



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

“VARIABILIDAD ESPACIAL EN COMUNIDADES DE  
PASTOS MARINOS ASOCIADA A AFLUENCIAS MASIVAS  
DE SARGASSUM SPP.”

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN CIENCIAS  
(BIOLOGÍA MARINA)

PRESENTA:

**BIÓL.SILVIA VALERY ÁVILA MOSQUEDA**

DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK RIBBINK

Unidad Académica de Sistemas Arrecifales Puerto Morelos, UNAM

DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ

Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Sisal, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. ISMAEL MARIÑO TAPIA

Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Mérida

DR. DANIEL ROBLEDO RAMÍREZ

Departamento de Recursos del Mar CINVESTAV Mérida

DR. SERGIO CERDEIRA ESTRADA

Subcoordinador de Monitoreo Marino CONABIO

Puerto Morelos, Quintana Roo., octubre 2021



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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



**VARIABILIDAD ESPACIAL EN COMUNIDADES DE  
PASTOS MARINOS ASOCIADA A AFLUENCIAS MASIVAS  
DE SARGASSUM SPP.**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
BIOLOGÍA MARINA

PRESENTA:  
**BIÓL.SILVIA VALERY ÁVILA MOSQUEDA**

**TUTORES PRINCIPALES:**  
DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK RIBBINK  
Unidad Académica de Sistemas Arrecifales Puerto Morelos, UNAM  
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ  
Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Sisal, UNAM

**COMITÉ TUTOR:**  
DR. ISMAEL MARIÑO TAPIA  
Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Mérida  
DR. DANIEL ROBLEDO RAMÍREZ  
Departamento de Recursos del Mar CINVESTAV Mérida  
DR. SERGIO CERDEIRA ESTRADA  
Subcoordinador de Monitoreo Marino CONABIO

**PUERTO MORELOS, QUINTANA. ROO., OCTUBRE, 2021**

Agradecimientos:

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

Al CONACYT por el apoyo económico otorgado para maestría (CVU: 966910)

Al Dr. Rodrigo la Dra. Brigitta por su apoyo en este proyecto.

A los miembros de sínodo: El Dr. Ismael Mariño Tapia, al Dr. Daniel Robledo Ramírez y al Dr. Sergio Cerdeira Estrada por el seguimiento de la tesis.

## Contenido

<b>1. RESUMEN</b> .....	<b>10</b>
<b>2. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>11</b>
<b>2. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>13</b>
<b>3. ANTECEDENTES</b> .....	<b>27</b>
<b>4. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>30</b>
<b>5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS</b> .....	<b>31</b>
<b>6. OBJETIVOS</b> .....	<b>31</b>
<b>7. ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>32</b>
<b>8. METODOLOGÍA</b> .....	<b>33</b>
8.1 PRE PROCESAMIENTO DE IMÁGENES SATELITALES .....	33
8.1.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE FONDO DE LA LAGUNA ARRECIFAL.....	36
8.1.2 DATOS DE COBERTURAS .....	37
8.1.2 CARTOGRAFÍA DE TIPO DE FONDOS DE LA LAGUNA ARRECIFAL.....	38
8.3 ANÁLISIS TEMPORAL DE COMUNIDADES .....	41
8.3.1 DATOS HISTÓRICOS .....	41
8.3.2 DATOS ACTUALIZADOS .....	43
8.3.3 RASTERS DE COBERTURA .....	45
8.3.4 ANÁLISIS DE CAMBIO .....	45
<b>9. RESULTADOS</b> .....	<b>47</b>
9.1 MAPAS DE COBERTURA DE PASTOS MARINOS .....	47
9.2 CARTOGRAFÍA TEMÁTICA Y EVALUACIÓN DE LA EXACTITUD. ....	2
9.3 CAMBIOS INTERANUALES DE LAS CLASES EN LAS COMUNIDADES DE PASTOS MARINOS EN LA LAGUNA.....	5
9.4 ANÁLISIS DE CAMBIO DE LAS COMUNIDADES DE PASTOS MARINOS EN LOS PRIMEROS 150 M DE LA LAGUNA .....	11
9.5 ANÁLISIS DE CAMBIO TEMPORAL POR ZONAS (COSTA, LAGUNA MEDIA, ARRECIFE POSTERIOR).....	21
9.6 COBERTURA DE AGUA MARRÓN DE SARGAZO .....	25
9.7 ANÁLISIS COMUNITARIO DE 2011 A 2020. ....	35
9.7.1 <i>THALASSIA TESTUDINUM</i> .....	35
9.7.2 <i>SYRINGODIUM FILIFORME</i> .....	37
9.7.3 <i>HALODULE WRIGHTII</i> .....	39
9.7.5 <i>HALIMEDA</i> SPP. ....	41
9.7.6 <i>CAULERPA</i> SPP. ....	43
9.7.7 <i>PENICILLUS</i> Y <i>RHIPOCEPHALUS</i> SPP. ....	45
9.7.8 <i>UDOTEA</i> SPP. ....	47
9.7.9 <i>AVRANVILLEA</i> SPP.....	49
9.7.10 ALGAS CAFÉS.....	51
9.7.11 ALGAS ROJAS.....	53
9.7.12 ALGAS EPÍFITAS.....	55
9.7.13 MATERIA VEGETAL MUERTA .....	57
<b>10. DISCUSIÓN</b> .....	<b>61</b>
<b>11. CONCLUSIONES</b> .....	<b>67</b>
<b>12. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>68</b>
<b>13. ANEXOS</b> .....	<b>72</b>

## Lista de Figuras

FIGURA 1. ILUSTRACIÓN DE MORFOLOGÍA DE <i>THALASSIA TESTUDINUM</i> (MODIFICADO DE VAN TUSSENBROEK, ET AL; 2010) .....	18
FIGURA 2. ILUSTRACIÓN DE MORFOLOGÍA DE <i>HALODULE WRIGHTII</i> (MODIFICADO DE VAN TUSSENBROEK, ET AL; 2010). .....	19
FIGURA 3. ILUSTRACIÓN DE MORFOLOGÍA DE <i>SYRINGODIUM FILIFORME</i> (MODIFICADO DE VAN TUSSENBROEK, ET AL; 2010). .....	19
FIGURA 4. ESPECIES REPRESENTATIVAS DE LAS FAMILIAS DE MACROALGAS ARRAIGADAS ASOCIADAS A LAS PRADERAS DE PASTOS .....	20
FIGURA 5. EL “SARGASSUM LOOP SYSTEM” .....	22
FIGURA 6. ORIGEN DE LAS AFLUENCIAS MASIVAS DE SARGAZO. ....	23
FIGURA 7. SISTEMA DE CORRIENTES DEL ATLÁNTICO .....	24
FIGURA 8. MAPA DEL ÁREA DE ESTUDIO EN PUERTO MORELOS, QUINTANA ROO. ....	32
FIGURA 9. IMAGEN SATELITAL PLANETSCOPE SIN PREPROCESAMIENTO .....	34
.....	35
FIGURA 10. ÁREA DE INTERÉS (AOI) (IZQUIERDA) Y AOI CON CORRECCIÓN DE COLUMNA DE AGUA (DERECHA), EN DONDE SE OBSERVAN MEJOR LAS CARACTERÍSTICAS DEL FONDO Y SE ELIMINA LA VARIABILIDAD DE PROFUNDIDADES (BOTTOM DEPTH INVARIANT INDEX). ....	35
FIGURA 11. REMUESTREO DE PÍXELES POR MÉTODO DE VECINO MÁS CERCANO, (DERECHA PÍXELES 5 X 5 M) IZQUIERDA (REMUESTREO DE PÍXELES 3 X 3 M). .....	36
FIGURA 12. SITIOS DE MUESTREO: ÁREA DE INTERÉS EN LA LAGUNA (IZQUIERDA) Y ZONA COSTERA (DERECHA). .....	37
FIGURA 13. SITIOS CON DATOS HISTÓRICOS DE COBERTURAS DE PASTOS MARINOS. ....	42
FIGURA 14. EJEMPLIFICACIÓN DEL MÉTODO DE MUESTREO CON VIDEO TRANSECTOS EN ZONA DE COSTA.....	43
FIGURA 15. FONDOS REPRESENTATIVOS DE CADA CLASE .....	47
FIGURA 16. ANÁLISIS DE CONGLOMERADO JERÁRQUICO PARA DETERMINAR LAS CLASES EN EL ANÁLISIS ESPACIAL. SE OBSERVAN 5 AGRUPACIONES.....	1
FIGURA 17. UBICACIÓN DE LOS DATOS DE ENTRENAMIENTO PARA CLASIFICACIÓN DE IMAGEN PLANET SCOPE FEBRERO 2020 .....	1
FIGURA 18. MAPAS TEMÁTICOS DE LA COBERTURA BÉNTICA DE LAGUNA DE PUERTO MORELOS ABRIL 2014, ABRIL 2015 Y DICIEMBRE 2015.....	3
FIGURA 19. MAPAS TEMÁTICOS DE LA COBERTURA BÉNTICA LAGUNA DE PUERTO MORELOS FEBRERO 2017, DICIEMBRE 2017, FEBRERO 2018 Y FEBRERO 2020.....	4
FIGURA 20. GRAFICA DE BARRAS DE ÁREA DE COBERTURA POR CLASE, POR PERÍODO EVALUADO, EN TODA LA LAGUNA.....	5
FIGURA 21. CAMBIOS INTERANUALES DE COBERTURA (HA) DE LA CLASE 1 .....	6
FIGURA 22. GRÁFICO DE ÁREA ACUMULADA (%) DE TRANSFORMACIÓN DE LA CLASE 1 AL RESTO DE LAS CLASES A LO LARGO DEL TIEMPO. SE COLOCA EL DATO DE HECTÁREAS TOTALES DE LA CLASE 1 EN CADA TIEMPO COMO REFERENCIA.....	6
FIGURA 23. CAMBIOS INTERANUALES DE COBERTURA (HA) DE LA CLASE 2 .....	7

FIGURA 24. GRÁFICO DE ÁREA ACUMULADA (%) DE TRANSFORMACIÓN DE LA CLASE 2 AL RESTO DE LAS CLASES A LO LARGO DEL TIEMPO. SE COLOCA EL DATO DE HECTÁREAS TOTALES DE LA CLASE 2 EN CADA TIEMPO COMO REFERENCIA.....	7
FIGURA 25. CAMBIOS INTERANUALES DE COBERTURA (HA) DE LA CLASE 3 .....	8
FIGURA 26. GRÁFICO DE ÁREA ACUMULADA (%) DE TRANSFORMACIÓN DE LA CLASE 3 AL RESTO DE LAS CLASES A LO LARGO DEL TIEMPO. SE COLOCA EL DATO DE HECTÁREAS TOTALES DE LA CLASE 3 EN CADA TIEMPO COMO REFERENCIA.....	8
.....	9
FIGURA 27. CAMBIOS INTERANUALES DE COBERTURA (HA) DE LA CLASE 4 .....	9
FIGURA 28. GRÁFICO DE ÁREA ACUMULADA (%) DE TRANSFORMACIÓN DE LA CLASE 4 AL RESTO DE LAS CLASES A LO LARGO DEL TIEMPO. SE COLOCA EL DATO DE HECTÁREAS TOTALES DE LA CLASE 4 EN CADA TIEMPO COMO REFERENCIA.....	10
FIGURA 29. CAMBIOS INTERANUALES DE COBERTURA (HA) DE LA CLASE 5 .....	10
FIGURA 30. GRÁFICO DE ÁREA ACUMULADA (%) DE TRANSFORMACIÓN DE LA CLASE 4 AL RESTO DE LAS CLASES A LO LARGO DEL TIEMPO. SE COLOCA EL DATO DE HECTÁREAS TOTALES DE LA CLASE 4 EN CADA TIEMPO COMO REFERENCIA.....	11
FIGURA 31. ENMASCARAMIENTO Y RECORTE DE LOS PRIMEROS 150 M DE LA LAGUNA ARRECIFAL. ....	12
FIGURA 32. MAPAS TEMÁTICOS DE LOS PRIMEROS 150 M LAGUNA DE PUERTO MORELOS ABRIL 2014 A DICIEMBRE DE 2015. ....	13
.....	14
FIGURA 33. MAPAS TEMÁTICOS DE LOS PRIMEROS 150 M LAGUNA DE PUERTO MORELOS FEBRERO 2017 A FEBRERO 2020. ....	14
FIGURA 34. GRAFICA DE BARRAS DE LOS CAMBIOS TOTALES INTERANUALES POR CLASE EN LOS PRIMEROS 150 M .....	15
FIGURA 35. CAMBIOS TOTALES DE LA CLASE 1 A LO LARGO DEL TIEMPO.....	16
FIGURA 36. CAMBIOS INTRAESPECÍFICOS DE LA CLASE 1 EN LOS PRIMEROS 150 M.....	16
FIGURA 37. CAMBIOS DE ÁREA TOTAL DE LA CLASE 2 A LO LARGO DEL TIEMPO.....	17
FIGURA 38. CAMBIOS INTRAESPECÍFICOS DE LA CLASE 2 EN LOS PRIMEROS 150 M: PASTIZALES MARINOS Y MACROALGAS DIVERSAS. NOTA: EN ABRIL DE 2014 SE PONE COMO REFERENCIA EL TOTAL DE HECTÁREAS DE LA CLASE, LOS AÑOS SUBSECUENTES SON LOS CAMBIOS QUE SUFRIÓ A LO LARGO DEL TIEMPO.....	17
FIGURA 39. CAMBIOS TOTALES DE LA CLASE 3 A LO LARGO DEL TIEMPO.....	18
FIGURA 40. CAMBIOS INTRAESPECÍFICOS DE LA CLASE 3 EN LOS PRIMEROS 150 M: PASTIZALES MARINOS Y ALGAS VERDES ARRAIGADAS DENSA. NOTA: EN ABRIL DE 2014 SE PONE COMO REFERENCIA EL TOTAL DE HECTÁREAS DE LA CLASE, LOS AÑOS SUBSECUENTES SON LOS CAMBIOS QUE SUFRIÓ A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	18
FIGURA 41 CAMBIOS TOTALES DE LA CLASE 4 A LO LARGO DEL TIEMPO.....	19
FIGURA 42. CAMBIOS INTRAESPECÍFICOS DE LA CLASE 4 EN LOS PRIMEROS 150 M: VEGETACIÓN MIXTA (PASTOS Y ALGAS ARRAIGADAS) POCO DENSA. NOTA: EN ABRIL DE 2014 SE PONE COMO REFERENCIA EL TOTAL DE HECTÁREAS DE LA CLASE, LOS AÑOS SUBSECUENTES SON LOS CAMBIOS QUE SUFRIÓ A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	20
FIGURA 43. CAMBIOS TOTALES DE LA CLASE 5 A LO LARGO DEL TIEMPO.....	20

FIGURA 44. CAMBIOS INTRAESPECÍFICOS DE LA CLASE 5 EN LOS PRIMEROS 150 M: CAMAS DE PASTO Y ALGAS DENSAS. NOTA: EN ABRIL DE 2014 SE PONE COMO REFERENCIA EL TOTAL DE HECTÁREAS DE LA CLASE, LOS AÑOS SUBSECUENTES SON LOS CAMBIOS QUE SUFRIÓ A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	21
FIGURA 45. ZONIFICACIÓN DE LA LAGUNA ARRECIFAL Y CATEGORÍAS DE COMPARACIÓN PARA CHI CUADRADO. ....	22
FIGURA 46. CAMBIO EN EL NÚMERO DE HECTÁREAS DE VEGETACIÓN Densa VS LA NO Densa EN LA ZONA DE COSTA.....	23
FIGURA 47. CAMBIO EN EL NÚMERO DE HECTÁREAS DE VEGETACIÓN Densa VS LA NO Densa EN LA ZONA DE LAGUNA MEDIA .....	24
FIGURA 48. CAMBIO EN EL NÚMERO DE HECTÁREAS DE VEGETACIÓN Densa VS LA NO Densa EN LA ZONA DE LAGUNA POSTERIOR. ....	25
FIGURA 49. PREPROCESAMIENTO Y EXPLORACIÓN DE IMÁGENES PARA MAPAS DE SARGAZO Y AGUA MARRÓN (IMAGEN DEL 22/09/2018) .....	27
FIGURA 50. MAPAS DE CLASES ASOCIADAS A LAS AFLUENCIAS MASIVAS DE SARGAZO DE FEBRERO DE 2018 A JUNIO DE 2018.....	28
.....	29
FIGURA 51. MAPAS DE SARGAZO DE JULIO DE 2018 A OCTUBRE DE 2018.....	29
FIGURA 52. MAPAS DE SARGAZO DE MAYO DE 2019 A JULIO DE 2019 .....	30
.....	31
FIGURA 53. MAPAS DE SARGAZO DE AGOSTO DE 2019 A NOVIEMBRE 2019. ....	31
FIGURA 54. CAMBIOS EN LA COBERTURA DE AGUA MARRÓN DE SARGAZO DEL 2018.....	32
FIGURA 55. CAMBIOS EN LA COBERTURA DE AGUA MARRÓN DE SARGAZO DEL 2019.....	32
FIGURA 56. BIOMASA ARRIBADA A LA PLAYA (KG/M <sup>2</sup> ) VS COBERTURA DE AGUA MARRÓN (HA) 2018 .....	33
FIGURA 57. BIOMASA ARRIBADA A LA PLAYA (KG/M <sup>2</sup> ) VS COBERTURA DE AGUA MARRÓN (HA) 2018 .....	34
FIGURA 58. GRÁFICO DE DISPERSIÓN DE DATOS DE BIOMASA ARRIBADA (KG/M <sup>2</sup> ) VS ÁREA (COBERTURA HA) DEL AGUA MARRÓN DE SARGAZO.....	34
FIGURA 59. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>THALASSIA TESTUDINUM</i> A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	36
FIGURA 60. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>SYRINGODIUM FILIFORME</i> A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	38
FIGURA 61. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>HALODULE WRIGHTII</i> A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	40
FIGURA 62. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>HALIMEDA</i> SPP. A LO LARGO DEL TIEMPO.....	42
FIGURA 63. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>CAULERPA</i> SPP. A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	44
FIGURA 64. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>PENICILLUS</i> Y <i>RHIPOCEPHALUS</i> SPP. A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	46
FIGURA 65. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>UDOTEA</i> SPP. A LO LARGO DEL TIEMPO.....	48
FIGURA 66. CAMBIO DE COBERTURA DE <i>AVRANVILLEA</i> SPP. A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	50
FIGURA 67. CAMBIO DE COBERTURA DE ALGAS CAFÉS A LO LARGO DEL TIEMPO.....	52
FIGURA 68. CAMBIO DE COBERTURA DE ALGAS ROJAS A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	54
FIGURA 69. CAMBIO DE COBERTURA DE ALGAS EPÍFITAS A LO LARGO DEL TIEMPO.....	56
FIGURA 70. CAMBIO DE COBERTURA DE MATERIA VEGETAL MUERTA A LO LARGO DEL TIEMPO. ....	58



<b>FIGURA 71. MDS DE LOS PROMEDIOS DE LAS ESPECIES/GRUPOS DE LA COMUNIDAD DE PASTOS MARINOS. ....</b>	<b>59</b>
<b>FIGURA 72. SIMPER DE LAS ESPECIES Y GRUPOS ENTRE AÑOS DE ESTUDIO. ....</b>	<b>60</b>
<b>FIGURA 73. COMPARACIÓN DE MAPAS TEMÁTICOS CONABIO Y ESTE ESTUDIO .....</b>	<b>74</b>

## Lista de tablas

TABLA 1. CARACTERÍSTICAS DE LAS IMÁGENES SATELITALES EMPELADAS.....	34
TABLA 2. CARACTERÍSTICAS DE LAS IMÁGENES SATELITALES EMPELADAS PARA DETECCIÓN DE AGUA MARRÓN Y SARGAZO .....	40
TABLA 3. ESPECIES PRESENTES EN LAS COMUNIDADES DE PRADERAS DE PASTOS MARINOS .....	44
TABLA 4. ESCALA DE ABUNDANCIA-DOMINANCIA DE BRAUN-BLANQUET.....	45
TABLA 5. CALIDAD DE LOS MAPAS TEMÁTICOS DE LA LAGUNA DE PUERTO MORELOS ABRIL 2014-FEBRERO 2020.....	
TABLA 6. COBERTURAS (HA) DE LAS CLASES ASOCIADAS A LOS MAPAS DE AGUA MARRÓN Y SARGAZO .....	25
TABLA 7. RESULTADOS ANOSIM .....	60
TABLA 8. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO ABRIL 2014 .....	72
TABLA 9. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO ABRIL 2015 .....	72
TABLA 10. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO DICIEMBRE 2015 .....	72
TABLA 11. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO FEBRERO 2017 .....	72
TABLA 12. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO DICIEMBRE 2017 .....	73
TABLA 13. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO FEBRERO 2018 .....	73
TABLA 14. ERRORES COMISIÓN Y OMISIÓN Y PRECISIÓN PRODUCTOR Y USUARIO FEBRERO 2020 .....	73

## Resumen

Las afluencias masivas de sargazo son un fenómeno que desde el 2015 impacta las costas del Caribe mexicano causando afectaciones económicas, sociales y ecológicas. Los pastos marinos son ecosistemas de alto valor por los servicios ecosistémicos que proveen y que han sido gravemente alterados a causa de estos eventos.

El objetivo de este trabajo fue analizar la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de pastos marinos de Puerto Morelos, Quintana Roo, previo y posterior a las afluencias masivas de sargazo empleando herramientas de percepción remota y SIG.

Se realizaron mapas temáticos de los pastos marinos de la laguna arrecifal de Puerto Morelos con imágenes de la plataforma Planet (abril 2014-febrero 2020) así como mapas temáticos de las mareas marrones y sargazo acumulado de los años 2018 y 2019.

Los mapas temáticos tuvieron precisiones por arriba del 80% e índices de kappa mayores a 0.7 lo que indica en términos generales que es cartografía representativos del sistema.

Se observó que las comunidades de pastos marinos presentaron mayores alteraciones a nivel de costa (150m) que en el resto de la laguna por ser la sección más gravemente impactada por las mareas marrones.

El paisaje muestra mayor heterogeneidad en sus coberturas, se observaron incrementos de los tipos de fondo asociados a macroalgas y pastizales densos.

## 1. Introducción

El Caribe Mexicano se encuentra al este de la península de Yucatán, en el estado de Quintana Roo; y comprende desde Cabo Catoche en el Norte hasta Xcalak en el Sur. Se caracteriza por ser un sistema de aguas oligotróficas, con un suelo formado por roca caliza y sedimentos carbonatados (Dubinsky y Stambler, 2011; Rioja-Nieto et al, 2018). A lo largo de la costa del Caribe encontramos formaciones arrecifales de tipo bordeantes, cuya geomorfología, en general se conforma por una laguna arrecifal poco profunda, una cresta arrecifal, el frente arrecifal, un canal de arena, pendiente y pared arrecifal. También podemos encontrar algunas formaciones de arrecifes de tipo plataforma como Banco Chinchorro (Rodríguez-Martínez et al, 2010; Blanchon, 2011; Dubinsky y Stambler, 2011; Jackson, et al, 2014).

Las lagunas arrecifales son la zona más próxima a la orilla; son áreas con baja intensidad de oleaje, escasa profundidad (< 10 m), y son idóneas para el desarrollo de las comunidades de pastos marinos debido a la alta penetración de luz y los fondos de sedimento fino a medio (arena y arcillas), ambas características promovidas por la protección contra el oleaje que brinda la cresta arrecifal (Van Tussenbroek, 1994; Blanchon, 2011).

Las praderas de pastos marinos son ecosistemas de alto valor ecológico por ser sumideros de carbono, propician refugio, crianza y alimento para especies de fauna, algunas de alta importancia comercial (Zieman y Wetzel, 1980; Bell y Pollard, 1989; Laffoley y Grimsditch, 2009). Por su alto valor ecológico y múltiples servicios ecosistémicos como captura de  $\text{CO}_2$  o retención de sedimentos los han valuado hasta en 29,000 dólares por Ha por año (Constanza et al, 2014). A pesar importancia socio-ambiental, los pastos marinos siguen recibiendo constantes amenazas que los ponen en riesgo. Múltiples actividades como el dragado de arena y su uso para el relleno de playas, la descarga de aguas residuales, la pesca de arrastre, entre otras, han provocado la pérdida de sus servicios ecosistémicos como control de erosión (Dawes et al, 2004; Ganssin y Gibbs, 2008, Vasallo et al, 2013). Aunado a estas problemáticas, desde el 2011 en diversas zonas del Caribe se han presentado las atípicas afluencias *Sargassum* spp y en el Caribe Mexicano desde el 2015.

El sargazo es un término coloquial que se usa en México para todos los organismos vegetales, ya sean pastos o algas, que llegan a la costa. Sin embargo, estrictamente hablando, el nombre pertenece a un grupo de macroalgas pardas del género *Sargassum*, dentro del cual, las especies *Sargassum natans* y *Sargassum fluitans* son holopelágicas, es decir, desarrollan todo su ciclo de vida flotando en la superficie del agua (Littler et al; 1989).

Al llegar a la costa (playa) por procesos oceanográficos como la acción de los vientos, el sargazo estancado entra en un proceso de muerte y descomposición, causando lo que se denomina mareas marrones de sargazo, las cuales generan condiciones de anoxia (bajos valores de oxígeno) , aumento de la temperatura, disminución de la luminosidad por la baja transparencia del agua y del pH en los primeros 50-100 m de distancia hacia el mar, alterando las condiciones naturales en las cuales los pastos marinos se desarrollan (Van Tussenbroek, et al; 2017).

Las praderas de pastos marinos en áreas de influencia de las mareas marrones de sargazo han sufrido cambios principalmente en sus coberturas, densidades y composición comunitaria teniendo como consecuencia la erosión de las playas adyacentes (Van Tussenbroek et al; 2017, James et al; 2019). Las modificaciones provocadas solo de manera localizada por lo que es importante detectar y analizar las alteraciones a escalas más amplias.

La percepción remota y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ayudan a mejorar el entendimiento de los paisajes como los pastos marinos a través de la generación de cartografía submarina que da soporte a las diversas acciones de manejo (Chuvieco, 1990; Smith y Brown, 1999).

En este trabajo se pretende hacer uso de herramientas de percepción remota y SIG en conjunto con datos de campo para generar mapas temáticos de pastos marinos con los cuales se generará información espacializada que represente la condición previa y permita contrastar los efectos de las afluencias masivas de sargazo.

## 2. Marco Teórico

### 2.1 La percepción remota

La percepción remota es un término ideado al inicio de los años 60's y hace referencia a la obtención de información sobre un objeto o escena a través de un sensor que se encuentra lejano a dicho objeto o sitio, algunos ejemplos de ello son, las fotografías aéreas, radares o imágenes satelitales (Colwell 1983 en Smith y Brown, 1999; Chuvieco, 1990). Los sensores remotos que mayor uso tienen en las ciencias ambientales son los satélites. Estos sensores obtienen la información a partir de las propiedades espectroscópicas de los objetos y de su capacidad de reflejar o absorber la luz del sol en sus diferentes longitudes de onda (Smith y Brown, 1999). Aunque también existen satélites con sensores remotos que emiten su propia radiación (i.e. radar) y utilizan la información reflejada (sensores activos), los satélites con sensores pasivos (emplean luz solar para la obtención de las imágenes)son los más empleados (Chuvieco, 1990).

La percepción remota ha ampliado las posibilidades estudiar la superficie terrestre debido a que nos brinda la posibilidad de observar grandes extensiones o superficies y cuantificar o realizar mediciones de los diferentes cuerpos que existen sobre la Tierra (Green, et al, 2000; Goodman, et al, 2013). Por otro lado, la percepción remota nos ha ayudado a percibir información que el ojo humano no es capaz de ver ya que los sensores son capaces de medir distintos rangos de longitudes de onda del espectro electromagnético, a los que se les conoce como bandas espectrales (Colwell 1983 en Smith y Brown, 1999) De esta manera, una imagen de satélite puede estar compuesta de diferentes bandas que al combinarlas e intercambiarlas se detectan patrones o cuerpos. Un ejemplo de esto son los conocidos Índices de vegetación (Green, et al; 2000).

La percepción remota se aplicó en un principio con fines bélicos, pero hoy en día es una herramienta muy utilizada que complementa la toma de decisiones. Esta herramienta ha ido evolucionando para dar soporte al manejo de recursos, planeación territorial, conservación de áreas naturales, cambios espaciales en áreas urbanas o hábitats determinados a través del tiempo, etc. Con su uso, se ha demostrado la obtención de datos de calidad que permiten un análisis más profundo y detallado de las problemáticas (Green, et al; 2000).

En análisis de la zona costera, la percepción remota es una herramienta que se ha utilizado para solventar diversas problemáticas, Goodman y colaboradores (2013) identifican 14 aplicaciones:

1) Bases cartográficas; 2) Inventarios de recursos y mapeo; 3) Línea base ambiental y monitoreo; 4) Sensibilidad ambiental; 5) Mapas de límites de zonas de gestión; 6) Cartas batimétricas; 7) Planificación de

encuestas de campo; 8) Mediciones de productividad; 9) Evaluaciones de stocks; 10) Manejo de acuicultura; 11) Cambio de la línea de costa y erosión; 12) Identificación de cuerpos de agua y circulación; 13) Ubicación de las plumas de sedimentos suspendidos; y 14) Detección de cambios.

## 2.2 Mapas temáticos

Los mapas temáticos son representaciones cartográficas de la superficie de la Tierra donde se pueden observar objetos discretos los cuales representan categorías. Por ejemplo, si se trabajó con vegetación de un área determinada las categorías estarían dadas por los tipos de vegetación presentes (Pastizales, selva baja, selva media perennifolia, duna, etc.) (Chuvienco, 1990, Smith y Brown, 1999).

Los mapas temáticos son de gran utilidad ya que de manera sencilla el usuario final puede identificar áreas de interés, por ejemplo, para la toma de decisiones o manejo de recursos. Otro uso es establecer la línea base de cómo se encuentra un sitio, de esta manera, si no existe información espacial sobre el área, un mapa temático puede ser el punto de partida para conocer la distribución de los objetos que lo integran (Goodman, et al; 2013).

Un objetivo más que pueden tener los mapas temáticos es ayudar a detectar cambios en una superficie a lo largo del tiempo. Con estos mapas, de manera relativamente sencilla, se pueden realizar comparaciones de los elementos que conforman los mapas y analizar si su distribución o cobertura se han modificado (Goodman, et al; 2013).

Para generar mapas temáticos se realizan análisis de clasificación, esto equivale al proceso de identificar píxeles de una imagen con propiedades similares y asignarles una etiqueta que corresponda a su categoría. Existen dos metodologías que son las más usadas. La clasificación supervisada y la no supervisada (Goodman, et al; 2000; Goodman, et al; 2013).

### 2.2.1 Clasificación no supervisada

La clasificación no supervisada es un proceso computacional casi 100% automatizado. Se pueden realizar algunas especificaciones para reconocer patrones basados en las estadísticas de la información de la imagen, así como el número de clases que se desea, pero esa información estadística no necesariamente representa o corresponde a las características paisajísticas del sitio. En este caso, el software que se utilice se basará en la información espectral similar de los píxeles para discriminar entre grupos de píxeles, las clases se producirán empleando un algoritmo de agrupación iterativo conocido como ISODATA por sus siglas en inglés (Iterative Self-Organising Data Analysis Technique). Este tipo de metodologías suele ser empleado cuando no se tiene un conocimiento preciso o amplio del sitio o para planificación de trabajo de campo (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000; Goodman, et al; 2013).

### 2.2.2 Clasificación supervisada

La clasificación supervisada es un método en el cual, el usuario conoce *a priori* las características de su área de estudio, y se encarga de controlar el proceso de selección de píxeles para la representación de los hábitats a clasificar (Chuvioco, 1990; Green, et al; 2000; Goodman, et al; 2013). Para lograr esto, el analista debe de saber desde un principio el número de clases que desea obtener, además contar con información de campo georreferenciada la cual será la base para definir las firmas espectrales de cada grupo (Green, et al; 2000). La información de campo que se integra al software se denomina "semillas de entrenamiento". Estas semillas se pueden asociar a la imagen por medio diferentes métodos, algunos de ellos son: definición de vectores o polígonos en la imagen, identificación de píxeles contiguos con características espectrales similares, uso de un ráster o capa temática producida con un método no supervisado, etc. (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000).

### 2.2.3 Evaluación de firmas

Una vez que se ha realizado la etapa de entrenamiento, se evalúan las firmas espectrales para posteriormente pasar a la etapa de toma de decisión. La evaluación se realiza para observar las variaciones en las clases que conformarán el resultado, es importante hacer este paso ya que en algunos casos errores de georreferenciación, de la calidad de la imagen, variaciones espectrales pueden bajar la calidad y exactitud de los mapas (Green, et al; 2000). Existen diferentes formas para evaluar lo anterior, aquí se mencionan tres:

- 1) Se evalúan todos los píxeles asignados a cada clase y posteriormente se saca una proporción de los píxeles correctamente clasificados. Los resultados se suelen presentar en una tabla denominada "matriz de contingencia" (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000).

- 2) Se evalúa la distancia espectral entre las firmas. La distancia se puede calcular computando la divergencia y transformándolo a distancia de Jeffries-Matusita. Con esta distancia se analiza que tan separadas o no se encuentran las firmas, se busca que entre muestras de la misma clase haya muy baja separación y entre clases alta separación (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000).

- 3) Se calcula la media y la desviación estándar de las firmas para graficarse en forma de elipses de 2 o 3 dimensiones, se busca que no haya sobre lape de las elipses entre firmas diferentes, aunque en la realidad siempre existe un pequeño traslape, esto ayuda al analista a identificar si las categorías son similares o no y si es posible clasificarlas (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000).



#### 2.2.4. Toma de decisión

Una vez evaluadas las firmas se asigna cada pixel a las clases propuestas, para esto, los pixeles pasan por un último proceso que es la toma de decisión para ser clasificados o ubicarlo en la categoría de “no clasificados”. Existen criterios dependiendo de la naturaleza de los datos, en principio, que se distribuyan de forma normal (paramétrico) o no (no paramétrico) (Smith y Brown, 1999; Green, et al; 2000). Entre los métodos paramétricos que mencionan Smith y Brown (1999) se encuentran:

1) La regla de la mínima distancia: se basa en calcular la distancia entre la media de la firma espectral y el pixel. El pixel se asigna a la clase más cercana.

2) Regla de la distancia de Mahalanobis: Parecida a la regla anterior, solo que se toma en cuenta la varianza y covarianza de cada clase al calcular la distancia espectral.

3) Regla de decisión de máxima verosimilitud: Es una de las reglas más usadas ya que toma en cuenta variabilidad de clases y asume la probabilidad de cada pixel de pertenecer a una clase u otra es igual, se realiza un proceso de decisión con probabilidades ponderadas conocido como regla de decisión bayesiana.

Métodos no paramétricos:

Regla de decisión paralela: Los pixeles candidatos se asignan a una categoría dependiendo de un límite superior y otro inferior que se asigna a cada firma espectral, si el pixel recae donde existe un sobre lape, se suele asignar a una clase conocida como “no clasificada” (Smith y Brown, 1999).

