



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES

ESTIMACIÓN DE LA CAPTURA DE CARBONO EN ARRECIFES CORALINOS MEDIANTE LA
TELEDETECCIÓN DE COBERTURA ARRECIFAL, PARQUE NACIONAL ARCHIPIÉLAGO ESPÍRITU
SANTO, BCS.

TESIS INDIVIDUAL

QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL GRADO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

JAQUELIN GUADALUPE RAMOS GARCÍA

DIRIGIDA POR

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QUERÉTARO 2020



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

ESTIMACIÓN DE LA CAPTURA DE CARBONO EN ARRECIFES CORALINOS MEDIANTE LA
TELEDETECCIÓN DE COBERTURA ARRECIFAL, PARQUE NACIONAL ARCHIPIÉLAGO ESPÍRITU
SANTO, BCS.

TESIS INDIVIDUAL

QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL GRADO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

JAQUELIN GUADALUPE RAMOS GARCÍA

DIRIGIDA POR

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

SINODALES

Dr. Héctor Reyes Bonilla
DIRECTOR

M. en G. Hugo Luna Soria
ASESOR

Dra. Mónica Cervantes Jiménez
ASESOR

Dra. Mónica Queijero Bolaños
ASESOR

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QUERÉTARO 2020

*A mis padres y hermanos, gracias por su cariño, dedicación y
apoyo en todos los aspectos de mi vida.*

Dirección General de Bibliotecas UAQ

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis el Dr. Herctor Reyes, por compartir su conocimiento e información, por permitirme formar parte de su equipo y realizar esta tesis en su laboratorio,

Al Dr. David Petatán por el gran aporte en conocimientos y por brindarme las bases en el campo de la percepción remota marina para presentar este trabajo.

A mi asesor Hugo Luna por su disponibilidad y apoyo durante los congresos donde se presentó parte de este escrito.

A mis asesoras Mónica Cervantes y Mónica Queijero por su apoyo y consejos técnicos en la elaboración de este escrito.

A todos los integrantes del Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la UABCS por la recopilación de datos en campo y por la buena disponibilidad siempre.

A toda mi familia y amigos que han estado conmigo.

A David, por tu compañía y por ser mi apoyo.

A la Universidad Autónoma de Querétaro, por el apoyo durante la carrera y en mi periodo de movilidad estudiantil y a la Universidad Autónoma de Baja California Sur por las atenciones y por recibirme en sus instalaciones durante el periodo de movilidad.

ÍNDICE

| | |
|---|-----|
| DEDICATORIA | i |
| AGRADECIMIENTOS | ii |
| ÍNDICE | iii |
| ÍNDICE DE FIGURAS | v |
| ÍNDICE DE CUADROS | vi |
| RESUMEN | vii |
| I.INTRODUCCION | 1 |
| 1.1 Arrecifes coralinos | 1 |
| 1.2 Carbono en arrecifes coralinos | 2 |
| 1.2.1 <i>Producción de Carbonato de Calcio (CaCO₃)</i> | 2 |
| 1.2.2 <i>Carbono azul</i> | 5 |
| 1.3 Percepción remota | 6 |
| 1.3.1 <i>Percepción remota en arrecifes coralinos</i> | 8 |
| II.ANTECEDENTES | 10 |
| III.JUSTIFICACIÓN | 14 |
| IV.HIPÓTESIS | 16 |
| V.OBJETIVOS | 16 |
| 4.1 General | 16 |
| 4.2 Particulares | 16 |
| VI.MÉTODOS | 17 |
| 6.1 Área de estudio | 17 |
| 6.2 Obtención de datos satelitales | 19 |
| 6.3 Obtención de datos in situ | 20 |
| 6.4 Procesamiento de los datos espaciales | 21 |

| | |
|---|----|
| 6.4.1 Corrección atmosférica | 21 |
| 6.4.2 Generación de mascara | 21 |
| 6.4.3 Clasificación supervisada empleando métodos de Aprendizaje | 22 |
| <i>Automático</i> | |
| 6.4.3.1 Estimación batimétrica empleando Random Forest y corrección de | 23 |
| <i>columna de agua</i> | |
| 6.4.3.2 Clasificación supervisada del tipo de fondo | 25 |
| 6.5 Cobertura arrecifal | 25 |
| 6.6 Estimación de la producción de carbonato de calcio y captura de carbono | 26 |
| VII.RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 27 |
| 7.1 Corrección atmosférica y generación de mascara | 27 |
| 7.2 Batimetría | 29 |
| 7.2.1 Corrección de la columna de agua | 34 |
| 7.3 Clasificación supervisada y cobertura arrecifal | 35 |
| 7.4 Producción de carbonato de calcio y captura de carbono | 43 |
| VIII.CONCLUSIONES | 48 |
| REFERENCIAS | 50 |
| ANEXOS | 57 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | | |
|-------------------|--|-----------|
| Figura 1. | Principales componente de la Percepción Remota (teledetección). | 8 |
| Figura 2. | Localización general y sitios visitados del PNZMAES. | 17 |
| Figura 3. | Fase de clasificación del modelo de Random Forest. | 23 |
| Figura 4. | Pasos para la obtención de la tasa de calcificación y producción de carbonato de calcio. | 27 |
| Figura 5. | a) Visualización del MNDWI, a partir de cual se generó la máscara b) para excluir valores de cobertura terrestre (en negro) del sitio de estudio. | 28 |
| Figura 6. | Gráfico de dispersión de las profundidades observadas frente a las profundidades calculadas por el modelo de Random Forest. | 20 |
| Figura 7. | a) Mapa batimétrico generado por Random Forest para el polígono del ANP de Espíritu Santo, la escala de color expresa la profundidad de 0 hasta los 23m de profundidad, b) mascara buffer representada con color azul sólido para delimitar el estudio hasta el valor de profundidad máxima desde la línea de costa. | 31 |
| Figura 8. | Batimetría estimada por imagen satelital para el PNZMAES, la escala de color expresa la profundidad que va de 0 a 23m de profundidad. | 32 |
| Figura 9. | Resultados de la batimetría en la Bahía de La Paz y la Isla Espíritu Santo derivados del análisis satelital realizado por Favoretto el al., (2017), donde utilizan un modelo de auto calibración espectral para aguas someras, denominado 4SM por sus siglas en inglés (Modificado de Favoretto el al., 2017). | 33 |
| Figura 10. | Atenuación de los valores de reflectancia para las bandas 1, 2, 3 y 4 para un único sustrato (arenas) a diferentes profundidades. | 34 |
| Figura 11. | Valores de reflectancia corregidos para obtener un índice de invariante de fondo en las bandas satelitales. | 35 |
| Figura 12. | Presencia del tipo de sustrato en cada sitio visitado. | 36 |
| Figura 13. | Registro total de cada tipo de sustrato para el PNZMAES. | 37 |
| Figura 14. | Clasificación del tipo de fondo en el PNZMAES | 40 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | | |
|--------------------|--|-----------|
| Cuadro I. | Valores necesarios para calcular la producción potencial de CaCO_3 . | 26 |
| Cuadro II. | Matriz de confusión generada para la clasificación supervisada. Matriz de confusión generada para la clasificación supervisada. Los valores en negrita indican los valores de referencia que fueron asignados a la misma clase en el mapa por el clasificador de Random Forest. En rojo, el error de clasificación de la categoría de interés. | 38 |
| Cuadro III. | Estimación del área (en hectáreas) de superficie ocupada por cada tipo de sustrato por sitio visitado. | 41 |
| Cuadro IV. | Cobertura estimada por género de coral por sitio. | 43 |
| Cuadro V. | Producción de carbonato de calcio y captura de carbono (ton/año). | 45 |

RESUMEN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas marinos tropicales presentes en sitios de aguas cálidas, claras y someras. Gracias a la capacidad de los pólipos de utilizar el carbono disuelto en el medio marino para precipitar carbonato de calcio (CaCO_3) en forma de aragonita e incorporarlo a la constitución de su esqueleto, se crean vastos montículos carbonatados conocidos como arrecifes. El dióxido de carbono (CO_2) de la atmósfera es la fuente primordial del carbono constituyente de los carbonatos, de tal forma que además de los servicios ambientales que presentan los ecosistemas arrecifales para el turismo y pesquerías, su crecimiento contribuye en la regulación del flujo de carbono del planeta. El presente estudio evalúa la cantidad de carbono depositado en los sistemas arrecifales del Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo, ubicado frente a La Bahía de La Paz, BCS., haciendo uso de imágenes multiespectrales de alta resolución del satélite Sentinel-2A y datos *in situ*. Se construyó una clasificación del fondo marino que rodea la isla a partir de la aplicación de un algoritmo predictivo basado en las bandas espectrales que constituyen la imagen satelital, y los mapas se ajustaron con puntos de control obtenidos en revisiones de campo de los tipos de fondo (empleando buceo autónomo) y finalmente se corrigieron con datos batimétricos obtenidos con ecosonda. La clasificación final incluye cinco clases de fondo: algas, arena, roca, cascajo y coral vivo. Finalmente, se obtuvo de la literatura datos de la tasa de crecimiento coralino y la densidad esquelética de las especies presentes para estimar la cantidad de CaCO_3 generado por metro cuadrado. Esta información se combinó con la abundancia coralina (en porcentaje del fondo) para ponderar con las imágenes, y se calculó la cantidad total de carbonatos y de la captura de carbono atmosférico depositado en forma de roca, con base en la superficie

total estimada (en hectáreas) correspondiente a la cobertura coralina, utilizando sistemas de información geográfica. Finalmente se estimó el volumen correspondiente a la captura de carbono.

Palabras clave: cobertura coralina, calcificación, percepción remota, servicios ambientales

Dirección General de Bibliotecas UAQ

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Arrecifes Coralinos

Los arrecifes coralinos son las estructuras geológicas más grandes construidas por organismos en los últimos 50 millones de años y están distribuidos en las zonas tropicales poco profundas (Veron, 2000). Aunque representan solo el 1% de la superficie en el océano, son considerados como los ecosistemas marinos más diversos por unidad de área, albergando hasta un tercio de todas las especies marinas descritas (Veron, 2000; Reaka-Kudla, 2001). Las comunidades coralinas poseen un alto valor ecológico ya que son zonas de refugio, alimentación, reproducción y crianza para una gran cantidad de especies (Calderón-Aguilera et al., 2014), como peces óseos y cartilaginosos, moluscos, equinodermos, crustáceos, esponjas, entre otros invertebrados, algas marinas, etcétera (Reaka-Kudla, 2001). Además, proveen bienes y servicios ambientales para los más de 100 países que poseen arrecifes en sus costas (Moberg y Folke, 1999), como el aprovechamiento de especies fuente de alimento para millones de habitantes (Sheppard, 2017), protección contra el oleaje y eventos meteorológicos como huracanes y tormentas (Moberg y Folke, 1999) y por su valor estético son un atractivo turístico clave, generando ganancias que sobresalen en la economía (Calderón-Aguilera et al., 2014).

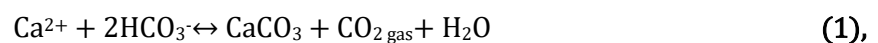
En México, los arrecifes coralinos están presentes en todas sus costas (Horta-Puga y Carricart-Ganivet, 1993). En la región Atlántico, los arrecifes se localizan en tres áreas principales: suroeste del Golfo de México, Banco de Campeche y Caribe (Jordán-Dahlgren, 2003). En el Caribe mexicano, los arrecifes son una característica común y dicha zona se distingue por contar con parte de la segunda barrera arrecifal más grande del mundo, el Sistema Arrecifal Mesoamericano (Lara-Lara, 2008). En cuanto al suroeste

del Golfo de México y el Banco de Campeche, la distribución de arrecifes está restringida en áreas pequeñas y a excepción del arrecife Alacranes, los bancos arrecifales aquí presentes son generalmente pequeños (10 km²) y aislados (Jordán-Dahlgren, 2003). Por otra parte, las costas del Pacífico mexicano se caracterizan por presentar arrecifes de franja poco desarrollados y geográficamente aislados entre sí (Reyes-Bonilla, 2003), estas comunidades coralinas se encuentran delimitadas en ciertas regiones de los estados de Baja California Sur, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Oaxaca (Lara-Lara, 2008).

1.2 Carbono en arrecifes coralinos

1.2.1 Producción de CaCO₃

Los corales del Orden Scleractinia, también conocidos como corales pétreos o hermatípicos son considerados como hiper calcificantes debido a su capacidad de extraer considerables cantidades de carbono del medio marino y secretar carbonato de calcio (CaCO₃) en forma de aragonita para constituir su esqueleto (Allemand et al., 2011; Jokiel, 2016), este fenómeno es conocido como calcificación y es llevado a cabo también por otros organismos como algas coralinas, caracoles, bivalvos, esponjas y briozoarios, los cuales en conjunto promueven el crecimiento arrecifal (Allemand et al., 2011). No obstante, los corales representan la fuente primaria de depósito de carbonatos en el arrecife (Calderón-Aguilera et al., 2014). La ecuación general que explica el proceso de calcificación se representa de la siguiente manera:



donde la ecuación reversible alude a la disolución del carbonato de calcio.

El crecimiento coralino a consecuencia del proceso de calcificación, está influenciado por variables ambientales, al igual que la tasa de depósito de carbonatos, que aumenta en presencia de aguas cálidas, poco productivas y con buena iluminación (Kleypas et al., 2006). Además, se necesitan de ciertas condiciones de pH ligeramente básico y un estado de saturación omega aragonita mayor a 3 ($\Omega_{\text{arag}} > 3$) (Calderón-Aguilera et al., 2017). El estado de saturación Omega (Ω) describe el nivel de saturación de carbonato de calcio en el agua de mar y es función del producto de las concentraciones de calcio (Ca^{2+}) y iones de carbonato (CO_3^{2-}) disuelto en el medio marino entre el producto de solubilidad de las concentraciones K_{ps^*} (Hoegh-Guldberg et al., 2007):

$$\Omega = \frac{[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]}{K_{\text{ps}^*}} \quad (2)$$

El exceso de CO_2 atmosférico que ingresa al océano, reacciona con el agua para formar ácido carbónico, lo cual disminuye el pH del océano (acidificación) y reduce las concentraciones de iones de carbonato (Jokiel, 2016):



Dicha reducción en la concentración de iones de carbonato provoca una disminución en estado de saturación para aragonita; si el valor de Ω_{arag} desciende por debajo de un valor de 3, los corales se enfrentan a mayores retos fisiológicos para lograr la precipitación de carbonatos (Langdon et al., 2000; Jokiel, 2016).

Por otra parte, la producción y depósito de CaCO_3 están moduladas por las estrategias de crecimiento que presentan las especies de corales en el arrecife (Carricart-Ganivet, 2007). Es decir, especies de corales de crecimiento rápido y ramificado aportan

la principal fuente de carbonatos, mientras que corales de crecimiento lento y masivo lo hacen en menor cantidad (Cabral-Tena et al., 2018). Por ejemplo, estudios realizados en el Pacífico americano con respecto a parámetros de crecimiento y densitometría esquelética han mostrado que colonias coralinas del género *Pocillopora* (de crecimiento ramificado y dominante en el Pacífico mexicano), llegan a depositar 5.23 ± 1.03 kg CaCO_3 / m^2 /año (Paz-García et al., 2015; Medellín-Maldonado, 2016), mientras que colonias de crecimiento masivo como *Porites* o *Pavona* poseen una menor tasa de calcificación (0.72 ± 0.22 kg CaCO_3 / m^2 /año y 1.13 ± 0.09 kg CaCO_3 / m^2 /año respectivamente) (Norzagaray-López et al., 2015; Medellín-Maldonado, 2016). En condiciones ideales, se ha calculado un depósito anual de hasta 10 kg/ m^2 de carbonato de calcio en estos ecosistemas (Chave et al., 1972).

