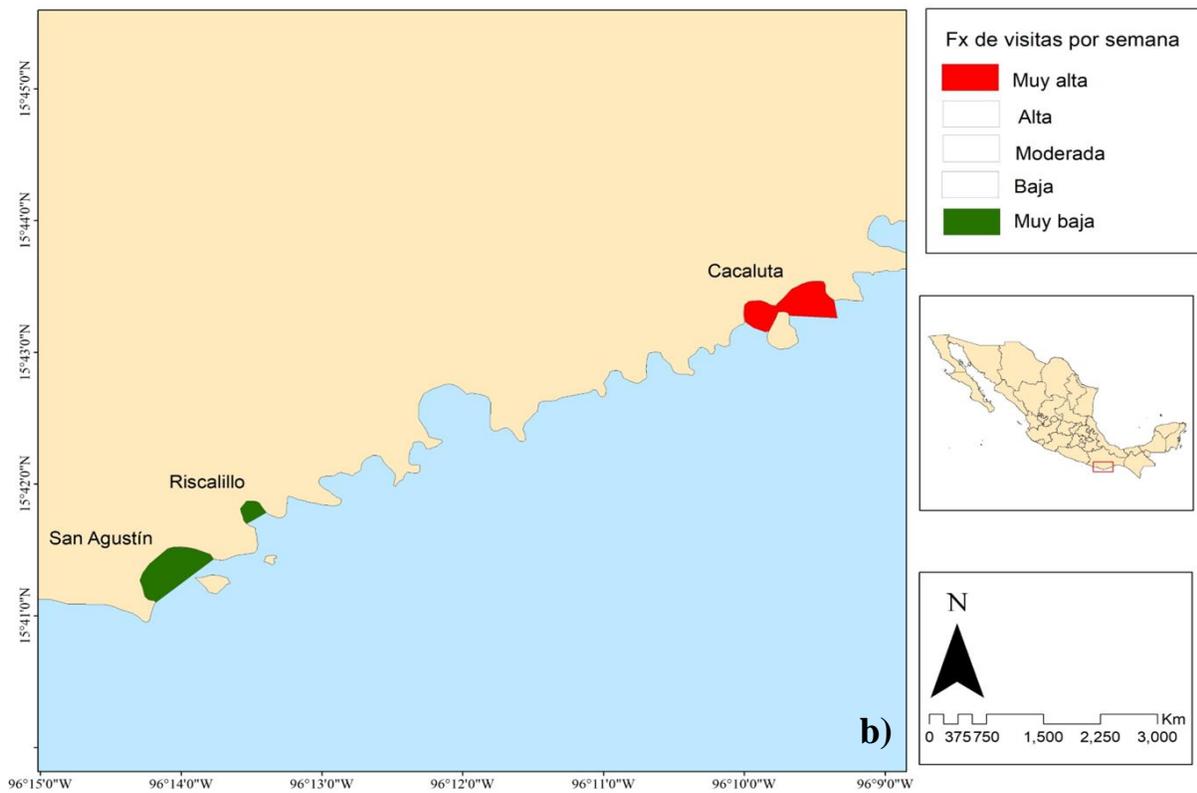
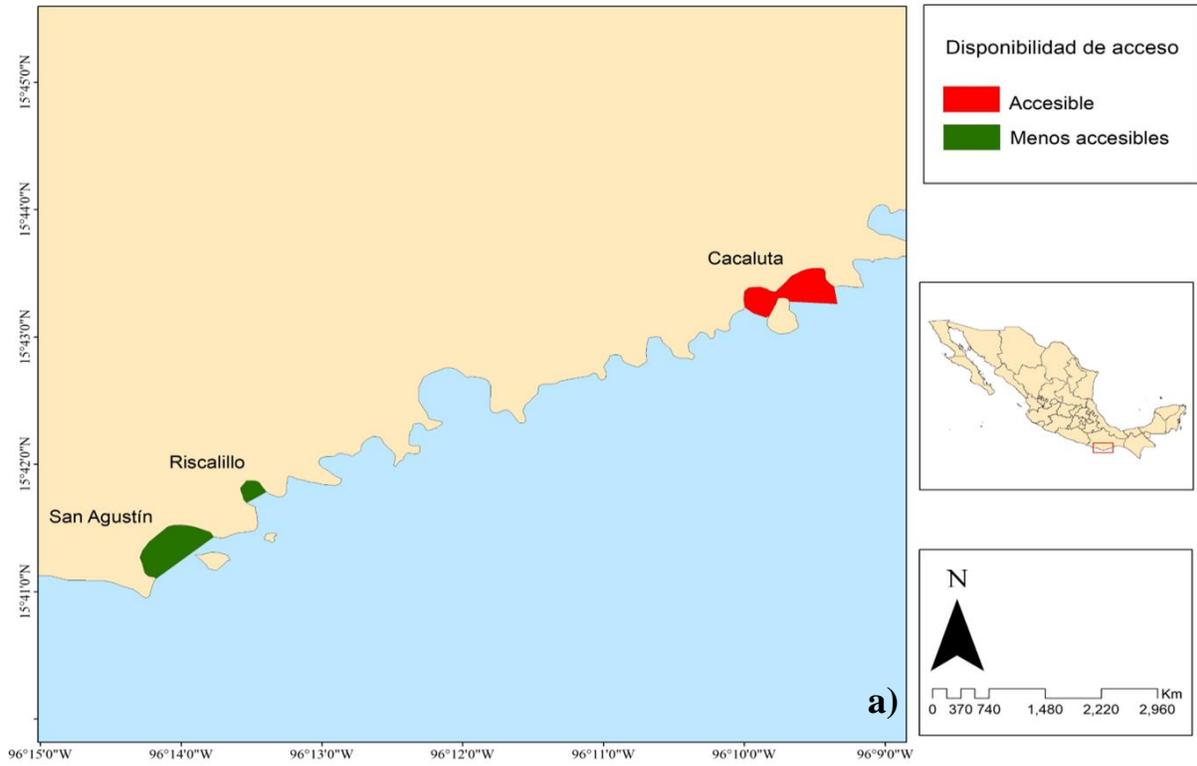


Figura 10. Accesibilidad: a) Bahía más accesible y b) Frecuencia de visitas por parte de las agencias de buceo a la semana.