### 2.3 Pastos marinos

Las praderas de pastos marinos son comunidades vegetales acuáticas que se desarrollan en zonas costeras en aguas someras (cm-metros), tranquilas y transparentes. Las especies fundadoras de estas comunidades son los pastos marinos, que son angiospermas cuyo ciclo de vida se desarrolla en su totalidad de manera subacuática. Se estima que existen alrededor de 72 especies (Short et al; 2011) y entre sus características fisiológicas más destacables encontramos que pueden resistir salinidades por arriba de las 36 ups (unidades prácticas de salinidad) y que necesitan más del 10 % de luz que incide desde la superficie del agua para poder realizar de manera adecuada la fotosíntesis. Dichos ecosistemas tienen una distribución que comienza desde regiones boreales y termina en regiones tropicales (Short et al; 2011).

Sus funciones ecológicas son diversas. Destacan ser estabilizadores de sedimento, ya que el dosel reduce la velocidad, intensidad y turbulencia del oleaje y corrientes y por otro lado sus sistemas de raíces permiten la deposición y acumulación de sedimentos (James, et al; 2019). En los trópicos, son zonas de transición entre manglares y arrecifes de coral, por lo que albergan, dan refugio y protección a una gran diversidad de organismos marinos como invertebrados y peces, incluidos algunos de importancia comercial, principalmente aquellos en estadios juveniles o en etapa reproductiva (Gutiérrez-Aguirre et al; 2000; Lara-Domínguez, 2005; Martínez-Daranas, et al; 2009). Son sumideros de carbono de alta importancia ya que algunos estudios estiman que almacenan casi el 50% de carbono a escala global (Kennedy et al, 2010). En México el promedio de almacenamiento de carbono en pastos marinos es de  $98.6 \pm 11.47 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y en la península de Yucatán de  $96.69 \pm 12.23 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Herrera-Silveira et al; 2018) por lo que también los vuelve grandes productores primarios produciendo hasta nueve toneladas de hojas al año por hectárea lo que representa un alto aprovisionamiento de alimento para diversas especies de herbívoros como las tortugas marinas (Orth, et al; 2006).

Gracias a su sistema de raíces y estructuras de arraigo, fijan arena y evitan erosión, en especial cuando existen condiciones de alta energía causada por fenómenos naturales como huracanes (Constanza, et al; 2006; Lara-Dominguez, 2005; Orth, et al; 2006).

En el Caribe mexicano, los pastos marinos forman praderas extensas en profundidades menores a los 10 m (van Tussenbroek, 1994). Suelen estar asociados a sistemas arrecifales, estuarinos y costas abiertas medianamente protegidas del oleaje (van Tussenbroek, 1994; van Tussenbroek, 1995; Lara-Dominguez, 2005). Las especies dominantes de pastos marinos en las lagunas arrecifales de Quintana Roo son:

*Thalassia testudinum*: Es la especie con mayor abundancia en la zona, es poco resistente a condiciones dulceacuícolas o salobres por tiempos prolongados. Su aspecto general es una hoja laminar en forma de cinta color verde claro de aproximadamente 10-80 cm de largo y ancho de 0.5-2 cm, su base suele estar conformada de restos de hojas muertas color café. Sus raíces son gruesas y escamadas de color blanco a gris (van Tussenbroek, et al; 2010; Suárez et al; 2015) (Figura 1).

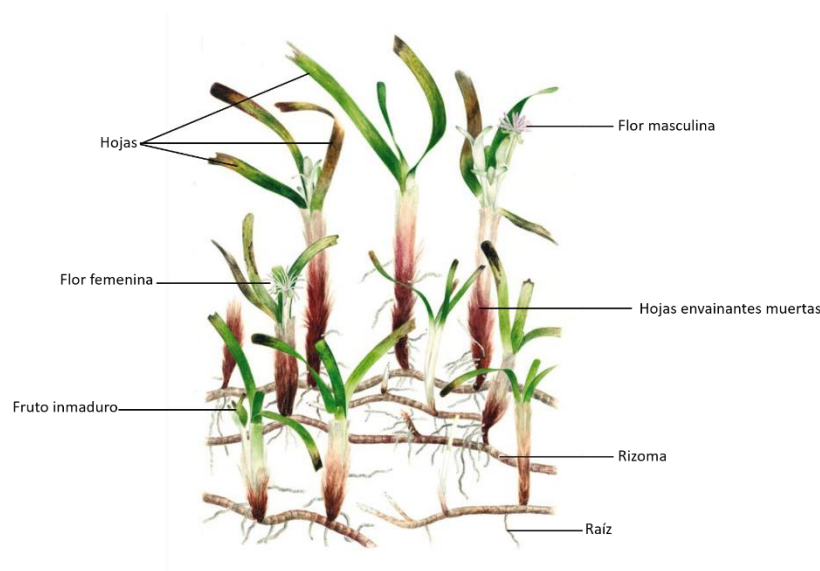


Figura 1. Ilustración de morfología de *Thalassia testudinum* (modificado de van Tussenbroek, et al; 2010)

*Halodule wrightii*: Es una especie altamente tolerante a cambios ambientales, aunque generalmente tiene poblaciones grandes en sitios eutróficos (van Tussenbroek, et al; 2010). Habita desde la zona intermareal hasta 20 a 30 m de profundidad, suele estar presente en zonas con altos grados de perturbación. Sus haces de 2 a 4 hojas. Tanto sus hojas como sus raíces son delgadas. Las hojas son laminales en forma de cinta de entre 3-30 cm de largo y 2-5 mm de ancho de color verde claro brillante mientras que sus rizomas son de color blanco con líneas cafés (van Tussenbroek, et al; 2010; Suárez et al; 2015) (Figura 1).



Figura 2. Ilustración de morfología de *Halodule wrightii* (modificado de van Tussenbroek, et al; 2010).

*Syringodium filiforme*: Tolerante a condiciones de eutrofización, puede ubicarse en zonas profundas y menor luminosidad. Suele crecer en conjunto con las poblaciones de *T. testudinum*. Se le puede encontrar en zonas submareales y en profundidades de hasta 20 a 30 m. Los haces son de 1 a 2 hojas que tienen forma cilíndrica y coloración verde claro brillante, suelen terminar en forma de ápice. Los rizomas son de color blanco, son delgados y altamente ramificados (van Tussenbroek, et al; 2010; Suárez et al; 2015) (figura 2).

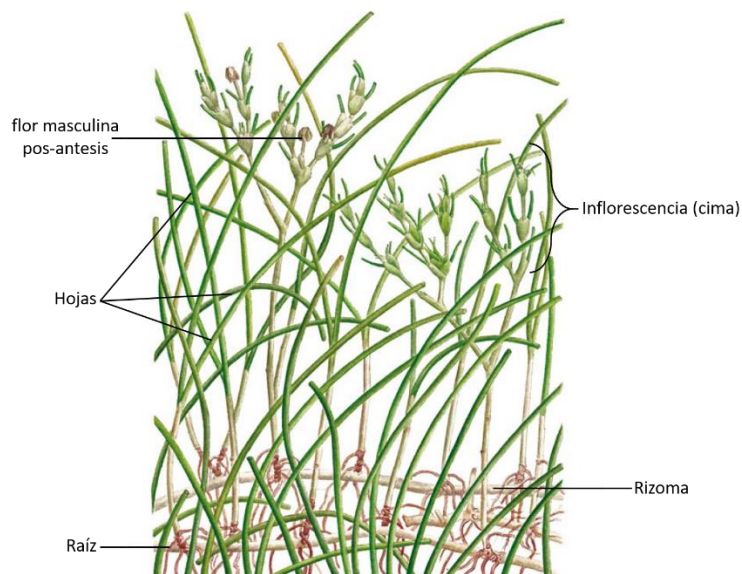


Figura 3. Ilustración de morfología de *Syringodium filiforme* (modificado de van Tussenbroek, et al; 2010).

Asociados a los pastos marinos en las lagunas arrecifales también es posible observar agregados rocosos, fragmentos de coral, así como parches coralinos, esponjas marinas y gran diversidad de macroalgas principalmente de la familia Udoteaceae, Caulerpaceae y Halimedaceae (Figura 4).



Figura 4. Especies representativas de las familias de macroalgas arraigadas asociadas a las praderas de pastos marinos del Caribe mexicano a) Familia Udoteaceae, b) Familia Caulerpaceae y c) Familia Halimedaceae. Imágenes tomadas de [algaebase.org](http://algaebase.org)

#### 2.4 Florecimientos de macroalgas

Los florecimientos algales son propiciados principalmente por microalgas, sus afectaciones en la costa son ampliamente estudiados desde hace décadas (Band-Schmidt, et al; 2011)

Aunado a los florecimientos anteriores, desde hace algunas décadas en diversas partes del mundo se tiene registro de florecimientos macroalgales (Smetacek y Zingone, 2013). Las especies de los florecimientos son diversas y pueden pertenecer a las tres divisiones: Rhodophyta, Chlorophyta y Phaeophyta. Entre los eventos más destacados por su abundancia, frecuencia y afectaciones se encuentran las mareas verdes dominadas por especies de *Enteromorpha* sp; y *Ulva* sp. y que afectan diversas costas, siendo el Mar amarillo en China el sitio más severamente afectado (Ye, et al; 2011; Smetacek y Zingone, 2013).

Las causas de estos eventos son multifactoriales, pero dos factores fundamentales son, 1) el incremento en nutrientes que provoca un cambio en las variables fisicoquímicas del medio acuático (ej. eutrofización), y 2) Las capacidades fisiológicas que tienen las especies para adaptarse a y aprovechar las nuevas condiciones del ambiente. El incremento de nutrientes en el agua derivado de las actividades

antropogénicas, aportan un exceso de fosforo y nitrógeno que las macroalgas aprovechan para crecer y expandirse (Schramm y Nienhuis, 1996; Smetacek y Zingone, 2013)

#### 2.4.1 Afluencias masivas de sargazo

Las afluencias masivas de sargazo comenzaron a suscitarse en el año 2011 en las costas de Caribe, principalmente Antillas menores, pero en México estos eventos comenzaron extenderse a las costas de México en los años 2015, 2018 y 2019. Al principio se apuntaba a que las macroalgas eran originarias de “El mar de los sargazos”, su mayor reservorio pelágico. El mar de los sargazos se encuentra dentro del giro subtropical del Atlántico Norte el cual tiene un movimiento anticiclónico (a favor de las manecillas del reloj). Se tienen estudios que demuestran que cierta porción de macroalgas es desprendida de esta región y llega al Mar Caribe mediante un sistema denominado el bucle de sargazo (Sargassum Loop; Frazier, et al; 2014). El sistema, durante los meses de diciembre a marzo se ve alterado a causa de los vientos del norte que incrementan su fuerza y provocan que parches de sargazo sean empujados hacia el sur en dirección al Mar Caribe y que entren entre las islas de Cuba, República Dominicana, Haití y Puerto Rico. Una vez dentro, el sargazo se incorpora a la corriente del Caribe se desplaza hacia el noroeste hasta la costa de la península de Yucatán donde se desvía hacia el Golfo de México por la corriente de Lazo tomando dos caminos, uno hacia el Golfo de México y el otro hacia el Atlántico a causa de la corriente de Florida (Frazier, et al; 2014; Berriel, 2018) (Figura 5).

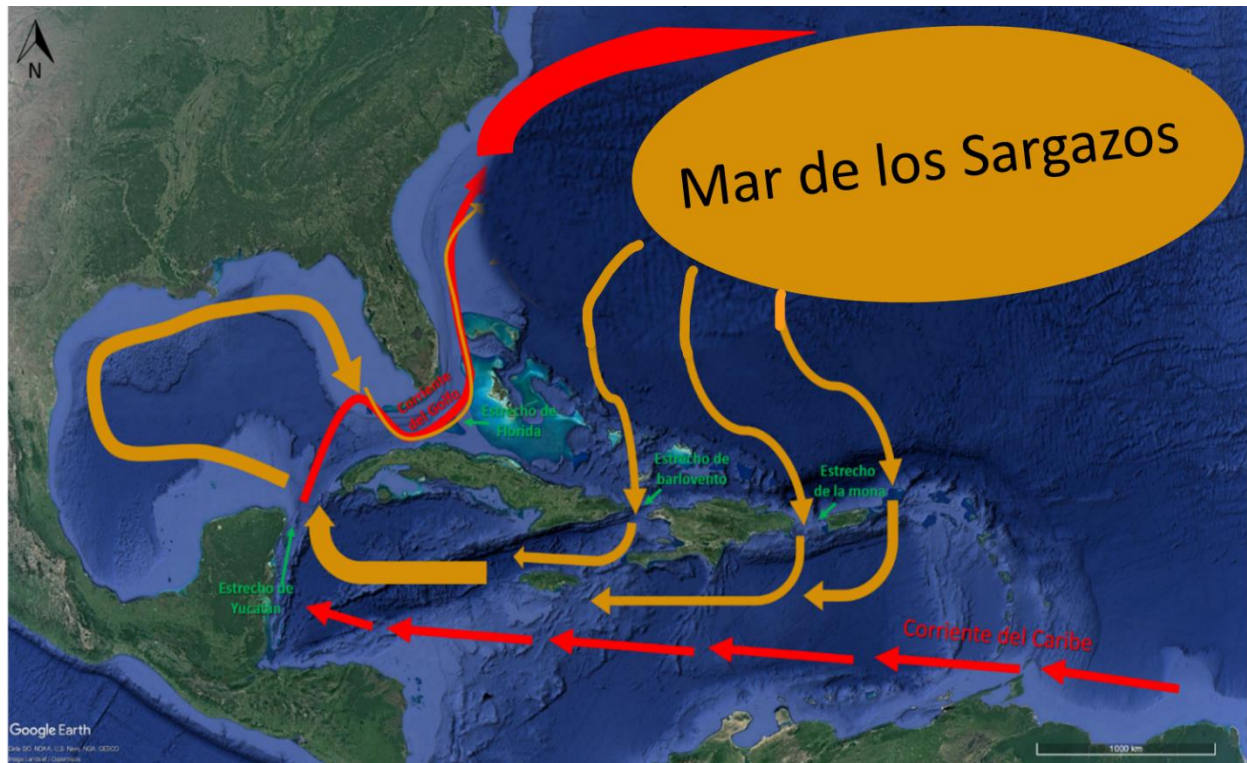


Figura 5. El “Sargassum Loop System” comienza en el Mar de los Sargazos donde varias porciones de macroalgas son desprendidas y transportadas hacia el Caribe a través de los Estrechos de Florida, Barlovento y Mona. Su rumbo continúa al incorporarse a la corriente de Caribe la cual llega al estrecho de Yucatán y asciende hacia el Norte. Aquí, las masas de sargazos toman dos rumbos: El primero acarreado por la corriente de Lazo que incorpora el sargazo dentro del golfo de México que posteriormente se incorpora en la corriente del Golfo, y el segundo camino asciende directamente hacia la corriente del Golfo, una vez en esta corriente los sargazos son transportados hasta llegar a la corriente de Florida los cual los incorpora nuevamente al Mar de los Sargazos en el sistema de giro anticiclónico en el Atlántico Noroccidental.

En ocasiones la corriente de Yucatán se conecta directamente con el estrecho de Florida. El sargazo transita por la zona obedeciendo principalmente a las corrientes, pero los vientos pueden también jugar un papel importante.

Poco tiempo después se descartó que el origen de las afluencias masivas del Caribe fuera del Mar de los Sargazos y surgió la hipótesis de que las macroalgas se originaban en el Atlántico tropical en la Región de Recirculación Norecuatorial (NERR, por sus siglas en ingles). En esta región se conjuntan las desembocaduras del río Amazonas y Orinoco del lado del Oeste del Atlántico y del lado este el río Congo del continente africano. Los deltas de ambos continentes transportan todos los nutrientes provenientes de tierra dentro y sumando a esto, las surgencias de las Canarias, así como el polvo del Sahara nutren los bancos de *Sargassum*.

Este aporte excesivo provoca un incremento de la biomasa de macroalgas que después se transporta mediante la corriente de Brasil a distintos sitios de latitudes más altas incluyendo el Mar Caribe (Gower et al; 2013; Rodríguez-Martínez, et al; 2016; Van Tussenbroek, et al; 2017) (Figura 6). A pesar de lo anterior, es importante denotar que los sistemas de corrientes no son sistemas independientes, si no complementarios e interconectados (Figura 7).

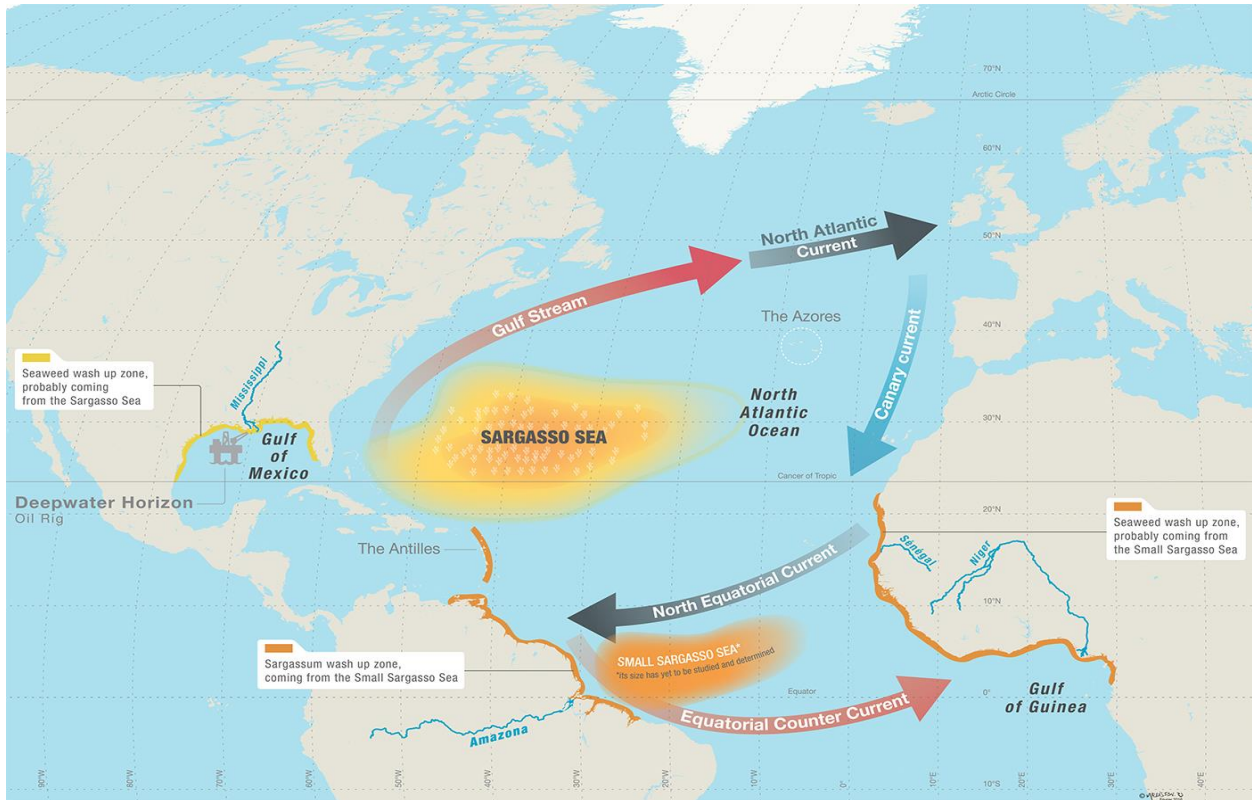


Figura 6. Origen de las afluencias masivas de Sargazo. Según estudios como los de Gower, et al; 2013, apuntan que en la región de Recirculación Norecuatorial se generan las masas de sargazo. Estas son alimentadas por los nutrientes que provienen de las diversas desembocaduras de los ríos, principalmente Amazonas (Sudamérica) y Congo (África) Imagen tomada de <http://ocean71.com/chapters/sea-like-none-other/>



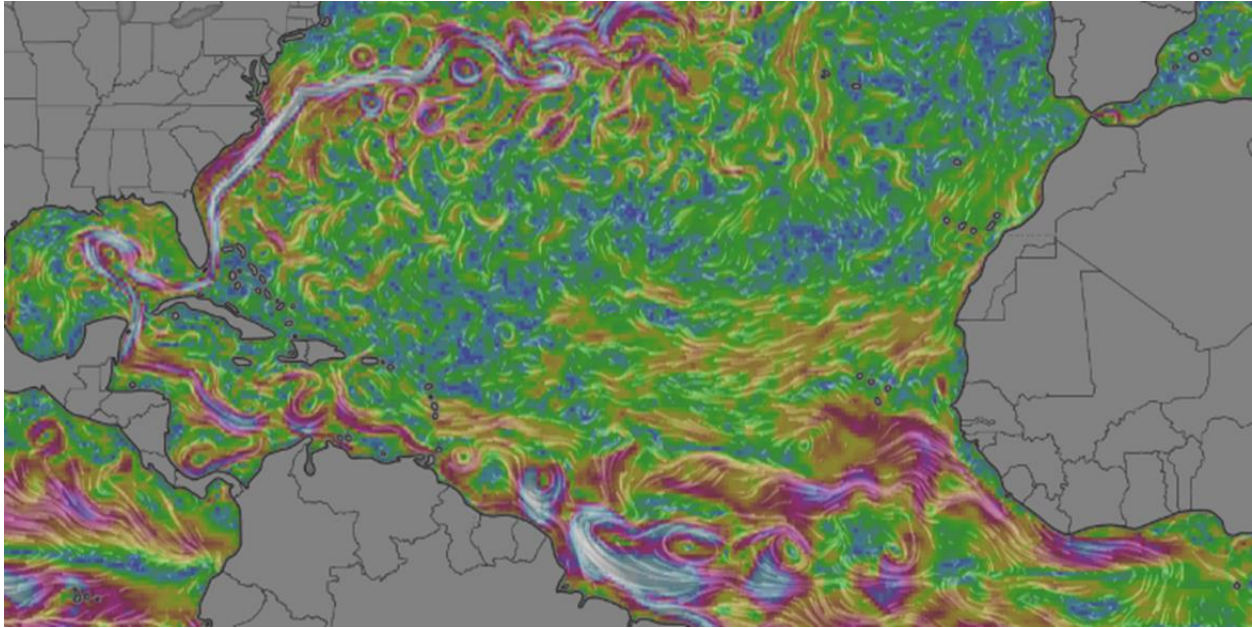


Figura 7. Sistema de corrientes del Atlántico, en tonos morados y azules se observan la corriente norecuatorial conectada con la corriente de Yucatán que asciende y se conecta con la corriente de Golfo y sale por el estrecho de Florida. Imagen tomada de <https://www.windy.com/es/-Mostrar---a%C3%B1adir-m%C3%A1s-capas/overlays?currents,31.766,-13.992,3>

## 2.5 Afectaciones por florecimientos macroalgales

Los florecimientos (blooms) macroalgales son causantes de múltiples impactos en las comunidades acuáticas en las regiones costeras ya que en mar abierto las macroalgas pueden fungir como hábitats y zona de refugio para la fauna marina (Lyons, et al; 2014).

Los florecimientos de macroalgas en la costa pueden causar condiciones de hipoxia, anoxia y liberación excesiva de nutrientes y toxinas al agua que pueden contribuir a la mortalidad de peces, moluscos, cretáceos y organismos bentónicos como corales y pastos marinos (Johnson y Welsh, 1985; McGlathery, 2001; Morand y Mercerón, 2005; Lyons, et al; 2014; Han y Liu, 2014).

La descomposición, produce la liberación de exudados que propician condiciones de hipoxia, anoxia y eutrofización, letales para otros organismos (Bechard y Rayburn, 1979; Johnson y Welsh, 1985; Morand y Mercerón, 2005). En el caso específico de los pastos marinos, concentraciones elevadas de sulfuros liberados bajo condiciones hipóxicas o anóxicas disminuyen la tasa fotosintética y tiene efectos negativos sobre el crecimiento de las hojas e incluso pueden causar mortalidad (Pedersen y Borum, 2004).

Los florecimientos macroalgales también pueden reducir significativamente la penetración de luz en el agua. La disponibilidad de luz es uno de los factores más importantes en el crecimiento de pastos marinos y macroalgas (Dennison, 1987). Para los pastos marinos un decremento en la cantidad de luz puede

inducir cambios en su actividad fotosintética y alterar sus patrones de crecimiento, asimilación y translocación de carbono entre hojas y raíces, e incrementar la toxicidad del amonio y sulfuro; por lo tanto, a mediano y largo plazo disminuyen las densidades y la biomasa de las camas (Irlandi, *et al*, 2004; McGlathery *et al*; 2001; Brun *et al*; 2008 en Han y Liu, 2014).

## 2.6 Mareas marrones de sargazo

Las mareas marrones de sargazo se originan cuando el sargazo pelágico llega a la zona costera, se deposita y se acumula, dando como resultado grandes volúmenes de macroalgas en descomposición que generan lixiviados y alteran los parámetros de calidad del agua.

Para que se empiece a generar agua marrón se requieren al menos 20kg/m<sup>2</sup> de sargazo acumulado. En agosto de 2015 se contabilizó en cinco municipios de Quintana Roo un volumen recogido total de 71,353m<sup>3</sup>, en promedio se removieron 318.9m<sup>3</sup> de sargazo por kilómetro de playa (Rodríguez-Martínez, *et al*, 2016; Chávez, *et al*, 2020). En 2016 las mareas marrones no se registraron, mientras que en 2018 las mareas marrones comenzaron a suscitarse en marzo mientras que en 2019 comenzaron hasta abril (García- Sánchez, *et al*; 2020).

Con las mareas marrones presentes, se ha observado que los niveles de nutrientes como el nitrógeno aumentan sustancialmente, el pH del agua se acidifica, el oxígeno disuelto disminuye hasta niveles anóxicos e hipóxicos y la turbidez aumenta, tornando a un color marrón o café el agua de los primeros metros de costa (van Tussenbroek *et al*; 2017).

Rodríguez-Muñoz, *et al*; 2021 encontraron que en zonas aledañas a la costa la turbidez en función de cobertura de sargazo es seis veces más grande que en zonas lejanas donde el sargazo no ha entrado en descomposición.

Los efectos de las mareas marrones de sargazo a corto plazo han sido estudiados y los ecosistemas que principalmente se ven afectados son las praderas de pastos marinos. El alto tiempo de exposición a estas condiciones provoca una disminución en las coberturas las pastizales marinos e incrementa la aparición de macroalgas epífitas y rizofíticas que son competitivas bajo estas condiciones (Han y Liu, 2014; van Tussenbroek *et al*; 2017).

El reemplazo de especies propicia condiciones diferentes, tal como la alteración de la química sedimentaria, la cantidad de materia orgánica y la oxigenación del fondo que a su vez alterado las comunidades de invertebrados intersticiales como los poliquetos (Cummins et al; 2004; Lyons, et al; 2014).

También han sido estudiadas las afectaciones en larvas de coral de *Acropora palmata* y se ha encontrado que las larvas tornan patrones de nado erráticos y problemas para asentarse en el fondo (Antonio-Martínez et al; 2020).

Los eventos de afluencias masivas de sargazo han causado problemáticas tanto socioeconómicas como ecológicas. Por el lado socioeconómico, el principal sector afectado es la industria turística ya que por una parte disminuye la estética del paisaje, y por otra parte se generan altos costos para la limpieza de las playas que inicialmente se realizaban de manera manual, pero con las altas cantidades depositadas, se empezó a utilizar maquinaria pesada que provocó erosión y compactación de las playas (Rodríguez-Martínez, et al, 2016).

### 3. Antecedentes

Thorhaug y colaboradores en 2007 realizaron una investigación sobre la reflectividad espectral de tres especies de pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*) y cinco macroalgas (*Fucus vesiculosus*, *Ulva lactuca*, *Halimeda incrassata*, *Udotea flabellum* y *Penicillus capitatus*) del Atlántico occidental utilizando un sistema de análisis espectral UniSpec. Sus resultados indican que *T. testudinum* tiene un pico de reflectividad cuando sus hojas están sanas a los 550 nm y 680 nm, que su grado de reflectividad es menor en comparación con plantas terrestres (*Betula papyrifera*, *Picea rubens*, *Abies balsamea*) pero mayor en comparación con *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*.

Por último, los autores mencionan que la primera derivada de la reflectancia de *Halimeda incrassata* muestra diferencias importantes ya que la forma y tamaño de los picos de reflectividad son mayores con respecto a las demás macroalgas sugiriendo que los pigmentos accesorios de esta macroalga difieren de las otras especies.

En el 2008, Peneva, Griffith y Carter, clasificaron las áreas de pastos marinos de la Isla de Horn a 19 km del sur de la costa de Mississippi con base a su profundidad en tres zonas, a diferentes distancias de la costa (0-100, 100-200 y >200 m) y composición del sustrato (pastizales marinos, fondo arenoso brillante, fondo arenoso oscuro), utilizando una imagen Hiperespectral de MyMap de 30 bandas (de 456 a 875 nm en rangos de 14-15 nm).

Los resultados demostraron que el mejor algoritmo de clasificación por tener una mejor exactitud, menor error de omisión y comisión y un índice de kappa más alto fue máxima verosimilitud (ML, por sus siglas en inglés) a comparación de distancia mínima a la media (MDM) y mapeado de ángulo espectral (SAM). Los autores siguieron que los mismos o hasta mejores resultados pueden ser alcanzados con imágenes multiespectrales con mayor resolución espacial (3-5m) pero que es necesario realizar más estudios.

Roelfsema y colaboradores en 2010 se dieron a la tarea de mapear el porcentaje de cobertura (1-25 %, 25-50 %, 50-75 %, 75-100 %) de los pastos marinos de la Bahía de Moreton en el este de Australia. Lo anterior se realizó con una imagen Landsat 5, por un método de integración de información de polígonos digitalizados a mano. Entre la información empleada mencionan foto transectos, cuadrantes en zonas >3 m y turbias, junto con un mapa obtenido mediante clasificación supervisada para sitios <3 m y de agua clara.

El resultado final fue un mapa que cubría una superficie 1,582 km<sup>2</sup> donde los pastos marinos abarcaban un total de 189km<sup>2</sup>. Los autores mencionan que no fue posible medir la exactitud de forma cuantitativa debido a los múltiples métodos de campo, pero mediante una aproximación cualitativa tenían

una confiabilidad “alta” para 156 km<sup>2</sup> de pastos marinos mapeados, por lo que la técnica es efectiva para áreas grandes (>300 km<sup>2</sup>) y puede servir como base para toma de decisiones de manejo costero.

Arellano-Méndez y colaboradores en 2010 realizaron un estudio de las camas de *Thalassia testudinum* en la Bahía de Ascensión, Quintana Roo, posterior a los huracanes Gilberto (1988) y Roxanne (1995) para evaluar el cambio espacio-temporal, empleando imágenes Landsat ETM+image junto con información de 525 estaciones de muestreo.

Realizaron clasificaciones con ocho hábitats bentónicos, sus resultados indican que no se observaron grandes secciones fragmentadas de *T. testudinum* y se encontraron sitios de progresión, donde se incrementó la cobertura de pasto. Algunos parches irregulares pueden ser ocasionados por el efecto de la intensidad de los huracanes, pero en general se sugiere una buena calidad ambiental y crecimiento de la especie en la Bahía.

Wickasono y Lazuardi (2018) realizaron la primera evaluación de pastos marinos utilizando dos imágenes de satélite (17 mayo 2017 y 15 agosto 2017) de la plataforma PlanetScope de las islas de Karimunjawa, Indonesia.

La investigación consistió en evaluar la exactitud que se podía obtener al clasificar hábitats bentónicos y especies de pastos marinos.

Para producir el mapeo bentónico se emplearon las bandas BOA (Bottom-Atmosphere reflectance image), PC (Principal Components) y MNF (Minimum Noise Fraction) y se realizaron dos clasificaciones. La primera con el método OBIA (Object-Based Image Analysis) usando segmentación de imágenes por medio de los algoritmos Máxima Verosimilitud (ML), Support Vector Machine (SVM) y Análisis de Clasificación por Árboles (CTA). El segundo método empleado fue pixel por pixel empleando los mismos algoritmos.

Para el mapeo de especies se utilizaron las mismas bandas y LSU (Linear Spectral Unmixing) procesadas mediante OBIA usando Segmentación de imágenes con ML, SVM Y CTA, Pixel por pixel con los algoritmos ML, SVM y CTA y Spectra-based con los algoritmos SAM (Spectral Angle Mapper) y SID (Spectral Information Divergence).

En sus resultados obtuvieron una exactitud total de 47.14 %-50 % para el mapeo bentónico con cinco clases (arrecifes de coral, macroalgas, pastos marinos, sustrato desnudo y coral muerto) y 74.03 %-74.31 % de exactitud total para el mapeo de cinco especies de pastos.

La comparación entre la imagen de mayo y agosto demuestra un resultado consistente por lo que se demuestra la utilidad de las imágenes para monitorear hábitats bentónicos. Por otro lado, los autores

mencionan que no pudieron realizar la corrección de la columna de agua debido a la poca correlación entre la banda infrarroja y las demás bandas que en otros satélites demuestra ser alta y no causa problema alguno.

En 2018, Cerdeira-Estrada y colaboradores de la CONABIO publicaron las coberturas bentónicas de los ecosistemas marinos del Caribe mexicano, donde se generaron 50 clases en un área de 1001.3 km<sup>2</sup> y una profundidad máxima de 18 m, empleando 23 imágenes satelitales WorldView-2 (2 m resolución Espacial) 674 observaciones in situ de fotografías, videos, registros de especies, identificación de paisajes y cobertura y sondeos batimétricos.

Las comunidades de pastos marinos aparecieron en tres clases: Comunidades de pastos marinos en piso lagunar sobre primer nivel de terraza, comunidad de pastos marinos en arrecife posterior sobre primer nivel de terraza y comunidad de pastos marinos en primer nivel de terraza, las cuales abarcaron un área de 317.3 km<sup>2</sup> (31.7 %), mientras que los pastos marinos junto con las macroalgas conformaron tres clases más: Pastos marinos y macroalgas en arrecife posterior sobre primer nivel de terraza, pastos marinos y macroalgas en piso lagunar sobre primer nivel de terraza y pastos marinos y macroalgas en primer nivel de terraza, las cuales abarcaron 28.8 km<sup>2</sup> (2.9 %) del total.

## 4. Justificación

A causa de las afluencias masivas de sargazo que se han presentado en el Caribe de México desde el 2015, se han comenzado una serie de investigaciones que tienen por objetivo entender sus impactos sobre las costas, que sirvan como base para poder aplicar medidas adecuadas de manejo.

Las acumulaciones de sargazo en las costas han causado mareas marrones que han provocado impactos a las comunidades marinas costeras más cercanas a la costa como las praderas de pastos marinos. Aunque existe una cartografía general de las praderas de pastos marinos en el Caribe Mexicano, esta no tiene el enfoque y características temporales necesarias para determinar los impactos de las mareas marrones.

Se ha estudiado el estado actual de las praderas de pastos marinos post-sargassum en sitios muy puntuales; sin embargo, los cambios no han sido mapeados. Poder contar con una metodología para detectar áreas donde han sufrido alteraciones negativas a causa de estos fenómenos, es fundamental para su atención, conservación y/o restauración y por ende la estabilidad y salud de las costas del Caribe mexicano.