La tasa de calcificación (T_c) a nivel de colonia se interpreta como la cantidad de CaCO_3 depositado anualmente por unidad de área (g CaCO_3 / cm^2 /año), y se puede calcular mediante el producto del crecimiento anual del coral (cm/año) y la densidad esquelética promedio (g CaCO_3 / cm^3) (Norzagaray-López et al., 2015). Por otro lado, la producción potencial (P_n) de CaCO_3 se refiere al total del CaCO_3 depositado por unidad de área en el arrecife y se puede obtener utilizando la tasa de calcificación de cada especie y el porcentaje que representa de la cobertura arrecifal (Hubbard et al., 1990). Por lo tanto, la estructura física tridimensional de los sistemas arrecifales en su totalidad, constituida por los montículos carbonatados, representan grandes cantidades de carbono almacenado en forma de carbonato de calcio (Calderón-Aguilera et al., 2017).

1.2.2 Carbono azul

A diferencia de las plantas terrestres, en los océanos los organismos pueden fijar CO₂ atmosférico hasta que este se encuentre disuelto en el medio marino (Macreadie et al., 2019). El proceso general por el cual el CO₂ atmosférico entra al océano y es incorporado como carbono orgánico en los organismos que conforman la cadena alimentaria marina, es conocido como secuestro (Hori et al., 2019). Por otra parte, el proceso en el que el carbono es aislado del ciclo entre el océano y la atmósfera, y convertido a un estado donde es almacenado, se conoce como depósito, (Nellemann et al., 2009). El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, mediante *La Iniciativa de Carbono Azul* en su reporte del año 2007, declaró que el carbono que es secuestrado y/o depositado por acción de organismos marinos es conocido como carbono azul (Nellemann et al., 2009; Hori et al., 2019).

Para evaluar el papel del carbono azul y desarrollar medidas para la mitigación de los efectos del cambio climático, es importante entender la cantidad de carbono que es secuestrado y almacenado, además de su ciclo en los ecosistemas marinos (Tokoro et al., 2019). En *La Iniciativa de Carbono Azul* se manifiesta que los océanos absorben mayor cantidad de CO₂ (55% del carbono aislado por procesos biológicos) en comparación a los ecosistemas terrestres, enfatizando que los ecosistemas costeros son extremadamente importantes en cuanto al secuestro y almacén de carbono (Nellemann et al., 2009). Los manglares, praderas de pastos marinos y marismas, figuran como los ecosistemas sumideros de carbono azul más efectivos, y representan del 50% al 71% del stock total de carbono conservado en sedimentos marinos (Bridgham, 2014).

Los arrecifes coralinos también participan de manera importante en la regulación de los ciclos biogeoquímicos globales y los procesos que en ellos suceden representan un papel ecológico vital (Moberg y Folke 1999; Birkeland, 2015). En estos ecosistemas el proceso de calcificación en particular, desempeña una función significativa en el ciclo del carbono y calcio a nivel global (Smith, 2013). Retomando la ecuación (1),



la producción de carbonato de calcio libera CO_2 y se calcula que por cada mol de CaCO_3 que se produce, 0.6 moles de CO_2 se liberan (Smith, 2013; Watanabe et al., 2019). Sin embargo, la fotosíntesis en el arrecife fija el CO_2 y cuando la tasa fotosintética es mayor que el 60% de la tasa de calcificación, se considera de manera explícita que el sistema actúa como un sumidero de carbono (Hori et al., 2018; Watanabe et al., 2018).

1.3 Percepción remota

La percepción remota (PR) o teledetección comprende el conjunto de instrumentos, técnicas y métodos usados con la finalidad de identificar o inspeccionar objetos en la superficie terrestre desde un punto de vista remoto (Konecny, 2014). Este punto remoto hace referencia a cualquier plataforma situada a unos metros sobre la superficie de la Tierra o a kilómetros de distancia orbitando el planeta. Algunos ejemplos de estas plataformas son la fotografía aérea, satélites en órbita, altimetría radar, laser batimétrico (Purkis, 2018) y de manera reciente se ha popularizado el uso de drones para este fin (Tang y Shao, 2015).

Estas plataformas cuentan con instrumentos llamados sensores, encargados de detectar, medir y traducir la radiación electromagnética proveniente de algún objeto (Jong et al., 2004). La energía electromagnética que llega a la materia en cualquiera de sus estados es conocida como radiancia incidente, y dependiendo de las propiedades de la superficie del cuerpo (color, rugosidad) con el que interactúe la energía, esta será disipada o reflejada; o bien dependiendo de las características internas como densidad o conductividad de la materia, la energía será absorbida o transmitida (Purkis, 2018). Estas interacciones entre materia y ondas electromagnéticas es lo que registran los sensores remotos en imágenes para lograr hacer una interpretación de sus características (Eakin et al., 2010).

Las imágenes captadas por los sensores remotos, están compuestas por pixeles y en cada pixel se registra la reflectancia (R) de las características que están siendo detectadas (Konecny, 2014). Este valor es la medida de la cantidad y tipo de energía que un objeto refleja en una escala entre 0 y 1, usualmente sin unidades. La intensidad de onda reflejada y modificada por la atmosfera entre el objeto y el sensor es llamada radiancia (L) y es el valor que el sensor registra y puede variar de los valores originales de reflectancia a causa de efectos de disipación de la luz (Jong et al., 2004). Cabe resaltar que ciertos componentes son de relevancia en esta fase de medición (Figura1):

- La fuente electromagnética de radiancia hacia los objetos
- El medio por el cual interactúa la energía entre el sensor y el objeto y viceversa (por ejemplo: atmosfera o agua).
- La interacción con el objeto
- El almacén de la radiación por el sensor.

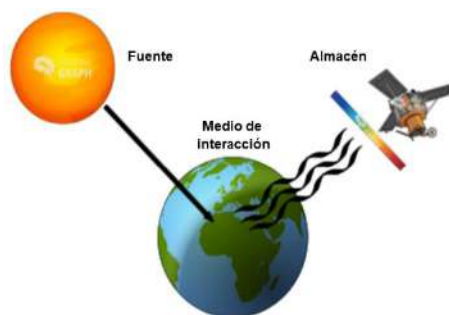


Figura 1. Principales componentes de la Percepción Remota (teledetección) (Konecny, 2014)..

Los sistemas de información geográfica (SIG) permiten que la información adquirida por percepción remota sea posible de analizar e interpretar (Jong, et al., 2004). Actualmente, las técnicas empleadas en los SIG han demostrado tener la capacidad de generar información útil para analizar el paisaje de manera espacial y temporal, llegando a lugares poco accesibles y con datos a gran escala mejorando nuestra comprensión sobre los recursos naturales ante los cambios ambientales (Green, 2000). Existen diversos campos de aplicación para el monitoreo y manejo de recursos usando SIG, algunos ejemplos son: la aplicación a estudios forestales, agricultura, hidrología, minería y geología, ordenamiento ecológico, estudios climáticos y atmosféricos, así como estudios oceanográficos (Konecny, 2014).

1.3.1 Percepción remota en arrecifes coralinos

La teledetección en arrecifes coralinos data de la década de 1980, empleando imágenes de la misión Landsat 1, lanzada al espacio a mediados de 1970 (Hochberg, 2010). A medida que los satélites de uso comercial y civil se han expandido y progresado en instrumentación, aunado al desarrollo de algoritmos para clasificación de superficie,

la información captada por sensores remotos se ha vuelto gradualmente más cuantitativa y precisa, y esto ha tenido impacto en la consolidación del conocimiento dentro de la investigación en los ecosistemas arrecifales (Andréfouët et al., 2004; Hochberg, 2010).

Las aplicaciones de PR en arrecifes coralinos son diversas y depende de los objetivos que se pretendan evaluar, del tipo de sensor que se utilice, el nivel de resolución que este ofrece, así como de la información *in situ* que pueda complementar la precisión de los productos (Purkis ,2018). Los avances en la percepción remota y la integración de información en torno a los arrecifes coralinos han logrado evaluar aspectos tales como, su distribución espacial y área de cobertura, mapas béticos cuantitativos (diferenciando coral vivo entre las clases presentes en el sustrato), blanqueamientos importantes, batimetría, cambios a través del tiempo y factores ambientales circundantes (Hochberg, 2010; Xu y Zhao, 2014; Purkis ,2018).

Algunos de los usos más comunes de la PR en ecosistemas arrecifales, son la identificación y mapeo de arrecifes en zonas de difícil acceso, que, mediante la integración de las propiedades de firma espectral de corales, e imágenes satelitales se ha localizado la presencia de arrecifes coralinos en algunas islas remotas del Pacífico Central (Grappier et al., 2018). La integración de datos de monitoreo *in situ* y de PR también han permitido realizar predicciones con respecto a blanqueamiento coralino, como el caso de Bahía Banderas en las costas del Pacífico mexicano, donde los resultados de meses anteriores coincidieron estrechamente con el blanqueamiento coralino durante el evento El Niño de 1997–1998 (Carriquiry et al., 2001). Así mismo, la incorporación de información satelital y de datos georreferenciados en campo, han

permitido crear mapas a detalle de las clases bentónicas (arena, roca, coral vivo, etc.) presentes en diferentes ambientes arrecifales (Roelfsema et al., 2010).

En razón a lo anterior, es fundamental ir más allá de mapas básicos y de variables ambientales, pues su aprovechamiento en combinación puede ayudar a comprender y profundizar en aspectos poco explorados en torno a los arrecifes coralinos. Por tanto, el presente trabajo tuvo como propósito, estimar la producción de carbonato de calcio usando una combinación de datos generados en campo y procesamiento de imágenes satelitales, para evaluar el depósito de carbono en el arrecife del Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo, en Baja California Sur.

II. ANTECEDENTES

La producción y depósito de carbonato de calcio en arrecifes coralinos, se ha estudiado tomando en cuenta parámetros de tasas de calcificación y cobertura de coral vivo con la intención de abordar los principales elementos del presupuesto de carbonatos. Entre los primeros ejemplos, Chave et al., (1972) describe principios básicos para cuantificar la producción y depósito de carbonato de calcio en arrecifes coralinos de manera anual, de acuerdo a tres categorías: producción potencial (P; CaCO_3 por unidad de área), producción bruta (G; CaCO_3 a escala arrecifal), y Producción neta (N; CaCO_3 retenido por el sistema arrecifal, teniendo en cuenta parámetros de erosión). En dicho trabajo, Chave et al. (1972) evaluaron la producción y depósito de carbonato de calcio con la información que se contaba hasta el momento de diferentes arrecifes coralinos alrededor del mundo, de los cuales calcularon que los arrecifes coralinos tienen la

capacidad de depositar 3 a 10 kg CaCO_3/m^2 anualmente, sin embargo, los datos hasta ese entonces de cada arrecife eran estimaciones poco precisas. Posteriormente Hubbard et al, (1990), basándose en la metodología empleada por Chave et al., (1972), pero con datos a detalle de un marco arrecifal en Canebay (Isla de Saint Croix, USA), calcularon un depósito de 0 a 5.78 kg CaCO_3/m^2 al año en este arrecife, dominado por especies coralinas como *Montastrea annularis*, *Porites* sp. y *Agaricia* sp.

En específico para el Pacífico de México, los estudios sobre calcificación y producción de carbonatos son diversos. Cabral-Tena et al., (2013) midieron y compararon características de crecimiento esquelético en machos y hembras del coral masivo *Porites panamensis* en tres localidades del Golfo de California. Se encontraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento entre localidades, tanto que para Bahía de los Angeles encontraron tasas de 0.4 g $\text{CaCO}_3/\text{cm}^2/\text{año}$ y hasta de 1.3 g $\text{CaCO}_3/\text{cm}^2/\text{año}$ en Bahía de La Paz. Además, los autores encontraron un sesgo significativo en las características de crecimiento entre hembras y machos, lo cual sugiere que las condiciones ambientales pueden afectar la calcificación del coral de manera diferente en colonias masculinas y femeninas, por lo tanto, diferencias en la producción de carbonatos.

Calderón-Aguilera et al. (2007) utilizaron tasas de calcificación máxima de las principales especies de corales hermatípicos presentes en esta región (*Porites* spp., *Pavona* spp. y *Pocillopora* spp.) y datos de superficie coralina de 1997 a 2003 de cuatro localidades. Los autores detectaron cambios importantes en la cantidad producción potencial de CaCO_3 en todos los sitios, en tanto que para Cabo Pulmo en 1987 se

depositaban 13,427 ton/CaCO₃/ha al año, en 2003 descendió a un depósito de 2,555 ton/CaCO₃/ha al año, lo que los autores atribuyen a la pérdida de cobertura de coral vivo.

De manera reciente, Calderón-Aguilera et al. (2017) utilizaron la información actualizada por Cabral-Tena et al. (2013) y Medellín-Maldonado et al. (2016) de las tasas de calcificación de las principales especies de corales hermatípicos en el Pacífico mexicano, que incluyen especies de crecimiento ramificado (*Pocillopora meandrina*, *P. damicornis*, *P. verrucosa* y *P. capitata*) y crecimiento masivo (*Porites panamensis*, *P. lobata*, *Pavona gigantea*, *Pavona varians*). Dicha información, en conjunto con datos sobre la distribución y extensión de las principales comunidades coralinas del Pacífico mexicano permitieron generar un estimado en la producción potencial del depósito de CaCO₃ para cada sitio, y los autores utilizaron estas cifras para evaluar los arrecifes como almacenes de carbono. Se encontró que sitios como el arrecife del Cabo Pulmo tiene la capacidad de depositar 37.0 kg CaCO₃ m²/año y almacenar hasta 66 toneladas de carbono por hectárea al año.

Por otra parte, la PR se ha empleado para mapear arrecifes y sus clases bénticas a detalle, facilitando las mediciones localizadas de la producción de carbonato en arrecifes. Moses et al., (2009), realizaron un estudio para estimar la producción de carbonato en los arrecifes de la barrera arrecifal del norte de Florida en el cual se utilizaron imágenes espaciales de satélite Landsat (resolución espacial de 30 m). Los autores generaron una clasificación supervisada de 5 biotopos, entre ellos coral vivo, y a partir de la extensión de cobertura arrecifal, ampliaron datos de calcificación tomados *in situ* para calcular el depósito de CaCO₃ a escala regional para el área de estudio.

Encontraron que para 2,711 km² el depósito de carbonato de calcio es igual a 1g/CaCO₃/día.

Andréfouët y Payri, (2001), generaron un estudio en Moorea localizada en el Pacífico Central, utilizaron técnicas de percepción remota e imágenes de satélite SPOT (resolución espacial de 20 m) para calcular la extensión de cada tipo de fondo en el ambiente arrecifal de la isla y lograron extrapolar el metabolismo orgánico e inorgánico medido *in situ* a escala de arrecife. Los autores encontraron 3.99 km² de cobertura de coral vivo con el potencial de calcificar 163,348 ton/CaCO₃/año, dentro del área de estudio de 32 km², o bien 4.7 kg de CaCO₃/m²/año. Los autores señalan que existen diversas limitaciones, pues se utilizaron valores metabólicos generalizados, para lo cual siguieron un programa de monitoreo para sitios específicos en La Isla y esperan una mejora con la aplicación de imágenes con mejor resolución.