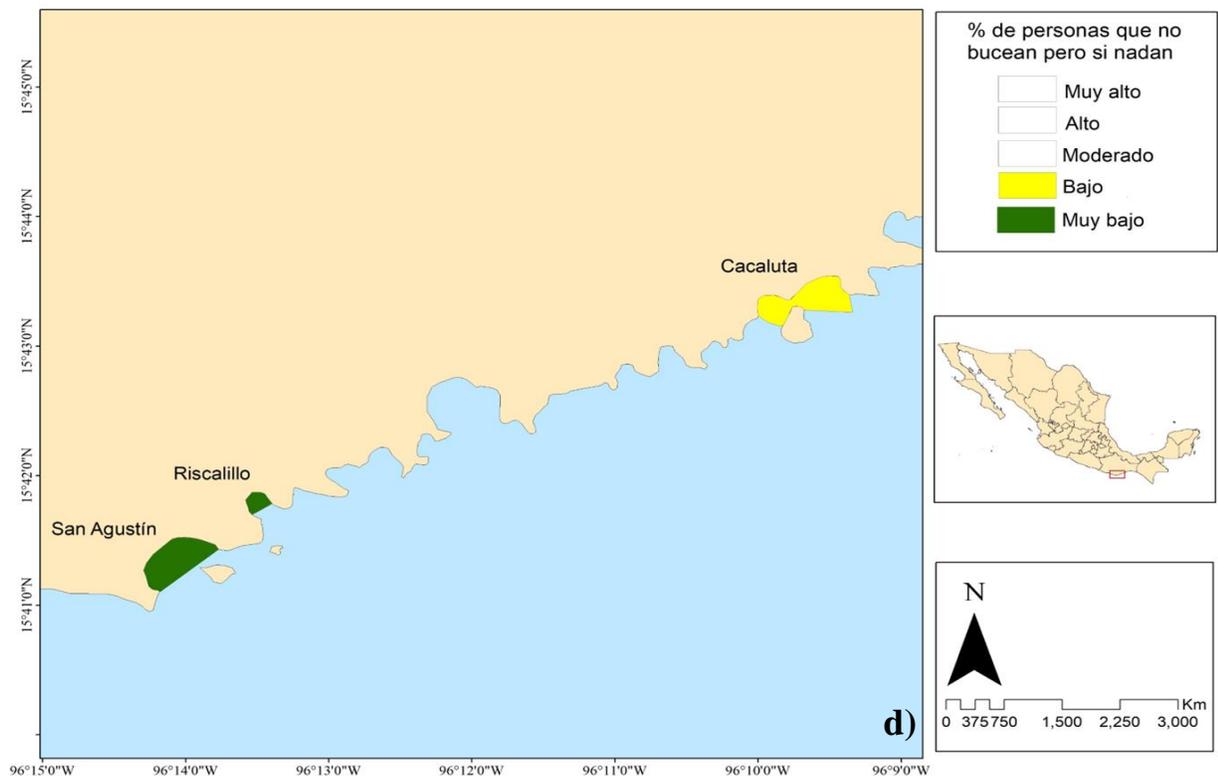
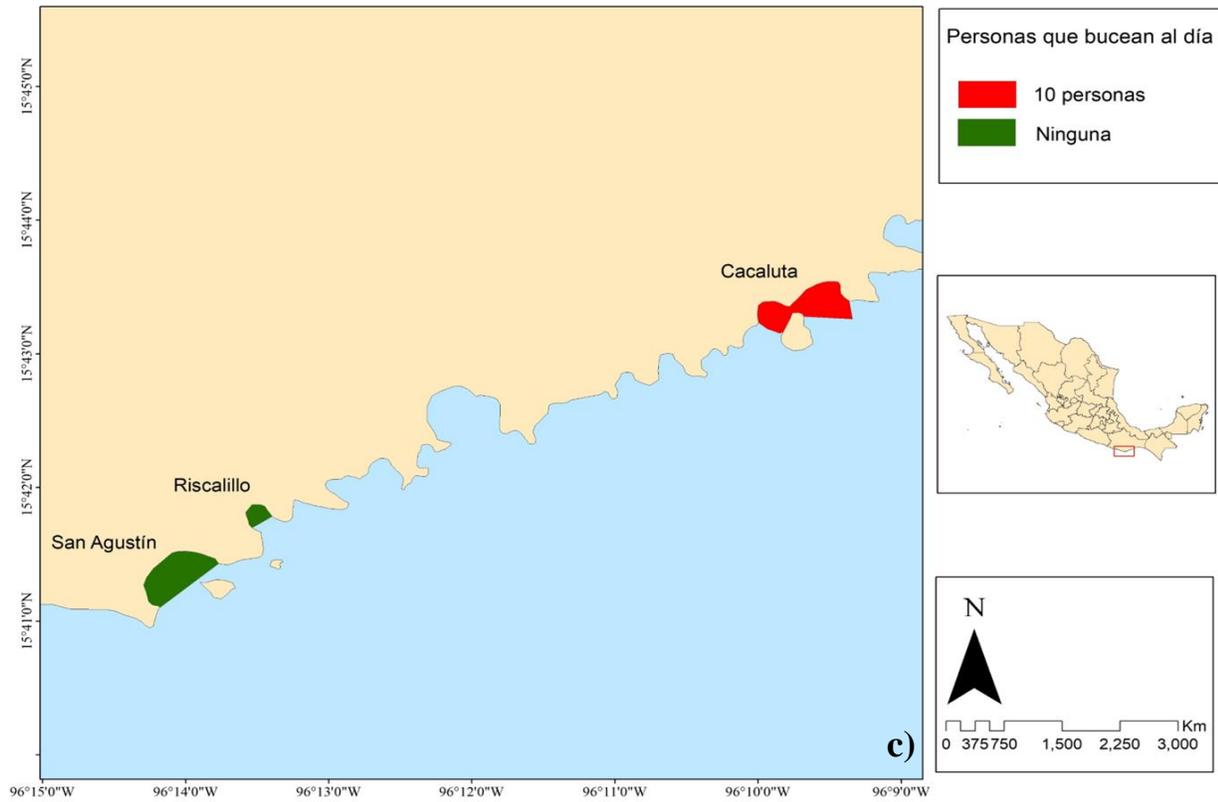


Figura 11. Accesibilidad: c) Número de personas que bucean al día y d) Porcentaje de personas que no bucean, pero nadan en la bahía.

9. DISCUSIÓN

9.1 Análisis del paisaje sumergido a partir de los mapas de coberturas

Los porcentajes de precisión en la clasificación de los mapas de coberturas del año 2017 fueron altos para San Agustín (85) y Riscalillo (76). Mientras que los valores del Índice Kappa se encuentran dentro de un nivel aceptable (San Agustín: 0.77, Riscalillo: 0.63), de acuerdo con la escala propuesta por Congalton (2002) y Sim & Wright (2005). Esto significa que entre los valores de la clasificación obtenidos y los valores de referencia existe una correlación relativamente alta que se vio reflejada en los porcentajes de precisión. De la misma manera en un trabajo previo (Williams Jara, 2017) en bahías del PNH también obtuvo porcentajes de precisión promedio altos (>80%) y valores del índice Kappa aceptables. De acuerdo con el INEGI (2024) quien utiliza mapas con porcentajes de precisión mayores al 75% nuestros resultados muestran información válida y confiable.

No obstante, el avance en este tipo de técnicas y herramientas permiten aumentar la precisión en la clasificación empleando metodologías como el análisis de imágenes basado en objetos, por sus siglas en inglés (OBIA) (Ventura *et al.*, 2018) o por medio del uso de softwares de acceso libre como Google Earth Engine (GEE) que realiza la clasificación de manera más precisa y automatizada (Bennett *et al.*, 2020).

A escala regional (Bennett *et al.*, 2020; Ventura *et al.*, 2018) en arrecifes someros en Heron, Australia; Isla Giglio, Marina di S. Nicola y Tor Caldara localizados a lo largo del mar Tirreno reportaron porcentajes altos de precisión en la clasificación de coberturas (>80%). Sin embargo, los valores del Índice Kappa difieren, en el primer caso son cercanos a uno (>0.80) por lo que son considerados excelentes (Congalton, 2002 y Sim & Wright, 2005), mientras que en el segundo caso no incluyeron el valor de dicho índice.

Continuando con los resultados, en este estudio no se logró obtener el mapa de coberturas de la bahía de Cacaluta. De acuerdo con Casella *et al.*, (2017) las condiciones ambientales adecuadas (i.e. niveles bajos de turbidez, mínimo reflejo de la luz sobre la superficie del mar, baja cantidad de nubes y vientos débiles) son importantes para obtener el mosaico de imágenes de buena calidad necesarias para la obtención de las ortofotos. Sin embargo (Doukari *et al.*, 2019) mencionan que, además de los parámetros ambientales existen otros factores que pueden afectar la calidad de las imágenes relacionados con los

parámetros de vuelo (i.e. tamaño del sensor, altura de vuelo). En este caso la conjunción de ambos factores pudieron ser la causa principal de que no se obtuviera la ortofoto con la calidad suficiente para generar el mapa de coberturas de la bahía de Cacaluta. Sin embargo, estos errores metodológicos podrían ser corregidos con una mejor planificación de los vuelos y en condiciones ambientales óptimas.