## 5. Preguntas de investigación e Hipótesis

### Pregunta de investigación

¿Cuál era la distribución espacial y composición de las praderas de pastos marinos en la zona costera de Puerto Morelos, Quintana Roo, antes y después de las afluencias masivas de sargazo de 2015 a 2020

### Hipótesis

El impacto de las mareas marrones de sargazo sobre las praderas de pastos marinos no es uniforme a escala espacial causando sus mayores afectaciones en los primeros 150 metros de la laguna arrecifal.

## 6. Objetivos

### Objetivo General

- ❖ Analizar la variabilidad de la extensión y composición de las praderas de pastos marinos en la zona costera de Puerto Morelos, Quintana Roo, a través del tiempo desde 2014 hasta 2020 utilizando técnicas de percepción remota.

### Objetivos específicos

1. Establecer un mapa base de cobertura de distintas clases de praderas de pastos marinos basado en su abundancia o composición, previo a las afluencias masivas de sargazo (2014).
2. Generar mapas de coberturas posterior a los eventos de afluencias masivas de 2015 y 2018.
3. Analizar el cambio espacial de las praderas después de los eventos de afluencias masivas de sargazo.
4. Generar mapas de cobertura del agua marrón de sargazo de los años 2018 y 2019.
5. Analizar cambios de composición comunitaria de las praderas de pastos en una sección costera posterior a los eventos de afluencias masivas de sargazo.
6. Generar un protocolo para el análisis espacial de praderas de pastos marinos, aplicable para el Caribe mexicano.



## 7. Área de estudio

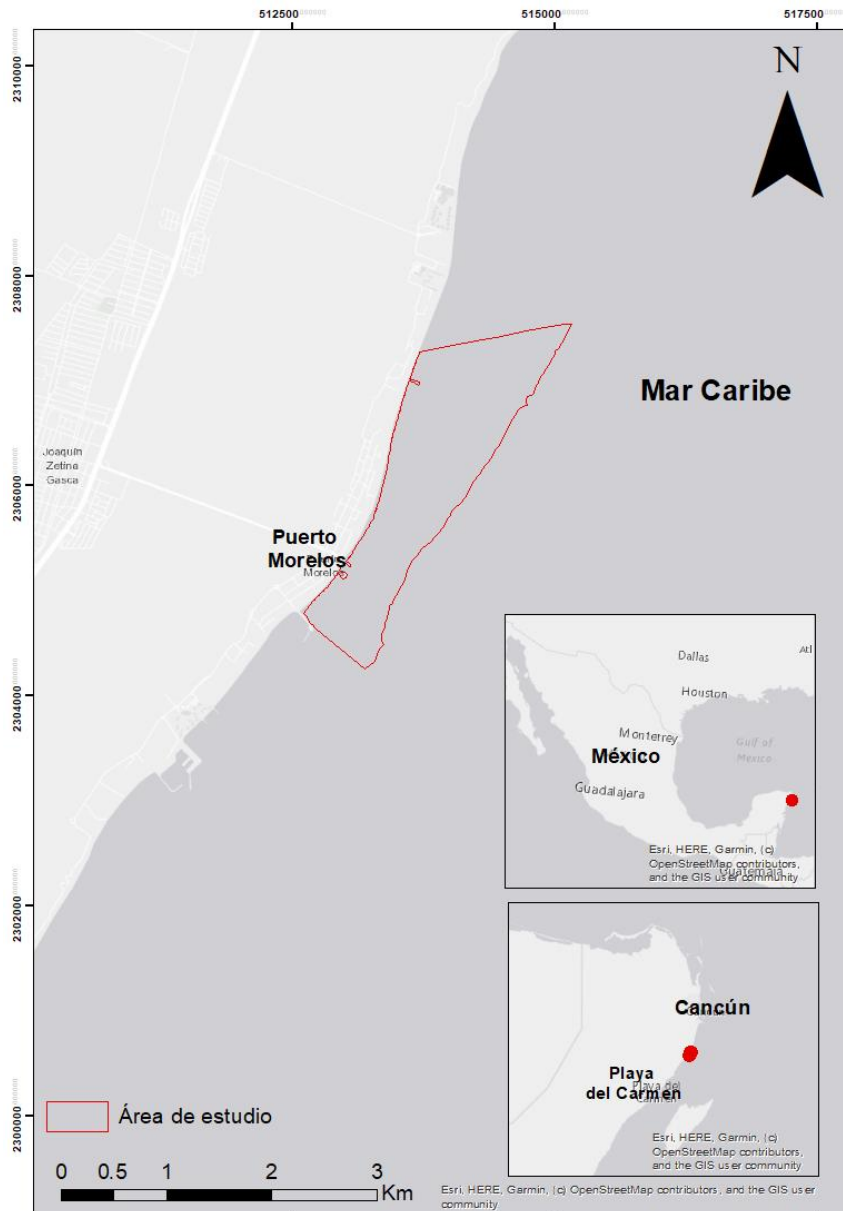


Figura 8. Mapa del área de estudio en Puerto Morelos, Quintana Roo.

Puerto Morelos: Se localiza a 32 km al sur de la ciudad de Cancún, Quintana Roo. entre los  $20^{\circ}48'$  y  $20^{\circ}52'$  N y los  $86^{\circ}51'$  y  $86^{\circ}55'$  W (Figura 8) (Coronado et al; 2007).

La laguna arrecifal de Puerto Morelos tiene un sustrato conformado por arena de carbonato de calcio donde se establece toda la vegetación marina. Cuenta con aproximadamente 15 km de largo y el ancho varía entre 500-1500 m delimitado por la cresta arrecifal de un arrecife bordante. Su profundidad

promedio es entre 3-4 m y llegando hasta 8 m en el canal del sur (Carruthers et al; 2005; Coronado et al; 2007). Los rangos de temperatura del agua superficial se mantienen entre los 24-32°C anualmente.

Las aguas presentan características oligotróficas por el escaso aporte de sedimentos terrestres (Carruthers et al, 2005). Su conexión con el mar es por medio de dos entradas. La primera es una entrada natural (interrupción arrecifal) ubicada al norte de la barrera arrecifal con 300 m de ancho y 6 m de profundidad y la segunda al sur del arrecife es un canal de navegación de 400 m de ancho y 8 m de profundidad (Coronado et al; 2007; Torres-Freyermuth et al; 2012 en Berriel, 2018). El oleaje de Puerto Morelos está dominado por los vientos Alisios, los cuales generan oleaje de periodos cortos (Tp de 6 a 8 segundos) y alturas significantes moderadas (Hs promedio de 0.8 m), que cuando rompen en el arrecife se reducen considerablemente encontrando alturas significativas de tan solo 0.15 m (Coronado et al; 2007).

En términos generales la comunidad vegetal marina de la laguna arrecifal consiste en comunidades de pastos marinos de las especies *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* con macroalgas asociadas principalmente calcáreas como son *Halimeda* spp; *Penicillus* spp; *Udotea* spp. entre otras, en conjunto con algunos parches de corales escleractineos, esponjas, gorgonias y sustrato rocoso (Carruthers et al; 2005; Rodríguez-Martínez, 2010)

## 8. Metodología

### 8.1 Pre procesamiento de Imágenes Satelitales

Se seleccionaron un total de 7 imágenes satelitales, 3 de la constelación Planet scope (figura 8) y 4 de la constelación RapidEye para realizar el análisis. Las imágenes Planet scope tienen una resolución espacial de 3 x 3 m y las imágenes RapidEye tienen una resolución espacial de 5 x 5 m (Tabla 1). Para obtener un producto cartográfico comparable, las imágenes RapidEye fueron remuestreadas a una resolución espacial de 3x3 m, utilizando el método de vecino más cercano (figura 11).

Todas las imágenes empleadas tienen una resolución radiométrica de 16 bits y se usaron tres bandas (RGB) para detectar los cambios (Tabla 1). Las imágenes contaban con corrección atmosférica realizada previamente por la plataforma, no tenía nubosidad ni efecto de brillo solar en la superficie por lo que no se enmascararon nubes ni se aplicó corrección de glint. Los preprocesamientos efectuados se realizaron con los softwares ArcGIS 10.3 y ENVI 5.3. y fueron: 1) Corrección geométrica para poder alinear de la manera más exacta los pixeles entre imágenes y detectar cambios seguros (Figura 9). 2) Recorte del área de interés y embarcaciones (Figura 10). 3) Corrección de la columna del agua por medio del método pixel más oscuro (figura 10) y 4) Para las imágenes de RapidEye, como se mencionó anteriormente,

remuestreo de pixeles de 5 x 5 m a 3 x 3 m por método de vecino más cercano (Figura 11).

El Área de Interés (AOI) abarca la sección de la laguna arrecifal desde el muelle fiscal en la parte sur de la laguna hasta el inicio de las instalaciones del Centro Regional de Investigaciones acuícolas y pesqueras (CRIP) en la parte norte. En total, el AOI cubre 254 ha.

Tabla 1. Características de las imágenes satelitales empeladas

Fechas	Especificaciones					
	Constelación	Bandas	Resolución espacial	Resolución radiométrica	Formato	Procesamientos por default
19/04/2014	RapidEye	R, G, B, NIR	5x5m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
08/04/2015	RapidEye	R, G, B, NIR	5x5m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
16/12/2015	RapidEye	R, G, B, NIR	5x5m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
25/02/2017	RapidEye	R, G, B, NIR	5x5m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
25/12/2017	Planet scope	R, G, B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
17/02/2018	Planet scope	R, G, B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
28/01/2020	Planet scope	R, G, B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica

- ❖ Solo se usaron las bandas RGB
- ❖ Las imágenes de 5 x 5m se remuestrearon a 3 x 3 m



Figura 9. Imagen satelital PlanetScope sin preprocesamiento.



Figura 10. Corrección geométrica (Se observan dos imágenes sobrepuestas con un ligero desfase que posteriormente se corrigió).

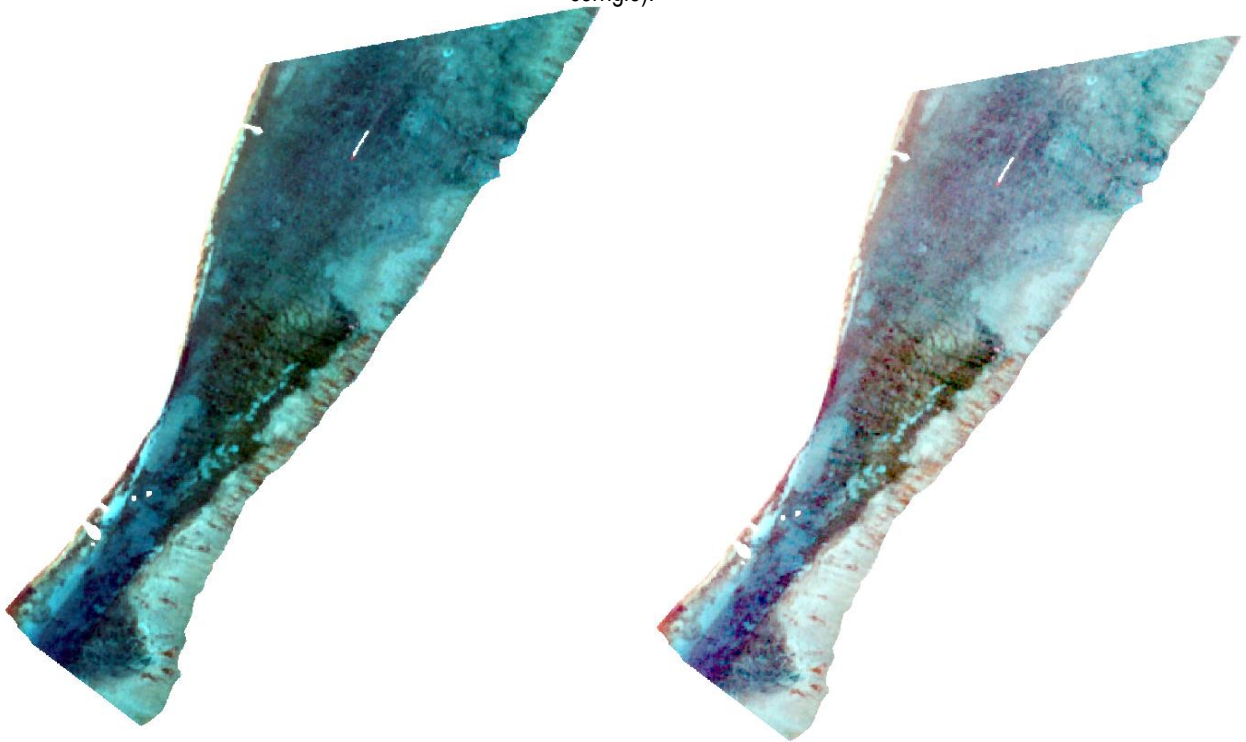


Figura 10. Área de Interés (AOI) (izquierda) y AOI con corrección de columna de agua (derecha), en donde se observan mejor las características del fondo y se elimina la variabilidad de profundidades (Bottom Depth Invariant Index).

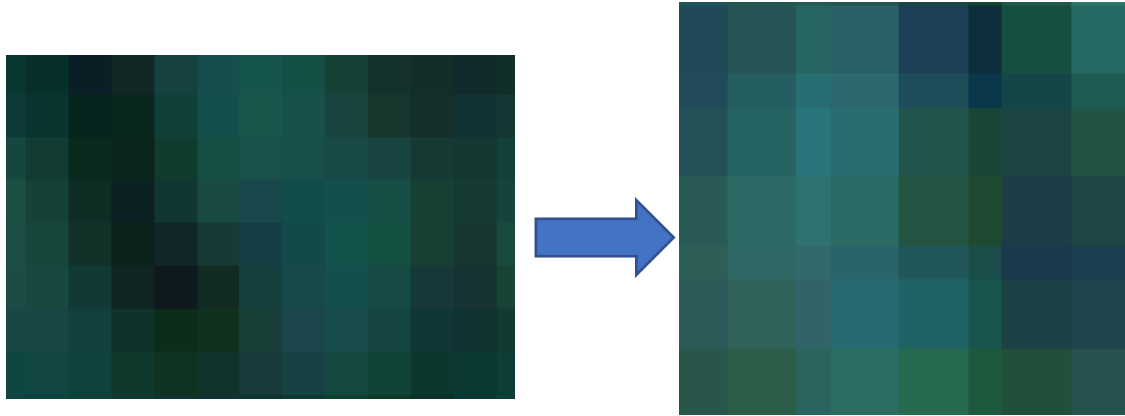


Figura 11. Remuestreo de pixeles por método de vecino más cercano, (derecha pixeles 5 x 5 m) izquierda (remuestreo de pixeles 3 x 3 m).

#### 8.1.1 Caracterización de los tipos de Fondo de la Laguna Arrecifal

Se realizaron dos clasificaciones no supervisadas de Puerto Morelos con el programa Arcgis 10.3. Uno para toda la laguna y otra para los primeros 150m de costa ya que es el área con mayores impactos reportados (van Tussenbroek, et al, 2017 (figura 12). Con las clasificaciones generadas se exploró el área de estudio y se diseñó el muestreo. Mediante el uso del programa Visual Sample Plan (VSP) se obtuvieron 80 y 28 puntos de muestreo respectivamente, los cuales fueron distribuidos de tal manera que hubiera como mínimo dos puntos en cada clase (Figura 12).

Durante los meses de septiembre-octubre de 2019, por medio de snorkel, con una cámara Gopro 4 y un cuadrante de 50 x 50 cm se fotografiaron los primeros 80 puntos y en enero de 2020 se fotografiaron los restantes 28 puntos restantes.

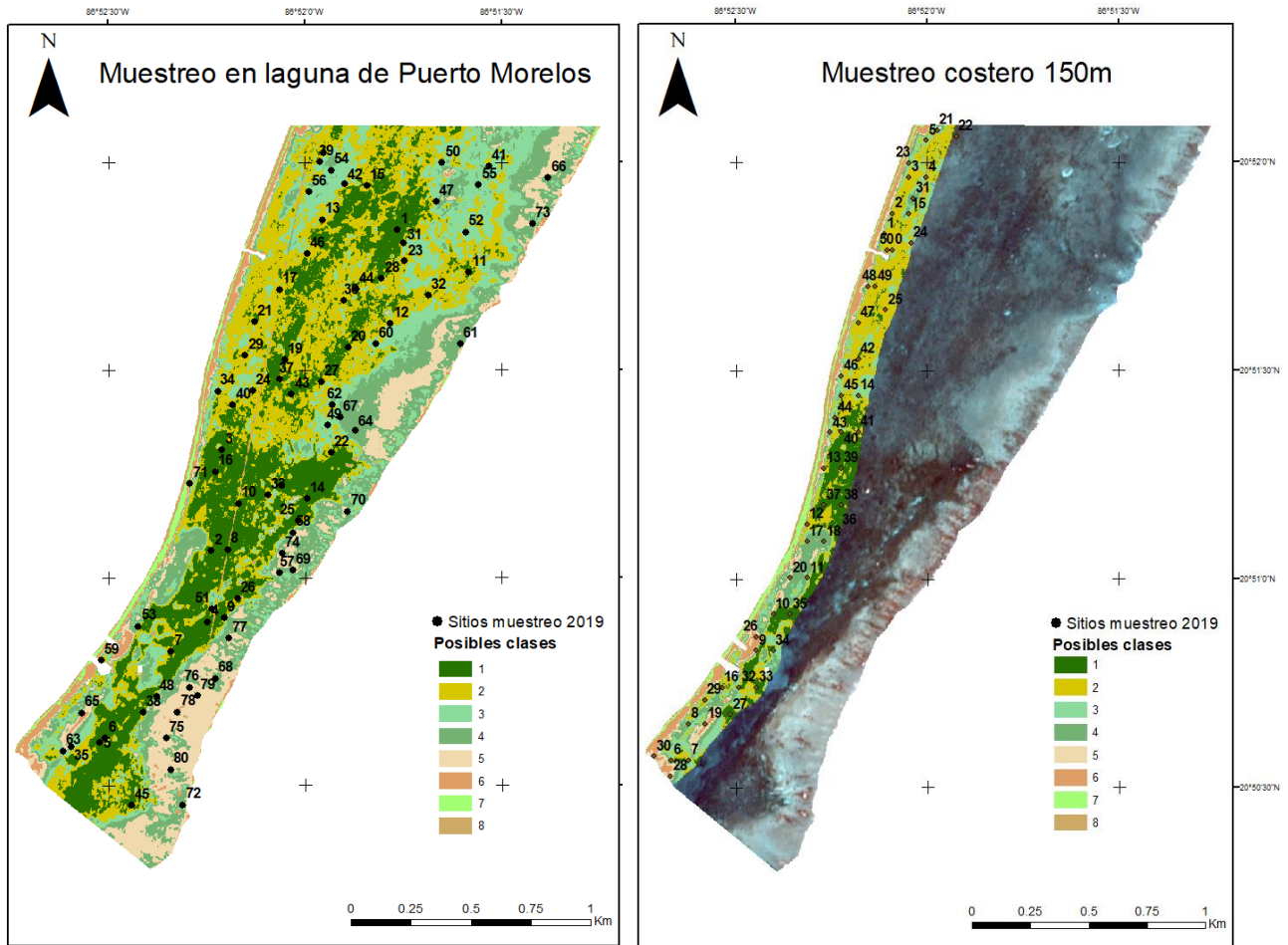


Figura 12. Sitios de muestreo: Área de Interés en la laguna (izquierda) y zona costera (derecha).

### 8.1.2 Datos de coberturas

Mediante programa PowerPoint se creó una plantilla que contenía 21 puntos colocados sistemáticamente, las fotografías de cada sitio de muestreo se colocaron por debajo y se contabilizaron las especies observadas (Tabla 1). La información se conjuntó en una base de datos de Excel donde se calculó el porcentaje de cobertura de cada especie por sitio.

Con esta base de datos se procedió a realizar el análisis jerárquico de aglomeramiento para obtener las clases que se sometieron a análisis espacial.

La exploración de datos se realizó con el programa PRIMER 7, las coberturas se transformaron con raíz cuadrada, y se aplicó un análisis jerárquico de agrupación con distancia de Bray-Curtis. Posteriormente,

las clases definidas se revisaron y se aplicó un ajuste manual para cambiar estaciones (semillas) que con base al porcentaje de cobertura (con gráficos de columna apilada), referencias fotográficas e información espectral de los píxeles concordaban más con alguna otra categoría de fondo.

Una vez realizado el ajuste se procedió a la creación de los mapas de tipo de fondo a través de clasificación supervisada.

#### 8.1.2 Cartografía de tipo de fondos de la laguna arrecifal.

Con el software ENVI se crearon los polígonos (archivos vectoriales) por clase (semillas) que posteriormente se emplearon para aplicar técnicas de clasificación supervisada (figura 15). Fue necesario integrar un mayor número de semillas, debido a que con los 80 puntos no fue suficiente para clasificar de manera idónea y precisa toda el área. Las semillas restantes se eligieron basados en la información espectral de los píxeles, las fotografías de los sitios muestreados y la ubicación geográfica. En total se emplearon 146 semillas para el primer mapa de 2020. 117 (80%) para realizar la clasificación y 29 (20%) para comprobar la precisión de la clasificación. El algoritmo empleado fue el de máxima verosimilitud.

Para clasificar el resto de las imágenes, a partir del primer mapa temático se obtuvieron semillas de entrenamiento de cada clase que se usaron para clasificar la imagen del tiempo inmediato anterior. Se repitió este procedimiento sucesivamente hasta completar los siete mapas temáticos desde febrero del 2020 hasta abril de 2014 (figura 16).

El número de semillas empleadas para cada mapa varió entre años de acuerdo con la cobertura de cada clase y las características espectrales de los píxeles.

Una vez obtenidos todos los mapas temáticos con ellos se realizaron los siguientes análisis espaciales:

- 1) Se realizó un análisis de cambio para toda el área de estudio en el software ENVI. El análisis consistió en integrar los mapas temáticos por pares (2014 y 2015, 2015 y 2016 etc.) para detectar las diferencias de cobertura (en hectáreas) de cada clase a lo largo del tiempo (abril 2014 a febrero 2020). Así como los cambios intraespecíficos de cada clase. Es decir, que categoría se transformó a otra de un año a otro y el número de hectáreas de cambio.

Los datos fueron integrados a una hoja de Excel y se hicieron gráficos de área para poder observar las diferencias interanuales e intercalase.

- 2) A los 7 mapas temáticos se les realizó un enmascaramiento y recorte de los primeros 150 m de la laguna para realizar un análisis más detallado del cambio en las comunidades de pastos marinos en esta área más afectada por fenómenos como mareas marrones de sargazo y huracanes. Para lo anterior, se siguió el mismo procedimiento de análisis de cambio en el software ENVI, pero solo para el área enmascarada.
- 3) Con base a la literatura de las praderas en la laguna, se zonificó la laguna en tres secciones: 1) costa 150 m (misma máscara que el análisis anterior), laguna media y arrecife posterior. Con base a la zonificación, se realizaron tres pruebas de chi-cuadrado de independencia entre años (una por zona) para observar si existían diferencias significativas entre las clases de vegetación densa vs las clases de vegetación poco densa.

## 8.2 Estimación del área de influencia de agua marrón.

Se emplearon 14 imágenes de la plataforma Planet (1 cada mes, a partir de febrero 2018 y hasta octubre de 2018 y de mayo de 2019 a octubre de 2019) (Tabla 2) para realizar mapas donde se identificaron las siguientes categorías: a) Agua marrón de sargazo; b) Sargazo acumulado en la orilla; y c) Islas flotantes de sargazo. Se realizó el enmascaramiento del AOI y posteriormente se exploraron las imágenes. La exploración consistió en cambiar el orden de las bandas RGB (ej. falso color) y también se realizaron clasificaciones no supervisadas que ayudaran a identificar las categorías.

El agua marrón que fue la clase con mayor relevancia para esta sección del análisis, se definió mediante la exploración de las bandas y la clasificación no supervisada, a su vez, se revisaron videos del sistema de vigilancia de la playa de Puerto Morelos del Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO) del Instituto de Ciencias del mar y limnología de la UNAM: <https://sammo.icmyl.unam.mx/cam1.php> para observar si se el agua marrón se detectaba en las imágenes de las cámaras.

Por último, Se digitalizó manualmente cada categoría en las 14 imágenes (tabla 2) para obtener polígonos de coberturas.



Tabla 2. Características de las imágenes satelitales empeladas para detección de agua marrón y sargazo

Fecha	Constelación	Bandas	Resolución espacial	Resolución radiométrica	Formato	Procesamiento por default
17/02/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
28/05/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
25/06/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
26/07/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
22/08/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
23/09/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
31/10/2018	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
13/05/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
27/06/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
30/07/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
22/08/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
20/09/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
14/10/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica
23/11/2019	Planet scope	R,G,B, NIR	3x3m	16 bits	GeoTiff	Corrección atmosférica

Los shapefiles se utilizaron para obtener el área de cobertura (hectáreas) del agua marrón y el sargazo acumulado en la orilla. Los datos obtenidos se integraron a Excel para realizar gráficos de dispersión de datos y observar el cambio entre años.

Adicionalmente, se emplearon los datos de biomasa arribada de García-Sánchez (2020) los cuales abarcan 650m de costa (entre 20.8695 °N, 86.8665 °W y 20.8641 °N, 86.8688 °W). Frente a esta área se ajustó y recortó el shapefile de agua marrón del tiempo correspondiente creado previamente. Ambos datos (biomasa y cobertura de agua marrón) se graficaron en el programa Excel y se realizó una prueba de correlación de Pearson entre biomasa (kg m<sup>-2</sup>) y área de agua marrón (ha).

El coeficiente de correlación de Pearson mide la dependencia lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas. Es independiente de la escala de medida de las variables (Legendre y Legendre, 2012).

$$r_{X,Y} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} = \frac{cov(X,Y)}{\sqrt{Var(X)Var(Y)}}$$

Donde:

$\sigma_{xy}$  es la covarianza de (X, Y).

$\sigma_x$  es la desviación estándar de la variable X

$\sigma_y$  es la desviación estándar de la variable Y

El valor del índice de correlación varía en el intervalo [-1,1] indicando el signo el sentido de la relación:

Si  $r = 1$ , existe una correlación positiva perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables.

Si  $0 < r < 1$ , entonces existe una correlación positiva.

Si  $r = 0$ , entonces no existe relación lineal, pero esto no necesariamente implica que las variables son independientes: pueden existir todavía relaciones no lineales entre las dos variables.

Si  $-1 < r < 0$ , existe una correlación negativa.

Si  $r=-1$ , existe una correlación negativa perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

### 8.3 Análisis Temporal de Comunidades

#### 8.3.1 Datos Históricos

Se organizó una base de datos con la información de los proyectos del laboratorio de botánica marina en los últimos 10 años y se eligieron los muestreos pertinentes para emplear en el desarrollo del proyecto. Se seleccionó el sitio de la costa (junto al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología), dentro de la laguna de Puerto para obtener información temporal de coberturas de pastos marinos tomadas por el método Braun-Blanquet (Tabla 2) de los años 2011, 2012, 2015 y 2019 con la que se puede realizar un análisis de comunitario de pastos marinos por medio de rasterización de los datos (Figura 13) y análisis estadístico multivariado.



Figura 13. Sitios con datos históricos de coberturas de pastos marinos.

### 8.3.2 Datos actualizados

Durante el mes de enero de 2020 se realizó el muestreo de actualización de los datos en el sitio costero. Se realizaron 6 video transectos por medio de buceo autónomo con una cámara GoPro 4. Cada transecto tuvo una longitud de 65 m con una separación aproximada de 10 m (Figura 14).

Posteriormente los video transectos fueron visualizados con el software VLC y en una plantilla de PowerPoint se estimó la cobertura de las especies cada 5 m (Tabla 3) por medio del método Braun-Blaquet (Tabla 4).

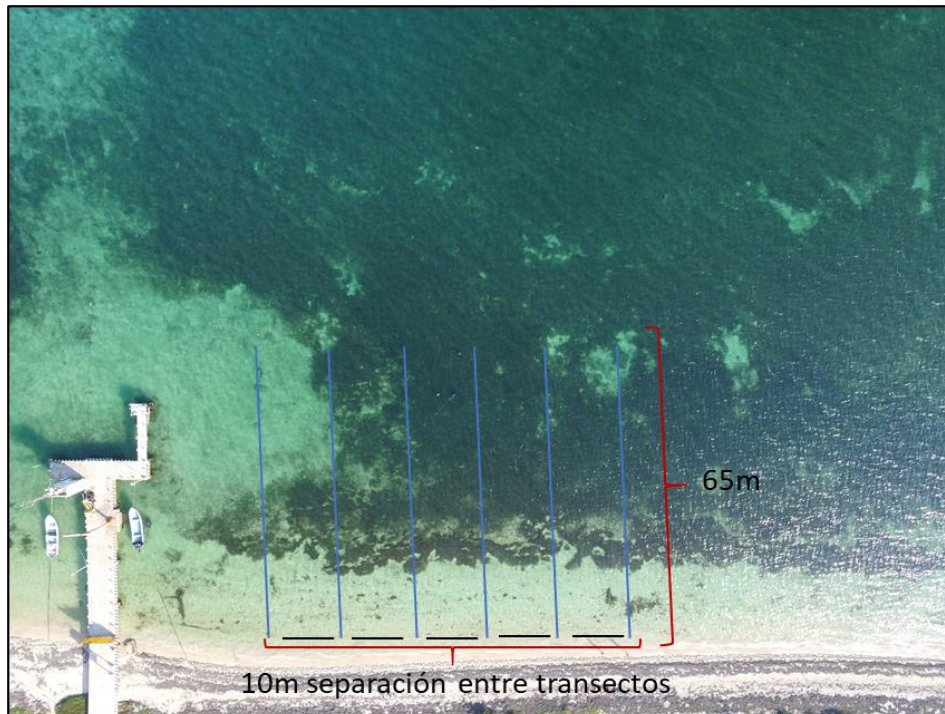


Figura 14. Ejemplificación del método de muestreo con video transectos en zona de costa

Tabla 3. Especies presentes en las comunidades de praderas de pastos marinos

Géneros, especies o grupos	Especies que componen el género o grupo
<b>Pastos Marinos</b>	
<i>Thalassia testudinum</i>	
<i>Syringodium filiforme</i>	
<i>Halodule wrightii</i>	
<b>Macroalgas</b>	
<i>Halimeda</i>	<i>Halimeda incrassata, Halimeda opuntia, Halimeda cryptica, Halimeda discoidea, etc.</i>
<i>Caulerpa</i>	<i>Caulerpa ashmeadii, Caulerpa brachypus, Caulerpa cupressoides, Caulerpa macrophysa, Caulerpa mexicana, Caulerpa prolifera, etc.</i>
<i>Penicillus+ Rhipocephalus</i>	<i>Penicillus capitatus, Penicillus dumetosus, Rhipocephalus phoenix, Rhipocephalus oblongus etc.</i>
<i>Udotea</i>	<i>Udotea caribea, Udotea conglutinata, Udotea dixonii, Udotea luna etc.</i>
<i>Avranvillea</i>	<i>Avranvillea asarifolia, Avranvillea elliottii, Avranvillea fenicaalli, Avranvillea longicaulis, Avranvillea nigricans, Avranvillea silvana, etc.</i>
Otras algas verdes	<i>Batophora, verdes filamentosas etc.</i>
Otras algas cafés	<i>Dictyota sp. Padina sp. Turbinaria sp. etc.</i>
Otras algas rojas	<i>Laurencia sp. Chondria sp. Acantophora sp. Polysiphonia sp; Ceramium sp., etc.</i>
Algas epífitas	<i>Cianobacterias y demás algas de las tres divisiones Rhodophyta, Phaeophyceae y Chlorophyta.</i>
<b>Otro</b>	
Material vegetal muerto	Macroalgas en descomposición, pastos marinos muertos, materia de coloración oscura en el fondo etc.

Tabla 4. Escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet

1	Numerosos, pero cubren menos del 5% del área o dispersos con cobertura superior al 5%.
2	Cualquier número de individuos, con cobertura del 5 al 25% del área estudiada.
3	Cualquier número de individuos, con cobertura del 25 al 50% del área estudiada.
4	Cualquier número de individuos, con cobertura del 50 al 75% del área estudiada.
5	Cualquier número de individuos, con cobertura mayor del 75% del área estudiada.
+ (0.5)	Pocos, cobertura pequeña.
r. (0.2)	Solitarios, cobertura pequeña.

### 8.3.3 Rasters de cobertura

Con los datos de cobertura obtenidos por el método de Braun-Blanquet de 2011-2020 se procedió a crear rasters<sup>1</sup> de las coberturas de cada especie por medio del algoritmo de interpolación vecino más cercano. El método es adecuado cuando se tienen datos categóricos. Lo que hace el algoritmo es hallar un subconjunto de muestras cercanas a los datos de entrada las cuales pondera con base a áreas proporcionales para interpolar un valor. No produce picos no infiere tendencias, no crea crestas o valles que no se representen en los originales (Sibson, 1981 en ArcGis online). El objetivo de estos rasters fue observar los cambios a nivel espacial de cada grupo o especie y como su cobertura cambio a lo largo del tiempo.

### 8.3.4 Análisis de Cambio

Con las coberturas de los distintos grupos obtenidas a través del análisis de los cuadros de video, se procedió a realizar un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) el cual es un método que permite observar de forma gráfica la distancia o similitud entre grupos (Legendre y Legendre, 2012). En este caso la similitud entre años con base a las coberturas bentónicas.

La medición de la precisión de la clasificación o ajuste de los datos se refleja utilizando dos parámetros: A) El ajuste en el diagrama de Shepard, el cual en un gráfico bidimensional donde en el eje Y se observan las distancias graficadas en el diagrama 2-D y en eje X las distancias verdaderas. Si el grafico

---

<sup>1</sup> Matriz de celdas, generalmente pixeles ordenada en forma de filas y columnas en el que cada celda presenta un valor de información (ej. Salinidad, temperatura, cobertura, etc). Los rasters también pueden ser fotografías aéreas, imágenes de satélites etc (<https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/what-is-raster-data.htm>).

MDS representa adecuadamente las distancias, los valores verdaderos deben de corresponder con los valores graficados en el diagrama Shepard. B) En segundo lugar, tenemos el valor de stress el cual se calcula de la siguiente manera:

$$Stress = \sqrt{\frac{\sum_i \sum_k (d_{jk} - \hat{d}_{jk})^2}{\sum_i \sum_k d_{jk}^2}}$$

Si  $d_{jk} = \hat{d}_{jk}$  para cada  $n(n-1)/2$  distancias, entonces el Stress es cero

Y donde un valor  $< 0.05$  corresponde a una excelente representación,  $< 0.10$  es una buena representación,  $< 0.20$  es una buena representación, pero es importante realizar ajustes a los datos,  $> 0.20$  es un gráfico con mucha distorsión y la interpretación se debe realizar con cautela y  $> 0.3$  es una muy mala configuración y se debe replantear si el análisis es el adecuado o los datos son erróneos.

Para el MDS de este estudio se obtuvieron los promedios de cada grupo /especie por año. Se le aplicó raíz cuadrada y se usó distancia de Bray-Curtis para obtener la matriz triangular.

Adicionalmente al análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM).