Recientemente, Hamylton et al. (2017) publicaron los resultados de un estudio para calcular la producción de carbonato de calcio a escala regional, llevado a cabo en Pacífico Occidental para 21 arrecifes del Grupo Bunker en la Gran Barrera Arrecifal. Utilizaron una combinación de datos publicados y medidos de las tasas de calcificación de los corales dominantes (*Acorpora* spp. y *Porites* spp.) y utilizaron imágenes satelitales de la plataforma comercial Quickbird (resolución espacial de 2.4 m) para clasificar el tipo de fondo. Una vez obtenida la extensión coralina, utilizaron las tasas de calcificación para calcular la producción de CaCO₃ en un modelo de aumento de escala. Además, incorporaron medidas de complejidad estructural arrecifal (rugosidad) en las estimaciones, a través de modelos de elevación digital de las plataformas arrecifales. Determinaron que existe una producción de 489,000 ton/CaCO₃/año para las 21

plataformas arrecifales en su área de estudio, o de manera equivalente, de 1.88 a 2.66 kg de $\text{CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$, los autores sugieren la incorporación de medidas de rugosidad en este tipo de estudios con la finalidad de obtener resultados más precisos de la producción de carbonatos a escala arrecifal.

Los estudios que incorporan teledetección para estimar la producción de carbonatos en los arrecifes coralinos se han hecho notorios y han cobrado mayor precisión por las mejoras en la calidad de datos. Sin embargo, cabe señalar que no existen publicaciones técnicas sobre este tema para la región del Golfo de California y en específico para el Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo, por lo que este estudio tiene el potencial de generar contribuciones que ayuden a comprender la magnitud en la que participan los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en la isla.

III. JUSTIFICACIÓN

A pesar de su importancia, los arrecifes coralinos en la actualidad enfrentan deterioro a nivel mundial; para el año del 2011 el 19% de los arrecifes ya se habían perdido y el 75% se encontraban amenazados (Burke et al., 2011). Las afectaciones por desastres naturales y de origen antropogénico son las principales causas del declive y deterioro, y pese al gran número de estudios realizados, la situación actual ha sido difícil de comprender en su totalidad (Birkeland, 2015). Estos factores estresantes afectan la distribución y funcionamiento de los organismos calcificadores y, en consecuencia, la producción de carbonatos y depósito de carbono en los arrecifes (Kleypas et al., 2006).

Por lo que integrar información que permita evaluar su estado actual desde esta perspectiva es igualmente importante.

El análisis de imágenes satelitales tiene la capacidad de generar información de manera asequible utilizando diferentes técnicas y abarcando espacios relevantes, que de otra manera sería difícil obtener mediante observaciones en campo (Eakin et al., 2010). Dadas las escalas físicas y distribución de los arrecifes en el planeta, las técnicas que requieren de presencia humana serán por lo general limitadas en alcance, rentabilidad económica y de temporalidad (Hedley et al. 2016), por lo que la percepción remota es una herramienta de gran utilidad para el análisis de sistemas arrecifales.

Acoplar productos básicos de percepción remota y otras variables ambientales brinda la oportunidad de optimizar modelos. Particularmente el modelo que se desarrolla en este trabajo es necesario ya que permite evaluar el estado actual de la producción de carbonatos y aporte como almacenes de carbono por parte de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo, y el producto final puede ser una herramienta de utilidad para justificar políticas de conservación y manejo de estos ecosistemas.

IV. HIPÓTESIS

El carbono es un elemento que se deposita en los arrecifes coralinos, y se incorpora al marco arrecifal en forma de carbonato de calcio por parte de las especies de organismos calcificadores, por lo que posible evaluar a los arrecifes coralinos como almacenes de carbono a gran desde un enfoque de Precepción Remota.

V. OBJETIVOS

4.1 General

Estimar la cantidad del depósito de carbono de los corales arrecifales residentes en el Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de Espiritu Santo, (PNZMAES), a partir del procesamiento de imágenes satelitales y datos colectados en campo.

4.2 Particulares

- 1) Determinar la superficie arrecifal de acuerdo a la clasificación supervisada del tipo de fondo a partir de imágenes satelitales para 20 sitios del PNZMAES.
- 2) Calcular la producción de carbonato de calcio que se deposita en forma de aragonita en los arrecifes.

VI. MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El área de estudio fue el Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo (PNZMAES), que se estableció mediante el Decreto Presidencial publicado en el Diario Oficial de la Federación el 10 de mayo de 2007. Se encuentra ubicado frente a la Bahía de La Paz, Baja California Sur, entre los 24°38'12" y 24°22'44" latitud norte y los 110°14'54" y 110°26'58" longitud oeste, dentro del Golfo de California. Esta Área Natural Portegida ANP cuenta con una superficie de 48 mil hectáreas que rodean el complejo insular de Espíritu Santo, conformado por dos islas mayores: La Partida al norte y Espíritu Santo, y que da nombre al conjunto (CONANP, 2014) (Figura 2).

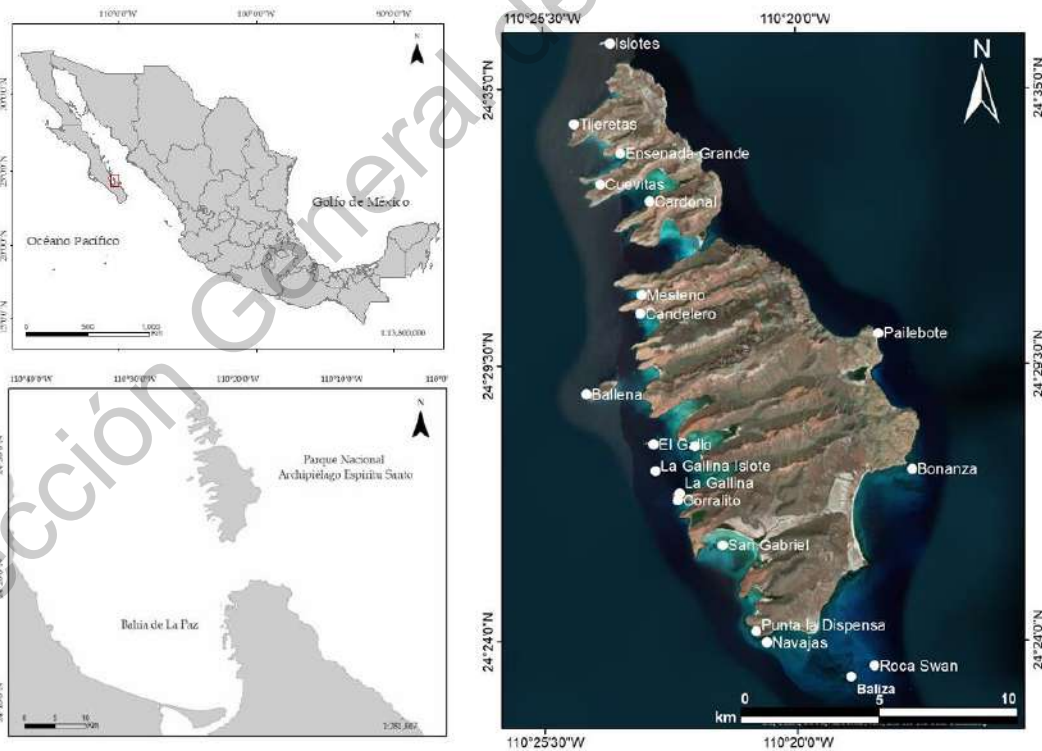


Figura 2. Localización general y sitios visitados del PNZMAES.

En la zona se encuentra gran biodiversidad y alberga especies endémicas y representativas del Golfo de California, incluyendo una importante colonia de lobos marinos *Zalophus californicus* (Aurióles, 1994; CONANP, 2014). Es un sitio reconocido por su gran heterogeneidad de hábitats considerados de alta integridad ecológica de los cuales destacan ecosistemas de manglar, fondos arenosos, playas y bahías, así como arrecifes coralinos y rocosos bien conservados (CONANP, 2014). Por su belleza escénica el ANP es un sitio de gran atracción turística, mientras que por su diversidad biológica se realizan importantes actividades de aprovechamiento pesquero e investigación (CONANP, 2014; Olmos-Martínez, et al., 2015).

El presente trabajo se centra en los sistemas arrecifales del PNZMAES. En general, los arrecifes coralinos presentes en el Golfo de California se caracterizan por ser escasos y poco desarrollados; de hecho, solo se reconocen tres sitios con presencia de arrecifes “verdaderos”: Cabo Pulmo (Parque Nacional Cabo Pulmo), Bahía Chileno (Los Cabos) y San Gabriel (Isla Espíritu Santo) (Reyes-Bonilla, 2009). En esas zonas la estructura arrecifal es pequeña, está constituida por parches de corales de varias especies pertenecientes al género *Pocillopora* (de crecimiento ramificado), y solo pueden alcanzar hasta los 2 a 3 m de altura sobre el fondo (Cabral Tena et al., 2018). Por su parte, las especies de géneros como *Porites* y *Pavona* (de crecimiento masivo) son relativamente poco comunes o se ven restringidos a las aguas más profundas, por lo que contribuyen poco al aporte de material carbonatado para la estructura arrecifal (Norzagaray et al., 2015).

6.2 Obtención de datos satelitales

Las mejoras en los datos satelitales de las últimas décadas han aumentado el número de satélites e instrumentos multiespectrales de alta resolución espacial (píxeles ≤ 5 m) y resolución moderada (píxeles de 30 m) (Andréfouët, 2004). El satélite Sentinel-2 es la contribución más reciente la Agencia Espacial Europea en colaboración con el programa *Copernicus*, Sentinel-2 posee un Instrumento de Imagen Multiespectral que trabaja con base en píxeles de alta resolución espacial (10 m) para sus bandas visibles y realiza un periodo de re-visita cada 5 días a cualquiera de sus puntos de observación. Las imágenes Sentinel 2 están formadas por 13 bandas que operan desde el visible, el borde rojo, infrarrojo cercano hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR). Además, todos los productos del satélite Sentinel-2 se encuentran disponibles de manera gratuita y entre otras de sus aplicaciones, este satélite destaca por la capacidad de generar productos para incluir al monitoreo de arrecifes coralinos mediante mapeo arrecifal (Hedley et al., 2018).

La información satelital que abarca el sitio de estudio pertenece al satélite Sentinel-2B, captada el día 02 de abril de 2018 y se adquirió desde la plataforma del programa *Copernicus* (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Para su selección, se realizó una búsqueda entre varias imágenes captadas por el sensor cercanas a la fecha de toma de los datos en campo y se eligió la imagen con menor grado de nubosidad presente.

6.3 Obtención de datos in situ

A pesar de que la teledetección puede proceder sin la toma de datos *in situ*, la recopilación de datos en campo es fundamental para desarrollar clasificaciones más robustas estableciendo puntos de control (Purkis, 2018). Por ello, se realizaron siete salidas a la Isla Espíritu Santo durante mayo de 2018, cubriendo un total de 20 sitios visitados (Figura 1). Para la toma de los datos batimétricos y desde una embarcación tipo panga de 9 metros, a una velocidad promedio de 5 km/h, se registró y se georreferenció la profundidad a detalle en cada uno de los sitios y durante el traslado entre sitios de trabajo, empleando un ecosonda Garmin echoMAP 52dv (Anexo I). Por otra parte, los datos para la clasificación del tipo de fondo fueron colectados por cinco monitores, recorriendo los arrecifes mediante buceo libre y moviéndose en paralelo de manera perpendicular a la línea de costa; la extensión de los recorridos dependió del tamaño de cada arrecife visitado. Los monitores fueron equipados con un posicionador satelital Garmin Trex 10 y cada 10 metros se registró y georreferenció el tipo de sustrato sobre el que se encontraban, tomando en cuenta las siguientes clases: alga, arena, cascajo (padecería), coral vivo y roca.

Una información esencial para el cálculo del depósito de carbonatos es la abundancia de coral, que se estima como porcentaje de cobertura sobre el fondo. En este caso la evaluación se basó en la información generada por parte de la Universidad Autónoma de Baja California Sur UABCS en 2017-2018 (N=103) complementados por datos de los monitores de la condición coralina efectuados esos mismos años por la Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C., (N=139 en 13 sitios).

6.4 Procesamiento de los datos espaciales

6.4.1 Corrección atmosférica

Se realizó una corrección atmosférica a todas las bandas que conforman la imagen satelital, la cual se aplicó de manera automática mediante el método de corrección atmosférica SPO (método de substracción de píxeles oscuros) descrita por Chávez (1988), emperando el complemento de clasificación semiautomática (SCP por su siglas en inglés) del programa QGIS 2.14. Este paso también permite la transformación de valores de radiancia a valores de reflectancia. El presente análisis solo incluye las bandas B1, B2, B3, B4 y B11 (azul profundo, azul, verde, roja y la banda infrarroja de longitud de onda corta SWIR) de las 12 que conforma la imagen multiespectral, por lo que abarca valores de longitud de onda desde los 443 nm a 665 nm, y de 1610 nm correspondientes a la banda B11. La razón de haber utilizado estas bandas, es que estas son las mismas reportadas con la capacidad de penetrar en la columna de agua hasta los 50 metros de profundidad, dependiendo de las características del agua (Malthus et al. 2003).

6.4.2 Generación de máscara

Con la finalidad de generar una modificación del índice diferencial de agua normalizada (MNDWI por sus siglas en inglés), con base en la metodología de Xu (2006) se aplicó la siguiente expresión a nuestras bandas:

$$MNDWI = \frac{Verde(B3) - SWIR(B11)}{Verde(B3) + SWIR(B11)}$$

Este índice permite detectar cuerpos de agua en imágenes satelitales mediante la combinación de estas bandas. Posteriormente, se creó una máscara asignando valor nulo a los píxeles correspondientes a la superficie terrestre, la cual se aplicó a las bandas B1, B2, B3 y B4 para descartar las zonas no marinas en el resto del análisis.

6.4.3 Clasificación supervisada empleando métodos de aprendizaje automático.

El clasificador de “Bosques Aleatorios” o mejor conocido como Random Forest RF es un algoritmo de aprendizaje automático (*machine learning*) que consiste en una combinación árboles predictores. Cada árbol se genera utilizando vectores aleatorios probados de manera independientemente y con la misma distribución de todos los árboles (Breiman, 2001). Los vectores aleatorios corresponden a los valores de los píxeles en relación a los puntos de control en toda la superposición de bandas espectrales, que se utilizan como entrada para clasificar (Pal, 2005). Es necesario establecer dos parámetros para producir los árboles aleatorios: el número de árboles de decisión que se generarán (N árboles) y el número de variables que se seleccionarán y probarán para la mejor designación (Belgiu et al., 2016). Se elige un conjunto de datos de entrenamiento para el modelo y el resto se usa para estimar el error, en la fase de clasificación los árboles se crean dibujando un subconjunto de muestras de entrenamiento para generar un voto de mayoría para la variable más popular, la cual será asignada a un píxel desconocido al momento clasificar una imagen multiespectral (Figura 3) (Pal, 2005; Belgiu et al., 2016). Para efectos del presente estudio, las variables corresponden a los valores de profundidad y a las cinco clases del tipo de fondo, y los vectores aleatorios pertenecen al conjunto de los valores de reflectancia de los píxeles

donde se encuentran los puntos de control batimétricos y del tipo de fondo extraídos de las bandas espectrales, las que a su vez se utilizan como entrada para generar la clasificación supervisada de la imagen satelital.