9.2 Análisis de la configuración espacial a partir de las métricas paisajísticas

De las métricas del paisaje analizadas en este estudio, en la complejidad de la forma de los parches (SHAPE) obtuvimos valores que están dentro del rango de 1.3 a 1.8. Estos valores son consistentes con los reportados por Ortiz-Cajica *et al.*, (2020), quienes obtuvieron valores de 1 a 2.44 en la forma de los parches de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel lo que sugiere formas regulares, mientras que, Rendis *et al.*, (2015) reportan valores más altos que van de 6.61 a 7.06 en Mahahual, por lo cual la forma de los parches tiende a ser irregular. Por el contrario, Cruz-Vázquez *et al.*, (2019) no reportaron valores del índice de forma (SHAPE), sin embargo, evidenciaron de manera general que la complejidad de los parches de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel cambió a lo largo del tiempo siendo estos más irregulares independientemente del sitio (dentro o fuera del AMP).

Nuestros resultados sugieren que los parches de coral que se encuentran dentro del área de estudio tienden a ser regulares, geoméricamente se asemejan a una forma cuadrada. Este resultado puede atribuirse a que las formaciones coralinas de bahías de Huatulco son de tipo bordeantes o de franja (CONANP, 2003), por lo que el crecimiento de los corales tiende a ser en parches pequeños, a lo largo de la costa o alrededor de las islas (i.e. San Agustín y Cacaluta), en comparación con arrecifes de otras regiones como el Caribe que por su plataforma costera pueden ocupar grandes extensiones (Perry *et al.*, 2018) y formar parches en su mayoría irregulares.

Además de la forma, la complejidad de los parches se calculó con la métrica SHAPE índice que es insensible a la morfología de los parches debido a que pueden tener formas muy diferentes, pero áreas y perímetros iguales (Ene & McGarigal, 2023) por lo que es recomendable considerarlas como medidas de la complejidad general de la forma. Bajo este criterio, la regularidad en la forma de los parches podría sugerir una baja complejidad sumado a que la riqueza de especies de coral también es baja (López-Pérez *et al.*, 2014). Esto es

correspondiente a las implicaciones ecológicas en la complejidad del paisaje sumergido (i.e. comunidades coralinas), donde supone que a mayor complejidad existe una mayor diversidad de especies (Ferrari *et al.*, 2018).

La bahía de San Agustín mostró un aumento en el número de parches (15) en 2015 y (59) para 2017, mientras que, la bahía de Riscalillo de (12) a (29), respectivamente. Este aumento en el número de parches difiere del reportado por Rendis *et al.*, (2015) quienes obtuvieron para su área de estudio en Mahahual, Quinta Roo un decremento de 372 a 111 parches de 2000 a 2006, resultado que atribuyen al cambio de fase en la estructura bentónica del arrecife.

En este estudio el incremento en el número de parches posiblemente se debe a un factor biológico relacionado con la reproducción asexual de *Pocillopora sp.* De acuerdo con Reyes-Bonilla *et al.*, (2002) y Hughes & Anderson *et al.*, (2018) la fragmentación ocasionada por la bioerosión y algunos fenómenos naturales (i.e. tormentas, huracanes) pueden afectar la estructura de las colonias coralinas. Aunque no se tiene evidencia sobre algún impacto a la comunidad coralina de San Agustín entre 2015 y 2017 como consecuencia de algún fenómeno natural, si se han evidenciado daños por actividades turísticas acuáticas (Juárez-Hernández y Tapia-García, 2017).

Contrario a los efectos que pudieran ocasionar los fenómenos naturales u antropogénicos sobre los corales, Harrison (2011) y Enochs & Glynn (2017) afirman que la fragmentación es una estrategia que ha permitido la supervivencia de sus poblaciones. A partir de los fragmentos que no quedan enterrados en la arena y que logran fijarse al sustrato es que pueden formar una nueva colonia (López-Pérez *et al.*, 2007) y dar origen a un nuevo parche de coral.

De igual manera, las diferencias en los sensores de los drones empleados pudieron tener influencia en este resultado. Para la toma de las imágenes en 2015 se utilizó un drone con un sensor integrado de 2/3", mientras que, para 2017 la medida fue de una pulgada. De acuerdo con Chirayath & Earle (2016) un sensor de mayor tamaño puede absorber una mayor cantidad de luz e influir en un mejor reconocimiento de las estructuras (i.e. parches).

Bajo este contexto, nuestro resultado con respecto al NP sugiere cambios en la configuración espacial de la bahía de San Agustín, atribuidos a la fragmentación como estrategia asexual reproductiva y a las diferencias en los sensores empleados.

Las métricas (PLAND) porcentaje que ocupa el coral en el paisaje y (LPI) porcentaje que ocupa el parche de mayor tamaño en la clase mostraron un aumento del 32.06 y 15.42% de 2015 a 2017 para la bahía de San Agustín, mientras que para Riscalillo se reflejó un ligero incremento en los dos índices menor al 3%. En ambos casos los resultados difieren de los obtenidos por Rendis *et al.*, (2015) en el paisaje arrecifal de Mahahual donde registraron un decremento en el PLAND del 15% así como en el LPI de 21.83% a 12.54% a lo largo de seis años, resultados que atribuyen a la dominancia de cobertura algal.

El incremento en el porcentaje que ocupa el coral (PLAND) en la bahía de San Agustín, puede atribuirse a la resolución espacial. Esto se debe a que la ortofoto generada en 2017 tiene mayor resolución espacial (2.6 cm) en comparación con la de 2015 (6.6 cm), por lo tanto, en las imágenes de 2017 se logra distinguir con mayor precisión el sustrato coralino. Esto concuerda con lo reportado por Giles *et al.*, (2023) quienes con una resolución espacial de 2 cm/px lograron observar detalladamente el coral vivo y blanqueado favoreciendo su clasificación.

Además, cabe mencionar que el mosaico de imágenes correspondientes al 2015 fueron tomadas de abril a noviembre de ese mismo año. Particularmente en la ortofoto de la bahía de San Agustín (ver Fig. 3a), se puede observar una menor capacidad del sensor para detectar la cobertura coralina comparada con la ortofoto de 2017.

Esto posiblemente pudo deberse a que durante los meses en los que se tomaron las fotografías se presenta la época de lluvias, donde las altas precipitaciones (643.41 mm) (CONAGUA, 2015) provocaron el arrastre de sedimentos de la parte terrestre a la zona marina causando una menor visibilidad del fondo por la disminución en los niveles de irradiancia (Granja-Fernández y López-Pérez, 2008). Mientras que, en los meses de octubre y noviembre comienza la temporada de surgencias en el golfo de Tehuantepec ocasionando que los nutrientes del fondo marino asciendan a la superficie influyendo en la transparencia del agua (Tapia-García *et al.*, 2007).

Por lo tanto, el porcentaje que ocupa el coral en el paisaje sumergido de San Agustín de 2015 a 2017 puede representar una subestimación de la cobertura coralina en 2015, debido a la resolución espacial de las ortofotos, diferencias en las características de los sensores y factores ambientales que afectan la transparencia del agua y limitan la clasificación del coral.

El porcentaje que ocupa el parche de coral más grande (LPI) de la bahía de San Agustín sugiere un aumento en su tamaño de un año a otro. Este resultado podría atribuirse a que no se realizó la corrección de la atenuación de la luz en la columna de agua, que se utiliza principalmente para hacer más nítidas o contrastantes las estructuras que se encuentran sumergidas (Lee *et al.*, 1999). Al no aplicar esta corrección es más probable cometer el error de comisión en la clasificación, que en nuestro estudio para 2017 fue igual al 12.71% (que se origina cuando se incluyen pixeles en la clase coral cuando en realidad no pertenecen a esta).

La conectividad entre los parches (COHESION) para San Agustín fue de (87.13%) en 2015 y (97.67 %) en 2017 y en Riscalillo (94.51%) en 2015 y (99.19%) en 2017. En ambas bahías, principalmente en San Agustín se refleja una mayor agregación entre los parches de coral. Los porcentajes obtenidos en nuestro estudio son altos comparados con los reportados por Ortiz-Cajica *et al.*, (2020) para la zona arrecifal del PNAC (12-26 %), mientras que, Cruz-Vásquez *et al.*, (2019) no reportaron valores, pero evidenciaron una disminución en la conectividad de los parches entre la zona protegida y sin proteger del PNAC a lo largo del tiempo (16 años), resaltando que los cambios fueron menores en el AMP por la conservación de los hábitats originales.