El ANOSIM es un método estadístico que te permite comparar las distancias entre muestras de un mismo grupo contra las distancias observadas entre muestras de grupos diferentes (Legendre y Legendre, 2012; Clarke, 1993). De esta manera, obtener un resultado significativo podía indicar que los grupos difieren en su estructura comunitaria. El ANOSIM debería reflejar los patrones formados entre sitios de los gráficos MDS. El estadístico que se utiliza para evaluar las diferencias es el siguiente

$$R = \frac{\bar{r}_B - \bar{r}_W}{n(n-1)/4}$$

Donde:  $\bar{r}_B$  es el rango medio de todas las distancias entre grupos

$\bar{r}_W$  es el promedio rango de todas las distancias dentro de los grupos

$n$  es el número total de objetos.

El rango de R va de -1 a 1 donde

Una R positiva cercana a 1 significa disimilitud entre grupos

Una R = 0 significa una agrupación completamente aleatoria.

Los datos empleados en este estudio fueron los datos brutos con transformación raíz cuadrada y distancia de Bray-Curtis.

Por último, se realizó un análisis SIMPER (Porcentaje de similitud) el cual es un método para evaluar que variable es la principal responsable de las diferencias entre grupos del ANOSIM. Para esto se

descompone la medida de disimilitud de Bray-curtis entre todos los pares de muestras en contribuciones porcentuales de cada especie y se enumeran las especies en orden decreciente de dichas aportaciones (Clarke, 2005; Legendre y Legendre, 2012).

## 9. RESULTADOS

### 9.1 Mapas de cobertura de pastos marinos

El análisis jerárquico arrojó seis grupos (tipos de fondo) (con 75 % de similaridad), de estos, se eliminó la clase de estructuras coralinas por su baja representatividad dentro de las muestras (Figura 16).

Las 5 clases resultantes (figura 16) a partir de los análisis de las fotografías y que se usaron para el entrenamiento de la clasificación supervisada (Figura 17) fueron:

Clase 1: Pastizales marinos densos: Cobertura de más del 80 % de pastos mono o multi-específicas con pocas algas arraigadas.

Clase 2: Pastizales marinos y macroalgas diversas: Alta cobertura de pastos (50 %) y macroalgas de las tres divisiones (verdes, rojas y pardas), epífitas con cobertura entre 20-50 %

Clase 3: Pastizales marinos y algas verdes arraigadas: Cobertura entre 15-35 % de algas verdes (principalmente calcáreas y del género *Avranvillea*)

Clase 4 Vegetación mixta (pastos y algas arraigadas) poco densa: Coberturas de arena entre el 40-60% con cobertura de vegetación ya sea pastos y macroalgas o una combinación en diferentes proporciones.

Clase 5: Sedimentos (arena): El fondo arenoso cubre más del 60 %.

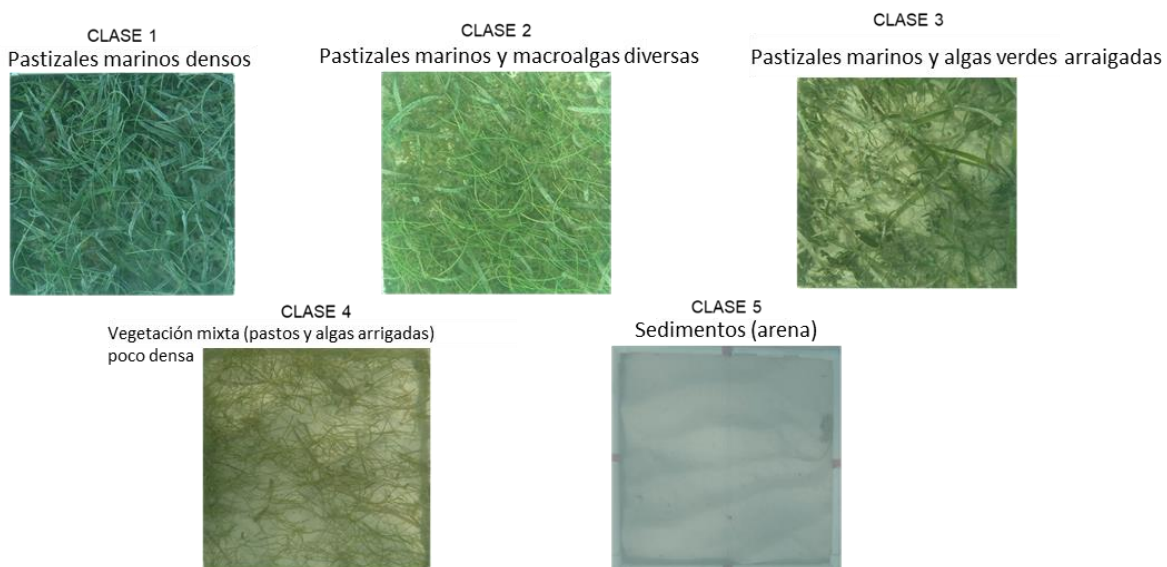


Figura 15. Fondos representativos de cada clase



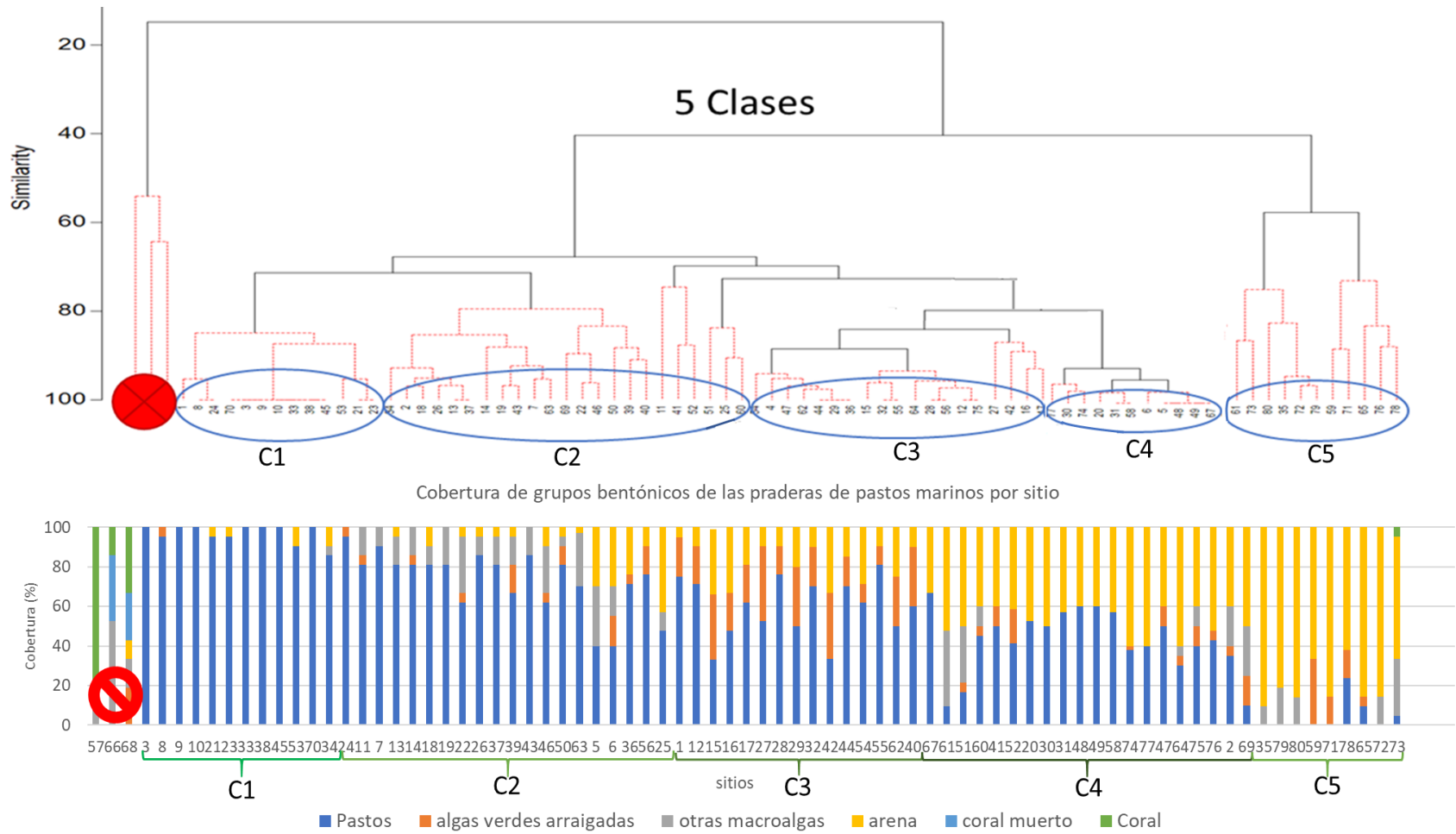


Figura 16. Análisis de conglomerado jerárquico para determinar las clases en el análisis espacial. Se observan 5 agrupaciones.

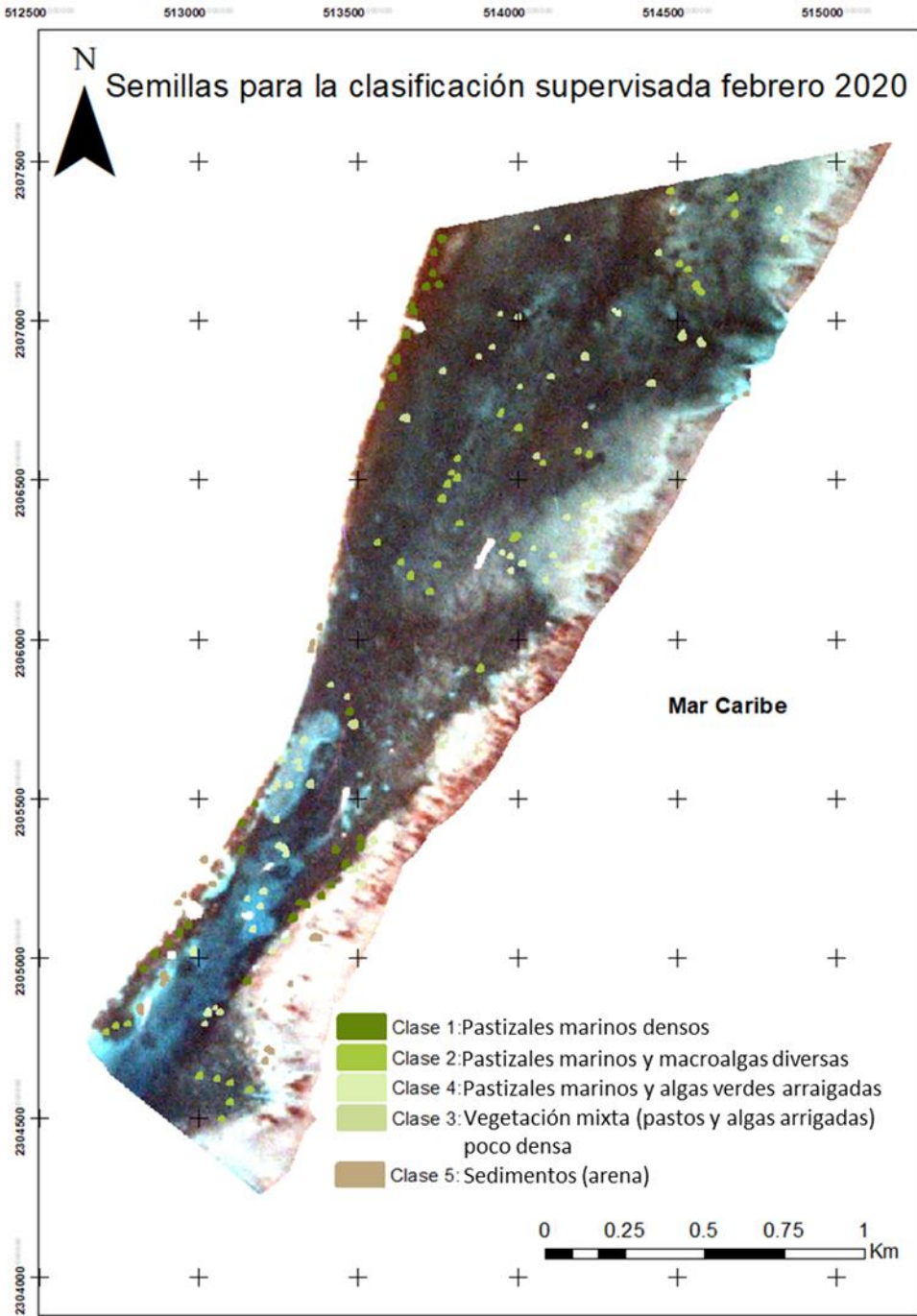


Figura 17. Ubicación de los datos de entrenamiento para clasificación de imagen Planet scope febrero 2020

## 9.2 Cartografía temática y evaluación de la exactitud.

Se generaron 7 mapas con el algoritmo de máxima verosimilitud (Figuras 19 y 20) con resultados por encima del 80% en exactitud general y coeficientes de kappa mayores a 0.7, Esto indicó que, en general son mapas de buena calidad (tabla 5) donde la mayoría de los pixeles fueron clasificados correctamente con base a las semillas empleadas.

Tabla 5. Calidad de los mapas temáticos de la laguna de Puerto Morelos abril 2014-febrero 2020

Años	Parametros de calidad		
	Coeficiente de Kappa	Precisión (Pixeles)	Precisión (porcentaje %)
abr-14	0.964	731/751	97.34%
abr-15	0.91	638/688	92.73%
dic-15	0.877	746/826	90.31%
feb-17	0.768	726/889	81.66%
dic-17	0.969	246/252	97.62%
feb-18	0.95	842/874	96.33%
feb-20	0.942	597/618	96.60%

La mejor imagen clasificada fue la de diciembre 2015 con un 98.41 % de exactitud general y coeficiente kappa de 0.97 (figura 18) y la de menor exactitud general fue febrero de 2017 con 81.66 % y coeficiente de kappa de 0.768 (Figura 19). Este mapa fue el que mayor conflicto tuvo entre las clases 4 (vegetación poco densa) y 5 (arena-sedimento). Los datos de la matriz de confusión arrojaron para la clase 4 un error de comisión del 51.01 %, precisión del usuario del 48.99%; así como error de omisión del 36.65 % y precisión del productor 63.35 % para la clase 5.

El resto de los mapas se mantuvieron con errores de comisión por debajo del 19 %, errores de omisión por debajo del 29 % y precisiones del productor y del usuario por arriba del 80 % (Anexos Tablas 5-12) .



## Cambios interanuales de las comunidades de pastos marinos de Puerto Morelos, Quintana Roo, abril 2014- diciembre 2015

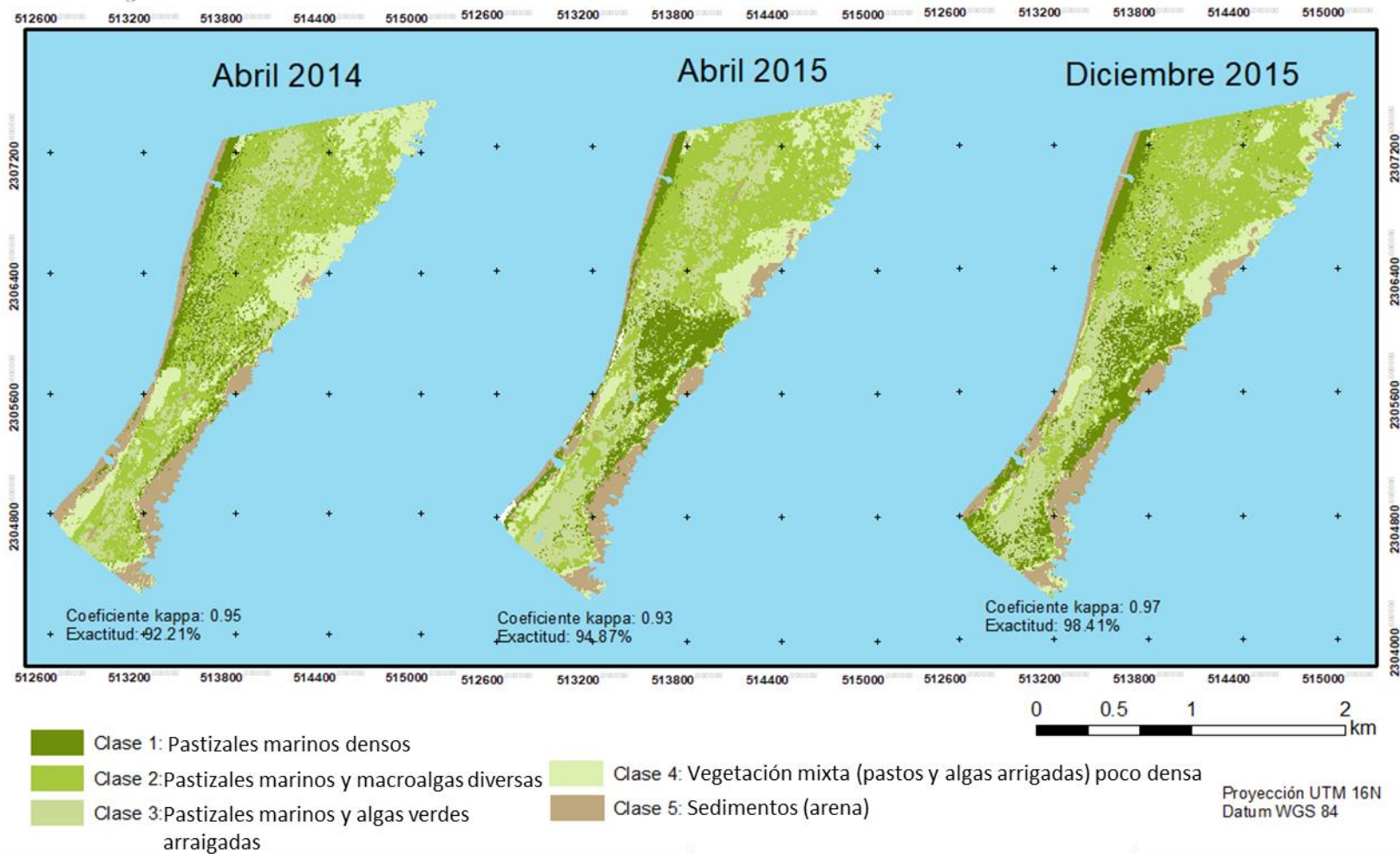
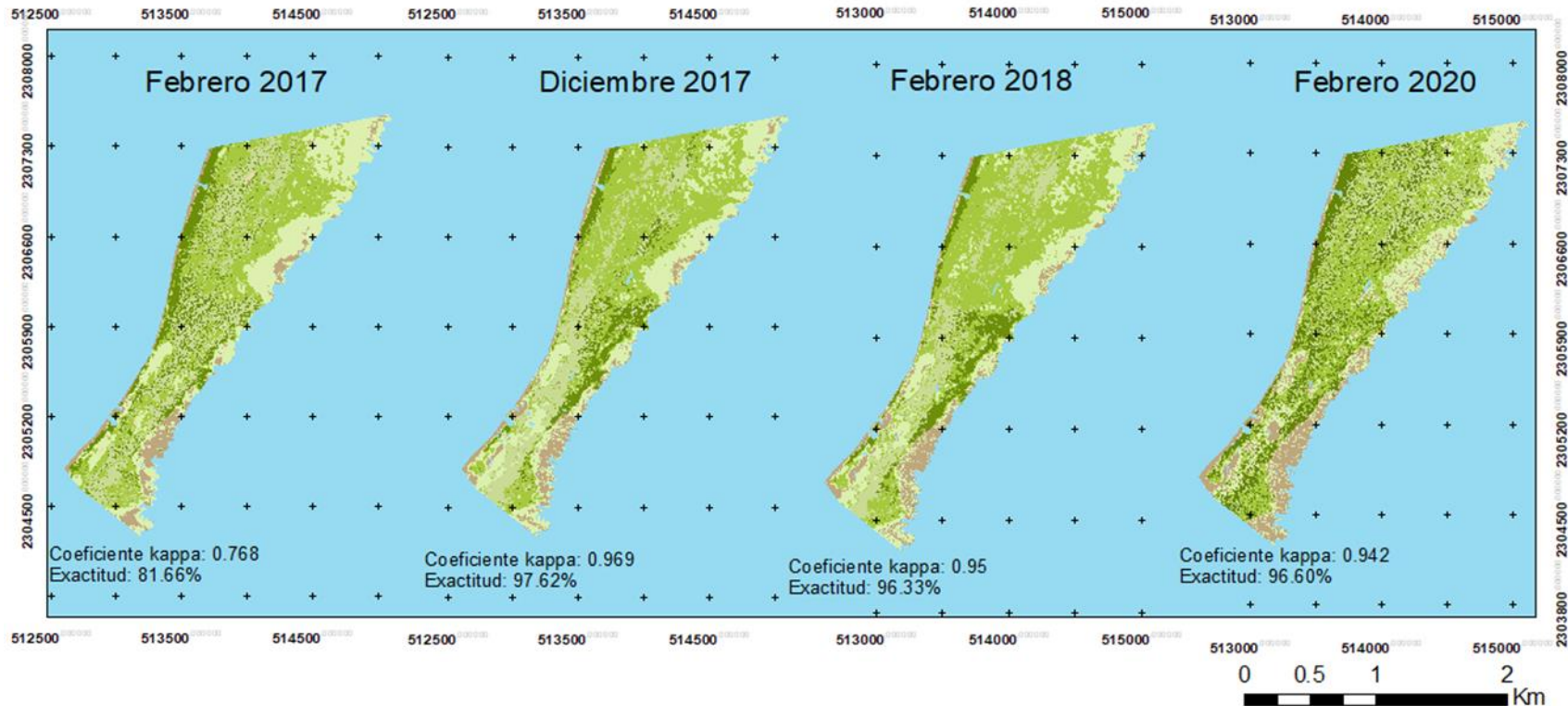






figura 18. Mapas temáticos de la cobertura béntica de laguna de Puerto Morelos abril 2014, abril 2015 y diciembre 2015.



## Cambios interanuales de las comunidades de pastos marinos de Puerto Morelos, Quintana Roo febrero, 2017 - febrero 2020



### CLASES

-  Clase 1: Pastizales marinos densos
-  Clase 2: Pastizales marinos y macroalgas diversas
-  Clase 3: Pastizales marinos y algas verdes arraigadas
-  Clase 4: Vegetación mixta (pastos y algas arraigadas) poco densa
-  Clase 5: Sedimentos (arena)

Proyección UTM 16 N  
Datum WGS 84

Figura 19. Mapas temáticos de la cobertura béntica laguna de Puerto Morelos febrero 2017, diciembre 2017, febrero 2018 y febrero 2020.

### 9.3 Cambios interanuales de las clases en las comunidades de pastos marinos en la laguna.

El análisis visual de los mapas junto con los gráficos de cobertura mostró diversos cambios espaciotemporales en la cobertura bentónica de las comunidades de pastos marinos. (figuras 18, 19 y 20).

Los fondos de pastizales y macroalgas diversas (clase 2) presentaron mayor cobertura en todos los años y los fondos de pastos densos (clase 1).

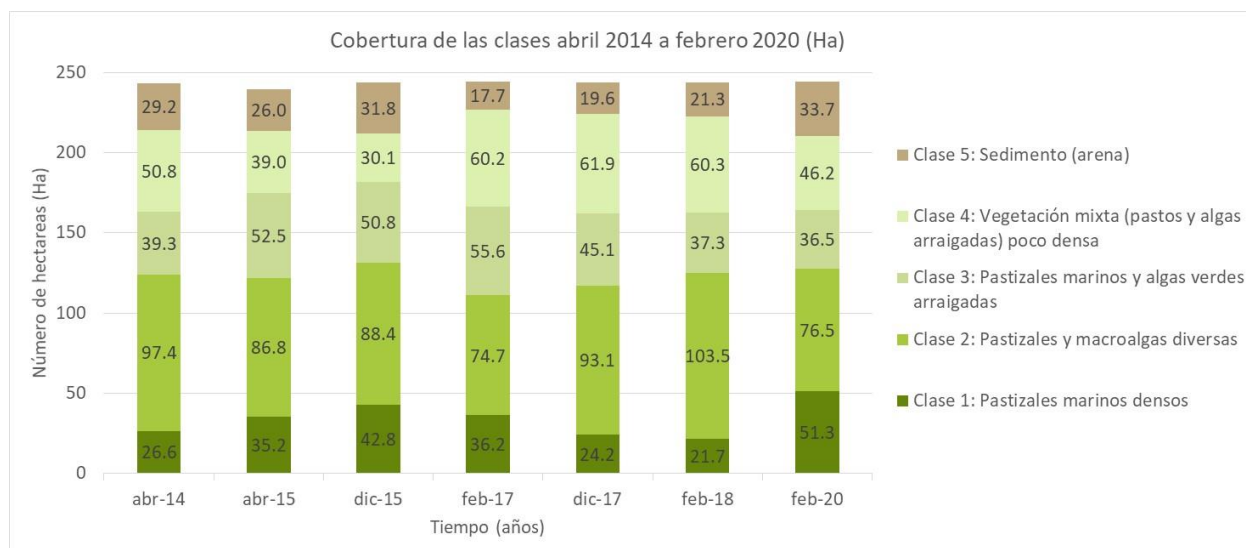


Figura 20. Grafica de barras de área de cobertura por clase, por período evaluado, en toda la laguna.

El análisis de cambio por clase realizado en el software ENVI 5.3 para imágenes pareadas (p. ej. T0 abr 2014 vs T1 abr 2015, T1 abr 2015 vs T2 dic 2015, etc.) mostró que los tipos de fondo (clases) cambiaron a lo largo del tiempo. El Fondo de la clase 1 (pastizales densos) cambio frecuentemente a fondo de clase 2 (pastizales y macroalgas diversas) o 3 (pastizales y algas arraigadas); mientras fondos de clase 4 (vegetación mixta poco densa y 5 (Sedimento(arena)) se transformaron uno en otro a lo largo de tiempo.

Clase 1: Pastizales marinos densos: Su cobertura inicial fue de 26 ha en abril de 2014 su menor cobertura fue en febrero de 2018 con 21.67 ( -18.51 %) y su mayor cobertura fue en 2020 con 51.28 ha (111.30 %) (figura 21)

La transformación más frecuente del fondo de la clase 1 (pastizales densos) fue a fondos de pastos y macroalgas diversas (clase 2) y pastizales y algas arraigadas (clase 3). En abril de 2015 y diciembre de 2017 se vislumbran los mayores cambios (figura 22).

### Clase 1: Pastizales marinos densos

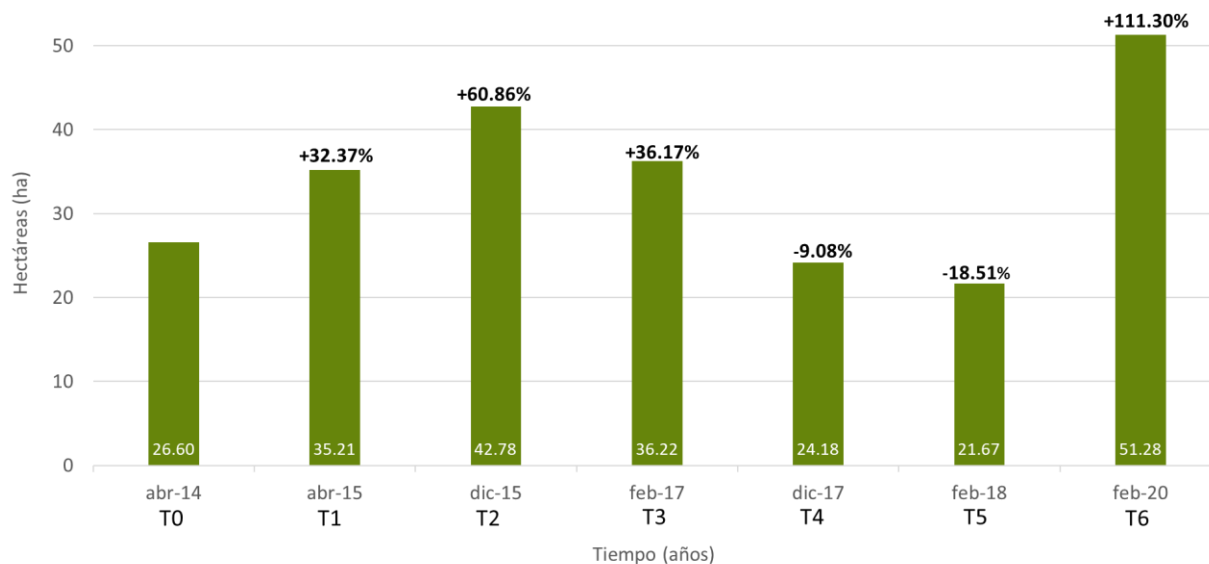


Figura 21. Cambios interanuales de cobertura (ha) de la clase 1

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

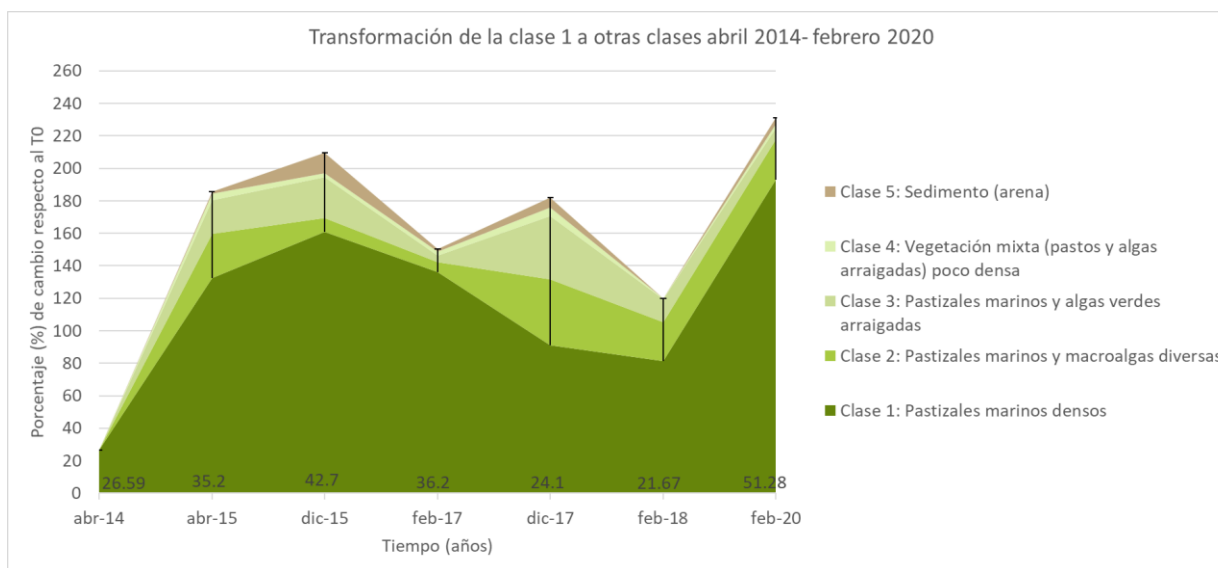


Figura 22. Gráfico de área acumulada (%) de transformación de la clase 1 al resto de las clases a lo largo del tiempo. Se coloca el dato de hectáreas totales de la clase 1 en cada tiempo como referencia.

La clase 2: Camas de pasto y macroalgas diversas: La clase 2 (fondos de pastos y macroalgas diversas) comienza en el T0 con 97.40 ha, su menor cobertura se observó en febrero de 2017 con 74.73 ha (-23.27 %) y mayor cobertura en febrero de 2018 con 103.46 ha (+6.23 %) (figura 23)

Los mayores cambios de este tipo de fondo fueron a fondos de pastizales y algas arraigadas (clase 3) y pastizales densos (clase 1) en abril de 2015 y febrero del 2020 (figura 24).

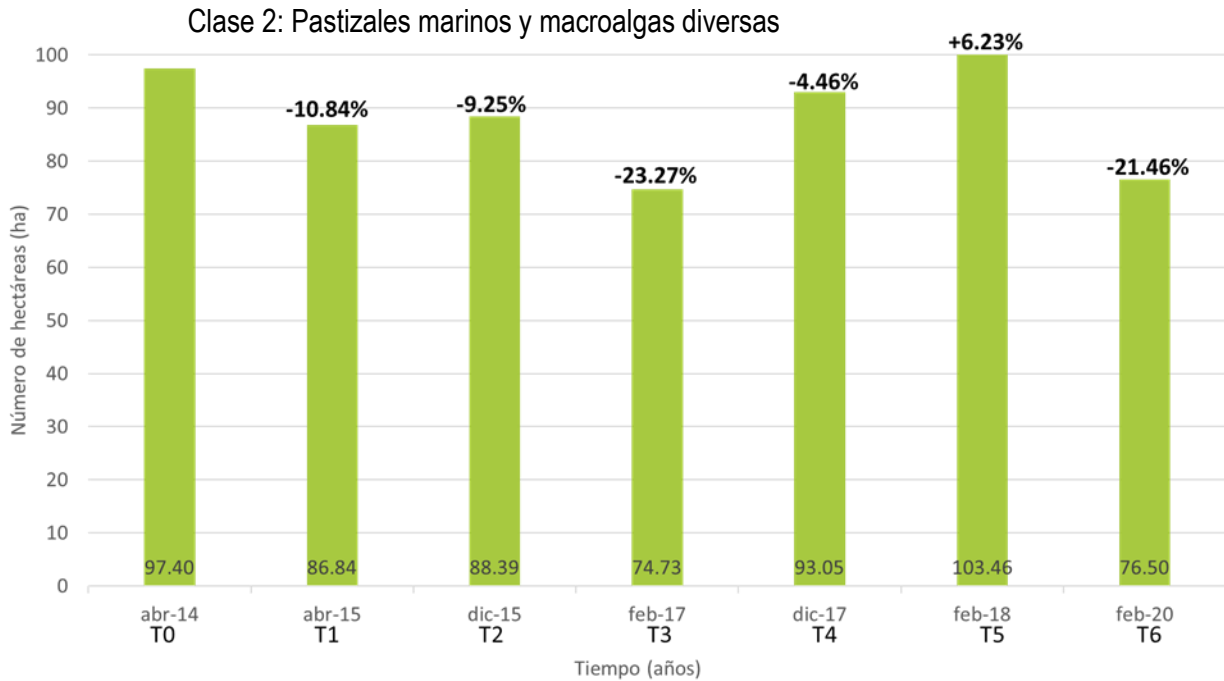


Figura 23. Cambios interanuales de cobertura (ha) de la clase 2

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

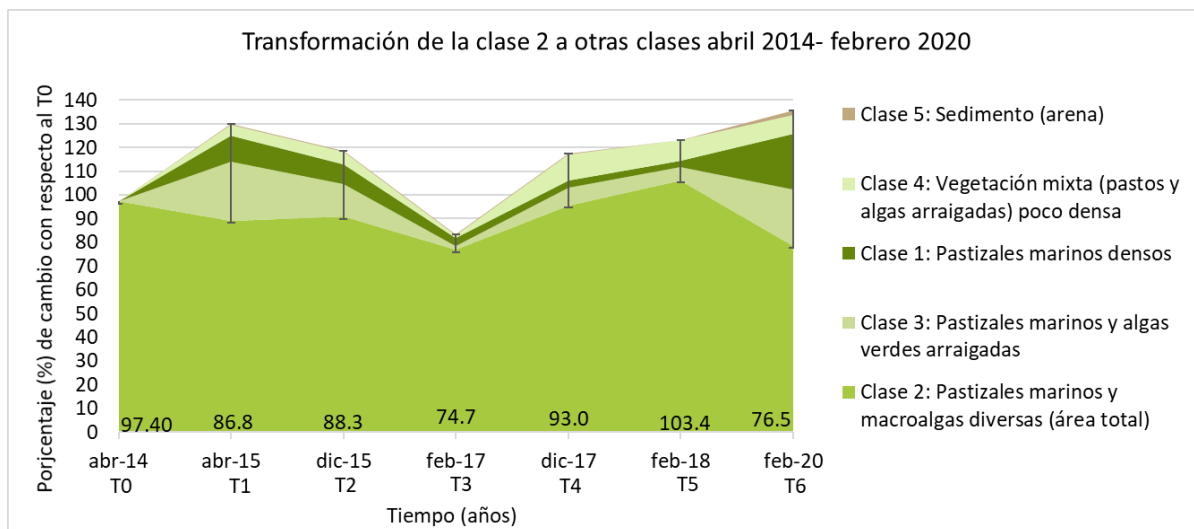


Figura 24. Gráfico de área acumulada (%) de transformación de la clase 2 al resto de las clases a lo largo del tiempo. Se coloca el dato de hectáreas totales de la clase 2 en cada tiempo como referencia.