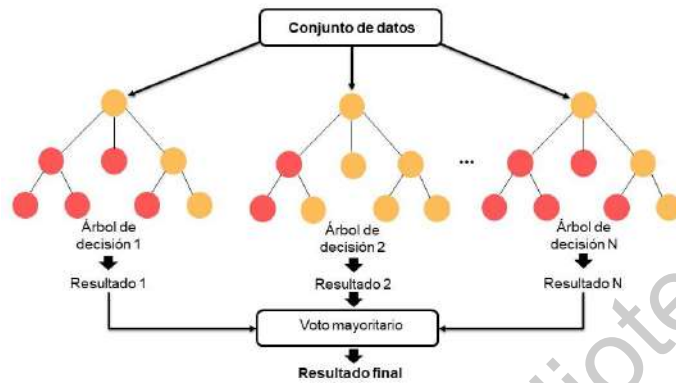


Figura 3. Fase de clasificación del modelo de Random Forest.

6.4.3.1 Estimación batimétrica y corrección de columna de agua.

Se extrajeron los valores de reflectancia de las bandas satelitales B1, B2, B3 y B4 para cada uno de los puntos de control batimétrico. Con estos valores se creó una matriz de 17,255 registros constituida por 5 columnas, donde la primera columna corresponde al valor de la profundidad registrado por ecosonda y las cuatro columnas restantes corresponden al valor de reflectancia de cada banda para cada punto de profundidad.

Para trazar la batimetría del área de estudio, se corrió un modelo Random Forest en el ambiente del software R asignando 300 árboles de decisión entrenados para predecir la profundidad de la zona a partir de los valores de la matriz de reflectancia; el modelo se entrenó con 90% de los datos y el 10% restante se utilizó como validación. Este modelo permitió la clasificación de las cuatro bandas espectrales en superposición para generar un ráster batimétrico para el área de estudio. Además, se realizó un buffer

para delimitar nuestro estudio en los siguientes procedimientos, tomando en cuenta como limite la profundidad máxima calculada, 23 metros de profundidad.

La columna de agua y su profundidad variable representan un obstáculo cuando se requiere extraer información por percepción remota de los sustratos sumergidos (Lyzenga, 1981). Para remover la influencia de la profundidad variable, se recomienda generar una corrección de la columna de agua creando bandas con un “índice de invariante de fondo” previo a la clasificación del sustrato (Lyzenga, 1981; Green, 2000), la cual en este caso se hizo siguiendo la metodología de Sagawa (2010) una modificación que representa del modelo de Lyzenga (1981). Este asume que en el agua la atenuación de luz sigue un decaimiento exponencial con el aumento de la profundidad; si estos valores de reflectancia se grafican y se transforman usando un logaritmo natural (\ln) es posible observar el comportamiento de los valores y calcular el coeficiente de atenuación en la columna de agua de manera independiente para cada banda, dicho coeficiente corresponde a la pendiente (Lyzenga, 1981; Sagawa, 2010).

Para crear las bandas con el índice de invariancia de fondo, primero se extrajeron los valores de reflectancia de las categorías del tipo de fondo marino de cada una de las bandas y se filtraron los valores de arena; esto se hizo porque Sagawa, (2010) recomienda usar este sustrato como referencia ya que presenta valores más uniformes. Se graficaron los valores de reflectancia del tipo de fondo arenoso de cada banda satelital contra los valores de profundidad obtenidos del modelo batimétrico y de este gráfico con comportamiento exponencial se obtuvo la ecuación que describe el comportamiento de los datos en cada banda. Una vez obtenida la ecuación, esta se utilizó para corregir los valores de reflectancia de los sustratos. En la ecuación de cada banda también se resta

el valor máximo de la reflectancia del sustrato de arena y se suman los valores de reflectancia los otros hábitats. De esta transformación, se obtiene un ajuste en los valores de los píxeles que componen las bandas para que el comportamiento de los datos tenga una pendiente o coeficiente de atenuación similar. Con este procedimiento se convirtió el valor de cada píxel matemáticamente a su valor de intercepto para eliminar el efecto de la profundidad y corregir las bandas.

6.4.3.2 Clasificación supervisada del tipo de fondo

Con la finalidad de generar una clasificación supervisada del tipo de fondo marino y crear un mapa temático, una vez corregidas cada una de las bandas se extrajeron los valores de reflectancia de los puntos de control del tipo de sustrato (categorizados como: alga, arena, coral, roca y cascajo), generados en los 20 sitios visitados, y se creó una nueva matriz de datos. Para generar la clasificación, se utilizó la nueva matriz de datos para entrenar un modelo clasificación de Random Forest empleando 300 árboles de decisión utilizando el 90% de los datos y el 10% restante se utilizó para validación.

6.5 Cobertura arrecifal

A partir del modelo de cobertura del tipo de fondo, se contabilizaron los píxeles de cada categoría (alga, arena, cascajo, coral y roca) que conforman el sustrato en cada uno de los sitios visitados en la isla. Tomando en cuenta que los píxeles del producto generado poseen una resolución de 10 x 10 m, su cuantificación permite calcular el valor del área de cobertura arrecifal para cada uno de los sitios, con precisión de 100m².

6.6 Estimación de la producción de carbonato de calcio y captura de carbono

Como primer paso para calcular la producción de CaCO_3 , se utilizaron valores de las tasas de calcificación de los géneros de coral en la Isla de Espiritu Santo, los cuales se adquirieron mediante revisión bibliográfica de estudios previos generados *in situ* por Cabral-Tena et al., (2013) y Medellín-Maldonado et al.,(2016) (Cuadro 1). Por otra parte, el área cobertura promedio de cada género se calculó en el campo para cada sitio a partir de la cobertura arrecifal obtenida mediante el procesamiento de imágenes satelitales y de los porcentajes de abundancia promedio generados en los monitoreos por parte de la UABCS y La Sociedad de Historia Natural de Niparajá (Cuadro I).

Cuadro I. Valores necesarios para calcular la producción potencial de CaCO_3 .

| | Tasa de crecimiento anual promedio (cm/año) (Cabral-Tena et al., 2013; Medellín-Maldonado et al., 2016). | Densidad esqueletal promedio (g/cm^3) (Cabral-Tena et al., 2013; Medellín-Maldonado et al., 2016). | Tasa de calcificación anual ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{año}$) (Cabral-Tena et al., 2013; Medellín-Maldonado et al., 2016). | Cobertura promedio en la Isla de Espiritu Santo |
|--------------------|--|--|--|---|
| <i>Pocillopora</i> | 3.85 | 1.88 | 7.24 | 91.2% |
| <i>Porites</i> | 1.21 | 0.95 | 1.15 | 7.6% |
| <i>Pavona</i> | 0.91 | 1.24 | 1.13 | 1.2% |

La producción potencial de CaCO_3 se calculó mediante el producto de la tasa de calcificación de cada género por el área de cobertura que cada uno ocupa, y se sumaron estos tres resultados para obtener la producción de cada sitio. Las unidades de los valores fueron expresadas en kg/m^2 para realizar este cálculo a gran escala. Posteriormente se realizó una sumatoria de la producción de CaCO_3 de todos los sitios para obtener la producción potencial de CaCO_3 (P_n) en la isla. A continuación, se

representa en un diagrama el procedimiento para calcular la producción de CaCO_3 (Figura 3):

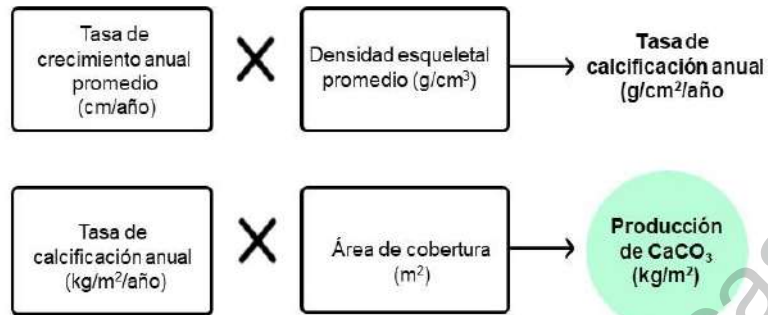


Figura 4. Pasos para la obtención de la tasa de calcificación y producción potencial de carbonato de calcio.

Finalmente, con la finalidad de evaluar la captura de carbono a consecuencia de producción de CaCO_3 , es necesario considerar ciertas propiedades químicas. Tomando en cuenta que para la formación de 1 mol de CaCO_3 cuyo PM= 100.06 (por la suma del peso atómico del Ca= 40.8, C= 12.01 y 3 O=16), el porcentaje de carbono corresponde al 12%. De tal manera que el depósito de carbono equivale al 12% en volumen de la producción de CaCO_3 , este valor se calculó para cada sitio y posteriormente se realizó una sumatoria para estimar el carbono que se deposita en el PNZMAES por parte de los arrecifes coralinos aquí presentes.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Corrección atmosférica y generación de máscara

Al momento de realizar la corrección atmosférica se observó un cambio de los valores de los píxeles, de valores digitales a valores de radiancia, conocida como

calibración radiométrica. De manera automática también se corrigieron los valores de radiancia al remover los efectos atmosféricos para recuperar los valores de la reflectancia superficial. Esta corrección permitió eliminar ruido a causa de nubosidad y otras condiciones atmosféricas en las bandas B1, B2, B3, B4 y B11 (azul profundo, azul, verde, roja y SWIR).

La modificación del índice diferencial de agua normalizada (MNDWI) generado, fue un paso previo para poder construir una máscara, la cual se puede visualizar en la Figura 5a. Esta máscara al aplicarla a nuestras bandas visibles permitió limitar el análisis únicamente sobre del fondo marino, descartando la superficie terrestre para evitar errores al momento de clasificar.

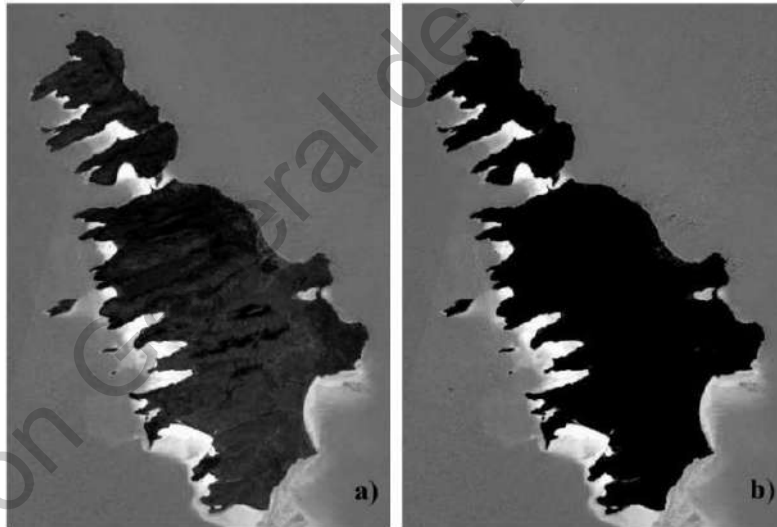


Figura 5. a) Visualización del MNDWI, a partir de cual se generó la máscara b) para excluir valores de cobertura terrestre del sitio de estudio.

7.2 Batimetría

La Figura 6 muestra el resultado del rendimiento del modelo de Random Forest para determinar la batimetría del PNZMAES. El conjunto de datos utilizados obtuvo un coeficiente de determinación $R^2 = 0.89$ lo cual indica un buen ajuste.

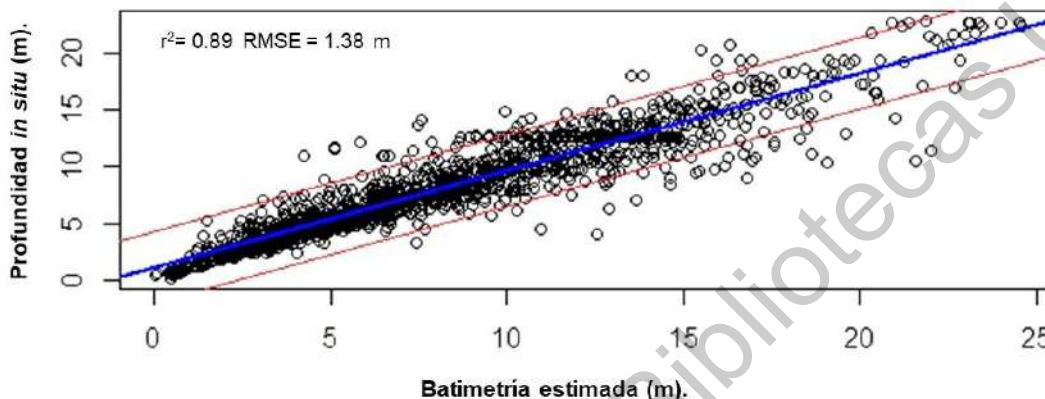


Figura 6. Gráfico de dispersión de las profundidades observadas frente a las profundidades calculadas por el modelo de Random Forest, la línea en color azul representa la línea de ajuste perfecto calculada

Igualmente se calculó la raíz del error cuadrático medio, mejor conocido como RMSE. Este criterio es comúnmente utilizado para validar modelos de regresión de aprendizaje automático supervisado (Gutiérrez, 2015) y se define como la raíz cuadrada media de las diferencias los datos observados y datos calculados, con la ventaja de estar en las mismas unidades que la variable de respuesta (Congalton y Green, 2009). Se obtuvo un error bajo entre los valores observados y los valores estimados por Random Forest, $RMSE = 1.38$ m. En la Figura 6, el RMSE está representado con líneas rojas paralelas a la línea de ajuste perfecto, en color azul. Así mismo, la estimación de la profundidad muestra un mejor ajuste en la zona poco profunda, a una profundidad de ± 15 m, y conforme aumenta la profundidad se observa mayor dispersión de los datos (Figura

6). En la Figura 6, también se puede examinar que a partir de aproximadamente los 18 m de profundidad la precisión del modelo disminuye y los valores son sobreestimados. Este error a mayor profundidad se produce principalmente por el alto ruido en el agua generado por la alta absorción y dispersión de la luz (Stumpf et al., 2003). En teoría la radiación de 480 nm a 600 nm es posible de penetrar en aguas claras hasta 15 o 20 m, y en estudios satelitales para medir la profundidad se ha demostrado que la mejor precisión se encuentra a los 10 m aproximadamente (Stumpf et al., 2003; Gao., 2009), por lo que uso de las bandas 1 y 2 de Sentinel-2 (443 nm – 492 nm) en esta sección del estudio contribuyó de manera importante en el análisis para trazar la batimetría con buena precisión hasta los 15 m de profundidad. Es importante tomar en cuenta este parámetro de precisión en la profundidad para los próximos resultados en este escrito, pues el desarrollo arrecifal se da en las zonas poco profundas por la influencia de la luz, esta penetra en ambientes arrecifales de manera variable, sin embargo, se estima que la radiación necesaria para la presencia de corales y formación arrecifal en aguas claras ocurre a profundidades menores a 15 m y radiación de 400 a 700 nm, aunque puede exceder algunos metros dependiendo de las características de cada sitio (Sheppard, 2017).

A partir del modelo de Random Forest para la profundidad se generó una imagen de la batimetría desde la línea de costa y hasta los 23 m de profundidad dentro del polígono del PNZMAES (Figura 7a). A partir de este producto, se creó un buffer y se obtuvo una nueva máscara para aplicarla al mapa batimétrico y establecer condiciones de frontera para el resto del análisis. (Figura 7b).