Los porcentajes de COHESION obtenidos en este estudio se deben en mayor medida al proceso de clasificación. Esto se debe a que el algoritmo identifica y separa los pixeles por medio de la continuidad, es decir, no reconoce el espacio ni el fondo que existe entre un parche coralino y otro, simulando que se tiene una placa continua de coral.

9.3 Frecuencia de uso por buceo de San Agustín, Riscalillo y Cacaluta

Los resultados obtenidos por las agencias de buceo sugieren que de las tres bahías de estudio Cacaluta posee una mayor belleza paisajística, seguida de Riscalillo y por último San Agustín. Con respecto al segundo criterio todas las bahías son accesibles sin embargo Cacaluta es la bahía más cercana al punto de embarcación y San Agustín las más alejada.

La belleza del paisaje sumergido y la accesibilidad son dos criterios que las agencias toman en cuenta para la selección de los sitios de buceo, aunque no son los únicos. La escasez de información en este sentido nos impide comparar este resultado con otros estudios, sin embargo, se ha evidenciado que para los turistas el primer criterio si es importante, puesto que, prefieren un sitio visualmente atractivo y mejor conservado (Giglio *et al.*, 2015) y en consecuencia están dispuestos a pagar un valor más alto por bucear en un arrecife saludable (Wielgus *et al.*, 2010; Robles-Zavala y Chang-Reynoso, 2018).

En este sentido los prestadores de servicios indicaron que la selección de los sitios de buceo depende de distintos factores y no únicamente de la belleza paisajística y de la accesibilidad. La diversidad de especies presentes, la cantidad de buzos, el tipo de buceo que se practica (si es recreativo o científico), el nivel de buceo, la distancia, el tiempo y el costo que les genera trasladarse hacia las localidades más alejadas son algunos de los factores que influyen que la decisión de llevar a los turistas a una bahía u otra, por lo que la selección del sitio de buceo es multifactorial.

La frecuencia de visitas a Cacaluta tomando en cuenta los elementos que la hacen visualmente atractiva es moderada (tres días) a la semana y como mínimo cuatro buzos por embarcación. En segundo lugar, se encuentra Riscalillo sitio visitado al menos dos veces por semana (baja frecuencia) y generalmente con mayor presencia de buzos (7 personas). En cuanto a la accesibilidad, Cacaluta es la bahía más cercana al punto de embarcación por lo que la frecuencia de visitas es muy alta (7 días) igual que el número de buzos (10), diferente a lo que ocurre con Riscalillo donde las visitas y cantidad de buzos es de baja a muy baja debido a que se encuentra más alejada y les genera un mayor costo en el traslado.

La intensidad de uso por buceo de Cacaluta y Riscalillo en general es baja independientemente de los criterios propuestos (belleza paisajística y accesibilidad) comparada con la reportada por Ortiz-Cajica *et al.*, (2020) en tres sitios del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (Palancar, Paso del Cedral y Santa Rosa) donde los tours operadores

llevan entre 25 y 47 buzos al arrecife cada semana, frecuencia que se debe al desarrollo de los arrecifes en esa región.

Esta diferencia puede deberse a que el PNAC es una de las ANP más visitadas en el Caribe Mexicano, al ser uno de los principales destinos de cruceros en el país (Palafox-Muñoz *et al.*, 2014), mientras que, bahías de Huatulco ocupa el noveno lugar en este ranking (SECTUR, 2023). Por otro lado, el buceo surge de la experiencia de conocer la vida marina en aguas cristalinas (Arcos-Aguilar *et al.*, 2021), en este sentido, las aguas del Pacífico no son tan claras como las del Caribe por lo que el buceo no es la principal actividad turística en esta zona.

Cacaluta y Riscalillo son sitios en los que no están restringidas las actividades de buceo libre y autónomo de acuerdo a su tipo de uso (Uso Restringido 2) (CONANP, 2003). Mientras que San Agustín (con uso ASRN 2) a pesar de que no es un sitio que las agencias de buceo frecuenten, Ramírez-Gutiérrez, (2010) y Juárez-Hernández y Tapia-García, (2017) evidenciaron impactos negativos en la comunidad coralina e íctica de esta bahía, como consecuencia de la escasa regulación de otras actividades acuáticas como snorkel, acuamotos, y anclaje de embarcaciones turísticas.

Bajo este contexto consideramos necesario prestar atención a la frecuencia con que estos sitios son visitados, e identificar la presión que se pudiera estar ejerciendo sobre estas comunidades que forman parte de las cuatro zonas fundamentales para el mantenimiento y conservación de los bancos coralinos dentro del PNH (i.e. Riscalillo, Jicaral, Chachacual y Cacaluta) (CONANP, 2003).

La intensidad de uso de los arrecifes por actividades recreativas (i.e. buceo y snorkel) en las ANP ha sido muy poco estudiada en México y en otras regiones a nivel mundial. Los esfuerzos se han centrado en evaluar los efectos negativos del buceo sobre estos ecosistemas (i.e. cambios estructurales en el arrecife, alteraciones en el comportamiento de los peces, prevalencia de enfermedades en los corales) (Lyons *et al.*, 2015; Benevides *et al.*, 2019; Giglio *et al.*, 2020) y en valorar la importancia económica de esta actividad (Robles-Zavala y Chang-Reynoso, 2018; Arcos-Aguilar *et al.*, 2020).

Este estudio es similar al realizado en el PNAC (Ortiz-Cajica *et al.*, 2020), en ambos se caracterizó la frecuencia de uso por buceo, pero no se midió el impacto directo de esta actividad. A pesar de esta limitación, consideramos que generar este tipo de información

permitiría regular la visita descontrolada de buzos a estos sitios (Zhang *et al.*, 2015). Por lo tanto, sugerimos tomar en cuenta este estudio y otros donde se evalúen factores ambientales, sociales y económicos que permitan sustentar y actualizar los tipos de uso y criterios de manejo del PNH.

Por último, los prestadores de servicios en sus respuestas mencionaron sitios que no fueron identificables dentro de las bahías pertenecientes al PNH (i.e. La rajada, Edén y Vuelta de gato). Esto nos permite sugerir que podrían existir sitios con el potencial para ser protegidos, pero no se conoce su localización, aunque también existe la posibilidad de que las agencias nombren por su cuenta los sitios de buceo como un diferenciador.

10. CONCLUSIONES

La caracterización del paisaje sumergido de San Agustín y Riscalillo a partir de los mapas de coberturas generados muestran información válida de acuerdo a los porcentajes de precisión y valores del I. Kappa obtenidos. Además, las métricas del paisaje seleccionadas fueron útiles en la descripción de la configuración espacial de las bahías.

Para San Agustín y Riscalillo la complejidad de la forma de los parches (SHAPE) tiende a ser regular, lo que podría justificar una baja complejidad sumado a que la riqueza de especies de coral también es baja en las dos bahías.

Nuestro resultado con respecto al NP sugiere cambios en la configuración espacial de la bahía de San Agustín, atribuidos a la fragmentación como estrategia asexual reproductiva y a las diferencias en los sensores empleados.

El aumento en el porcentaje que ocupa el coral en el paisaje (PLAND) de la bahía de San Agustín, corresponde mayormente a una subestimación de la cobertura coralina en 2015, debido a la resolución espacial de las ortofotos, diferencias en las características de los sensores y factores ambientales que afectan la transparencia del agua y limitaron la clasificación del coral.

El resultado correspondiente a la métrica (LPI) de la bahía de San Agustín se debe principalmente a que no se aplicó la corrección de la atenuación de la luz en la columna de agua que hace más nítidas las estructuras sumergidas y evita la inclusión de píxeles en la clase coral cuando en realidad no pertenecen a esta.