La clase 3: Vegetación mixta (pastos y algas arraigadas) poco densa: La clase 3 pastizales y algas verdes arraigadas comenzó en abril de 2014 con 39.29 ha su mayor cobertura se observó en febrero de 17 con 55.58 ha (+41.44 %) y su menor cobertura se observó en febrero del 2020 con 36.54ha (-5.10 %) (figura 25). Las transformaciones de fondo de esta clase se dieron a vegetación mixta poco densa (clase 4). Solamente en febrero de 2017 no se observaron grandes cambios entre esta clase y otras (figura 26).

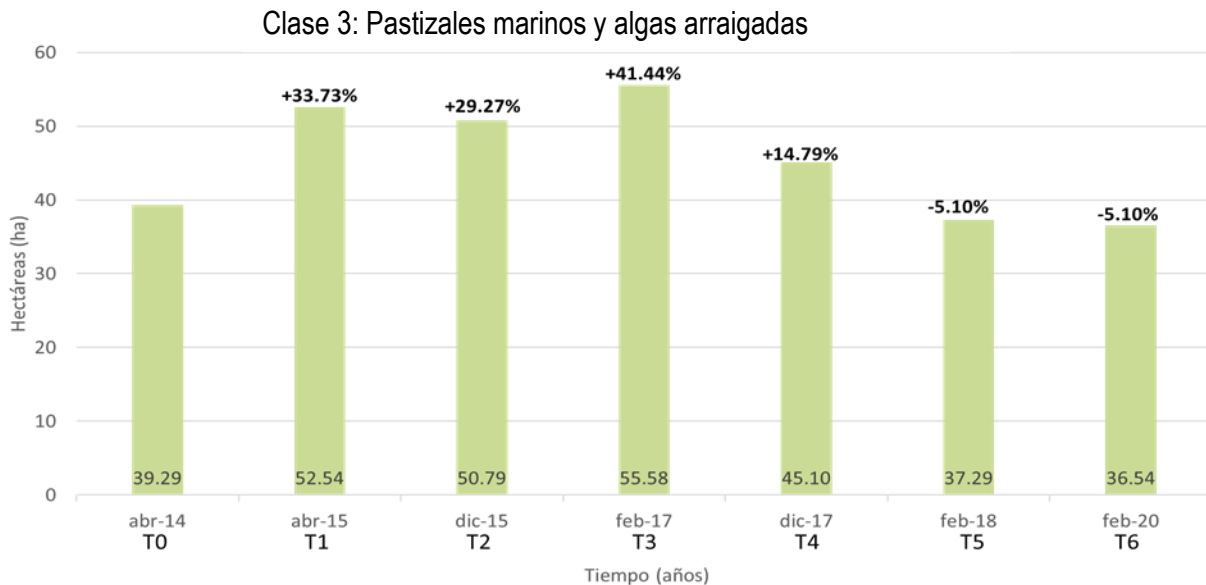


Figura 25. Cambios interanuales de cobertura (ha) de la clase 3

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

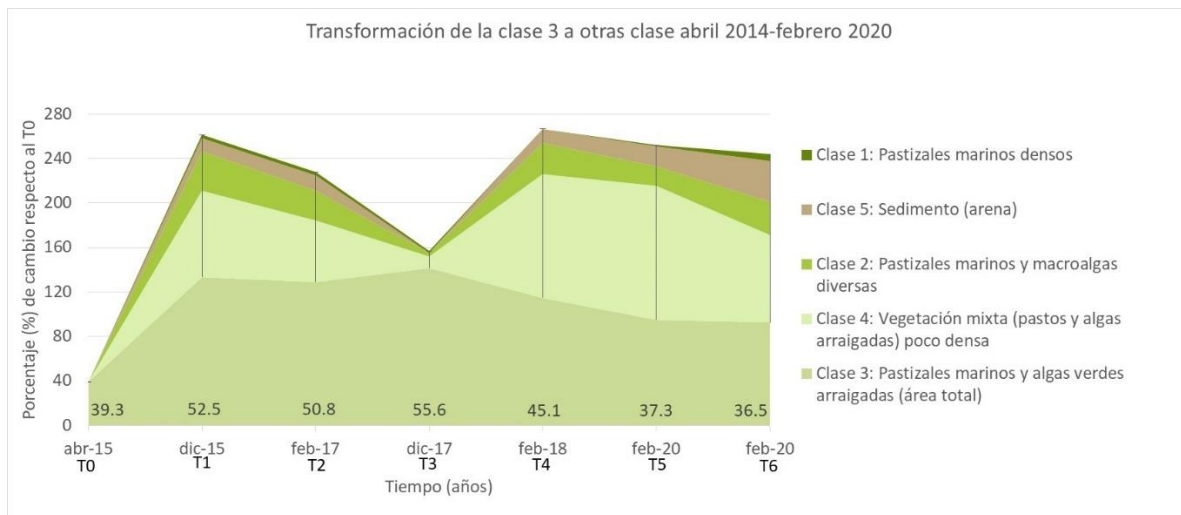


Figura 26. Gráfico de área acumulada (%) de transformación de la clase 3 al resto de las clases a lo largo del tiempo. Se coloca el dato de hectáreas totales de la clase 3 en cada tiempo como referencia.

La clase 4, con fondos de vegetación mixta poco densa comenzó con 50.80 ha. Su menor cobertura se observó en diciembre de 2015 con 30.13 ha (-40.68 %) y su mayor cobertura se observó en diciembre de 2017 con 61.93 ha. Durante el periodo de feb de 2017 a febrero de 2018 esta clase presentó una cobertura muy constante (figura 27)

Las mayores transformaciones del fondo fueron hacia pastizales marinos y macroalgas diversas (clase 2) y a fondos de sedimento (arena) (clase 5). Cambios notorios entre estos tipos de fondo se observaron en abril de 2015, diciembre de 2017 y febrero del 2020 (figura 28).

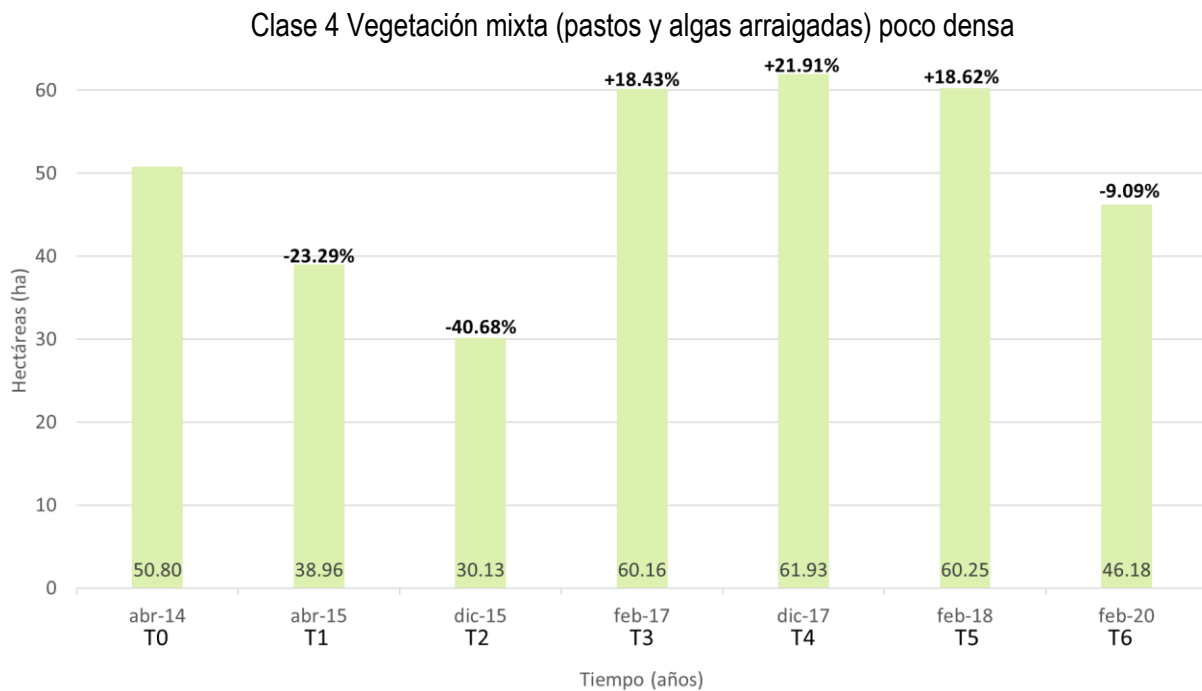


Figura 27. Cambios interanuales de cobertura (ha) de la clase 4

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

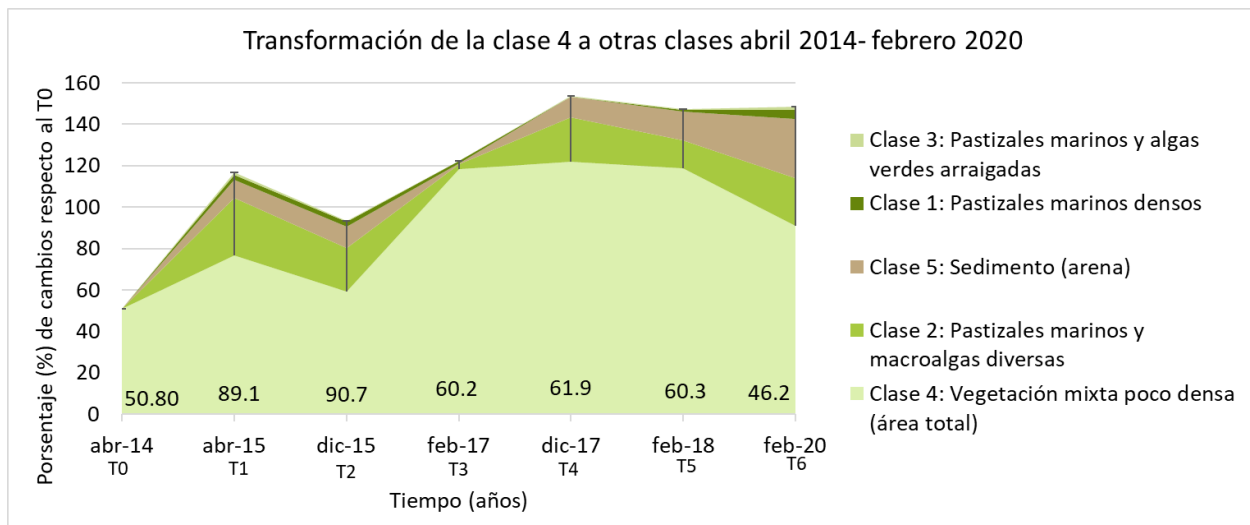


Figura 28. Gráfico de área acumulada (%) de transformación de la clase 4 al resto de las clases a lo largo del tiempo. Se coloca el dato de hectáreas totales de la clase 4 en cada tiempo como referencia

La clase 5, Sedimento(arena) comienza con 29 ha en 2014, su menor cobertura se observó en febrero de 17 con 17.6 (figura 29).

La clase 5, arena-sedimento. Fue una clase que tuvo pocas transformaciones a lo largo del tiempo. Principalmente se transformó a vegetación mixta poco densa (clase 3) y en abril de 2015 se observa un cambio a fondo de pastizales densos (clase 1) (figura 30).

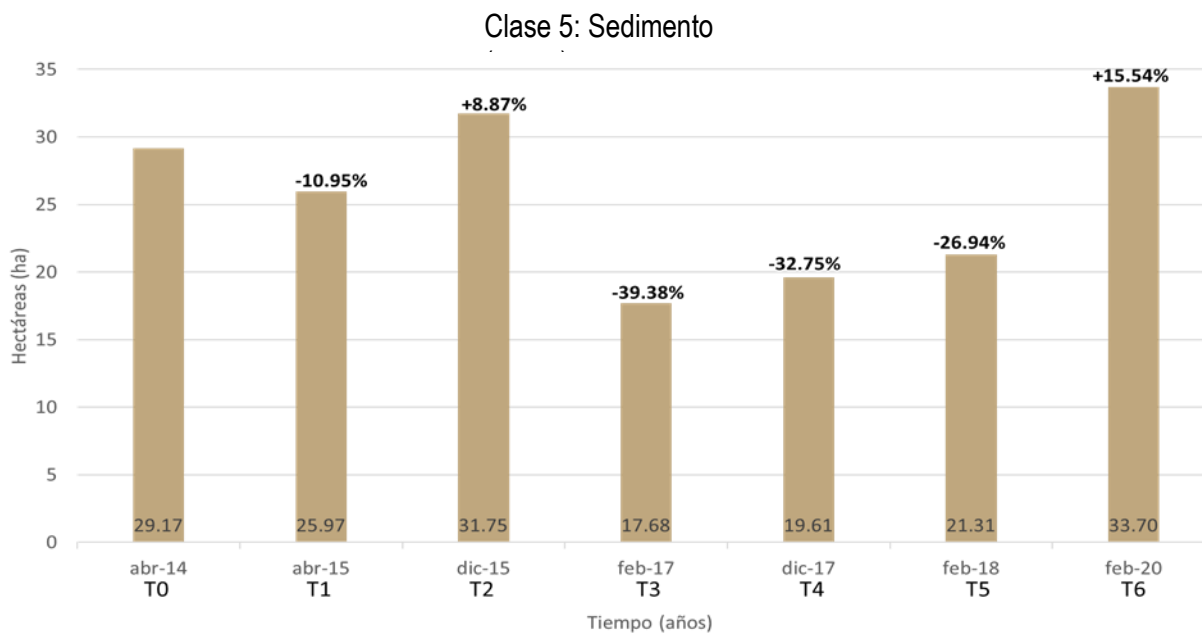


Figura 29. Cambios interanuales de cobertura (ha) de la clase 5

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

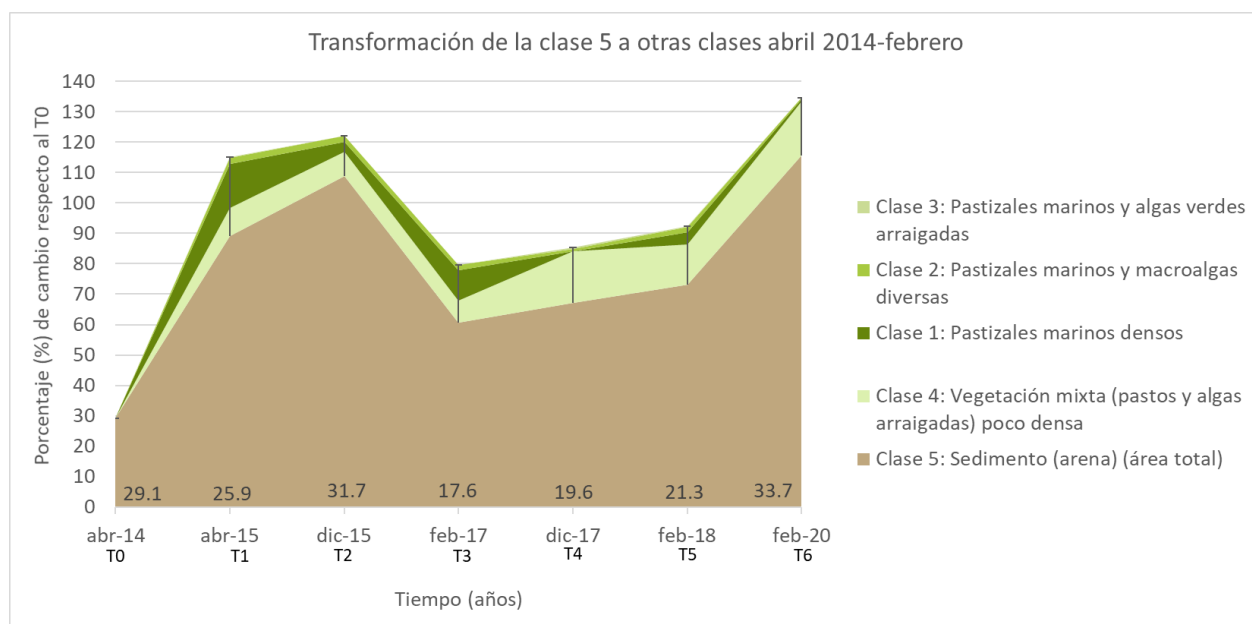


Figura 30. Gráfico de área acumulada (%) de transformación de la clase 4 al resto de las clases a lo largo del tiempo. Se coloca el dato de hectáreas totales de la clase 4 en cada tiempo como referencia

**9.4 Análisis de cambio de las comunidades de pastos marinos en los primeros 150 m de la laguna**  
 Este análisis de cambio se llevó a cabo de la misma manera que en la sección anterior, pero se restringió a un recorte de cada imagen clasificada (primeros 150 m) correspondiente a la zona que se considera más afectada por las afluencias masivas de sargazo y el agua marrón asociada (figura 31).

Haciendo este enfoque en la zona costera, se observó que las clases fueron mucho más dinámicas y sufrieron más transformaciones a lo largo del tiempo, que no siguen patrones claros en cuanto a espacio o cobertura, las cuales tuvieron mayor variación en comparación con los mapas de la alguna completa (figuras 32, 33 y 34).

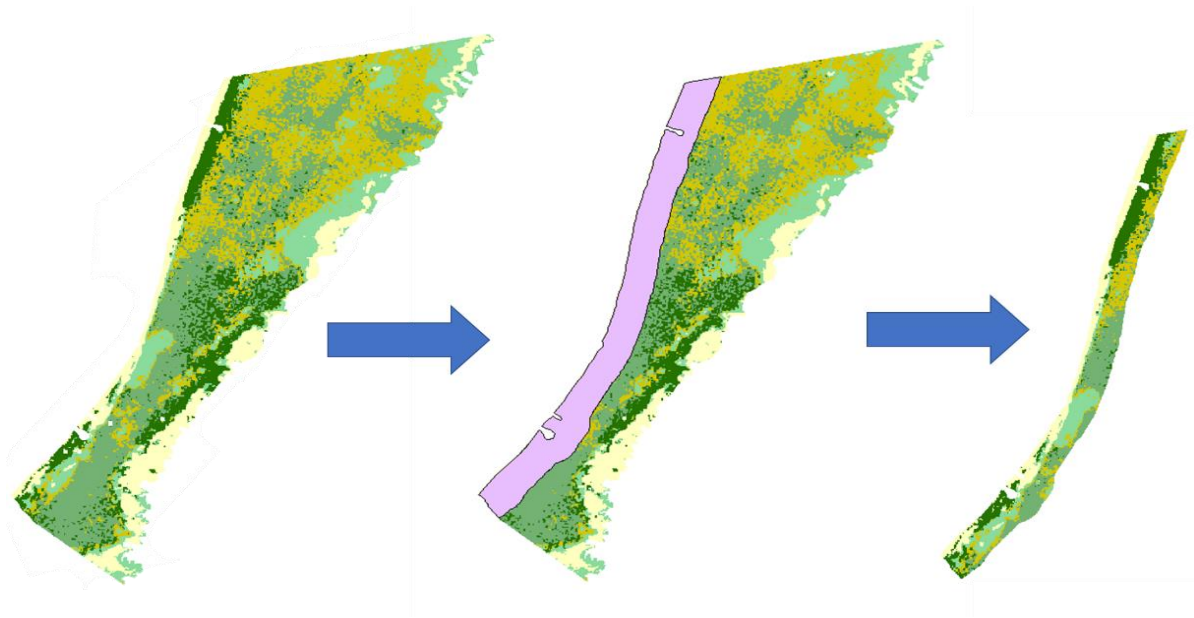


Figura 31. Enmascaramiento y recorte de los primeros 150 m de la laguna arrecifal.

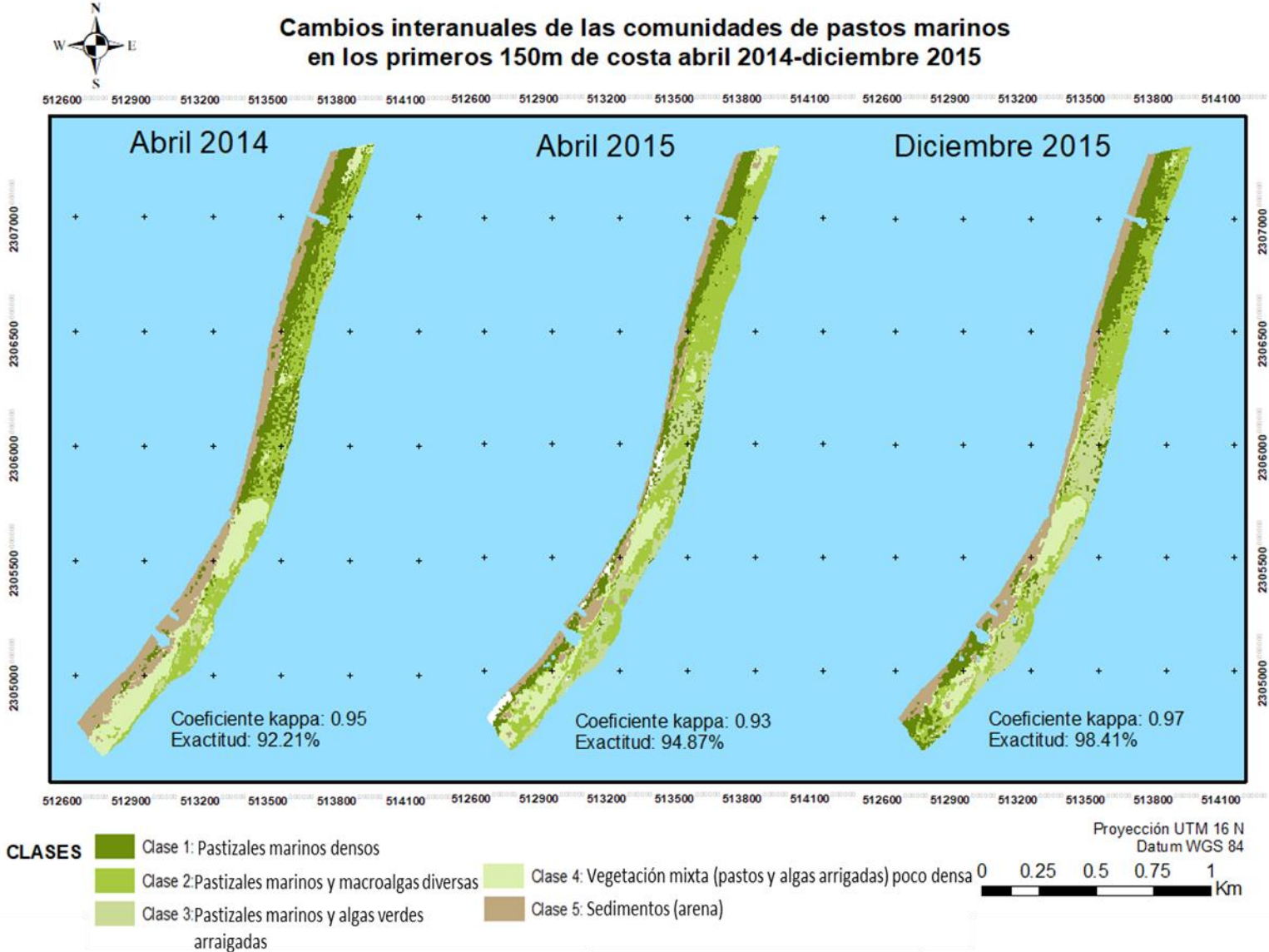


Figura 32. Mapas temáticos de los primeros 150 m laguna de Puerto Morelos abril 2014 a diciembre de 2015.



### Cambios interanuales de las comunidades de pastos marinos en los primeros 150m de costa febrero 2017-febrero 2020

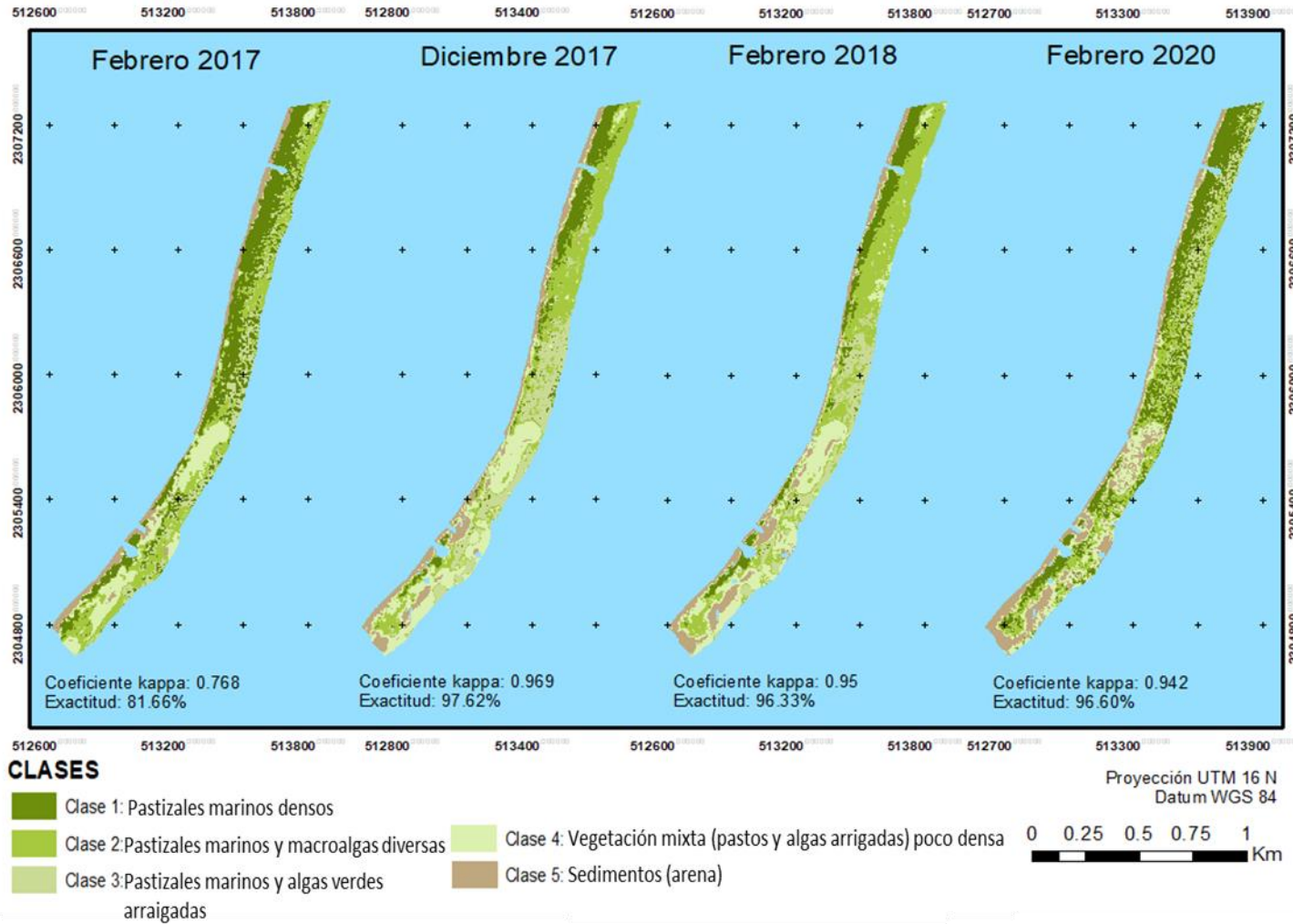


Figura 33. Mapas temáticos de los primeros 150 m laguna de Puerto Morelos febrero 2017 a febrero 2020.

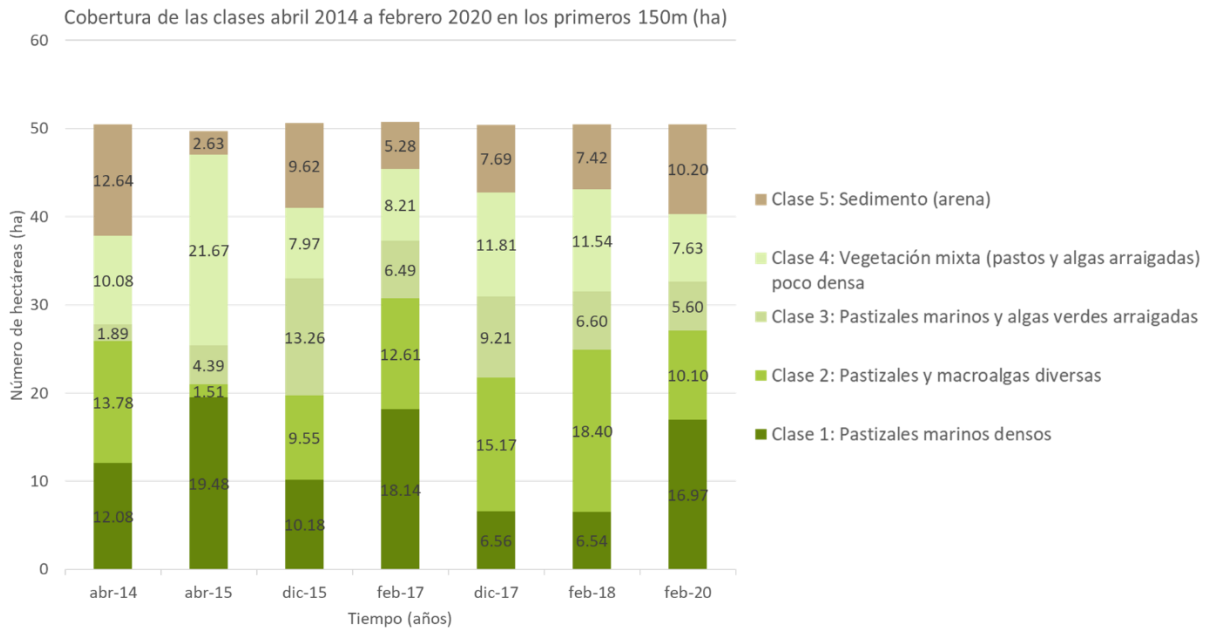


Figura 34. Grafica de barras de los cambios totales interanuales por clase en los primero 150 m



La clase 1, pastizales marinos densos comenzó con 12.08 ha de cobertura (figura 36), su incremento más notable fue en abril de 2015 con 19.48 ha (+61.24 %) y su decremento más grande se dio en diciembre del 2017 con 6.56 ha (-45.71 %). Los fondos de la clase 1 fueron muy cambiantes en la costa hacia otros tipos de fondo. En la gráfica 36 se observan sus patrones de cambio a los fondos del resto de las clases.

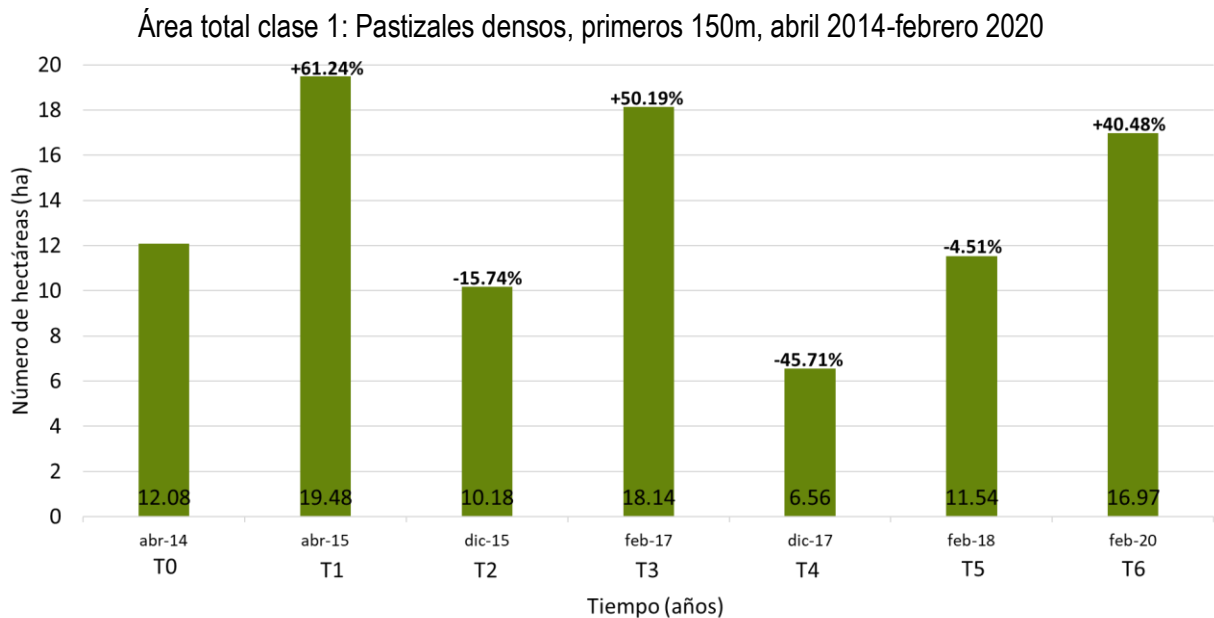


Figura 35. Cambios totales de la clase 1 a lo largo del tiempo.