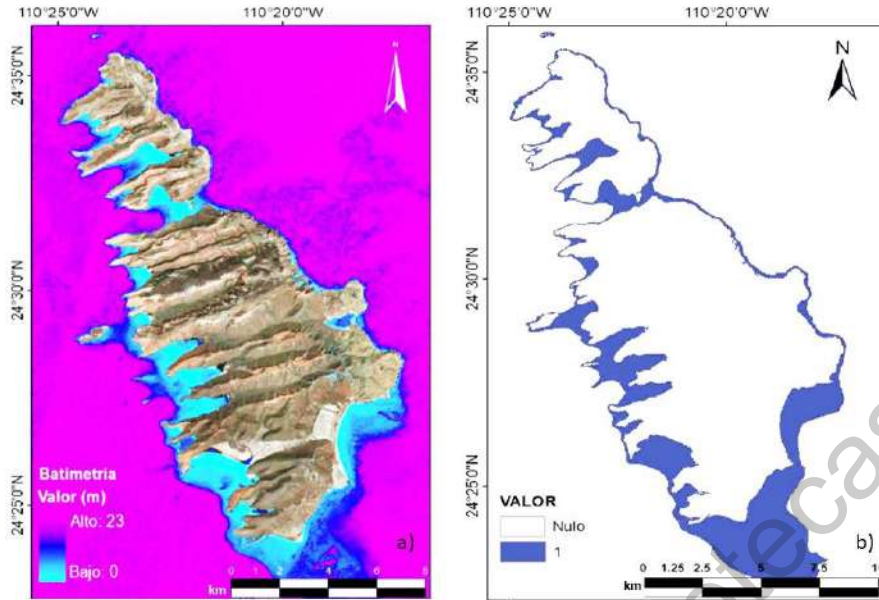


Figura 7. a) Mapa batimétrico generado por Random Forest para el polígono del ANP de Espíritu Santo, la escala de color expresa la profundidad de 0 hasta los 23m de profundidad y **b)** la máscara buffer representada con color azul sólido para delimitar el estudio hasta el valor de profundidad máxima desde la línea de costa.

En la Figura 8 se aprecia el mapa batimétrico final, del cual destacan sitios como los Islotes, Pailebote y Bonanza, localizados al noreste de la Isla Espíritu Santo, como las zonas con menor extensión de plataforma continental antes de los 23 metros de profundidad. Mientras que, al sureste de la isla, existen zonas con plataforma de mayor extensión y es posible observar la presencia de sitios de poca profundidad (<10m), como la Bahía de San Gabriel y las ensenadas de El Gallo, La Gallina, Ensenada Grande y El Cardonal (Figura 8).

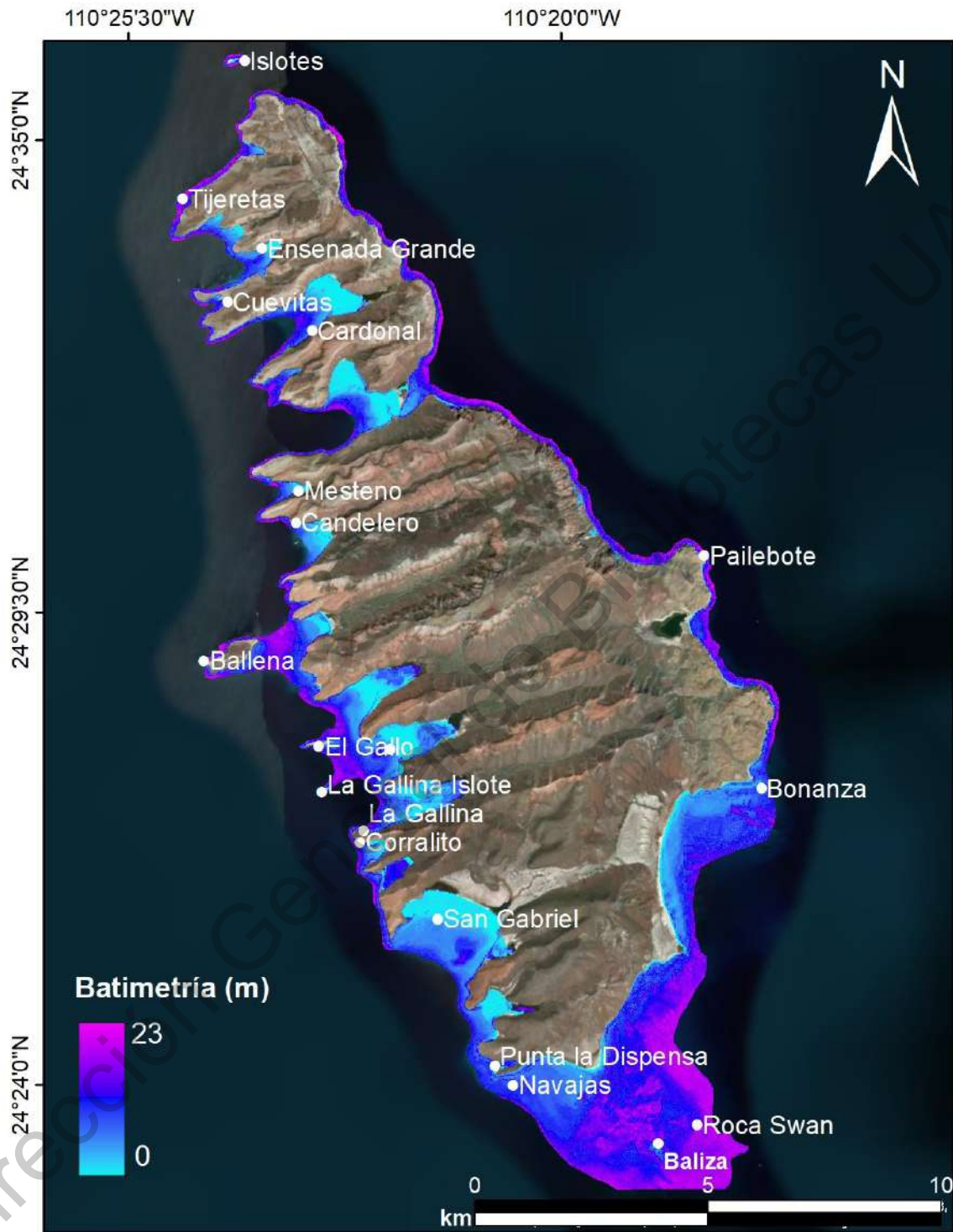


Figura 8. Batimetría estimada por imagen satelital para el PNZMAES, la escala de color expresa la profundidad.

El único estudio similar a este trabajo y para la zona de estudio, corresponde a Favoretto y colaboradores (2017), el cual utiliza imágenes Landsat 8 (resolución espacial de 30 m), en dicho trabajo se encontró un ajuste de $R^2= 0.9$ y $RMSE= 1.47$ m. Comparando con el mapa de Favoretto et al., (2017) (Figura 9), y el generado para esta tesis (Figura 8), puede verse que ambos presentan poca diferencia en cuanto a resultados a pesar de haber utilizado diferentes métodos para su clasificación. La ventaja para el presente estudio es el uso de imágenes Sentinel-2 (resolución 10 x 10 m), el cual ha demostrado ser capaz de resolver características batimétricas con escalas más finas en comparación de Landsat 8 (Hedley et al., 2018).

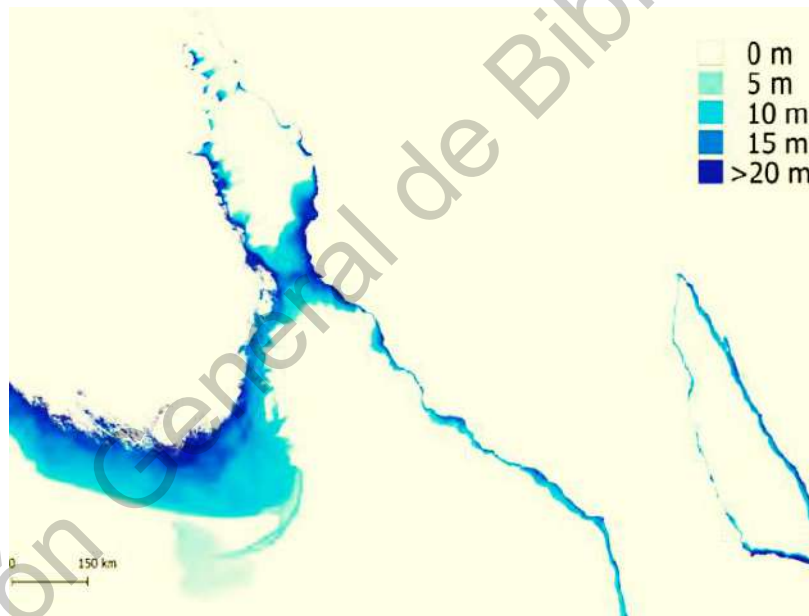


Figura 9. Resultados de la batimetría en la Bahía de La Paz y la Isla Espíritu Santo derivados del análisis satelital realizado por Favoretto et al., (2017), donde utilizan un modelo de auto calibración espectral para aguas someras, denominado 4SM por sus siglas en inglés (Modificado de Favoretto et al., 2017).

7.2.1 Corrección de la columna de agua

La figura 10 muestra el comportamiento de los valores de reflectancia contra los valores de profundidad para el sustrato arenoso. Se observa un claro decaimiento exponencial conforme el valor de la profundidad aumenta a consecuencia de la absorción y dispersión de la luz (Stumpf et al. 2003), las ecuaciones de cada grafica en la Figura 10 se tomaron para realizar la transformación logarítmica a los valores de cada banda correspondiente.

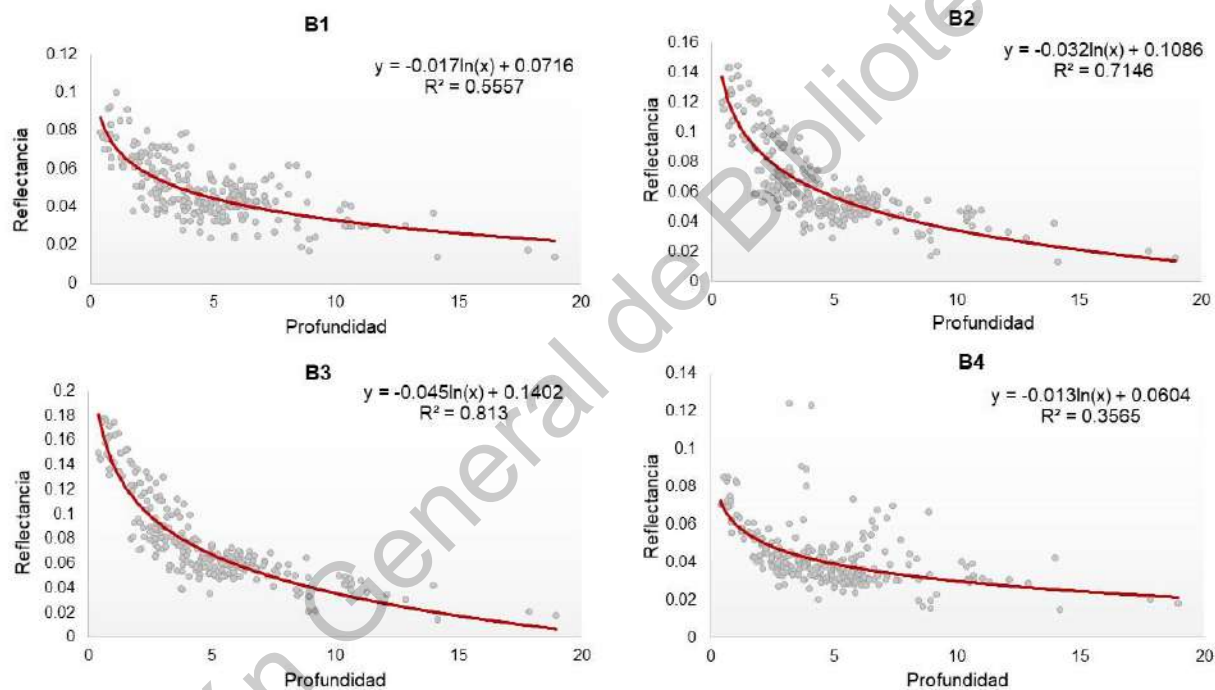


Figura 10. Atenuación de los valores de reflectancia para las bandas 1, 2, 3 y 4 para un único sustrato (arenas) a diferentes profundidades.

Con la transformación matemática que se aplicó a los valores de cada una de las bandas se obtuvo una configuración corregida de la reflectancia en los píxeles de la imagen satelital. En la Figura 11, se observa un nuevo comportamiento en los datos, en teoría, estos valores deben representar una línea con comportamiento similar, variando

únicamente en posición a pesar del aumento de la profundidad lo que permitirá analizar a mayor detalle las categorías del fondo con la disminución del ruido que pueda provocar la profundidad variable al momento de clasificar (Lyzenga, 1981).

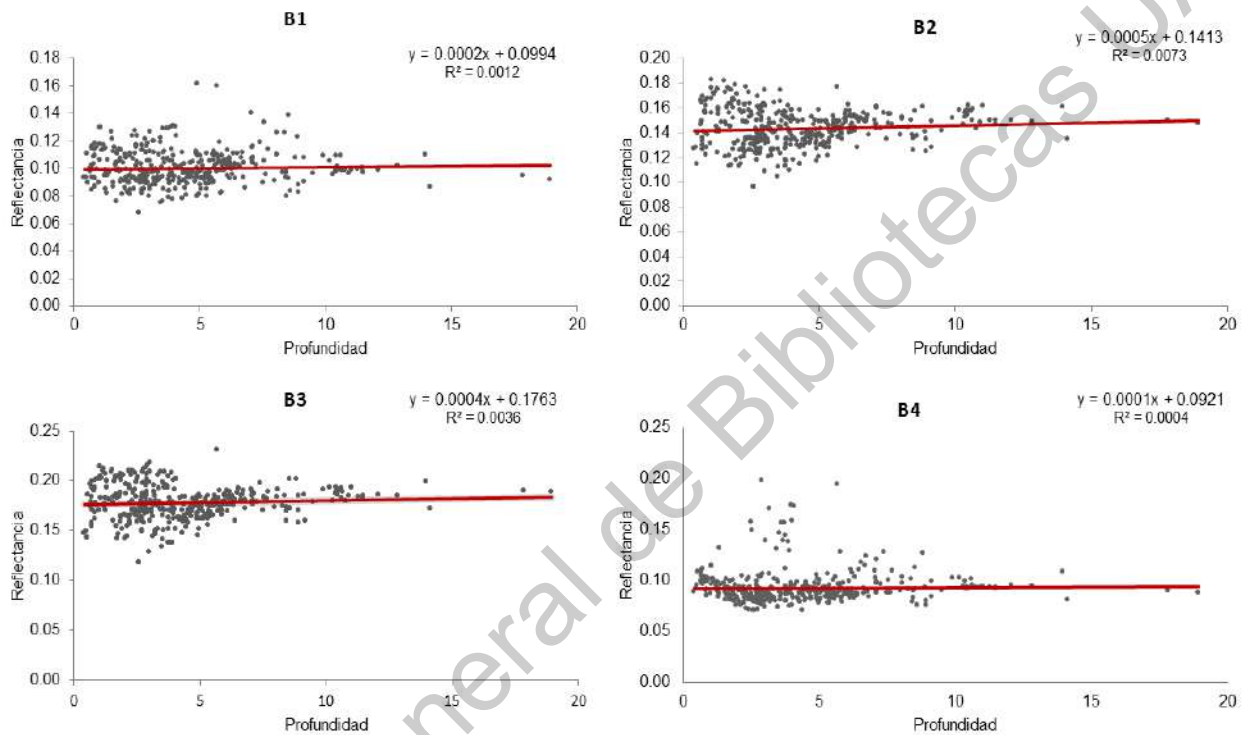


Figura 11. Valores de reflectancia corregidos para generar un índice de invariante de fondo en las bandas satelitales.