En cuanto a los porcentajes de COHESION obtenidos en este estudio, sugieren una alta agregación de los parches de coral en San Agustín y Riscalillo, sin embargo, durante la clasificación el algoritmo no reconoce el espacio ni el fondo que existe entre un parche coralino y otro, lo que hace parecer que se tiene una placa continua de coral.

Finalmente, los RPAS, la técnica de fotogrametría, percepción remota y las métricas del paisaje fueron herramientas clave para clasificar y describir la configuración espacial de las comunidades coralinas que se encuentran en esta ANP.

La caracterización de la frecuencia de uso por buceo a partir de las encuestas sirvió para generar una línea base sobre el conocimiento de esta actividad sobre las comunidades coralinas de estas bahías.

Con base en los dos criterios propuestos (belleza paisajística y accesibilidad) la bahía de Cacaluta es vista moderadamente, a diferencia de Riscalillo donde la frecuencia de visitas por parte de las agencias es baja y en San Agustín nula.

La selección de los sitios de buceo por parte de las agencias es multifactorial y, por lo tanto, no depende únicamente de la belleza del paisaje ni de la accesibilidad debido a que se puede llegar a cualquier sitio por medio de embarcaciones.

También obtuvimos información adicional sobre la existencia de tres sitios de buceo (i.e. La rajada, Edén y Vuelta de gato), que si bien, podrían ser sitios conocidos nombrados de diferente manera por las agencias de buceo como diferenciadores, se sugiere conocer su localización para descartar que sean sitios de importancia dentro del polígono del PNH.

Con base en lo antes mencionado sugerimos que en la actualización del Programa de manejo del PNH se consideren las condiciones ambientales de las bahías incluyendo factores sociales y económicos que permitan sustentar los tipos de uso y criterios de manejo con la finalidad cumplir con los objetivos de conservación de esta área natural protegida.

11. RECOMENDACIONES

En futuras investigaciones en las que se decida continuar con este enfoque metodológico se recomienda realizar el trabajo de campo en condiciones ambientales idóneas (programar el vuelo en las primeras horas del día para evitar el efecto de la luz sobre la superficie del mar, durante el ciclo de marea baja, niveles bajos de turbidez para tener mayor claridad y representación del fondo, vientos menores a 20 km/h y cielo despejado).

Además de considerar los factores ambientales, integrar sensores hiperspectrales que capturen información en los espectros de luz violeta (300-400 nm) aumentarían el nivel detalle reduciendo los errores en el proceso fotogramétrico teniendo como resultado ortofotos con mayor resolución.

Con respecto a la clasificación supervisada y al trabajo que se realiza en campo se sugiere aumentar el número de sitios de entrenamiento (semillas) distribuidos de manera que se cubra la mayor área posible de las coberturas de interés, mientras que, para el trabajo de gabinete es recomendable investigar alternativas novedosas (herramientas o softwares) que realicen la clasificación supervisada de forma más eficiente y en lapsos de tiempo cortos (i.e. Google Earth Engine).

Para conocer la frecuencia de uso por buceo de las bahías del PNH es recomendable definir el tipo de información que se requiere para cumplir con los objetivos de la investigación y en función de esto estructurar el tipo de encuesta más apropiada. En este sentido además de encuestar a las agencias de buceo autorizadas para brindar servicios turísticos dentro del Parque es recomendable ampliar el rango de información incluyendo a prestadores de servicios no autorizados, buzos certificados y probablemente solicitar a Capitanía de puerto los registros de las salidas de las embarcaciones.

12. REFERENCIAS

- Agisoft LLC. (2016). Agisoft PhotoScan User Manual, Professional. <http://www.agisoft.com>.
- Arcos-Aguilar R., Favoretto F., Kumagai J.A., Jiménez-Esquivel V., Martínez-Cruz A.L., Aburto-Oropeza O. (2021). Diving tourism in Mexico - Economic and conservation importance. *Marine Policy* 126 (2021) 104410. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104410>
- Benevides L.J., Cardozo-Ferreira G.C., Ferreira C.E.L., Pereira P.H.C., Pinto T.K., Sampaio C. L.S. (2019). Fear-induced behavioural modifications in damselfishes can be diver-triggered. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 514-515 (2019) 34-40.
- Bennett, M. k., Younes, N., & Joyce Karen. (2020). Automating Drone Image Processing to Map Coral Reef Substrates Using Google Earth Engine. *Drones*, 4(50), 1–13. <https://doi.org/10.3390>
- Casella, E., Collin, A., Harris, D., Ferse, S., Bejarano, S., Parravicini, V., Hench, J. L., & Rovere, A. (2017). Mapping coral reefs using consumer-grade drones and structure from motion photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, 36(1), 269–275. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1522-0>
- Chirayath V. & Earle S. (2016). Drones that see through waves-preliminary results from airborne fluid lensing for centimetre-scale aquatic conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 26 (Suppl. 2): 237–250
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (CONANP). (2003). Programa de Manejo del Parque Nacional Huatulco (pp. 1–209). México, D. F.: Dirección General de Manejo para la Conservación.
- Comisión Nacional del Agua. (CONAGUA). (2015). Consultado el 30 de julio de 2024.
- Connell, J. H., T. P. Hughes, and C. D. Wallace. (1997). A 30-year study of coral abundance, recruitment and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.* 67:461–488.
- Congalton, R. G. (2002). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*; CRC Press: 1-210 pp.
- Costanza, R., D'arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. v, Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1998). The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. In *Ecological Economics* (Vol. 25).
- Cruz-Vázquez, C., Rioja-Nieto, R., & Enríquez, C. (2019). Spatial and temporal effects of management on the reef seascape of a marine protected area in the Mexican Caribbean. *Ocean and Coastal Management*, 169, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.005>

- De, K., Nanajkar, M., Mote, S., & Ingole, B. (2020). Coral damage by recreational diving activities in a Marine Protected Area of India: Unaccountability leading to ‘tragedy of the not so commons. *Marine Pollution Bulletin*, 155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111190>
- Done, T. J., P. K. Dayton, A. E. Dayton, and R. Steger. (1991). Regional and local variability in recovery of shallow coral communities: Moorea, French Polynesia and central Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 9: 183–192.
- Doukari, M., Batsaris, M., Papakonstantinou, A., & Topouzelis, K. (2019). A protocol for aerial survey in coastal areas using UAS. *Remote Sensing*, 11(16). <https://doi.org/10.3390/rs11161913>
- D’Urban Jackson, T., Williams, G. J., Walker-Springett, G., & Davies, A. J. (2020). Three-dimensional digital mapping of ecosystems: A new era in spatial ecology. *En Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 287, Número 1920). Royal Society Publishing. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2383>
- El Mahrad, B., Newton, A., Icely, J. D., Kacimi, I., Abalansa, S., & Snoussi, M. (2020). Contribution of remote sensing technologies to a holistic coastal and marine environmental management framework: A review. *Remote Sensing*, 12(14). <https://doi.org/10.3390/rs12142313>
- Ene E. & McGarigal K. (2023). Fragstats. A Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Consulted may 14th
- Enochs, I.C. & P. W. Glynn. (2017). Trophodynamics of Eastern Pacific Coral Reefs. In: Glynn, P.W., D. Manzello, I. Enochs. (eds) *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Coral Reefs of the World*, vol 8. Springer, Dordrecht. Doi:10.1007/978-94-017-7499-4_9
- Esri. (2023). ArcGIS Desktop. Versión 10.8. Consultado el 15 de abril de 2023.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *En Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Vol. 34, pp. 487–515). Annual Reviews Inc. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fallati, L., Saponari, L., Savini, A., Marchese, F., Corselli, C., & Galli, P. (2020). Multi-temporal UAV data and object-based image analysis (OBIA) for estimation of substrate changes in a post-bleaching scenario on a Maldivian reef. *Remote Sensing*, 12(13). <https://doi.org/10.3390/rs12132093>
- Ferrari, R., Malcolm, H. A., Byrne, M., Friedman, A., Williams, S. B., Schultz, A., Jordan, A. R., & Figueira, W. F. (2018). Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography*, 41, 1077–1091. <https://doi.org/10.1111/ecog.025>