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

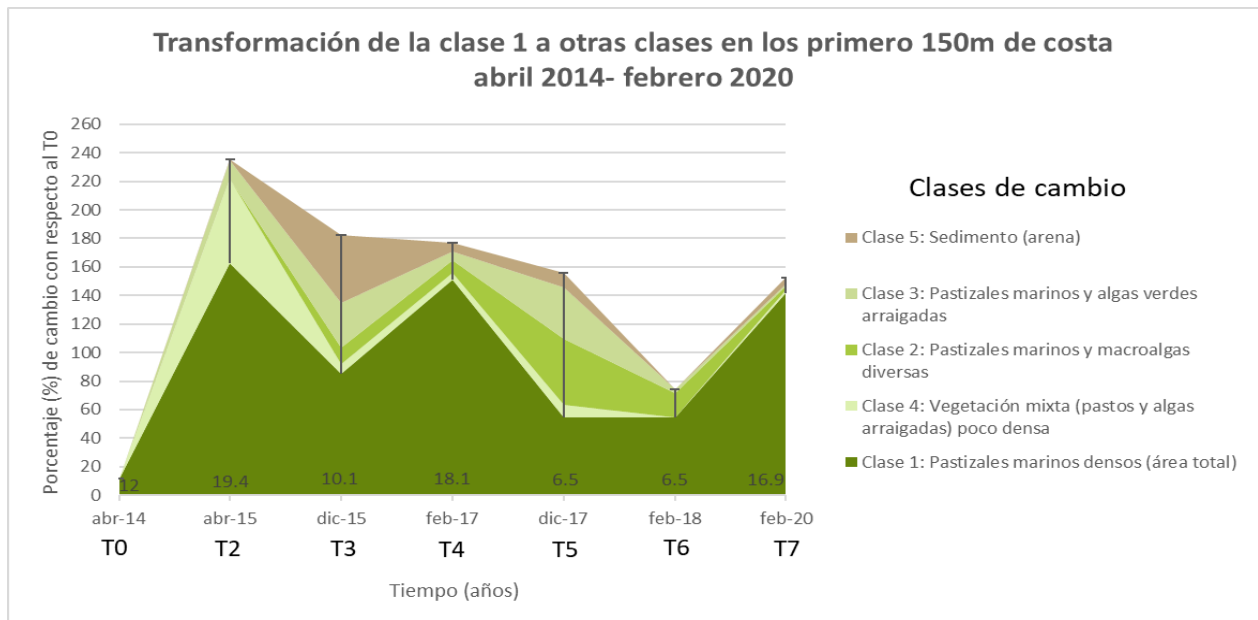


Figura 36. Cambios intraespecíficos de la clase 1 en los primeros 150 m: Pastizales marinos densos. Nota: En abril de 2014 se

pone como referencia el total de hectáreas de la clase, los años subsecuentes son los cambios que sufrió a lo largo del tiempo.

Los fondos de la clase dos, pastizales y macroalgas diversas tuvieron en el T0 13.78 ha, su disminución más grande se dio al año siguiente T1 a 1.51 ha (-89.04%) y el aumento más alto fue en diciembre de 2017 a 15.17 ha (+10.10%) (figura 37). Esta clase tuvo sus principales cambios a fondos de pastizales marinos densos (clase 1) y a fondos de vegetación mixta poco densa (clase 3) (figura 38).

### Área total clase 2: Pastizales marinos y macroalgas diversas, primeros 150m abril 2014-febrero 2020

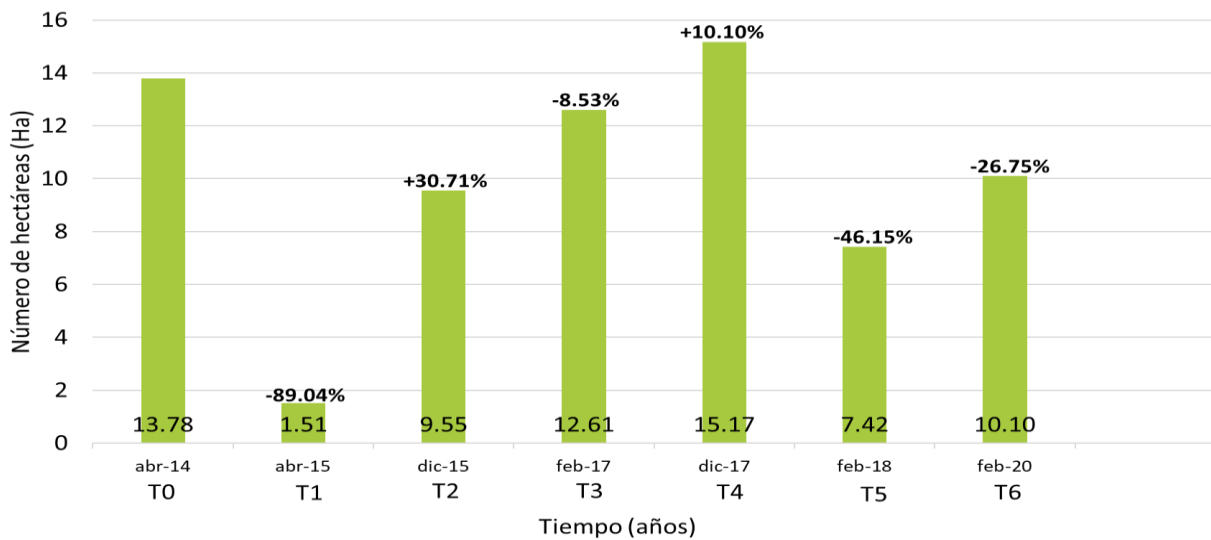


Figura 37. Cambios de área total de la clase 2 a lo largo del tiempo.

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

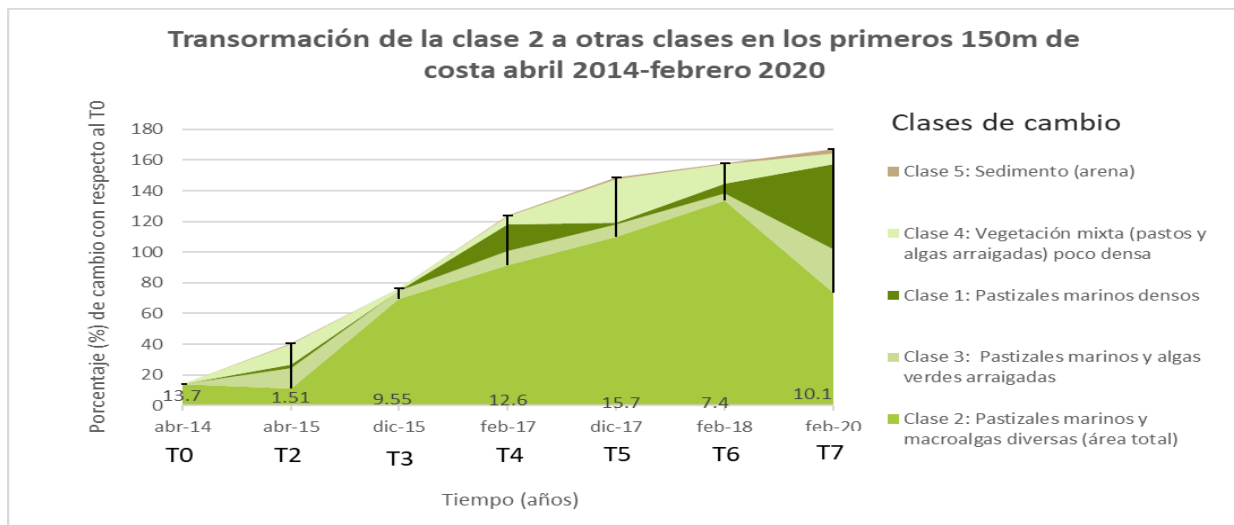


Figura 38. Cambios intraespecíficos de la clase 2 en los primeros 150 m: Pastizales marinos y macroalgas diversas. Nota: En abril de 2014 se pone como referencia el total de hectáreas de la clase, los años subsecuentes son los cambios que sufrió a lo largo del tiempo.

La clase 3: Pastizales marinos y algas verdes arraigadas fue la única clase que presentó durante todos los años incremento de cobertura con respecto al T0. En este tiempo (abril 2014) comenzó con 1.89 ha, en diciembre de 2015 tuvo su cobertura más alta con 13.26 ha (+600.25%) (figura 39).

Esta clase tuvo sus principales transformaciones a fondos de pastizales marinos densos (clase 1) y pastizales marinos y macroalgas diversas (clase 2) (figura 40).

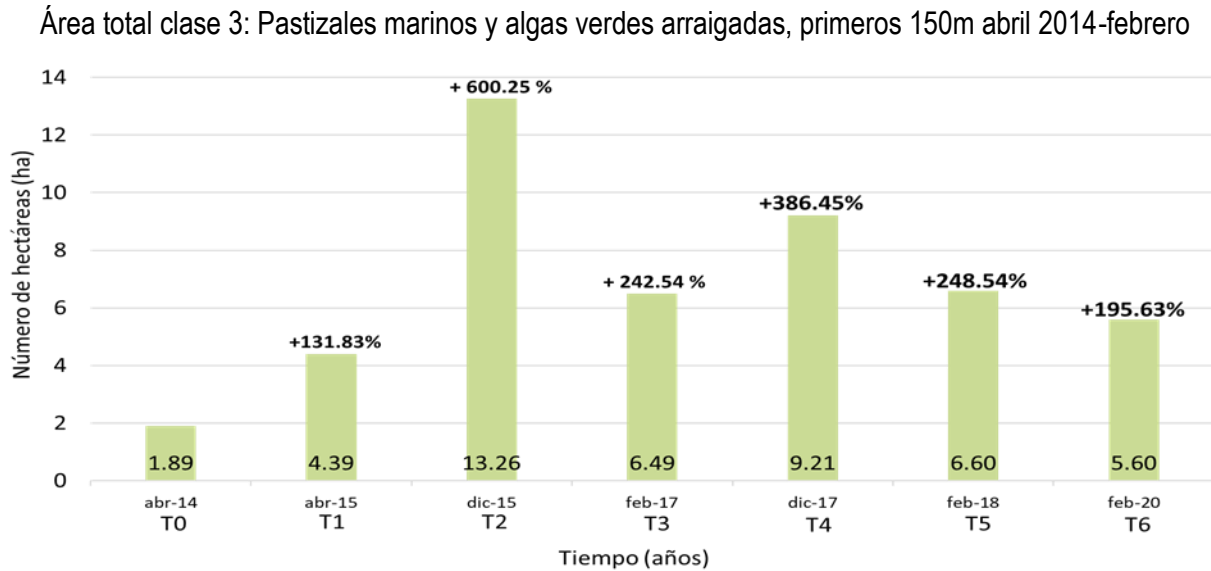


Figura 39. Cambios totales de la clase 3 a lo largo del tiempo.

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

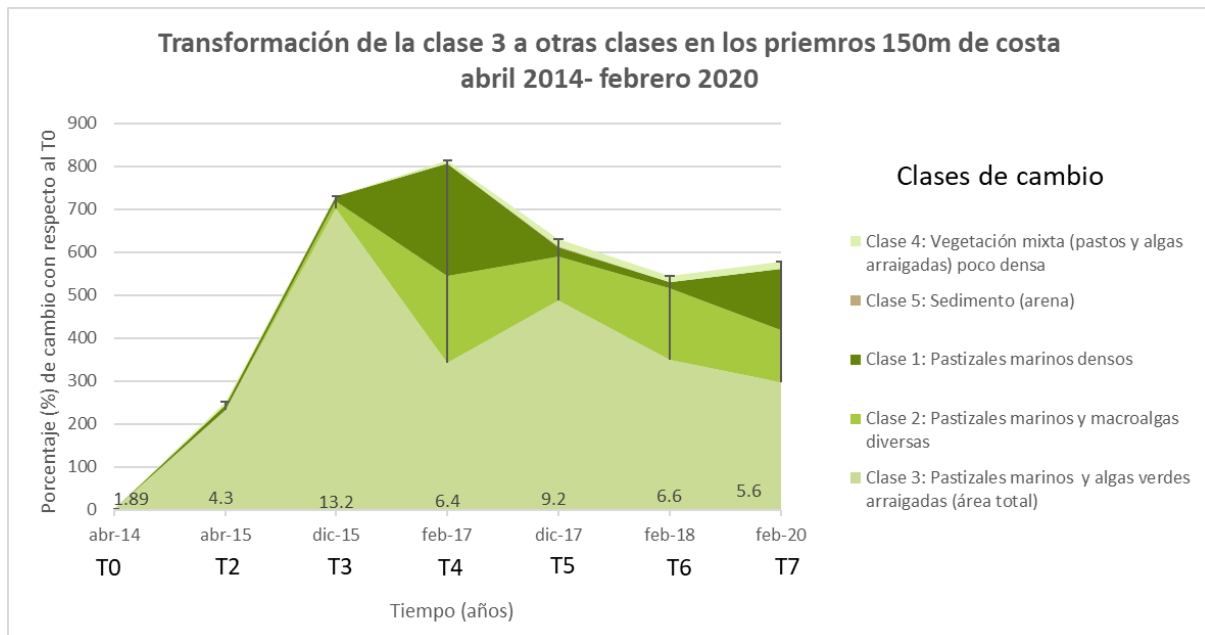


Figura 40. Cambios intraespecíficos de la clase 3 en los primeros 150 m: Pastizales marinos y algas verdes arraigadas densa. Nota: En abril de 2014 se pone como referencia el total de hectáreas de la clase, los años subsecuentes son los cambios que sufrió a lo largo del tiempo.

La clase 4: vegetación mixta (pastos y algas arraigadas) poco densa en el T0 comenzó con 10.08 ha, al año siguiente, abril de 2015 tuvo su incremento más alto, del 115.02% (21.67 ha) y en febrero del 2018 tuvo su disminución más grande a 6.6 ha (-34.48%) (figura 41)

Esta clase cambió tuvo en los primeros años (T1-T3) sus principales transformaciones a tipos de fondo de la clase 2 (pastizales marinos y macroalgas diversas) y posterior al T3 su cobertura cambió principalmente a sedimento (arena) (clase 5) y en segundo término a pastizales y macroalgas diversas (clase 2) (figura 42).

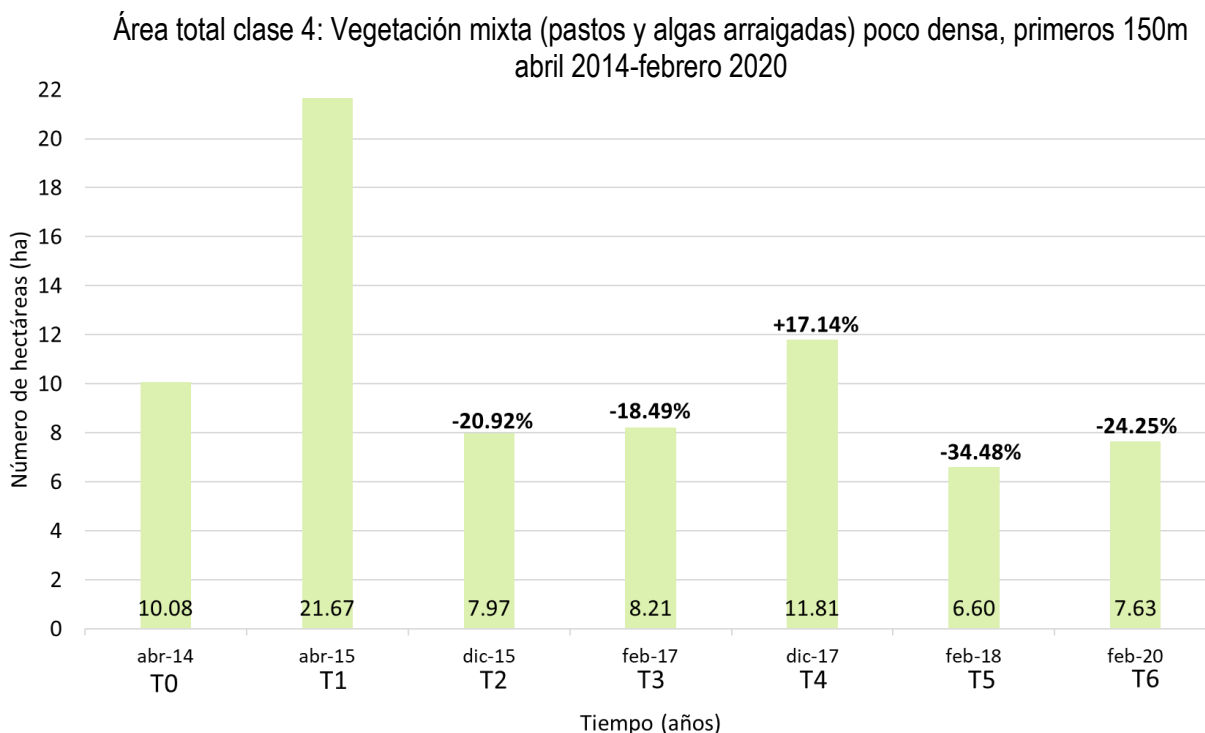


Figura 41 Cambios totales de la clase 4 a lo largo del tiempo.

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

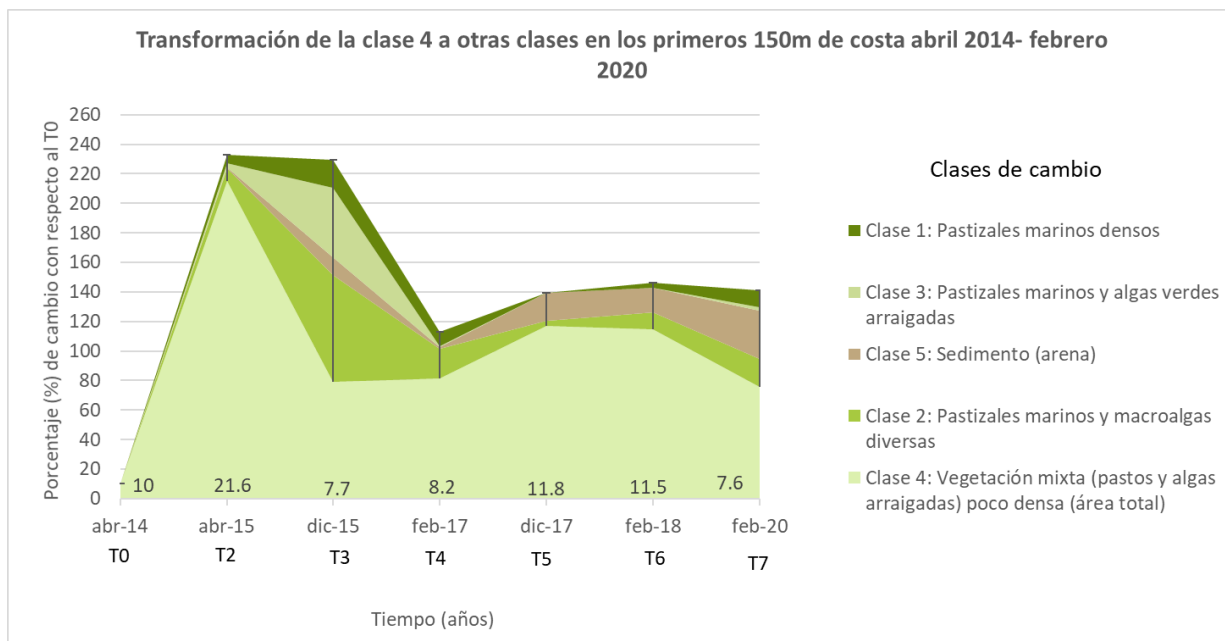


Figura 42. Cambios intraespecíficos de la clase 4 en los primeros 150 m: Vegetación mixta (pastos y algas arraigadas) poco densa. Nota: En abril de 2014 se pone como referencia el total de hectáreas de la clase, los años subsiguientes son los cambios que sufrió a lo largo del tiempo.

El fondo Sedimento (arena) (clase 5) fue una clase que solo decreció con respecto al T0. Este tipo de fondo comenzó con 12.64 ha, su disminución más notable se dio al año siguiente en abril de 2015 con 2.63 ha (-79.19%) (figura 43). Sus principales transformaciones se dieron hacia clase fondos de pastizales densos (clase 1) y fondos de vegetación poco densa (clase 4) (figura 44).

Área total clase 5: Sedimento (arena), primeros 150m abril 2014-febrero 2020

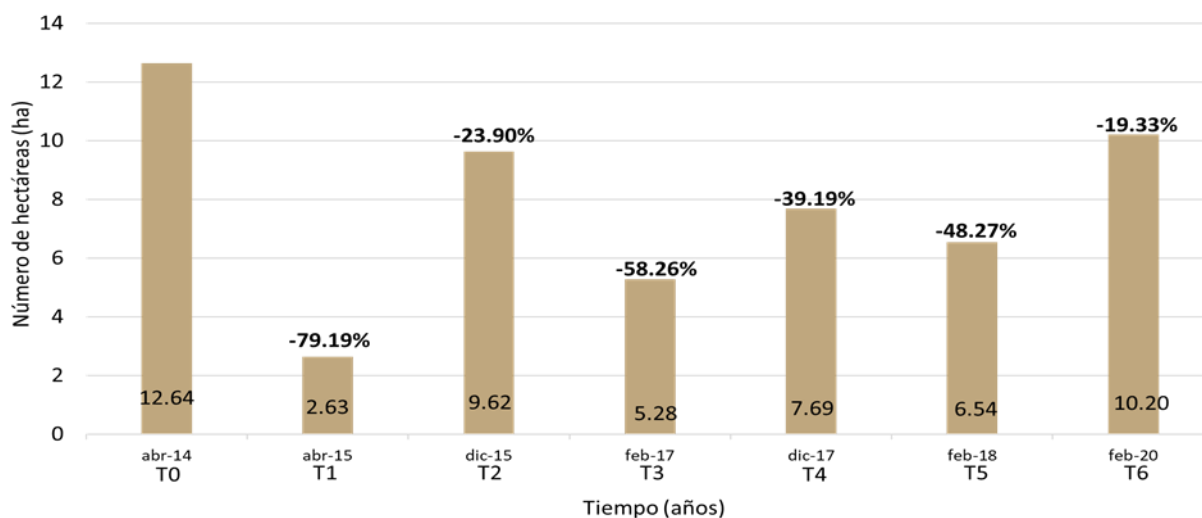


Figura 43. Cambios totales de la clase 5 a lo largo del tiempo.

\*Se coloca el porcentaje de ganancia o pérdida de área con respecto al año inicial, abril de 2014 (T0).

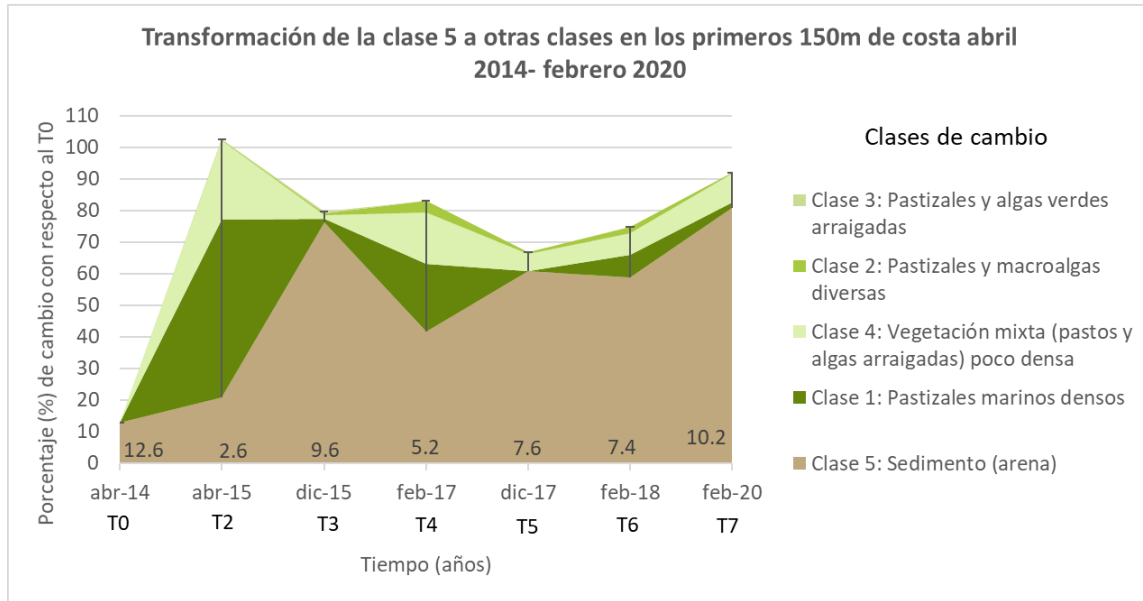


Figura 44. Cambios intraespecíficos de la clase 5 en los primeros 150 m: Camas de pasto y algas densas. Nota: En abril de 2014 se pone como referencia el total de hectáreas de la clase, los años subsecuentes son los cambios que sufrió a lo largo del tiempo.

### 9.5 Análisis de cambio temporal por zonas (Costa, laguna media, arrecife posterior)

Con base a literatura y a las clases propuestas de los mapas temáticos se definió la zonificación de la laguna arrecifal. Esta constó de tres zonas: 1) Costa (150 m) laguna media y arrecife posterior (figura 46).

Se decidió agrupar las clases de densidades altas vs las clases de densidades bajas ya que se suelen observar los pastos más densos en la orilla mientras los pastos menos densos se encuentran cercanos al arrecife, cambios en esta estructura podría indicar alteraciones del sistema.

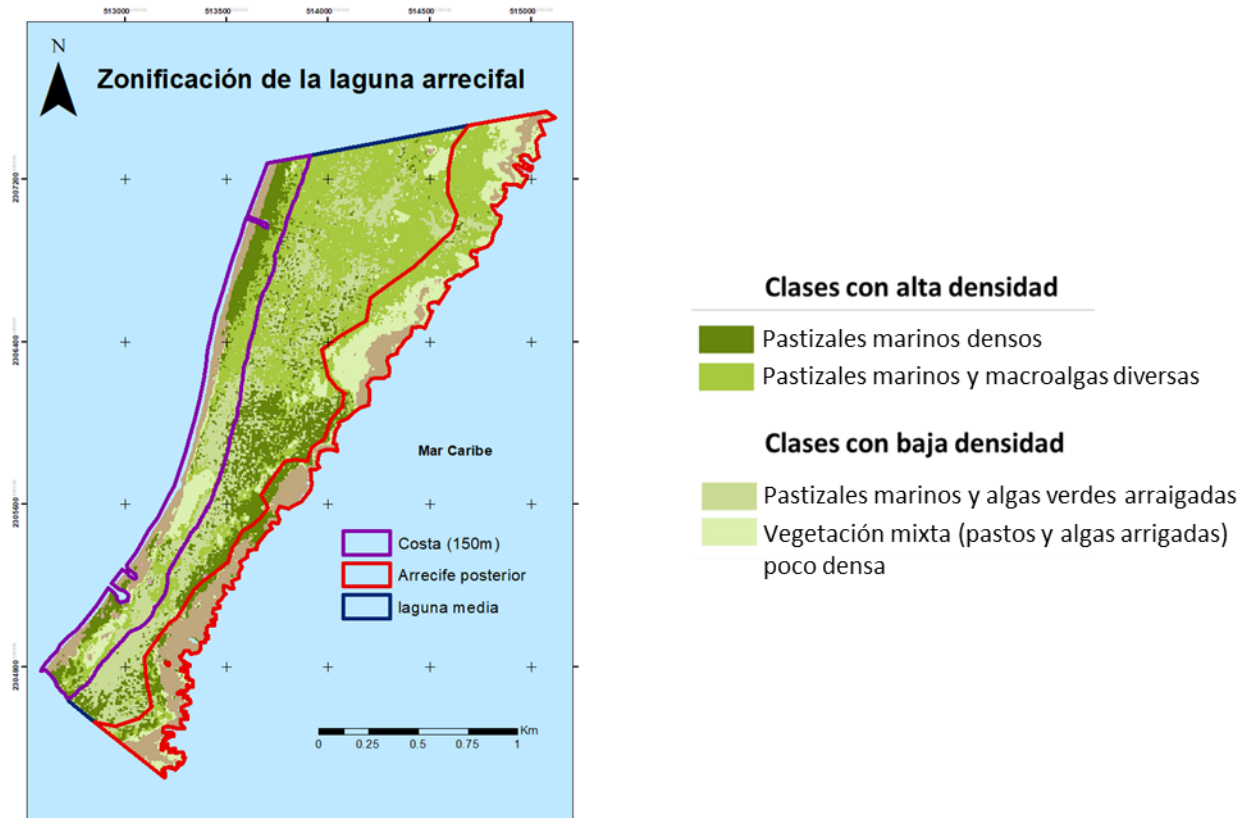


Figura 45. Zonificación de la laguna arrecifal y categorías de comparación para Chi cuadrado.

En la zona de costa (primeros 150 m) (figura 46) predominó durante casi todos los años la vegetación con alta densidad. La vegetación densa tuvo su mayor cobertura en febrero del 2017 y la menor en diciembre 2015 con 19.73 ha (figura 47).

La vegetación con baja densidad en costa tuvo su mayor cobertura en abril de 2015 con 26 ha y su menor densidad en abril de 2014 con 12 ha. La prueba de chi cuadrado de independendia entre años en esta zona arrojó diferencias significativas  $\chi_1^2 = 4.045 < \chi_{0.05,1}^2 = 12.59$ .

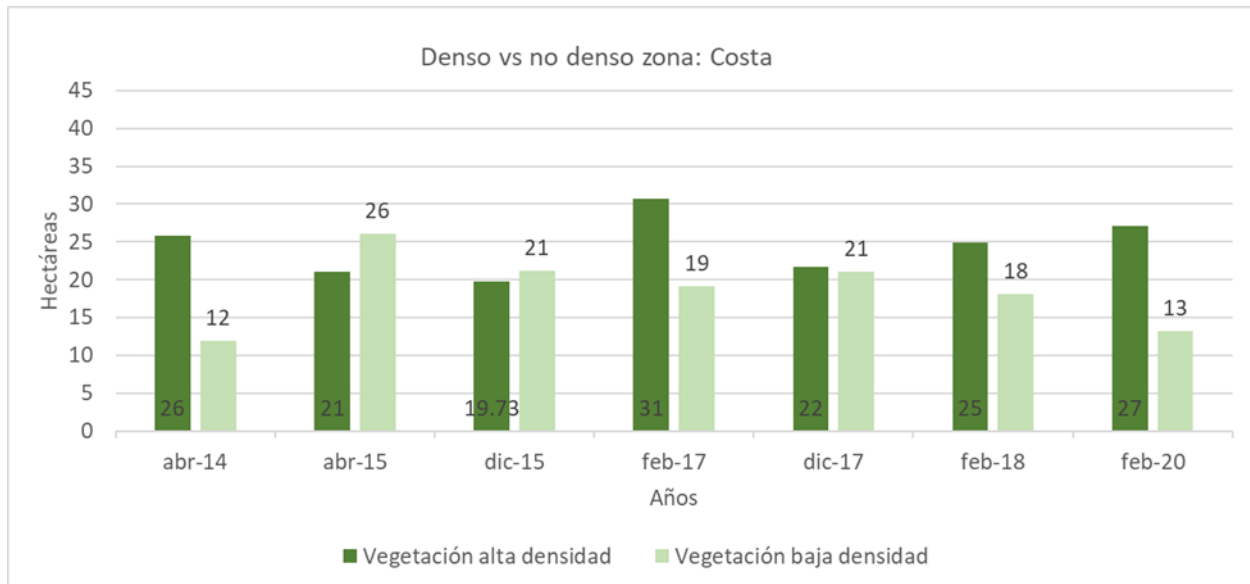


Figura 46. Cambio en el número de hectáreas de vegetación densa vs la no densa en la zona de costa

La zona media de la laguna es la más ancha de las 3 que conforman la laguna (figura 46), al igual que la zona de costa también predominó la vegetación con densidad alta, el año con mayor cobertura fue febrero del 2020 con 83 ha y el año con menor cobertura febrero de 2017 con 67 ha (figura 47).

Para la vegetación con baja densidad, la cobertura más alta se dio en febrero de 2017 con 56 ha y la menor en febrero de 2020 con 37ha (figura 47), la prueba de chi cuadrado de independendia entre años arrojó diferencias significativas  $\chi_1^2 = 4.04 < \chi_{0.05,1}^2 = 12.59$ .



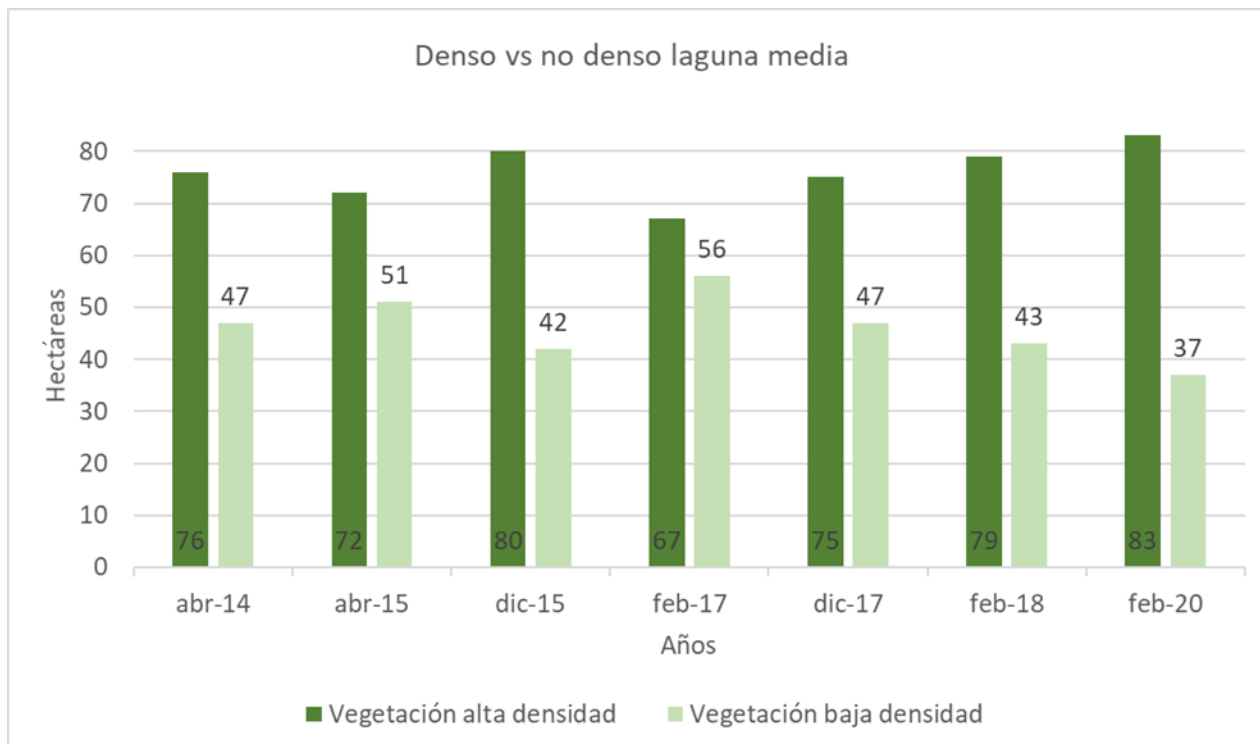


Figura 47. Cambio en el número de hectáreas de vegetación densa vs la no densa en la zona de laguna media

La zona de arrecife posterior es una franja que no tiene la misma distancia a lo largo de la laguna. Esto se debe a la dinámica de crecimiento de los pastos, la posición y extensión de la cresta arrecifal y el ancho de la laguna (figura 46). En esta área predominó la vegetación poco densa a excepción del tiempo diciembre 2015 donde la cobertura de vegetación densa se invirtió con la vegetación poco densa (figura 49).

En febrero de 2017 fue el año donde se observó la menor cobertura de vegetación de alta densidad con 13 ha y el tiempo donde también hubo mayor de vegetación poco densa con 45 ha (figura 49).