7.3 Clasificación supervisada y cobertura arrecifal.

Durante el trabajo de campo se reportó un total de 1,331 puntos de tipo de fondo en los 20 sitios de la zona de estudio. La mayor cantidad de registros se generaron en El Corralito, Las Navajas y Punta la Dispensa (Figura 12). Por otra parte, los sitios donde se obtuvieron mayor número de registros de la categoría de coral fueron Corralito, Navajas,

Punta Dispensa y la Bahía de San Gabriel, mismos sitios que se localizan en las zonas de poca profundidad en la Figura 8, las cuales son idóneas para la presencia y desarrollo de corales por la disponibilidad de la luz.

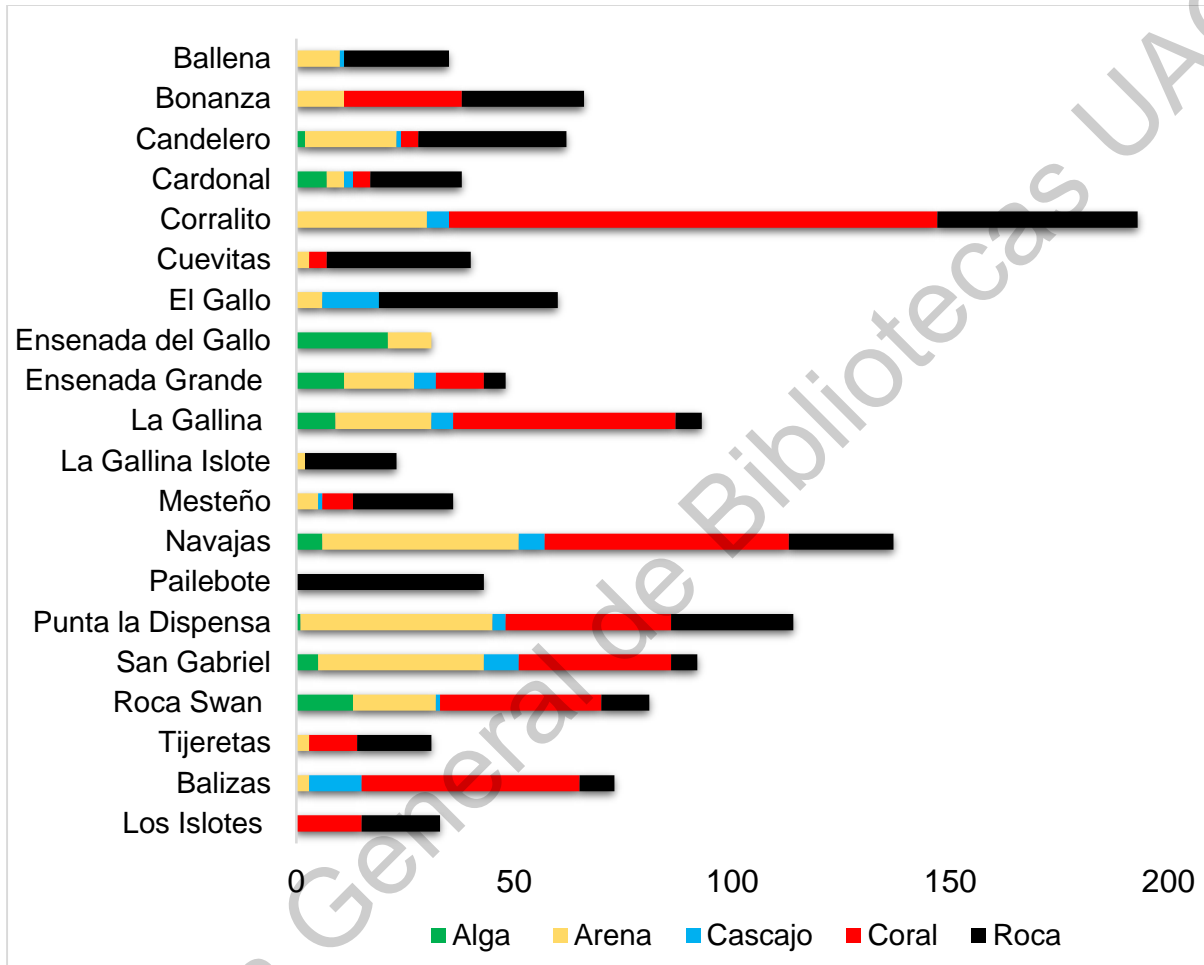


Figura 12. Presencia y abundancia de los diferentes tipos de sustrato en cada sitio visitado.

En sitios como Pailebote y los islotes EL Gallo y La Gallina se obtuvo la menor cantidad de registros para la categoría de coral, debido a que son zonas donde la profundidad desciende rápidamente y la luminosidad disminuye exponencialmente, por lo que la presencia coralina es reducida a causa de descenso de incidencia luminosa

(Langdon et al., 2000). De manera general en la isla, la categoría de coral y roca tuvieron la mayor cantidad de registros, mientras que la cobertura de alga y de cascajo fueron las menos reportadas (Figura 13).

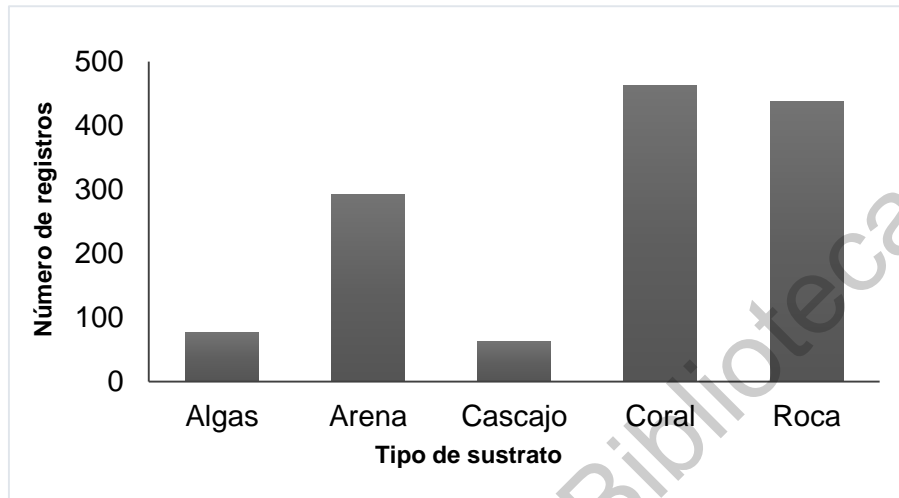


Figura 13. Registro total de cada tipo de sustrato para el PNZMAES.

Para validar el rendimiento del modelo de clasificación supervisada del tipo de fondo, se generó un matriz de confusión la cual tuvo un error promedio del 50.11% siendo la superficie coralina la categoría mejor caracterizada, con un error de 39%, mientras que la clasificación de cobertura de alga presenta el mayor error con 77% (Cuadro II). La cobertura coralina presenta menor error en cuanto detección, debido a que esta se encuentra distribuida en grandes parches, mientras que la cobertura algal se distribuye de manera discreta, por tal motivo su detección es menos precisa en una superficie de 100 m², además la presencia de alga tendría que ser considerablemente mayor en superficie para reducir el error.

El mapeo de las clases bénticas en ambientes arrecifales a gran escala puede ser desafiante, Roelfsema et al. (2013) señala que el desempeño para satélites con resolución de 10 x 10 m para la clasificación de cobertura de coral oscila entre 50 al 75% de precisión dentro de áreas de tamaño complejo igual o mayor a 100 km². La precisión en cuanto a la categoría de interés (coral) en el presente trabajo apenas supera el 60% (Cuadro II), la cual puede considerarse aceptable tomando en cuenta que el polígono del PNZMAES representa alrededor de 48 000 ha (480 km²). Sin embargo, el error que existe también es atribuible a la estructura física de la comunidad arrecifal, que es extremadamente heterogénea en escalas de centímetros a cientos de metros (Hamylton et al., 2017), por lo que es probable que en el presente estudio se haya sobreestimado o subestimado la presencia de cobertura coralina, además de la presencia de alga, donde estas no necesariamente ocupan pixeles de 100m² en su totalidad.

Cuadro II. Matriz de confusión generada para la clasificación supervisada. Los valores en negrita indican los valores de referencia que fueron asignados a la misma clase en el mapa por el clasificador de Random Forest. En rojo, el error de clasificación de la categoría de interés.

| | Alga | Arena | Cascajo | Coral | Roca | Error |
|----------------|-------------|--------------|----------------|--------------|-------------|--------------|
| Alga | 17 | 20 | 4 | 21 | 15 | 0.779 |
| Arena | 9 | 139 | 3 | 66 | 65 | 0.507 |
| Cascajo | 4 | 9 | 14 | 25 | 11 | 0.777 |
| Coral | 4 | 51 | 8 | 279 | 120 | 0.396 |
| Roca | 5 | 48 | 4 | 170 | 210 | 0.519 |

La imagen obtenida de la clasificación del fondo marino muestra que el sustrato de arena, roca y cobertura coralina están bien representados en el área de estudio (Figura

14). Si bien, las imágenes del satélite Sentinel-2 permiten generar mapas más representativos delineando la estructura de coral en el arrecife en comparación con las imágenes Landsat 8 (Hedley,2018), una de las limitaciones al momento de representar la cobertura coralina a gran escala es la pérdida de detalle por la complejidad espacial, característica en estos ambientes (Hamilton et al., 2017). Los sensores que poseen píxeles de mayor resolución espacial (≤ 2 m), tienen la capacidad de solucionar este obstáculo en la precisión y detalle, sin embargo, el uso de imágenes satelitales con esta resolución se restringe al mapeo de zonas menores a 100 km^2 y los costos son elevados (Mumby, 2004). Asimismo, el desempeño y la validación del modelo puede mejorar si se cuenta con información suficiente de todas las categorías y con la integración de datos auxiliares, como estándares característicos de reflectancia espectral para las categorías presentes en la zona (Hedley et al., 2012; Roelfsema et al., 2013).

El conteo de los píxeles de la Figura 14 permitió calcular el área correspondiente para cada tipo de sustrato por sitio. En el Cuadro III, se muestra la información a detalle para cada sitio del área de cada categoría, en hectáreas, y en la última fila se encuentra el área total de cada tipo de sustrato presente dentro del PNZMAES. Se encontró que el cascajo (principalmente coral muerto) y las algas fueron el tipo de sustrato menos dominante en la isla, cubriendo 12.04 y 25.94 hectáreas respectivamente (Cuadro III), lo cual que corresponde de manera visual con la imagen del mapa de clasificación (Figura 14). A partir de los datos de área calculada, el estimado para la superficie coralina en todo el PNZMAES es 54.20 de hectáreas (Cuadro III).

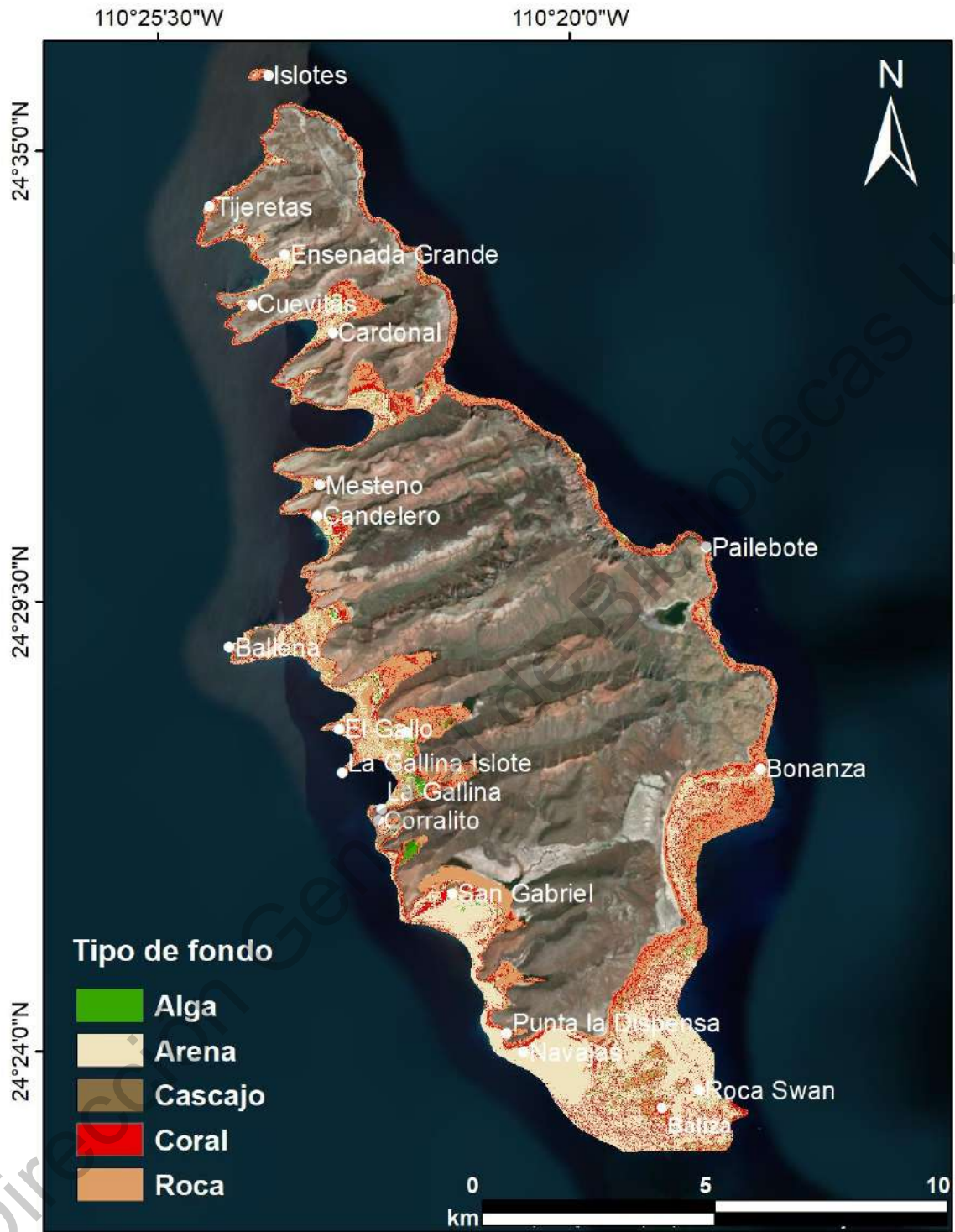


Figura 14. Clasificación del tipo de fondo en el PNZMAES.