- Fiedler P.C., Talley L.D., (2006). Hydrography of the eastern tropical Pacific: a review *Prog. Oceanogr.* 69, 143-180.
- Fletcher, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., Holt, R. D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E. I., Melo, F. P. L., Ries, L., Prevedello, J. A., Tschardtke, T., Laurance, W. F., Lovejoy, T., & Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *En Biological Conservation* (Vol. 226, pp. 9–15). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., & Ferreira, C. E. L. (2020). Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. *En Journal of Environmental Management* (Vol. 256). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109949>
- Giles, A.B., Ren, K., Davies, J.E., Abrego, D., Kelaher, B. (2023). Combining Drones and Deep Learning to Automate Coral Reef Assessment with RGB Imagery. *Remote Sens.* 15, 2238. <https://doi.org/10.3390/rs15092238>
- Glynn, P. W., & Leyte Morales, G. E. (1997). Coral reefs of Huatulco, West México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *En Rev. Biol. Trop* (Vol. 45, Número 3).
- Glynn, P. W., Lirman D., and Leyte-Morales G.E. (1998). First documented hurricane strikes on eastern Pacific coral reefs reveal only slight damage. *Coral Reefs* 17:361
- Glynn P.W., Riegl B., Purkis S., Kerr J.M., Smith T.B. (2015). Coral reef recovery in the Galápagos Islands: the northernmost islands (Darwin and Wenman). *Coral Reefs* 34:421–436 DOI 10.1007/s00338-015-1280-4.
- Glynn, P. W., Alvarado J.J., Banks S., Cortés J., Feingold J.S., Jiménez C., Maragos J.E., Martínez P., Maté J.L., Moanga D.A., Navarrete S., Reyes-Bonilla H., Riegl B., Rivera F., Vargas-Ángel B., Wieters E.A. & Zapata F.A. (2017). Eastern Pacific Coral Reef Provinces, coral community structure and composition: an overview. In: Glynn, P.W., Manzello D.P., Enochs I.C. (Eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer, Netherlands, pp. 107-176. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4
- Goreau, T. M. T., Hayes, R., & Strong, A. L. (2000). Conservation of Coral Reefs after the 1998 Global Bleaching Event Coral Bleaching and Sea Surface Temperature Anomalies. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.00011.x>
- Granja-Fernández R. y López-Pérez A. (2008). Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1179-1187.
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (2000). Remote sensing handbook for tropical coastal management. (A.J. Edwards, Ed.; Sourcebooks 3). UNESCO, Paris.

- Hamylton, S. M. (2017). Mapping coral reef environments. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 41(6), 803–833. <https://doi.org/10.1177/0309133317744998>
- Harrison P.L. 2011. Sexual reproduction of scleractinian corals. In: Dubinsky Z, Stambler N, eds. *Coral reefs: an ecosystem in transition*. New York: Springer, 59–85.
- Hedley, J. D., Roelfsema, C. M., & Chollett, I. (2016). Remote Sensing of Coral Reefs for Monitoring and Management. A Review. *Remote sensing*, 1–40.
- Hill, J., & Wilkinson, C. (2004). Methods for ecological monitoring of coral reefs.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. En *Marine and Freshwater Research* (Vol. 50, Número 8, pp. 839–866). CSIRO. <https://doi.org/10.1071/MF99078>
- Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., ... Wilson, S. K. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, 359(6371), 80–83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (INEGI). Consultado el 26 de febrero de 2024.
- Juárez-Hernández, L. G., y Tapia-García, M. (2017). Variación espacial en el número de especies, abundancia y diversidad de peces en las bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 65(4):1407-1418.
- Klemas, V. V. (2015). Coastal and environmental remote sensing from unmanned aerial vehicles: An overview. *Journal of Coastal Research*, 31(5), 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00005.1>
- Koch, V. (2015). Análisis Comparativo de Instrumentos para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad en el Golfo de California.
- Lee, Z.P., Carder, K.L., Mobley, C.D., Stewart, F.G., Patch, J.S. (1999). Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization. *Appl. Opt.* 38, 3831–3843.
- Lepczyk, C. A., Wedding, L. M., Asner, G. P., Pittman, S. J., Goulden, T., Linderman, M. A., Gang, J., & Wright, R. (2021). Advancing Landscape and Seascape Ecology from a 2D to a 3D Science. *BioScience*, 71(6), 596–608. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab001>.
- Lirman, D., Glynn P.W., and Leyte Morales G.E. 2001. Combined effects of three sequential storms on the Huatulco coral reef tract, México. *Bull. Mar. Sci.* 69:267– 278
- López-Pérez, R.A., Mora-Pérez M.G., Leyte-Morales G.E. 2007. Coral (Anthozoa: Scleractinia) recruitment at Bahías de Huatulco, western México: Implications for coral community structure and dynamics. *Pac. Sci.* 61(3): 355–369.
- López-Pérez, R. A., Granja-Fernández, R., Aparicio-Cid, C., Zepeta-Vilchis, R. C., Torres-Huerta, A. M., Benítez-Villalobos, F., López-López, D. A., CruzAntonio, C., y

- Valencia-Méndez, O. (2014). Corales pétreos, equinodermos y peces asociados a comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Huatulco, Pacífico sur mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1145-1159.
- Lyons, P. J., Arboleda, E., Benkwitt, C. E., Davis, B., Gleason, M., Howe, C., Mathe, J., Middleton, J., Sikowitz, N., Untersteggaber, L., & Villalobos, S. (2015). The effect of recreational SCUBA divers on the structural complexity and benthic assemblage of a Caribbean coral reef. *Biodiversity and Conservation*, 24(14), 3491–3504. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1009-2>
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure.
- Mehta, A., Shukla, S., & Rakholia, S. (2022). Assessment of forest fragmentation in Greater Gir Landscape area, Gujarat using Geospatial Techniques. En *Journal of Geomatics* (Vol. 16, Número 2). <https://plugins.qgis.org/plugins/SemiAutomaticClassific>
- Morris, R., Davis, S., Grelet, G. A., & Gregorini, P. (2022). Multiscapes and Urbanisation: The Case for Spatial Agroecology. En *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 14, Número 3). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su14031352>
- National Office of Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2024. Consultado el 16 de mayo de 2024.
- Ortiz-Cajica, A. K., Hinojosa-Arango, G., Garza-Pérez, J. R., & Rioja-Nieto, R. (2020). Seascape metrics, spatio-temporal change, and intensity of use for the spatial conservation prioritization of a Caribbean marine protected area. *Ocean and Coastal Management*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105265>
- Palafox-Muñoz, A., Aguilar-Aguilar, A., Escalera-Briceño, A., 2014. El turismo de cruceros en la región de El Caribe. *Rev. Iberoam. Tur.* 4, 40–53.
- Palma, M., Casado, M. R., Pantaleo, U., & Cerrano, C. (2017). High resolution orthomosaics of African coral reefs: A tool for wide-scale benthic monitoring. *Remote Sensing*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/rs9070705>
- Perry C. T., I. Lange, F. A. Januchowski-Hartley. 2018a. ReefBudget Indo Pacific: online resource and methodology. <http://geography.exeter.ac.uk/reefbudget/>
- Ramírez-Gutiérrez, J. M. (2010). Relación del hábitat con la comunidad de peces en la bahía San Agustín, Huatulco, México (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ramírez-Chávez, E.J., Cruz-García A., Lagunas-Pérez A.G. y Carreño-Reyes O.E. 2013. Uso de vehículos aéreos no tripulados para la caracterización del paisaje sumergido; Bahía Estacahuite. *Ciencia y Mar*. 49(16): 30-40.