Por el contrario, el año con mayor cobertura de vegetación con alta densidad se presentó en diciembre de 2015, mismo tiempo donde se observó la menor cobertura de vegetación poco densa con 23 ha (figura 49) La prueba de chi cuadrado de independencia entre años arrojó diferencias significativas  $\chi_1^2 = 12.53 < \chi_{0.05,1}^2 = 12.59$  entre años.

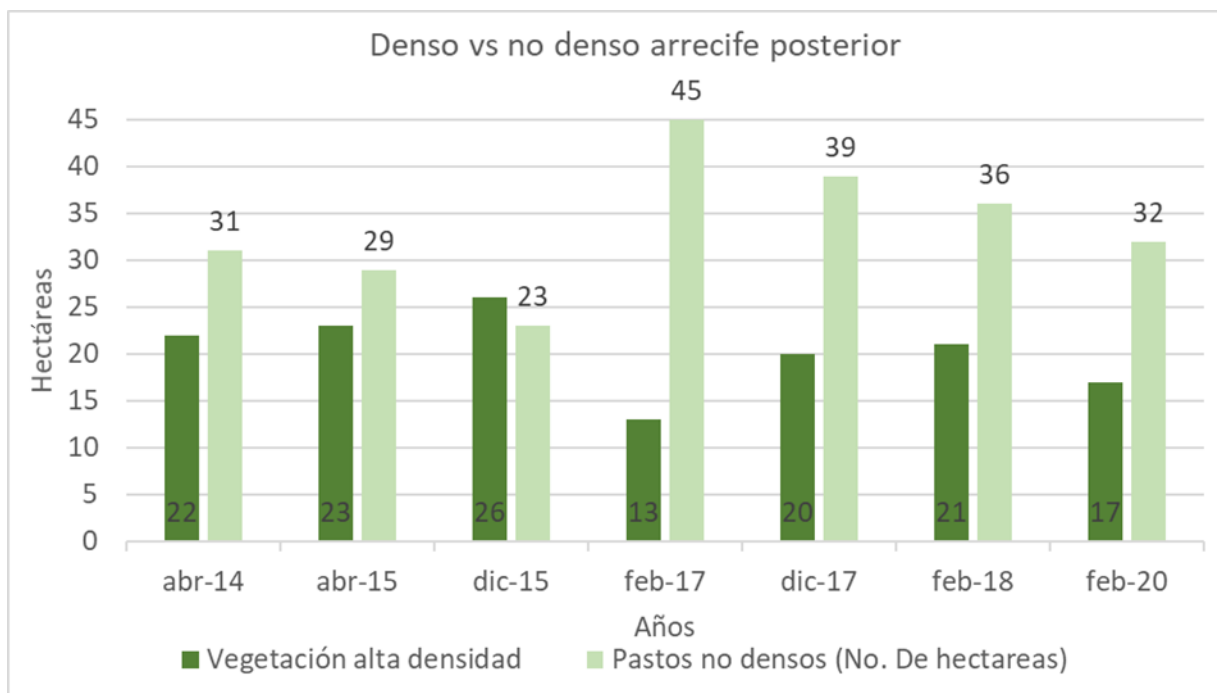


Figura 48. Cambio en el número de hectáreas de vegetación densa vs la no densa en la zona de laguna posterior.

### 9.6 Cobertura de agua marrón de sargazo

En los 14 mapas de sargazo generados para los periodos de febrero de 2018 a octubre de 2018 y de mayo de 2019 a noviembre de 2019 se pudieron identificar claramente tres clases asociadas a los arribazones de sargazo: 1) sargazo acumulado en la orilla, 2) islas de sargazo flotante y 3) agua marrón de sargazo (Tabla 6, figuras 50-54).

Tabla 6. Coberturas (Ha) de las clases asociadas a los mapas de agua marrón y sargazo

Fecha	Agua marrón (Ha)	sargazo acumulado (Ha)	Islas de sargazo flotantes (Ha)
17/02/2018	0	0	0
28/05/2018	0	3	0
25/06/2018	0	5	0
26/07/2018	19	6	1
22/08/2018	24	9	2
23/09/2018	25	11	15
31/10/2018	28	0	0
13/05/2019	0	10	0
27/06/2019	39	9	0.02
30/07/2019	44	6	0
22/08/2019	12	2	0
20/09/2019	33	0	0
14/10/2019	20	0	0
23/11/2019	11	0	0

En febrero de 2018 no se observó ninguna señal de sargazo en la imagen satelital, es hasta mayo de 2018 donde en la orilla de la laguna se comenzó a detectar sargazo acumulado en la orilla, principalmente en la zona sur (figura 51). Para junio de 2018, el sargazo acumulado fue visible a lo largo de todo el borde de la laguna, principalmente en las zonas norte y sur de la laguna (figura 51). El ancho de este sargazo acumulado es variable, pero se observaron zonas con hasta es de 10 m de ancho (figura 51).

En julio de 2018 se observó una mayor cantidad de sargazo acumulado, islas flotantes de sargazo que arribaron a la costa y se presentó por primera ocasión el agua marrón tanto en la zona sur como en la norte (figura 52).

En agosto por segunda ocasión se detectaron las tres clases. El agua marrón de sargazo para este punto ya formó una franja que en algunos puntos alcanza hasta los 150 m de ancho desde la orilla (figura 52).

En el mes de septiembre en esta secuencia de imágenes, fue donde se observó una mayor cobertura de las tres clases, las islas flotantes de sargazo llegan a alcanzar hasta 1 km de largo (figura 52). El sargazo acumulado en algunos puntos llegó ser de hasta 150 m de ancho y la franja de agua marrón al norte y sur muestran anchos de hasta 200 m desde la orilla (figura 52).

En octubre de 2018, el último mes analizado de este año, no se detectó señal de sargazo acumulado en la orilla ni de islas flotantes de sargazo, pero sí de la franja de agua marrón de sargazo, la cual en la zona norte tuvo un ancho de hasta 150 m desde la orilla (figura 52).

Para el año 2019, la secuencia de imágenes inició con el mes de mayo (figura 52). Se observó presencia de sargazo acumulado en la orilla a lo largo de todo el borde de la laguna, pero principalmente en la zona sur. En este mes aún no se observa presencia de agua marrón de sargazo (figura 52).

En junio de 2019 se observó presencia de las tres clases, aunque las islas flotantes de sargazo fueron escasas (figura 52). Se observó un aumento en la acumulación de sargazo en la orilla, principalmente en la zona sur y el agua marrón de sargazo se observa como una franja continua casi del mismo ancho por todo el borde (figura 52).

El mes de julio tuvo un patrón similar al mes de junio en cuanto a sargazo acumulado en la orilla y agua marrón (figura 53). Las diferencias radican en que, en el mes de junio, en la sección media del borde de la laguna, se observa una mayor acumulación de sargazo y que en julio no se detectó señal de islas flotantes de sargazo (figuras 52 y 53).

En agosto de 2019 se observó una cantidad mínima de sargazo acumulado en la orilla y de agua marrón al norte y sur de la laguna. En la parte media de la imagen no se detectó señal de ninguna clase (figura 54).

Para los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2019, solo se observó presencia del agua marrón de sargazo y la franja tendió a disminuir de tamaño conforme pasaron los meses. Para noviembre de 2019 la franja de agua marrón solo llegó a tener un ancho máximo de aproximadamente 50 m. En el sur de la laguna la franja es casi imperceptible y la parte media de la costa no se detectó su señal (figura 54).

En términos de cobertura, el agua marrón de sargazo en 2018 tuvo una tendencia de aumento paulatino desde el mes de junio con cero hasta octubre donde se observaron aproximadamente 27 ha (figura 55).

En 2019, el agua marrón de sargazo tuvo un patrón muy distinto. De mayo a julio se observó un aumento de las cero a las 45 ha de cobertura, siendo esta la cobertura más alta observada. Posteriormente para el mes de agosto, la cobertura decayó hasta las 13 ha aproximadamente. En septiembre volvió a aumentar hasta 33 ha y a partir de este mes su cobertura decayó hasta las 12 ha (figura 56).

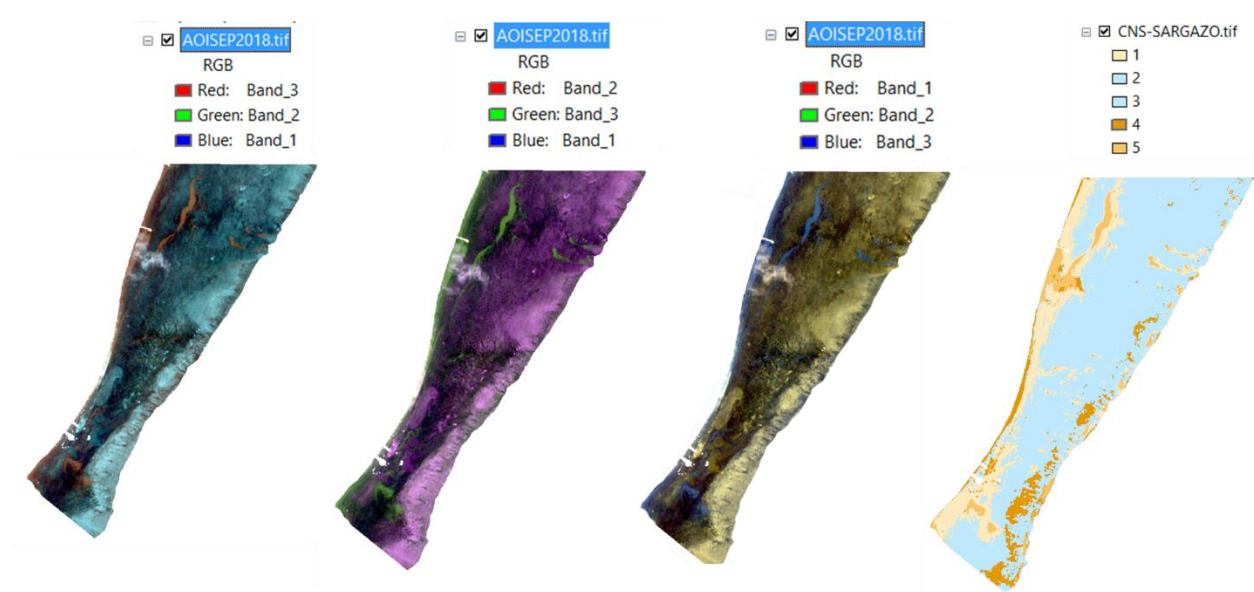


Figura 49. Preprocesamiento y exploración de imágenes para mapas de sargazo y agua marrón (Imagen del 22/09/2018)

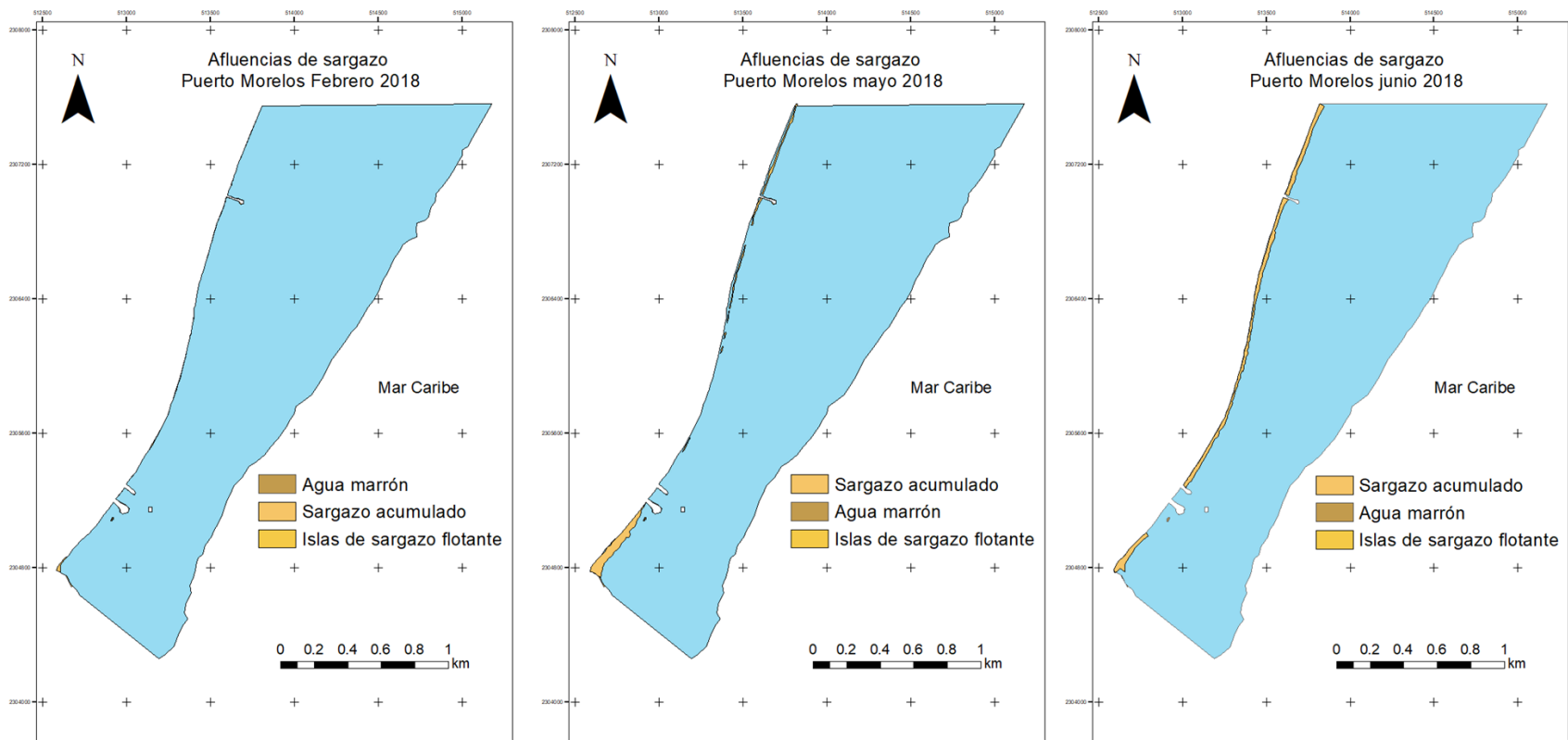


Figura 50. Mapas de clases asociadas a las afluencias masivas de sargazo de febrero de 2018 a junio de 2018.

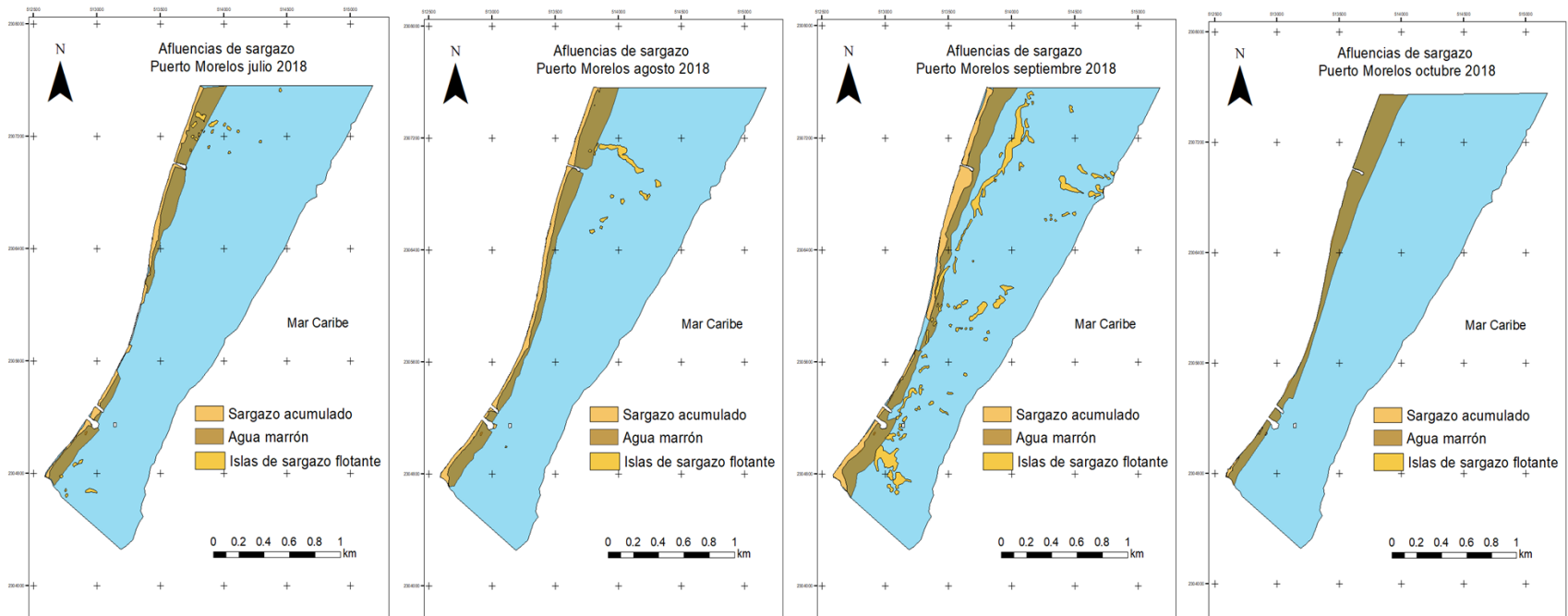


Figura 51. Mapas de sargazo de julio de 2018 a octubre de 2018.

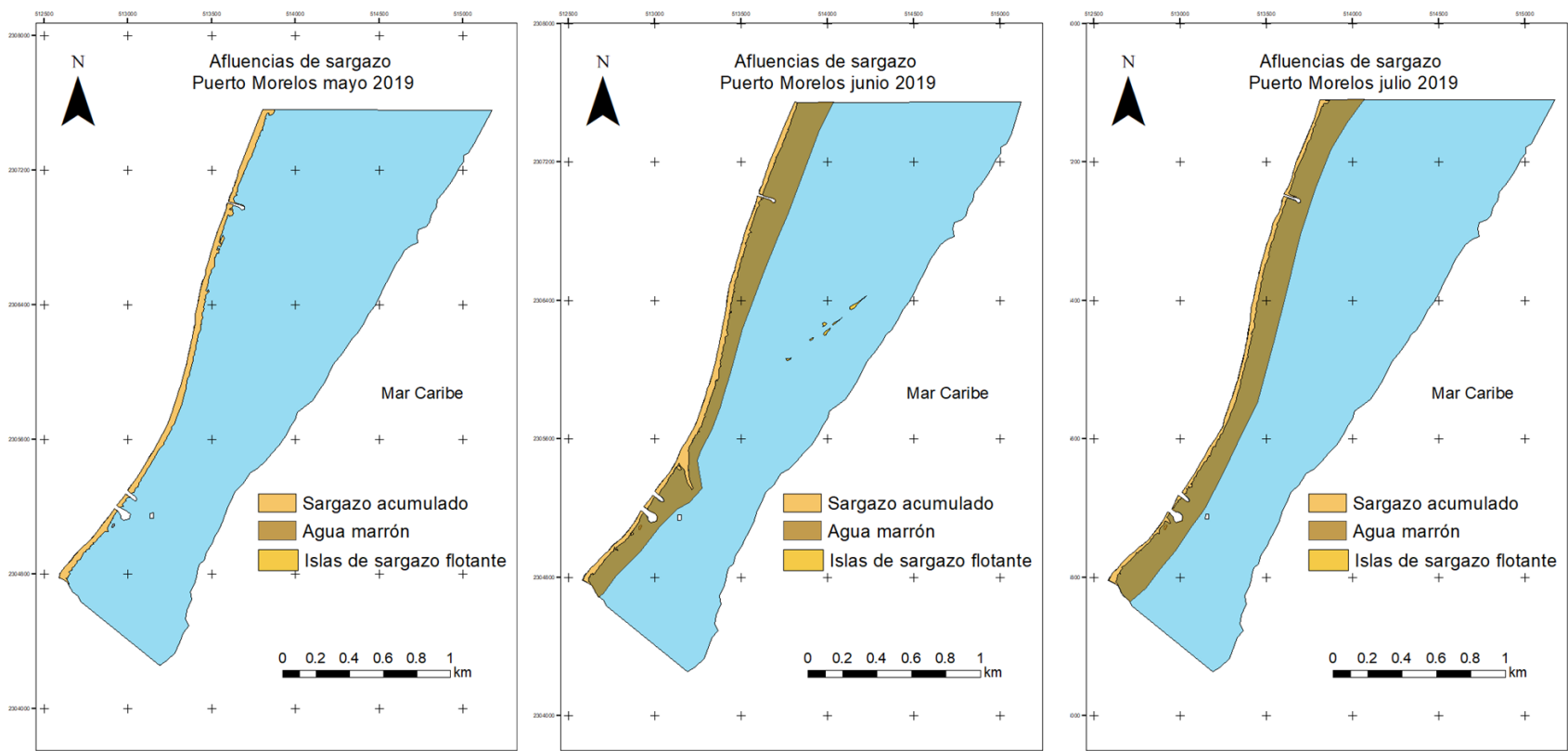


Figura 52. Mapas de sargazo de mayo de 2019 a julio de 2019

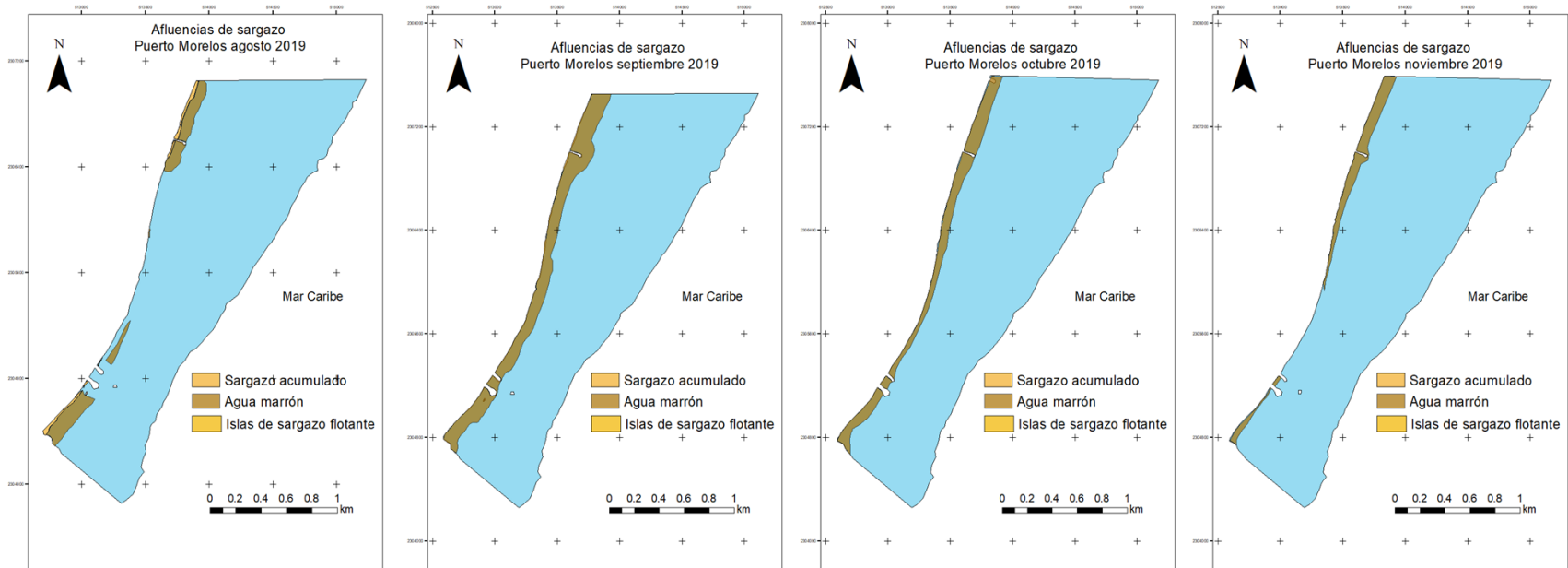


Figura 53. Mapas de sargazo de agosto de 2019 a noviembre 2019.



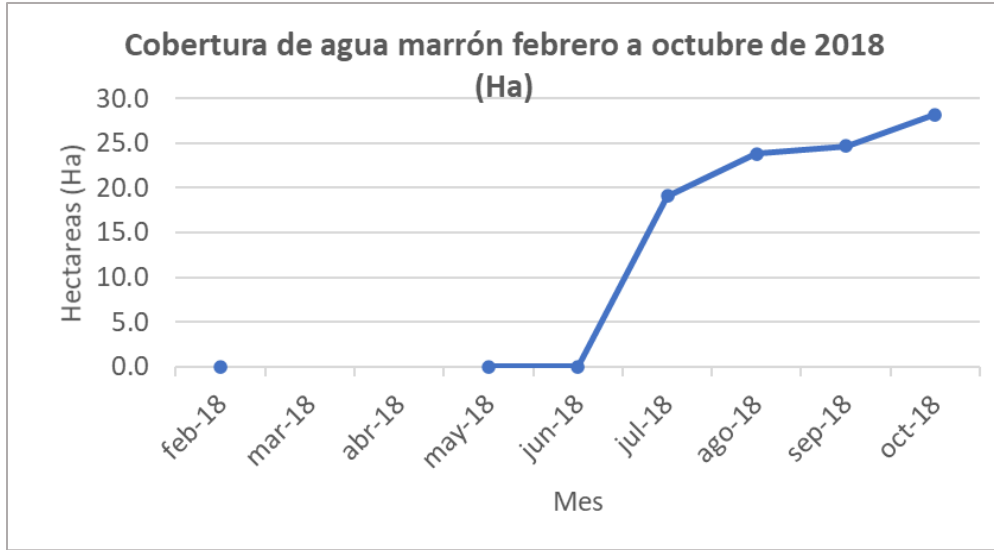


Figura 54. Cambios en la cobertura de agua marrón de sargazo del 2018

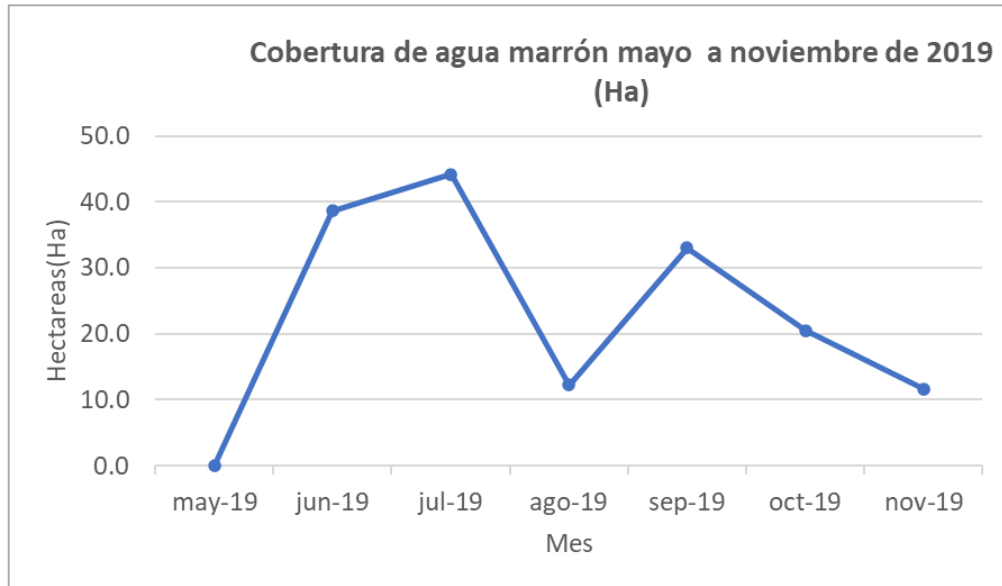


Figura 55. Cambios en la cobertura de agua marrón de sargazo del 2019

De los datos de biomasa arribada de García-Sánchez et al; 2020. El mes con mayor biomasa de sargazo en la playa registrado fue en julio del 2018 con 46.19 kg/m<sup>2</sup> y su área de agua marrón fue de 9 ha (figura 58). El mes con menor biomasa de sargazo registrado fue en octubre del 2018 con 4kg/m<sup>2</sup> y el área de agua marrón observada fue de 12 ha (figura 58). El mes donde se observó una mayor área de agua marrón fue en septiembre de 2019, mientras que, en febrero, mayo y junio de 2018 y mayo de 2019, se observaron 0 ha de agua marrón de sargazo (figura 58).

Durante los primeros meses (febrero 2018, mayo 2018 y junio 2018) no se observó ningún área de agua marrón de sargazo, fue hasta julio de 2018 donde se comenzó a observar la mancha marrón (figura 58).

En cuanto a la correlación entre biomasa y área de agua marrón, no se observó una tendencia clara entre ambos factores, se obtuvo una correlación de Pearson de tan solo 0.22 (figura 58).

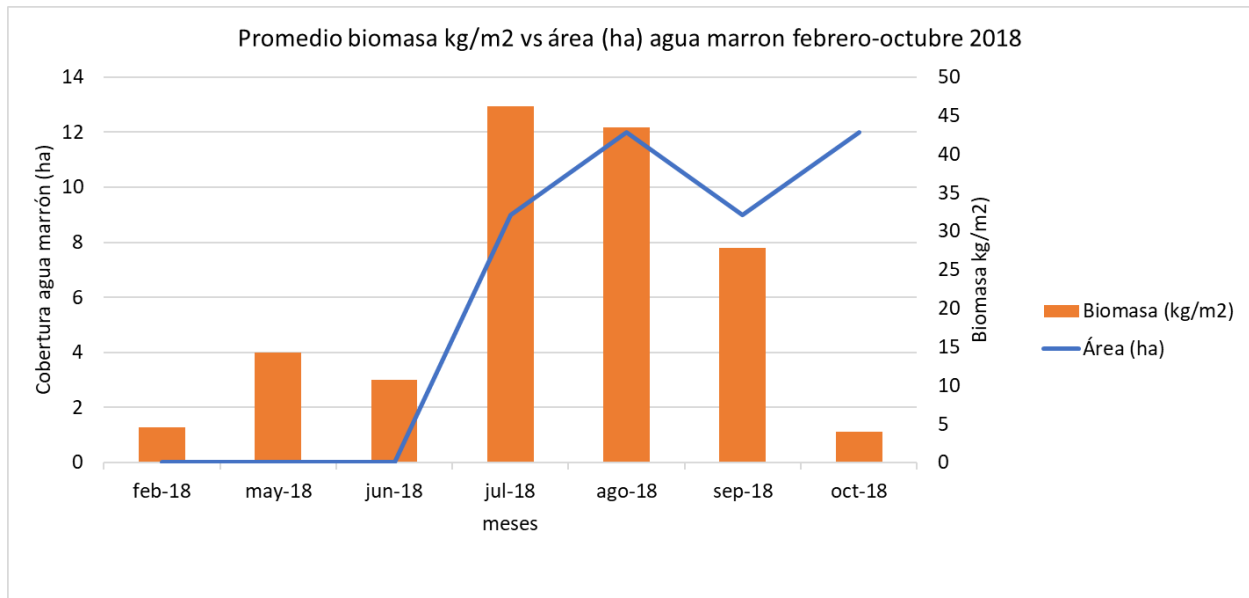


Figura 56. Biomasa arribada a la playa (kg/m<sup>2</sup>) vs cobertura de agua marrón (ha) 2018

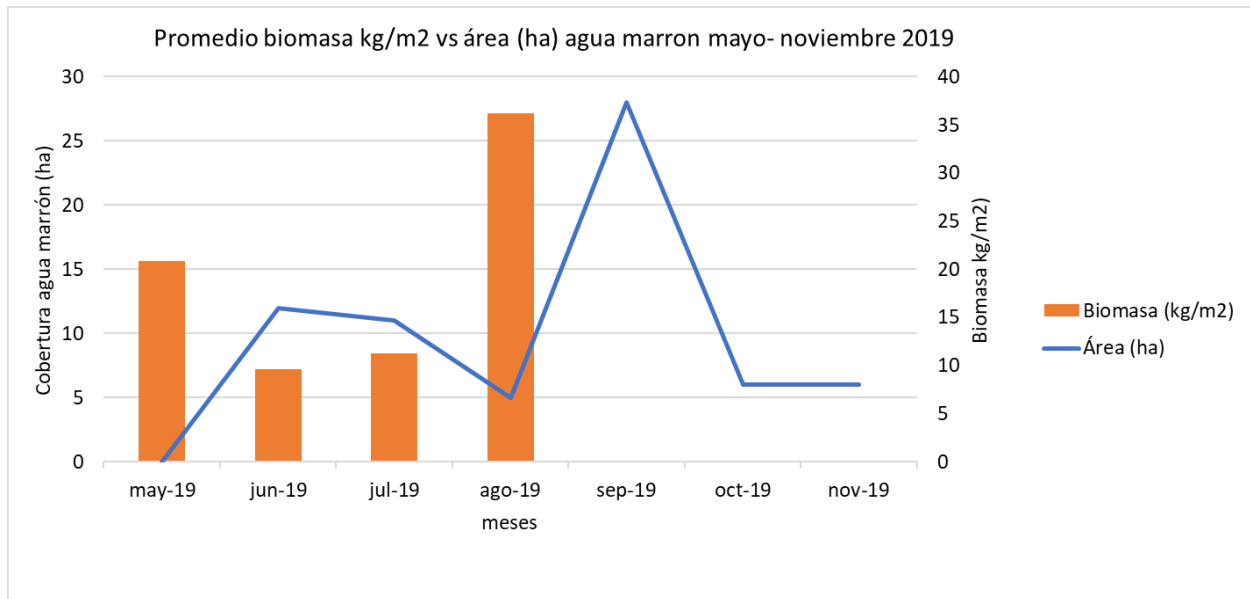


Figura 57. Biomasa arribada a la playa (kg/m<sup>2</sup>) vs cobertura de agua marrón (ha) 2018

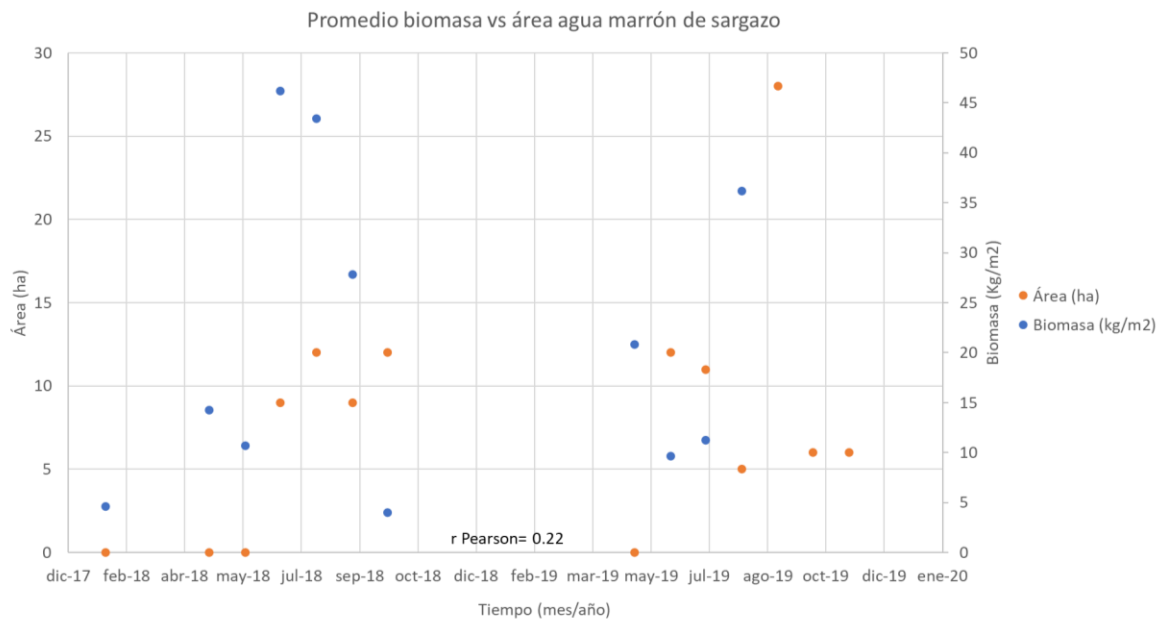


Figura 58. Gráfico de dispersión de datos de biomasa arribada (kg/m<sup>2</sup>) vs área (cobertura ha) del agua marrón de sargazo.