Cuadro III. Estimación del área (en hectáreas) de superficie ocupada por cada tipo de sustrato por sitio visitado.

| Sitio | Alga | Arena | Cascajo | Coral | Roca |
|-----------------------------|-------|--------|---------|--------------|--------|
| Bahía de San Gabriel | 2 | 113.56 | 7.22 | 6.66 | 72.48 |
| Bonanza | 1.77 | 12.54 | 0.16 | 6.65 | 65.18 |
| Ensenada del Gallo | 9.13 | 36.17 | 2.99 | 1.73 | 77.82 |
| Balizas | 3.66 | 39.24 | 0.21 | 1.72 | 17.58 |
| Pailebote | 0.31 | 1.09 | 0.04 | 0.76 | 15.61 |
| Roca Swanny | 2.15 | 59.68 | 0.04 | 1.75 | 2.35 |
| El Gallo | 0.82 | 9.76 | 0.17 | 2.99 | 12.43 |
| Ballena | 1.11 | 10.73 | 0.2 | 2.53 | 10.96 |
| Cardonal | 1.14 | 19.71 | 0.01 | 6.48 | 10.78 |
| Tijeretas | 0.68 | 1.45 | 0.01 | 1.47 | 9.05 |
| Ensenada Grande | 0.95 | 15.68 | 0.29 | 4.53 | 11.50 |
| Candelero | 0.71 | 8.92 | 0.11 | 4.43 | 9.06 |
| Navajas | 0.14 | 21.36 | 0.1 | 4.18 | 2.05 |
| Punta Dispensa | 0.08 | 7.6 | 0.02 | 3.69 | 6.52 |
| Cuevitas | 0.45 | 3.86 | 0.02 | 3.47 | 8.40 |
| Islotes | 0.10 | 0.72 | 0.12 | 0.30 | 6.42 |
| Mesteño | 0.30 | 2.42 | 0.25 | 0.26 | 5.79 |
| Corralito | 0.19 | 2.24 | 0.02 | 0.22 | 2.46 |
| La Gallina Islote | 0.13 | 1.47 | 0.04 | 0.21 | 5.04 |
| Ensenada La Gallina | 0.12 | 1.39 | 0.02 | 0.12 | 2.40 |
| Total PNZMAES | 25.94 | 369.59 | 12.04 | 54.20 | 353.88 |

La Bahía de San Gabriel presenta el valor más alto de cobertura coralina calculado, con 6.66 hectáreas de superficie, y en ese sitio se pueden observar parches densos y bien definidos de cobertura coralina (Figura 14). Los sitios de Bonanza, Cardonal y Ensenada Grande siguen en importancia para la presencia de cobertura coralina, según los cálculos obtenidos. Sin embargo, Reyes-Bonilla et al., (2009), señalan que los sitios con mayor cobertura arrecifal en la isla, seguidos de San Gabriel son Roca Swanny, El

Corralito y Las Navajas. Tal discordancia sugiere sobreestimación y/o subestimación de cobertura coralina calculada para los sitios en el presente estudio o bien cambios en esta cobertura a consecuencia de eventos meteorológicos suscitados en la última década, como el huracán Odile (categoría 4), que en 2014 impactó fuertemente en la península de Baja California Sur y Golfo de California (Berg, 2015), o el evento del Niño 2014-2016 para el cual se reportaron efectos de blanqueamiento y cambios de cobertura en los arrecifes presentes en el Pacífico Central y Pacífico Oriental Tropical (Claar et al., 2018).

Con respecto a las estructuras arrecifales del Pacífico mexicano, estas pueden llegar a ocupar extensiones cercanas a los 3 km² (300 hectáreas), pero aun así están consideradas como estructuras poco desarrolladas en comparación con los arrecifes del Golfo y Caribe Mexicano (Reyes-Bonilla, 2003; Jordán-Dahlgren, 2003; Spalding, 2004). Con base en datos recientes de Calderón Aguilera y colaboradores (2017), la estructura arrecifal de mayor extensión para el Pacífico mexicano es el arrecife de Cabo Pulmo (130 ha), seguido de las comunidades coralinas en Islas Marietas (30 ha) y Huatulco (7.5 ha), todas situadas dentro de áreas protegidas. La cobertura arrecifal del PNZMAES calculada en este trabajo, de 53.204 ha, es aproximadamente la tercera parte de lo que representa el arrecife de Cabo Pulmo, pero supera a la de otras áreas naturales protegidas y posicionan al PNZMAES como la segunda localidad con mayor cobertura arrecifal en el Pacífico de México. Lo anterior coincide con afirmaciones previas respecto que Cabo Pulmo y la formación arrecifal de Bahía San Gabriel dentro del PNAZMES, son consideradas como las únicas estructuras arrecifales verdaderas dentro Golfo de California (Reyes-Bonilla et al., 2009).

7.4 Producción de carbonato de calcio y captura de carbono

Una vez obtenido el valor de la superficie arrecifal usando imágenes de satélite, fue posible determinar el valor del área ocupada por género de coral en cada sitio, de acuerdo su abundancia determinada en los censos de campo (Cuadro IV). El género *Pocillopora* es dominante, mientras que la presencia de los géneros *Porites* y *Pavona* es escasa en comparación, no solo para el PNZMAES, sino en general para los arrecifes presentes en las aguas tropicales del Pacífico mexicano (Medellin-Maldonado, 2016). En el Cuadro IV, se muestra la estimación de cobertura de coral vivo por sitio y el porcentaje de cobertura que ocupa género, y en la última fila se encuentra el total de cobertura coralina para el PNZMAES.

Cuadro IV. Cobertura estimada por género de coral por sitio.

| Sitio | Total (ha) | <i>Pocillopora</i> (ha) | <i>Porites</i> (ha) | <i>Pavona</i> (ha) |
|-----------------------------|-----------------------|------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| Bahía de San Gabriel | 6.66 | 6.07 | 0.50 | 0.07 |
| Bonanza | 6.65 | 6.06 | 0.50 | 0.07 |
| Ensenada del Gallo | 1.73 | 1.58 | 0.13 | 0.02 |
| Balizas | 1.72 | 1.57 | 0.13 | 0.02 |
| Pailebote | 0.76 | 0.69 | 0.05 | 0.00 |
| Roca Swanny | 1.75 | 1.59 | 0.13 | 0.02 |
| El Gallo | 2.99 | 2.73 | 0.22 | 0.03 |
| Ballena | 2.53 | 2.31 | 0.19 | 0.03 |
| Cardonal | 6.48 | 5.90 | 0.49 | 0.07 |
| Tijeretas | 1.47 | 1.34 | 0.11 | 0.01 |
| Ensenada Grande | 4.53 | 4.13 | 0.34 | 0.05 |
| Candelero | 4.43 | 4.04 | 0.33 | 0.05 |
| Navajas | 4.18 | 3.81 | 0.31 | 0.05 |

| | | | | |
|----------------------------|--------------|-------|------|------|
| Punta Dispensa | 3.69 | 3.36 | 0.28 | 0.04 |
| Cuevitas | 3.47 | 3.16 | 0.26 | 0.04 |
| Islotes | 0.30 | 0.27 | 0.02 | 0.03 |
| Mesteño | 0.26 | 0.24 | 0.02 | 0.03 |
| Corralito | 0.22 | 0.20 | 0.01 | 0.02 |
| Gallina Islote | 0.21 | 0.19 | 0.01 | 0.02 |
| Ensenada La Gallina | 0.12 | 0.10 | 0.09 | 0.01 |
| Total PNZMAES | 54.20 | 49.43 | 4.11 | 0.65 |

Con los valores de cobertura por género y tasas de calcificación de los mismos se calculó la producción de carbonato de calcio por sitio y la sumatoria de todos ellos resultó en la producción potencial (Pn) de CaCO₃ para el PNZMAES, estos valores se presentan en el Cuadro V. La Pn de CaCO₃ corresponde a 36,337 ton de CaCO₃ de manera anual, cálculo realizado para los parches coralinos presentes en los 20 sitios visitados. Son evidentes los valores elevados de depósito de material carbonatado por las especies de coral del género *Pocillopora*, no solo por presentar mayor cobertura en la isla, sino también por poseer los valores más altos de tasa de calcificación (*Cuadro I y Cuadro V*). Este aporte representa aproximadamente el 98% del total depositado, mientras que el aporte dado por los géneros *Porites* y *Pavona* es mínimo, a consecuencia de su reducida cobertura sobre el fondo y tasas de calcificación. Cabe recordar, que las especies de pociloporidos (crecimiento rápido y ramoso) son los que contribuyen mayoritariamente (>90%) a la construcción de la estructura arrecifal en el Pacífico mexicano, mientras que las especies de *Pavona* y *Porites* lo hacen de manera secundaria en la misma región (Norzagaray-López et al., 2015; Medellín-Maldonado, 2016).

Cuadro V. Producción de carbonato de calcio y captura de carbono (ton/año).

| Sitio | <i>Pocillopora</i> | <i>Porites</i> | <i>Pavona</i> | Producción potencial CaCO₃ | Captura de Carbono |
|-----------------------------|---------------------------|-----------------------|----------------------|--|---------------------------|
| Bahía de San Gabriel | 4,397.52 | 58.21 | 9.03 | 4,464.76 | 535.77 |
| Bonanza | 4,390.92 | 58.12 | 9.01 | 4,458.05 | 534.97 |
| Ensenada del Gallo | 1,147.58 | 15.19 | 2.35 | 1,165.13 | 139.82 |
| Balizas | 1,140.98 | 15.10 | 2.34 | 1,158.42 | 139.01 |
| Pailebote | 504.46 | 6.68 | 1.03 | 512.17 | 61.46 |
| Roca Swanny | 1,158.15 | 15.33 | 2.37 | 1,175.85 | 141.10 |
| El Gallo | 1,978.22 | 26.19 | 4.06 | 2,008.47 | 241.02 |
| Ballena | 1,673.83 | 22.16 | 3.43 | 1,699.42 | 203.93 |
| Cardonal | 4,278.67 | 56.64 | 8.78 | 4,344.09 | 521.29 |
| Tijeras | 971.94 | 12.87 | 1.99 | 986.81 | 118.42 |
| Ensenada Grande | 2,991.10 | 39.59 | 6.14 | 3,036.84 | 364.42 |
| Candelero | 2,925.08 | 38.72 | 6.00 | 2,969.80 | 356.38 |
| Navajas | 2,760.00 | 36.53 | 5.66 | 2,802.21 | 336.26 |
| Punta Dispensa | 2,436.46 | 32.25 | 5.00 | 2,473.72 | 296.85 |
| Cuevitas | 2,291.20 | 30.33 | 4.70 | 2,326.23 | 279.15 |
| Islotes | 198.09 | 2.62 | 0.40 | 201.12 | 24.13 |
| Mesteño | 175.64 | 2.32 | 0.36 | 178.32 | 21.40 |
| Corralito | 151.21 | 2.00 | 0.31 | 153.52 | 18.42 |
| Gallina Islote | 139.98 | 1.85 | 0.28 | 142.12 | 17.05 |
| La Gallina | 79.23 | 1.05 | 0.16 | 80.45 | 9.65 |
| Total PNZMAES | 35,790 | 474 | 74 | 36, 337 | 4,360.50 |

En la última columna del Cuadro V, se presenta el volumen de captura de carbono por efecto del depósito de carbonato de calcio en cada uno de los sitios. De acuerdo a la sumatoria de captura de carbono de todos los sitios, se encontró que en total el depósito de carbono para el PNAZMAES es de 4,360.50 toneladas anualmente, u 80 ton C/ha/año. En los sitios con mayor cobertura arrecifal existe mayor captura de carbono, no obstante,

el aporte de los parches arrecifales distribuidos en la isla suman una importante contribución a la producción de carbonato de calcio y captura de carbono.

El secuestro de carbono en la Isla Espíritu Santo es menor en comparación con los resultados presentados para el Parque Nacional de Cabo Pulmo por parte de Calderón Aguilera y colaboradores (2017), donde se retienen 8,657 ton C/año (99.9 ton C/ha/año), lo cual significa una cantidad mayor al doble de los resultados aquí presentes. Pese a esta comparación, la captura del PNZMAES es mayor que en otras localidades como, Ixtapa con 161 ton C/año (11.57 ton C/ha/año) o Islas Marietas con 53.85 ton C/año (1.79 ton C/ha/año) (Calderón Aguilera et al., 2017), estos resultados señalan que los arrecifes coralinos del Archipiélago Espíritu Santo deben continuar como objeto de protección y valdría la pena incluirlos en futuros estudios que evalúen el aporte de los arrecifes coralinos en la dinámica del carbono dentro del Pacífico mexicano.

Cabe señalar que a lo largo del tiempo han existido fluctuaciones en la cobertura arrecifal y por lo tanto distinta contribución de los corales hermatípicos a la producción de carbonatos y secuestro de carbono en estas localidades (Calderón-Aguilera et al., 2007; Calderón-Aguilera et al., 2017). Estas variaciones, con aparente recuperación en cuanto a cobertura se han observado principalmente luego de la presencia de eventos, como El Niño-1997 que fue uno de los más fuertes que recibió esta región, además de ciclones y eventos de tormenta (Calderón-Aguilera et al., 2007). Tomando en cuenta que el presente trabajo se realizó para un determinado momento, los resultados para el PNZMAES no son estáticos, sino que dependen de las condiciones del arrecife y por ello el depósito de carbonatos en la zona debe fluctuar a consecuencia de la dinámica de condiciones ambientales globales, y locales.

La captura de carbono por parte de los sistemas arrecifales en la Isla de Espíritu Santo es aproximada 80 ton C/ha anualmente y en comparación con otros ecosistemas como bosques de manglar y praderas de pastos marinos, su captura puede parecer limitada (Laffoley et al., 2009). Tomando en cuenta la distribución global, se estima que el almacén de carbono azul anual promedio es aproximado 864 ton C/ha en los bosques de manglar y 140 ton C/ha en praderas de pastos marinos (Bridgham, 2014; Hori et al., 2019). Por otra parte, México cuenta con una amplia cobertura de bosques de manglar en cinco diferentes regiones (CONABIO, 2018; Herrera et al, 2018), para la cual se ha reportado un almacén de hasta 306 ton C/ha anualmente en la región de la Península de Yucatán, 162 ton C/ha en el Pacífico Norte y 137 ton C/ha la región del Golfo de México (Herrera et al, 2018). En cuanto al almacén de carbono en las regiones con presencia de pastos marinos en México, se han reportado 404 ton C/ha para el Golfo de México, 400 ton C/ha para la Península de Yucatán y 96 ton C/ha para el Pacífico norte (INECC, 2018). Pese a que estas cantidades de secuestro de carbono por hectárea superan los resultados del presente estudio, en el Pacífico mexicano los arrecifes coralinos, los manglares y pastos marinos coralinos indican que juntos tienen importante contribución al flujo de carbono a escala regional y nacional.

Los ecosistemas arrecifales son un componente importante del ciclo y flujo de carbono en las aguas tropicales, en este sentido cualquier proceso que afecte la salud de los corales hermatípicos y de otros calificadores, o que eleve la tasa de disolución de sedimentos calcáreos, compromete la conservación de sumideros de CO₂ antropogénico de la atmósfera (Laffoley et al., 2009). De manera favorable, México es uno de los países que han firmado y reiterado su compromiso del acuerdo de París, que dentro de sus

objetivos cada país debe informar sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), así como los niveles actuales de secuestro y almacenamiento de carbono (INECC, 2018). Así mismo los firmantes están comprometidos a identificar las acciones que contribuyan al aumento de captura de CO₂ y otros GEI, tales como la protección, conservación y recuperación de ecosistemas costeros y marinos como arrecifes coralinos, ecosistemas de manglar y pastos marinos (INECC, 2018), por lo que el presente trabajo puede servir como herramienta para presentar los valores de aporte al ciclo de carbono por parte los arrecifes coralino presentes en el Pacífico mexicano.

VIII. CONCLUSIONES

La integración de datos generados en campo y el análisis de percepción remota permitieron obtener resultados del depósito potencial de carbonatos y almacén de carbono por parte de los arrecifes coralinos en el PNZMAES. Los resultados sugieren una estimación razonable del rendimiento de estos arrecifes como almacenes de carbono y los sesgos pueden contrarrestarse a futuro con información complementaria, como mayor número de puntos de control para la clasificación, imágenes con mayor resolución espacial y espectral, tasas metabólicas y modelos elevación para la complejidad estructural, que puedan generar resultados más representativos.