- Rendis, A. M., Acosta González, G., Hernández-Stefanoni, J. L., & Arias González, J. E. (2016). Quantifying the reefscape transformation of a coastal Caribbean coral reef during a phase shift and the associated coastal landscape change. *Marine Ecology*, 37(3), 697–710. <https://doi.org/10.1111/maec.12334>
- Reyes-Bonilla, H., y López-Pérez, A. (1998). Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas*, 24(2), 211–224. <http://www.redalyc.org/articulo.=48024206>
- Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J. D., Leyte-Morales, G. E., & Cupul-Magaña, A. L. (2002). Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs*, 21(4), 368–372.
- Reyes-Hernández C., Ahumada-Sempoal M.A., López-Pérez A., Malagón-Pimentel X., (2019). Surface and advective heat fluxes in the western margin of the Gulf of Tehuantepec. *Continental Shelf Research* 180 35-47.
- Robles-Zavala E., Chang-Reynoso A.G., The recreational value of coral reefs in the Mexican Pacific, *Ocean Coast. Manag.* 157 (2018) 1–8, <https://doi.org/10.1016/j>.
- Romero-Centeno R., Zavala-Hidalgo J., (2003). Isthmus of Tehuantepec wind climatology and ENSO signal. *J. Clim.* 16,2628-2639.
- Secretaría de Turismo. (SECTUR). (2023). Indicadores de Actividad Turística 2023. Consultado el 14 de junio de 2024.
- Sim, J., & Wright, C. C. (2005). Interpretation, and Sample Size Requirements the Kappa Statistic in Reliability Studies: Use, Interpretation, and Sample Size Requirements. *Phys. Ther.*, 257–268.
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S. A., Ashpole, J., Hutchison, J., & zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, 82, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.014>
- Tapia-García M., García-Abad A., Carranza-Edwards A., Vázquez-Gutiérrez F. (2007). Environmental characterization of the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, México. *Geofís. Intl* vol.46 no.4
- Turner, M. G., Gardner H.R., & O'Neill, V. R. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process (First)*. Springer Verlag.
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice Pattern and Process Second Edition (Second)*. Springer.
- Ventura, D., Bonifazi, A., Gravina, M. F., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2018). Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using unmanned aerial vehicle (UAV) imagery and Object-Based Image Analysis (OBIA). *Remote Sensing*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/rs10091331>

- Veron, J. E. N. (2000). *Corals of the World*. Australian Institute of Marine Science.
- Wei, Y., & Zhang, Z. (2012). Assessing the fragmentation of construction land in urban areas: An index method and case study in Shunde, China. *Land Use Policy*, 29(2), 417–428. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.006>
- Wielgus J., A. Balmford, T.B. Lewis, C. Mora, L.R. Gerber, Coral reef quality and recreation fees in marine protected areas, *Conserv. Lett.* 3 (2010) 38–44, <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00084.x>.
- Williams-Jara, G. M. (2017). *Estructura del paisaje sumergido del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, mediante Percepción Remota*. Instituto Politécnico Nacional. Tesis de Maestría.
- Zambrano, R. S. J., Croquer, A., Irazabal, I., y Torres, R. (2022). Factores globales y locales que inciden sobre la degradación de los arrecifes coralinos: una revisión para la República Dominicana. *AULA Revista de Humanidades y Ciencias Sociales*, 68(1), 31–60. <https://doi.org/10.33413/aulahcs.2022.68i1.194>

13. ANEXOS

Anexo 1. Glosario

Clasificación supervisada: Técnica de percepción remota que sirve para identificar diferentes tipos de atributos, clases o hábitats en un mapa a partir de los sitios de entrenamiento generados en campo y del análisis estadístico multivariado.

Firma espectral: Es la característica que permite que un objeto pueda ser reconocido en cualquier superficie (específicamente en una imagen).

Índice Kappa: Indica la correlación existente entre los datos de clasificación obtenidos y los datos de referencia (su valor va de cero a uno).

Mapas de cobertura: Representación gráfica que muestran información de casi cualquier tipo relacionada espacial y temporalmente (principales tipos de cobertura, usos de suelo, etc.)

Métricas del paisaje: Conjunto de expresiones numéricas que permiten cuantificar los cambios en la configuración espacial (fragmentación) que sufre un paisaje como consecuencia de actividades humanas o fenómenos naturales.

Percepción remota (PR): Técnica que genera información a partir de las ondas de luz visible y no visible emitidas por un objeto y registrada por medio de satélites y sensores remotos.

Pixel: Unidad visible de menor tamaño que constituye una imagen.

Resolución espacial: Hace referencia al tamaño de la unidad visible más pequeña de una imagen con respecto al área terrestre que representa, entre menor sea su dimensión mayor será la definición.

Resolución espectral: Mide la capacidad de un sensor de diferenciar las longitudes de onda dentro del espectro electromagnético.

Sistemas Aéreos Pilotados Remotamente (RPAS): Vehículos aéreos manejados por medio de un control remoto que son útiles para el monitoreo de ambientes terrestres y marinos.

UR2: Uso Restringido dos

ASRN2: Aprovechamiento Sustentable de los Recursos Naturales dos

Anexo 2. Formato encuesta

Formato de las preguntas que serán efectuadas durante las encuestas, cuyo análisis será útil en la realización de la capa de frecuencia de uso por buceo en este proyecto de tesis (uso académico exclusivo). Se garantiza que los datos serán utilizados respetando los derechos y privacidad de los dueños de los datos de acuerdo con la **Ley Federal de Protección de Datos Personales**.

1. Nombre de la agencia de buceo (opcional)
2. En su opinión, que acciones propondría para la conservación de los arrecifes
3. ¿Cuántos años tiene la agencia de llevar a turistas a practicar buceo dentro del PNH?
4. De acuerdo con la **belleza paisajística** ¿Cuáles son en orden de importancia los 5 sitios de buceo que más visita?

Sitio 1:

Sitio 2:

Sitio 3:

Sitio 4:

Sitio 5:

Para cada uno de los sitios mencionados en la pregunta 4, por favor conteste:

5. ¿A la semana con qué frecuencia visita los sitios que enlisto? Muy alta= 7 días, Alta= 5 días, Moderada= 3 días, Baja= 2 días, Muy baja= 1 día). Marque una opción para cada sitio.

Sitio 1: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 2: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 3: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 4: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 5: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

6. ¿Cuál es la cantidad de personas que bucean al día?

Sitio 1:

Sitio 2:

Sitio 3:

Sitio 4:

Sitio 5:

7. ¿Cuál es el porcentaje de personas que no bucean, pero si se meten al agua? (Muy alta= 80%, Alta= 60%, Moderada= 40%, Baja=20%, Muy baja= 0%).

Sitio 1: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 2: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 3: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 4: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 5: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

8. De acuerdo con la **disponibilidad de acceso** ¿Cuáles son en orden de importancia los 5 sitios de buceo que más visita?

Sitio 1:

Sitio 2:

Sitio 3:

Sitio 4:

Sitio 5:

9. De acuerdo con la **disponibilidad de acceso**, ¿a la semana con qué frecuencia visita los sitios que enlistó? (Muy alta= 7 días, Alta= 5 días, Moderada= 3 días, Baja= 2 días, Muy baja= 1 día). Marque una opción para cada sitio.

Sitio 1: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 2: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 3: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 4: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 5: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

10. De acuerdo con la **disponibilidad de acceso**, ¿Cuál es la cantidad de personas que bucean al día?

Sitio 1:

Sitio 2:

Sitio 3:

Sitio 4:

Sitio 5:

11. De acuerdo con la **disponibilidad de acceso**, ¿Cuál es el porcentaje de personas que no bucean, pero si se meten al agua? (Muy alta= 80%, Alta= 60%, Moderada= 40%, Baja=20%, Muy baja= 0%).

Sitio 1: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 2: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 3: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 4: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Sitio 5: Muy alta/ alta/ moderada/ baja/ muy baja

Anexo 3. Ortofotos y Mapas de coberturas



Figura 12. Ortofoto de la bahía de San Agustín correspondiente al año 2017.

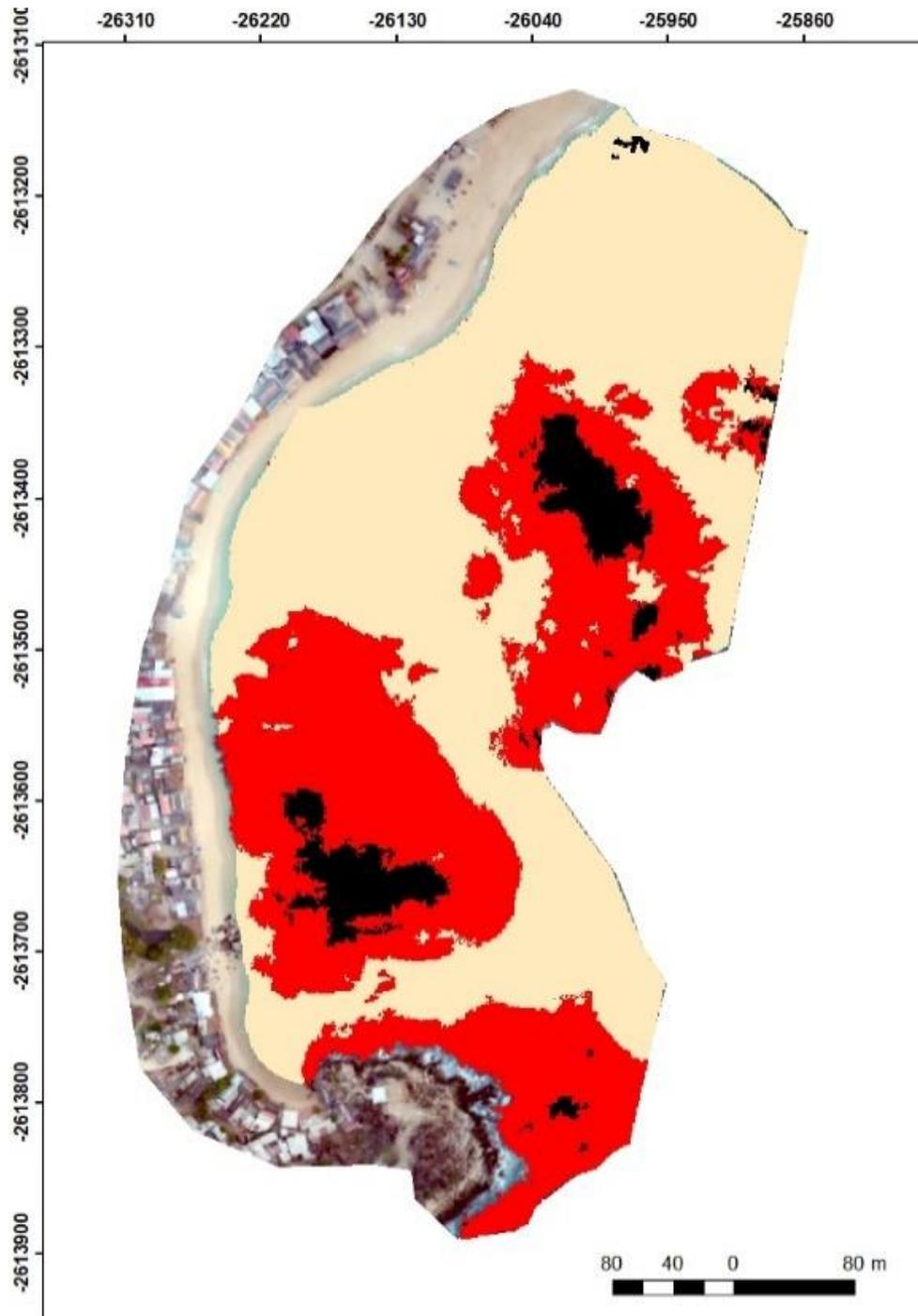


Figura 13. Mapa de coberturas de la bahía de San Agustín 2017 (rojo: sustrato coralino, beige: sustrato arenoso y negro: sustrato rocoso).



Figura 14. Ortofoto de la bahía de Riscalillo correspondiente al año 2017.

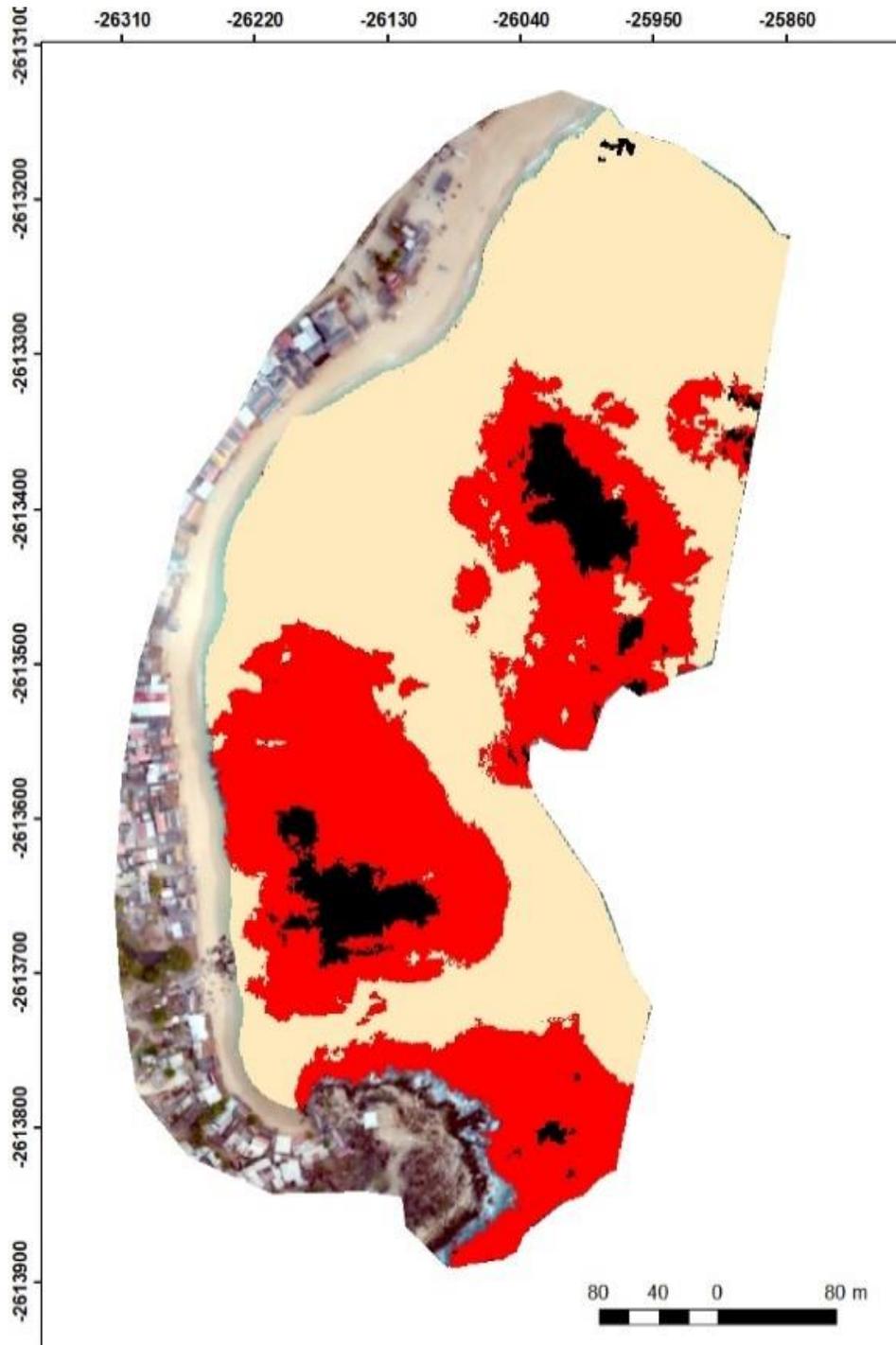


Figura 15. Mapa de coberturas de la bahía de Riscalillo 2017. (rojo: sustrato coralino, beige: sustrato arenoso y negro: sustrato rocoso).