El PNZMAES es una de las comunidades coralinas más relevantes en lo que se refiere a depósito de carbonatos y por ende a la dinámica del flujo de carbono dentro del Pacífico mexicano. Se espera que la información generada en el presente estudio sirva como

instrumento para analizar su estado actual y mejorar la gestión de los sistemas arrecifales presentes en el PNZMAES.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

REFERENCIAS

- Allemand, D., Tambutté, É., Zoccola, D., & Tambutté, S. (2011). Coral calcification, cells to reefs. *En Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 119–150). Springer Netherlands.
- Andréfouët, S., & Payri, C. (2001). Scaling-up carbon and carbonate metabolism of coral reefs using in-situ data and remote sensing. *Coral Reefs*, 19 (3), 259–269.
- Andréfouët, S., & Riegl, B. (2004). Remote sensing: A key tool for interdisciplinary assessment of coral reef processes. *Coral Reefs*.
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24-31.
- Berg, R. (2015). National Hurricane Center, Anual Summary 2014, Eastern Pacific Hurricane Season. NOAA, U.S. Recueprado de: https://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/summary_epac_2014
- Birkeland, C. (2015). *Coral reefs in the anthropocene*. *En Coral Reefs in the Anthropocene* (pp.1–17). Springer Netherlands.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32.
- Bridgham SD. (2014). Carbon dynamics and ecosystem processes. *En Ecology of freshwater and estuarine wetlands* (pp 277-309). University of California Press. Berkeley, CA.
- Burke, L., Reytar, k., Spalding, M., & Perry, A. (2011) Reefs at risk revisited. World Resources Institute, Washington D.C., 114p.
- Cabral-Tena, R. A., López-Pérez, A., Reyes-Bonilla, H., Calderon-Aguilera, L. E., Norzagaray-López, C. O., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Ayala-Bocos, A. (2018). Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: Reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators*, 95, 726–734.
- Cabral-Tena, R. A., Reyes-Bonilla, H., Lluch-Cota, S., Paz-García, D. A., Calderón-Aguilera, L. E., Norzagaray-López, O., & Balart, E. F. (2013). Different calcification rates in males and females of the coral *Porites panamensis* in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 476, 1–8.

- Calderón-Aguilera, L. E., Bonilla, H. R., López, C. O. N., & Pérez, R. A. L. (2017). Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. *Elementos para Políticas Públicas*, 1(1), 53-62.
- Calderón-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., & Carriquiry, J. D. (2007). El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: estudios en el Pacífico mexicano. *Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. SEMARNAT-CICESE, México. 215-226.
- Carricart-Ganivet, J. P. (2007). Annual density banding in massive coral skeletons: Result of growth strategies to inhabit reefs with high microborers' activity. *Marine Biology*, 153(1), 1-5.
- Carriquiry, J. D., Cupul-Magaña, A. L., Rodríguez-Zaragoza, F., & Medina-Rosas, P. (2001). Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science*, 69(1), 237–249.
- Chave, K. E., Smith, S. V., & Roy, K. J. (1972). Carbonate production by coral reefs. *Marine Geology*, 12(2), 123–140.
- Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459- 479.
- Claar, D. C., Szostek, L., McDevitt-Irwin, J. M., Schanze, J. J., & Baum, J. K. (2018). Global patterns and impacts of El Niño events on coral reefs: A meta-analysis. *PLoS ONE*, 13(2), 1-22.
- CONABIO. (2018). Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1ª ed. CONABIO, Ciudad de México.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2007). Programa de manejo del Parque Nacional exclusivamente la zona marina del Archipiélago de Espíritu Santo. Conanp-Semarnat, México, D.F. 226 p.
- Congalton, R., & Green, K. (2009). Thematic accuracy. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*, (pp 55–61). CRC Press.

- Eakin, C. M., Nim, C., Brainard, R., Aubrecht, C., Elvidge, C., Gledhill, D., Ziskin, D. (2010). Monitoring coral reefs from space. *Oceanography*, 23(4), 118–133.
- Favoretto, F., Morel, Y., Waddington, A., Lopez-Calderon, J., Cadena-Roa, M., & Blanco-Jarvio, A. (2017). Testing of the 4SM Method in the Gulf of California Suggests Field Data Are Not Needed to Derive Satellite Bathymetry. *Sensors*, 17(10).
- Gamboa, D. A., & González, A. Z. (1994). Algunos factores ecológicos que determinan la distribución y abundancia del lobo marino *Zalophus californianus*, en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 20(4), 535–553.
- Gao, J. (2009). Bathymetric mapping by means of remote sensing: Methods, accuracy and limitations. *Progress in Physical Geography*, 33(1), 103–116.
- Gapper, J.J, El-Askary, H., Linstead, E., & Piechota, T. (2018). Evaluation of Spatial Generalization Characteristics of a Robust Classifier as Applied to Coral Reef Habitats in Remote Islands of the Pacific Ocean. *Remote Sensing*, 10, (11).
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., & Clarck, C. (2000). *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. Coastal Management Sourcebook 3 (pp 23-57). UNESCO, Paris.
- Gutierrez, D. D. (2015). *Machine learning and data science: an introduction to statistical learning methods with R*. Technics Publications.
- Gutierrez, D. D. (2015). *Machine learning and data science: an introduction to statistical learning methods with R*. Technics Publications. 289p.
- Hedley, J. D., Roelfsema, C. M., Chollett, I., Harborne, A. R., Heron, S. F., Weeks, S. J., Mumby, P. J. (2016). Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: A review. *Remote Sensing*, 8(2).
- Hedley, J. D., Roelfsema, C., Brando, V., Giardino, C., Kutser, T., Phinn, S., Koetz, B. (2018). Remote Sensing of Environment Coral reef applications of Sentinel-2: Coverage, characteristics, bathymetry and benthic mapping with comparison to Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, 216, 598–614.
- Hedley, J., Roelfsema, C., Koetz, B., & Phinn, S. (2012). Capability of the Sentinel 2 mission for tropical coral reef mapping and coral bleaching detection. *Remote Sensing of Environment*, 120, 145–155.

- Herrera Silveira, J. A., Rico, A. C., Pech, E., Pech, M., Ramírez, J. R., & Hernández, C. T. (2016). Carbon dynamics (stocks and fluxes) in Mangroves of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61–72.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Hatziolos, M. E. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science*, 318(5857), 1737–1742.
- Hori, M., Bayne, C. J., & Kuwae, T. (2019). Blue Carbon: Characteristics of the Ocean's Sequestration and Storage Ability of Carbon Dioxide. En *Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems* (pp 1–31). Springer. Singapore.
- Horta-Puga, G., & Carricart-Ganivet, J. P. (1993). Corales pétreos recientes (Milleporina, Stylasterina y Scleractinia) de México. *Biodiversidad Marina y Costera de México* (pp 66–80). CONABIO, México.
- Hubbard, D. K., Miller, A. I., David, A., & Islands, U. S. V. (1990). Production and cycling of calcium carbonate in a shelf-edge reef system (St. Croix, U.S. Virgin Islands): applications to the nature of reef systems in the fossil record. *Journal of Sedimentary Petrology*, 60(3), 335–360.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). (2018). Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. INECC-SEMARNAT, México 751 p.
- Jokiel, P. L., Jury, C. P., & Kuffner, I. B. (2016). Coral Calcification and Ocean Acidification. In *Coral Reefs at the Crossroads, Coral Reefs of the World*, 6, 7-45.
- Jong, S. M. De., Meer, F. D., Van Der., & Clevers, J. G. P. (2004). Basics of Remote Sensing. En *Remote Sensing Image Analysis: Including the Spatial Domain*. (pp 1–15). Springer.
- Jordán-Dahlgren, E., & Rodríguez-Martínez, R. E. (2003). The Atlantic coral reefs of Mexico. En *Latin American Coral Reefs* (pp 131–158). Elsevier.
- Kleypas, J., Feely, R., Fabry, V., Langdon, C., Sabine, C., & Robbins, L. (2006). Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers. *Atmospheric Research*, 18, (96).

- Konecny, G. (2014). *Geoinformation: remote sensing, photogrammetry and geographic information systems*. CRC Press. 475 p.
- Laffoley, D., & Grimsditch, G. (2009). *The management of natural coastal carbon sinks*. IUCN, Gland, Switzerland. 53 p.
- Langdon, C., Takahashi, T., Sweeney, C., Chipman, D., Goddard, J., Marubini, F., Atkinson, M. J. (2000). Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(2), 639–654.
- Lara-Lara, J. R. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En *Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp 109 - 134). CONABIO, México.
- Lyzenga, D. R. (1981). Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 2(1), 71–82.
- Macreadie, P. I., Anton, A., Raven, J. A., Beaumont, N., Connolly, R. M., Friess, D. A., Duarte, C. M. (2019). The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*. Nature Publishing Group. 10(1).
- Malthus, T. J., & Mumby, P. J. (2003). Remote sensing of the coastal zone: An overview and priorities for future research. *International Journal of Remote Sensing*, 24(13), 2805–2815.
- Medellín-Maldonado, F., Cabral-Tena, R. A., López-Pérez, A., Calderón-Aguilera, L. E., Norzagaray-López, C. O., Chapa-Balcorta, C., & Zepeta-Vilchis, R. C. (2016). Calcification of the main reef-building coral species on the Pacific coast of southern Mexico. *Ciencias Marinas*, 42(3), 209–225.
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215–233.
- Moses, C., Andréfouët, S., Kranenburg, C., & Muller-Karger, F. (2009). Regional estimates of reef carbonate dynamics and productivity using Landsat 7 ETM+, and potential impacts from ocean acidification. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 103–115.
- Mumby, P. J., Skirving, W., Strong, A. E., Hardy, J. T., LeDrew, E. F., Hochberg, E. J., David, L. T. (2004). Remote sensing of coral reefs and their physical environment. *Marine Pollution Bulletin*, 48(4), 219–228.

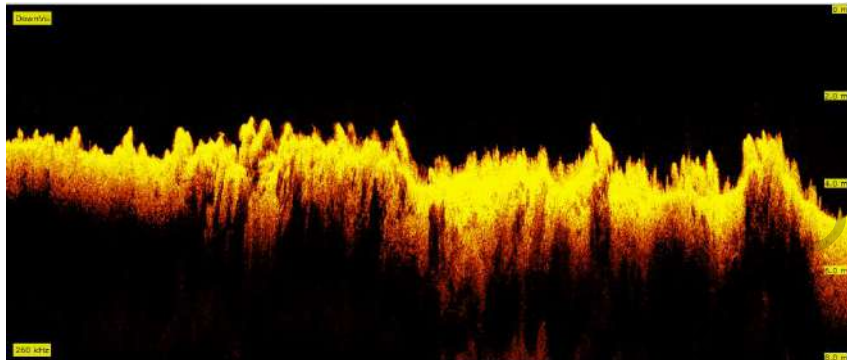
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. GRID-Arendal.
- Norzagaray-López, C. O., Calderon-Aguilera, L. E., Hernández-Ayón, J. M., Reyes-Bonilla, H., Carricart-Ganivet, J. P., Cabral-Tena, R. A., & Balart, E. F. (2015). Low calcification rates and calcium carbonate production in *Porites panamensis* at its northernmost geographic distribution. *Marine Ecology*, 36(4), 1244–1255.
- Pal, M. (2005). Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*, 26(1), 217–222.
- Palandro, D., Andréfouët, S., Muller-Karger, F. E., Dustan, P., Hu, C., & Hallock, P. (2003). Detection of changes in coral reef communities using Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM+ data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(2), 201–209.
- Paz-García, D. A., Aldana-Moreno, A., Cabral-Tena, R. A., García-De-León, F. J., Hellberg, M. E., & Balart, E. F. (2015). Morphological variation and different branch modularity across contrasting flow conditions in dominant *Pocillopora* reef-building corals. *Oecologia*, 178(1), 207–218.
- Purkis, S. J. (2018). Remote Sensing Tropical Coral Reefs: The View from Above. *Annual Review of Marine Science*, 10(1), 149–168.
- Reaka-Kudla, M. L. (2001). Known and Unknown Biodiversity, Risk of Extinction and Conservation Strategy in the Sea. En *Waters in Peril* (pp 19–33). Springer U.S.
- Reyes Bonilla, Héctor, & Calderón Aguilera, Luis E., & Mozqueda Torres, M. Cecilia, & Carriquiry, José D. (2014). Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia*, 39(9), 645-650.
- Reyes-Bonilla, H. (2003). Coral reefs of the Pacific coast of México. En *Latin American Coral Reefs* (pp. 331–349).
- Reyes-Bonilla, H., & López-Pérez, R. A. (2009). Corals and coral reef communities in the Gulf of California. En *Atlas of coastal ecosystems in the western Gulf of California* (pp. 45–57). The University of Arizona Press.
- Roelfsema, C., Phinn, S., Jupiter, S., Comley, J., & Albert, S. (2013). Mapping coral reefs at reef to reef-system scales, 10s–1000s km², using object-based image analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 34(18), 6367–6388.

- Sagawa, T., Boisnier, E., Komatsu, T., Mustapha, K. Ben, Hattour, A., Kosaka, N., & Miyazaki, S. (2010). Using bottom surface reflectance to map coastal marine areas: a new application method for Lyzenga's model. *International Journal of Remote Sensing*, 31(12), 3051–3064.
- Sheppard, C., Davy, S., Pilling, G., & Graham, N. (2017). *The biology of coral reefs*. Oxford University Press. 325 p.
- Smith, S.V. 2013. Parsing the oceanic calcium carbonate cycle: a net atmospheric carbon dioxide source, or a sink?. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO). Waco, TX. 42p.
- Spalding, M., & Bunting, G. (2004). *A guide to the coral reefs of the Caribbean*. University of California Press. 256p.
- Stumpf, R. P., Holderied, K., & Sinclair, M. (2003). Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnology and Oceanography*, 48(1-II), 547–556.
- Tang, L., & Shao, G. (2015). Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*. 26(4), 791–797.
- Tokoro, T., Watanabe, K., Tada, K., & Kuwae, T. (2019). Air–Water CO₂ Flux in Shallow Coastal Waters: Theory, Methods, and Empirical Studies. En Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems: Carbon Dynamics, Policy, and Implementation (pp 153-184). Springer, Singapore.
- Veron, J. E. N., & Stafford-Smith, M. (2000). *Corals of the World. Volumes 1-3. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia*.
- Watanabe, A., & Nakamura, T. (2019). Carbon Dynamics in Coral Reefs. En Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems: Carbon Dynamics, Policy, and Implementation (pp 273-293). Springer, Singapore.
- Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3025–3033.
- Xu, J., & Zhao, D. (2014). Review of coral reef ecosystem remote sensing. *Acta Ecologica Sinica*, 34(1), 19–25.

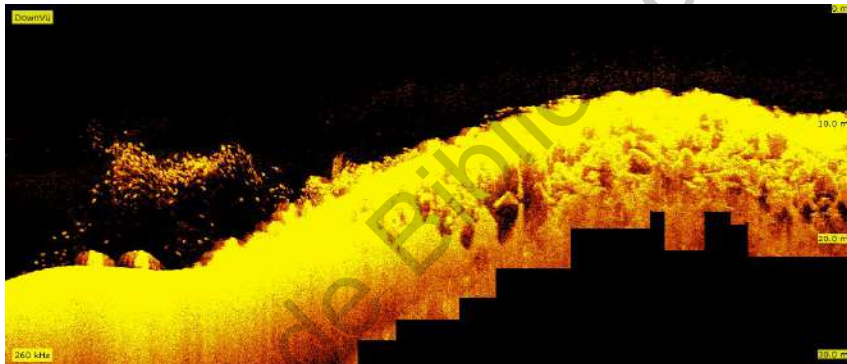
Anexos

Anexo I. Barridos realizados por ecosonda para algunos sitios de la Isla de Espiritu Santo.

Balizas



Ballena



Los Islotes



Roca Swanny