### 9.7 Análisis comunitario de 2011 a 2020.

Se obtuvieron un total de 60 mapas creados a partir de los datos de coberturas Braun-Blanquet. Los datos se interpolaron por método de vecino más cercano. Fueron 5 mapas por especie y/o grupo, cada uno correspondiente a los datos de los años 2011, 2012, 2015, 2019 y 2020.

#### 9.7.1 *Thalassia testudinum*

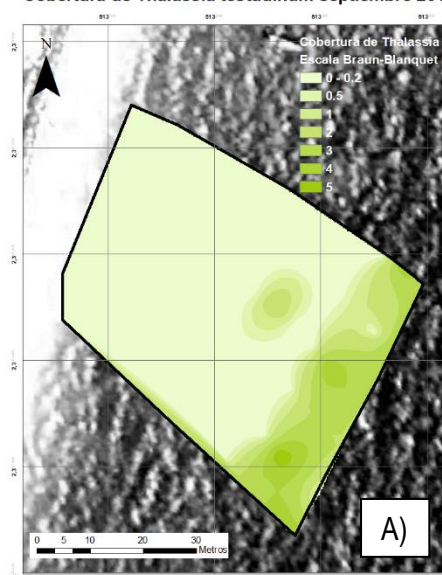
En 2011 *Thalassia testudinum* presentó coberturas muy bajas de 0-0.2 en escala Braun-Blanquet en casi toda el área. Es aproximadamente hasta los 50 m cuando su cobertura comenzó a aumentar gradualmente hasta tener 3 y en algunos puntos localizados de hasta 5. En 2012 su cobertura aumentó un poco en escala llegando a 4 y el parche se extendió ligeramente hacia la costa. A los 18 m aproximadamente podemos observar un parche de tamaño mediano que tiene una cobertura de 3 y hasta de 5 en un punto localizado (figura 59).

En 2015, la cobertura pareció no cambiar mucho. La mayor diferencia radicó en el parche que se encontraba a los 18 m, el cual aumentó su tamaño, pero redujo su cobertura en escala BB a 2 (figura 59).

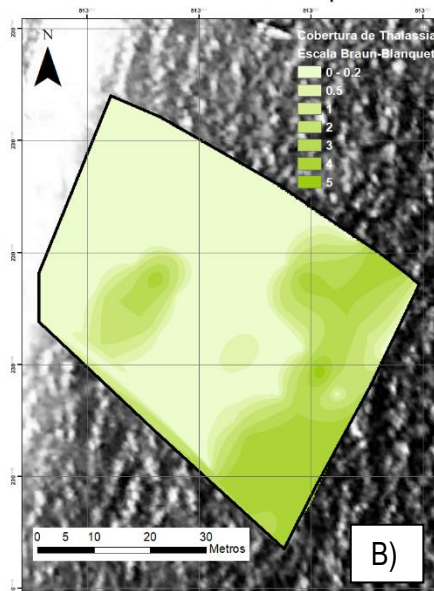
Para 2019 *T. testudinum* obtuvo su mayor cobertura en el área. El aumento fue tanto espacialmente como en escala BB. Se observaron coberturas altas de entre 3 y 4 y en algunos puntos. A partir de los 50m coberturas de hasta 5 (figura 59).

En 2020 la cobertura de *T. testudinum* disminuye ligeramente tanto en escala como en espacio. Se observa una predominancia de 2-3 BB, y se distinguieron más espacios con coberturas de 0-0.2 y solo un lugar muy localizado con cobertura de 5 (figura 59).

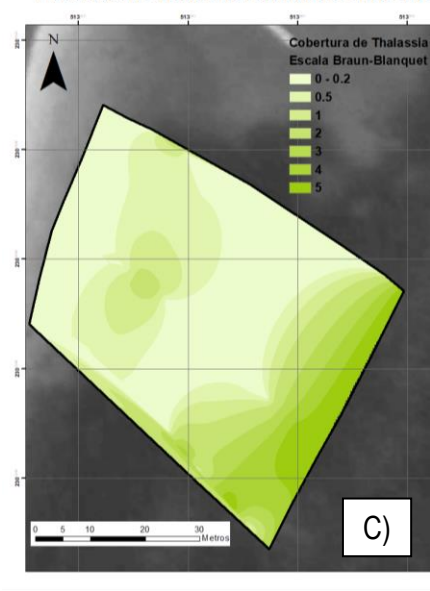
Cobertura de *Thalassia testudinum* septiembre 2011



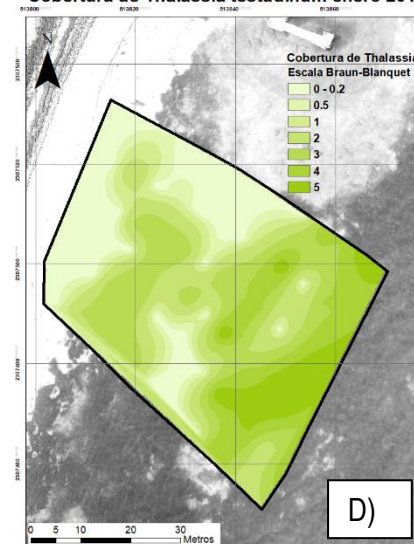
Cobertura de *Thalassia testudinum* septiembre 2012



Cobertura de *Thalassia testudinum* abril 2015



Cobertura de *Thalassia testudinum* enero 2019



Cobertura de *Thalassia testudinum* febrero 2020

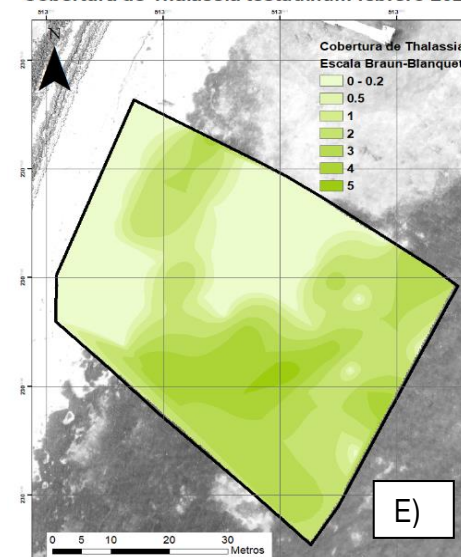


Figura 59. Cambio de cobertura de *Thalassia testudinum* a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

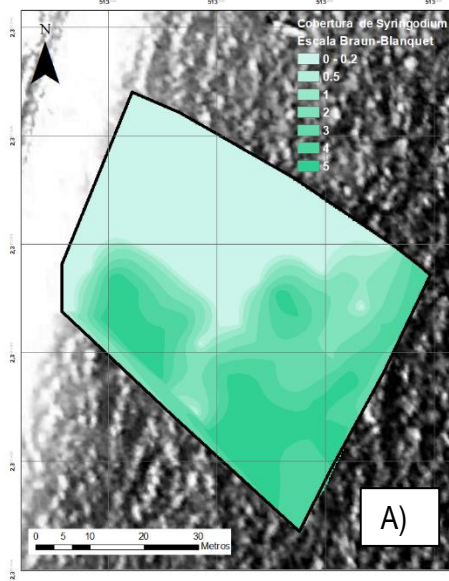
### 9.7.2 *Syringodium filiforme*

A diferencia de *T. testudinum*, *Syringodium filiforme* en 2011 y 2012 comenzó a tener coberturas altas en la sección noroeste de 3-5 BB después de los primeros 5 metros. Esta cobertura se extendió por toda el área a partir de los 27 m aproximadamente y se observó una cama bastante constante desde este punto hasta los 65 m. En 2012 llegando a los 50m de largo, se vislumbraron algunos puntos con coberturas menores de hasta 0.5 BB (figura 60).

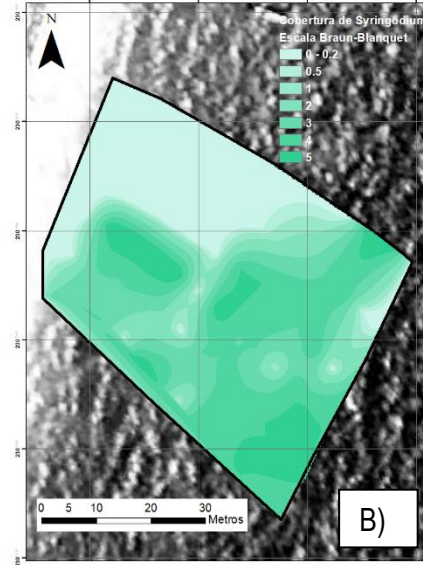
En 2019 se observaron las coberturas más altas de *Syringodium filiforme* en toda el área alcanzando entre 4-5 en escala BB. Solamente se observaron algunos sitios con coberturas de 0-0.2, en los primeros metros de costa (figura 60).

En 2020, la cobertura de *Syringodium filiforme* disminuyó ligeramente tanto en extensión como en cobertura. Se observó un área más grande con cobertura de 0-0.2, pese a esto, se observan en casi toda el área coberturas altas de entre 3-5 BB (figura 60).

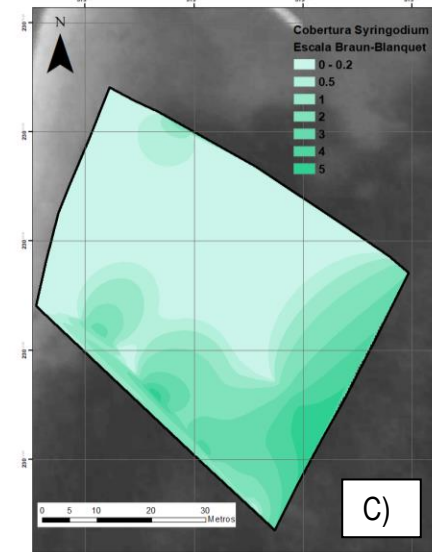
Cobertura de *Syringodium filiforme* septiembre 2011



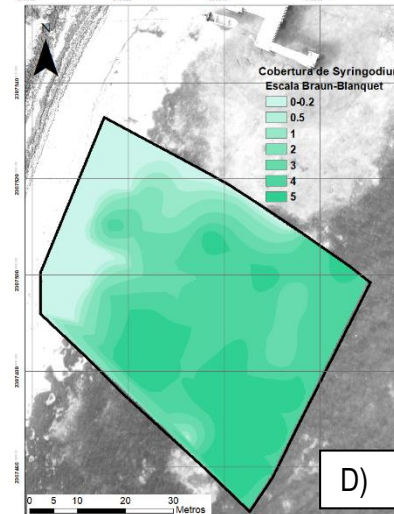
Cobertura de *Syringodium filiforme* septiembre 2012



Cobertura de *Syringodium filiforme* abril 2015



Cobertura de *Syringodium filiforme* enero 2019



Cobertura de *Syringodium filiforme* febrero 2020

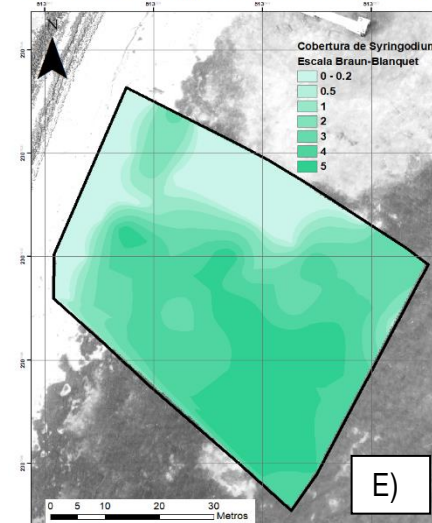


Figura 60. Cambio de cobertura de *Syringodium filiforme* a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012,  
C) abril 2015, D) enero 2019,  
E) febrero 2020.

### 9.7.3 *Halodule wrightii*

Para *Halodule wrightii*, en 2011, 2012 y 2015 solamente se observaron unos cuantos parches con poca interconexión. En la mayoría de ellos la cobertura predominante fue de entre 0.5-2 BB y solo hubo algunos puntos reducidos donde la cobertura alcanzó el 4 BB, la mayoría del área en estos tres años la escala se mantuvo entre 0-0.2 BB (figura 61).

Para 2019 la cobertura de *Halodule wrightii* aumentó sustancialmente tanto en espacio como en escala, fue el año donde alcanzó escalas de 4-5 BB de manera más extensa por lo menos. en el 50 % del área total (figura 61).

En 2020, la cobertura de *H. wrightii* disminuyó ligeramente como sucedió con *Syringodium* y *filiforme Thalassia testudinum*. Aun así, en este año es donde se observó la segunda cobertura más alta de todos los años, la cobertura correspondió a un parche grande y continuo con predominancia de escala 2 y 3 BB en la parte media del área de estudio (figura 61).



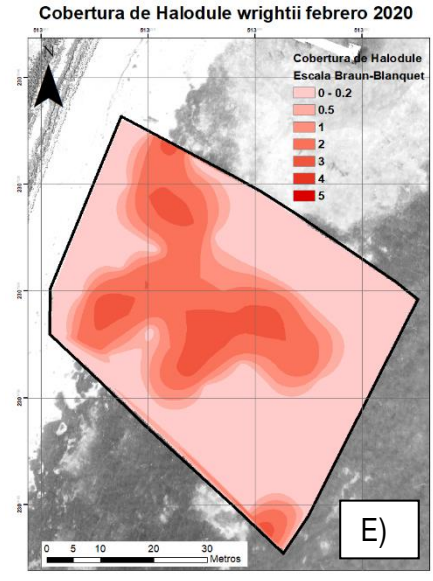
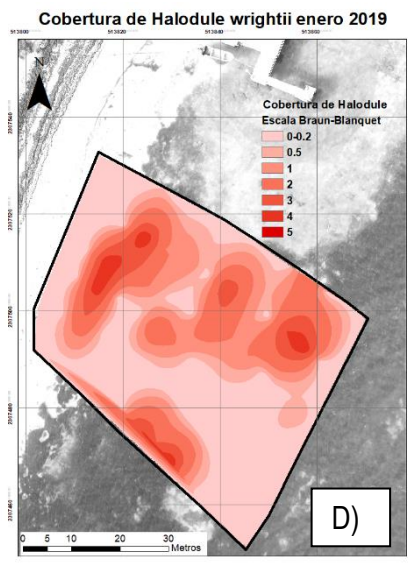
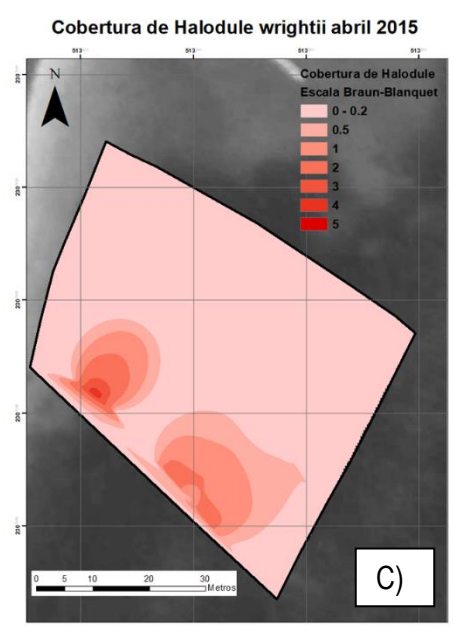
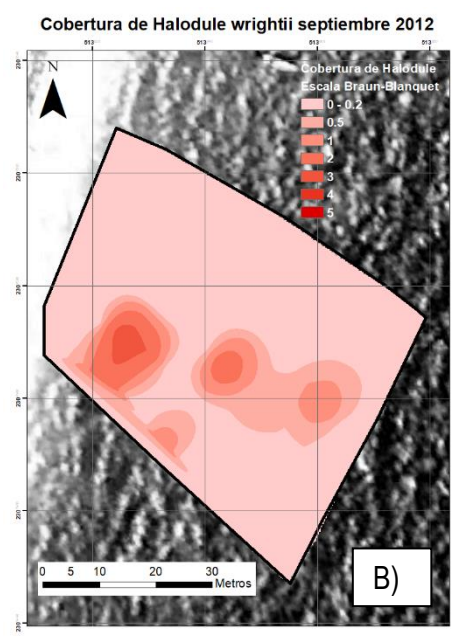
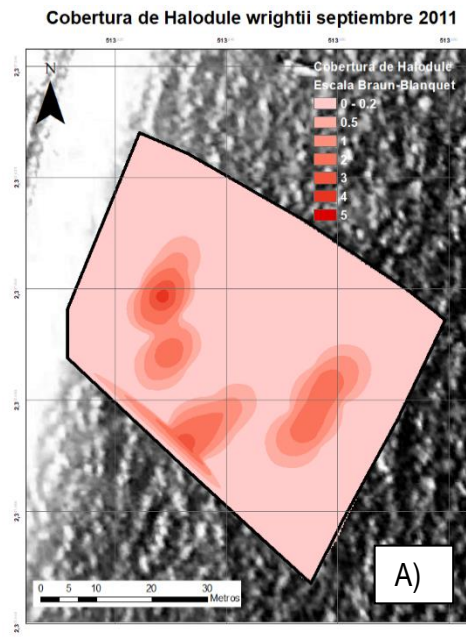


Figura 61. Cambio de cobertura de *Halodule wrightii* a lo largo del tiempo.

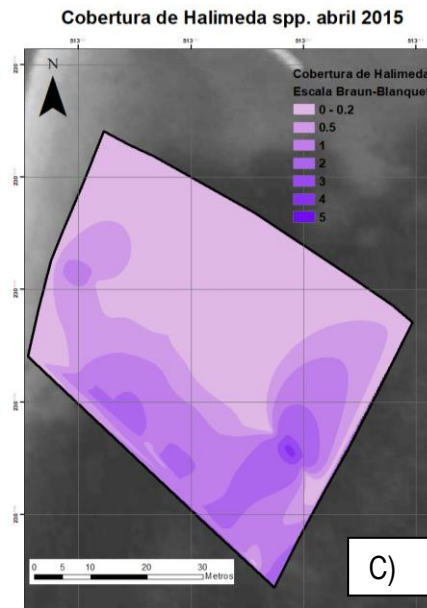
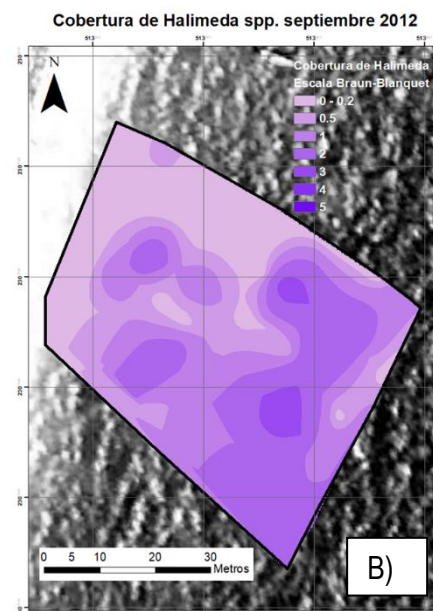
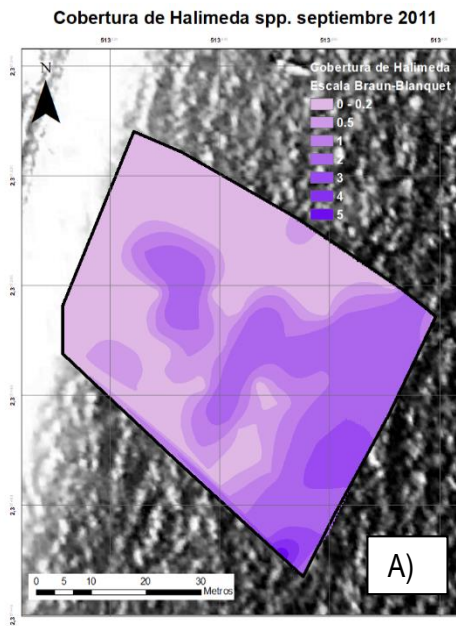
A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.5 *Halimeda* spp.

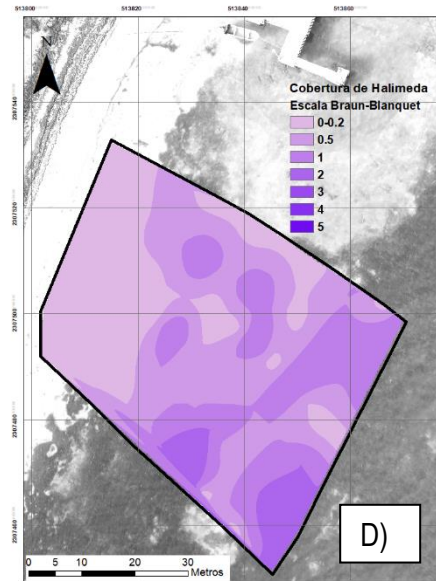
En 2011 se observó que *Halimeda* spp. tuvo su mayor cobertura en los últimos 15 m del área de estudio y que predominó 2 en escala BB, en algunas zonas llegó a 4 BB e inclusive en un punto localizado a 5 BB. En 2012 el área ocupada por *Halimeda* spp. varió poco y algunos parches aislados se unieron. En cuestión de escala Braun-Blanquet, la predominancia permaneció en 2 con algunos parches que llegaron a 3 (figura 62).

En 2015 *Halimeda* spp. disminuyó su cobertura, tanto en espacio como en escala. Mientras que en 2011 y 2012 se observó que la especie se encontró hasta en un 65-70 % del área, para este año solo se abarcó aproximadamente en el 50 %, además, en términos de escala Braun-Blanquet, la cobertura predominante fue de 0.5 a 1 (figura 62).

En 2019, *Halimeda* spp. abarcó aproximadamente el 75 % del área, pero con una escala tan solo de 0.5 a 1. Solo en los últimos metros de los transectos donde algunos parches llegaron a tener escala de 2 BB. Para 2020, La cobertura de *Halimeda* spp. en cuestión de área decreció, observándose en un 60% del área total, pero en términos de escala Braun-Blanquet, se observó un ligero aumento ya que la predominancia es de 1 con algunos parches de 2 (figura 62).



**Cobertura de Halimeda spp. enero 2019**



**Cobertura de Halimeda spp. febrero 2020**

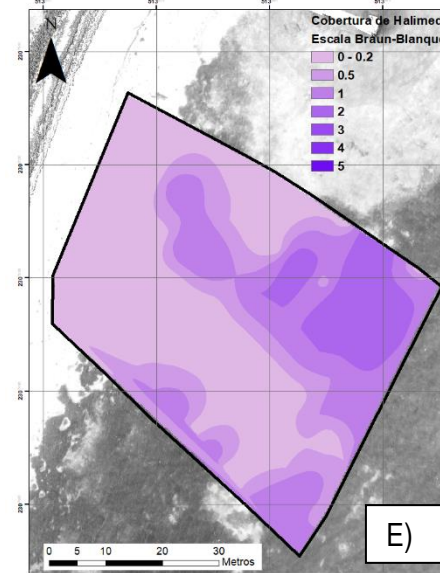


Figura 62. Cambio de cobertura de *Halimeda* spp. a lo largo del tiempo.  
A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.6 *Caulerpa* spp.

*Caulerpa* spp. es una especie que se observó muy poco durante los años de estudio. Los parches de esta especie fueron pequeños con escalas de Braun-Blanquet de 1 en casi todos los años. En 2015 no se observó cobertura de esta especie en toda el área (figura 63).

2012 fue el único año donde se observó una cobertura moderada de *Caulerpa* spp. aproximadamente en un 35 % del área, con parches de 2 en escala Braun-Blanquet y en un punto de los primeros metros llegó a escala 3 BB (figura 63).

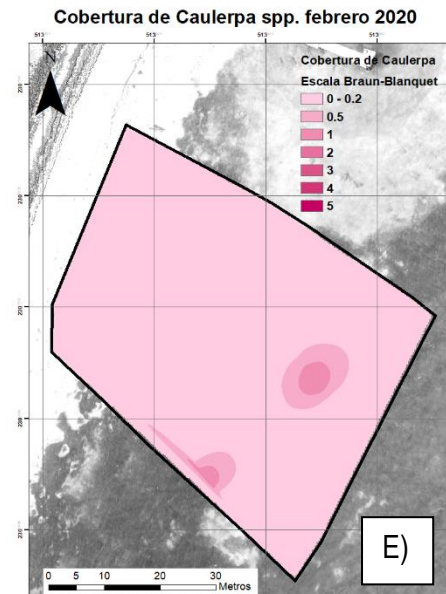
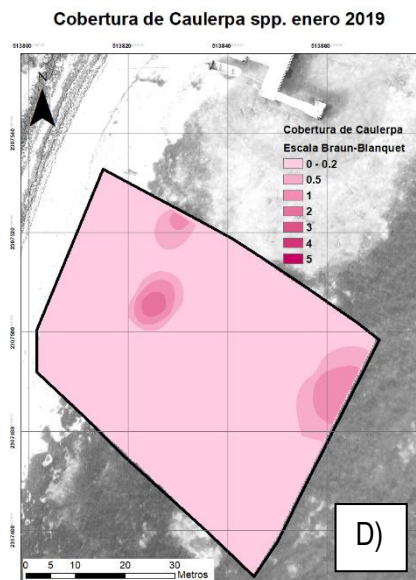
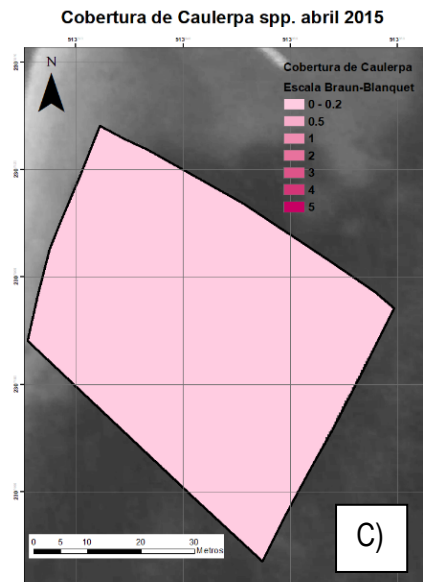
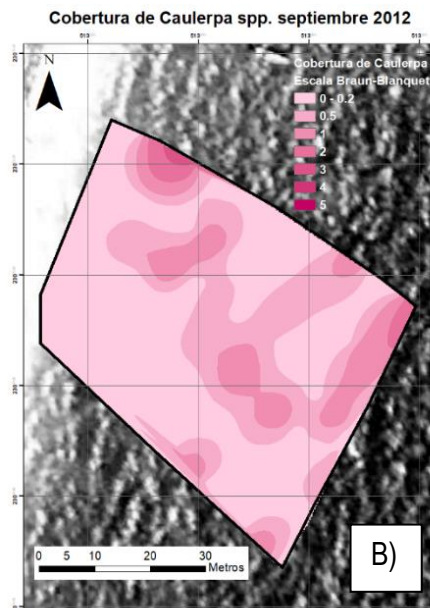
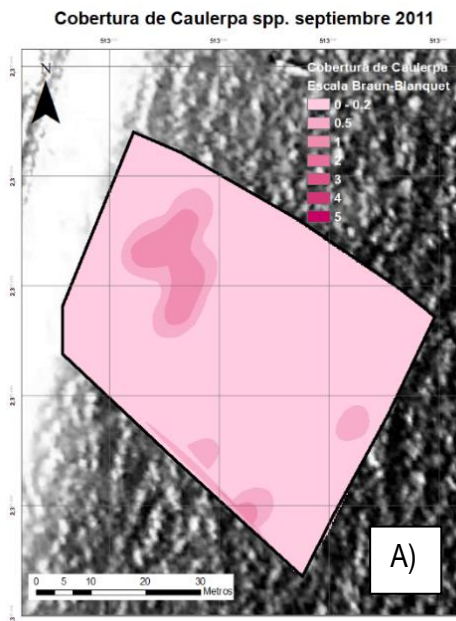


Figura 63. Cambio de cobertura de *Caulerpa* spp. a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.7 *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp.

En 2011 *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp. se observaron a partir de los 10 m del área de estudio, su cobertura máxima fue de 3 en escala Braun-Blanquet y se observó su presencia en aproximadamente 60 % del área. En 2012 su cobertura aumentó y cubrió casi toda el área de estudio, en escala Braun-Blanquet se observó una predominancia de 2 y varios parches medianos con cobertura de 3 (figura 64).

En 2015 *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp. tuvieron la cobertura más baja tanto en espacio como en escala. Se vislumbraron 3 parches de tamaño pequeño con coberturas de 0.5 BB y solo un pequeño sitio con cobertura de 1 BB (figura 64).

Para 2019 la cobertura de *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp volvió a aumentar, pero no recuperó su estado previo a 2015. Especialmente se observó en un 40% de área con coberturas máximas de 1. En 2020 la cobertura de las especies volvió a decrecer especialmente. En este año solo se observaron en aproximadamente 30 % de área, con coberturas máximas de 2 (en un solo parche) mientras que el resto fueron coberturas de 0.2 a 1 (figura 64).

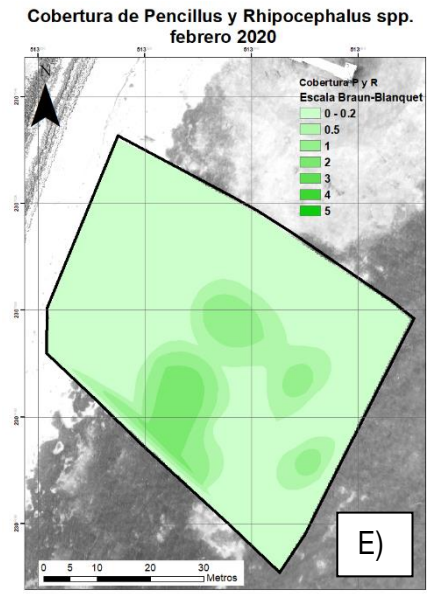
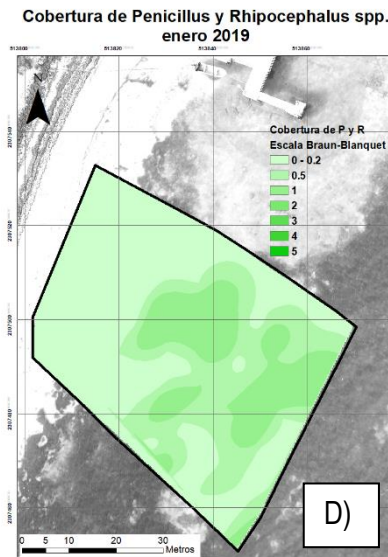
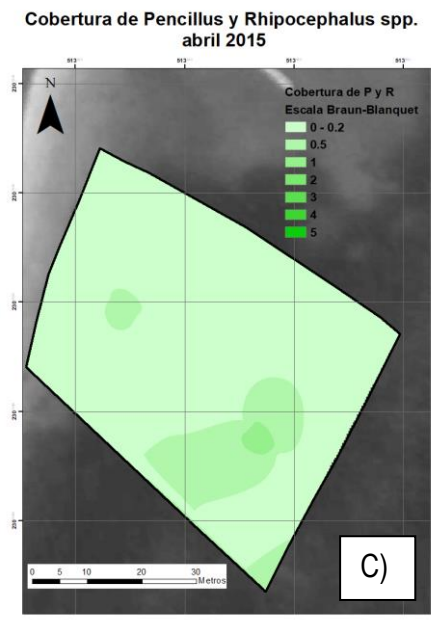
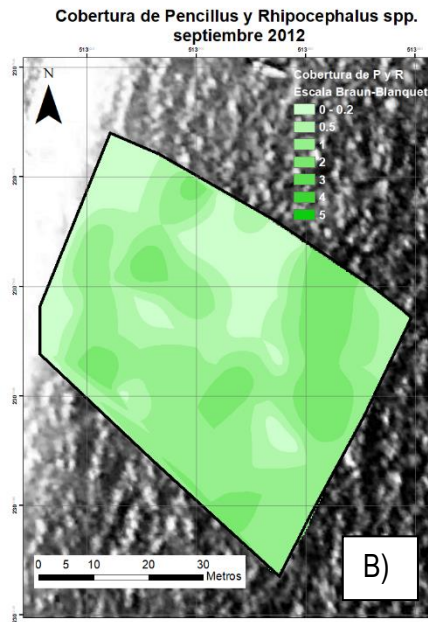
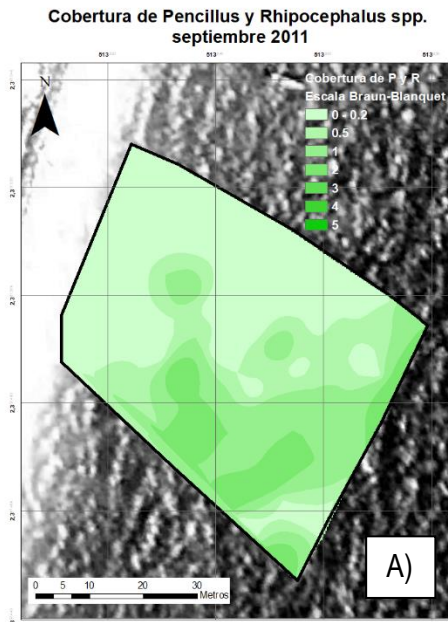


Figura 64. Cambio de cobertura de *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp. a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012,  
C) abril 2015, D) enero 2019,  
E) febrero 2020.

#### 9.7.8 *Udotea* spp.

En 2011 *Udotea* spp. tuvo una alta cobertura, especialmente se observó en el 80 % del área aproximadamente con una dominancia en escala Braun-Blanquet de 1 a 2. En 2012 aumentó su cobertura a aproximadamente el 90% del área, sin embargo, en escala Braun-Blanquet se observó una disminución principalmente a 2 a 1 BB (figura 65).

*Udotea* spp. en 2015, al igual de *Penicillus* y *Rhipocephalus* spp; presentó su cobertura más baja, solo se observaron dos parches pequeños al inicio del área de estudio de 0.5 en escala BB y hacia el final de los transectos una franja pequeña de cobertura 0.5-1 BB (figura 65).

En 2019 *Udotea* spp. presentó una cobertura máxima de 2 en un parche pequeño. Su presencia fue principalmente al centro del área de estudio con una cobertura de 0.5. En 2020 la cobertura aumentó tanto en espacio como en escala, se vislumbró la especie en aproximadamente el 40% del área a partir de los 30 m con coberturas de entre 0.5 a 2 (figura 65).



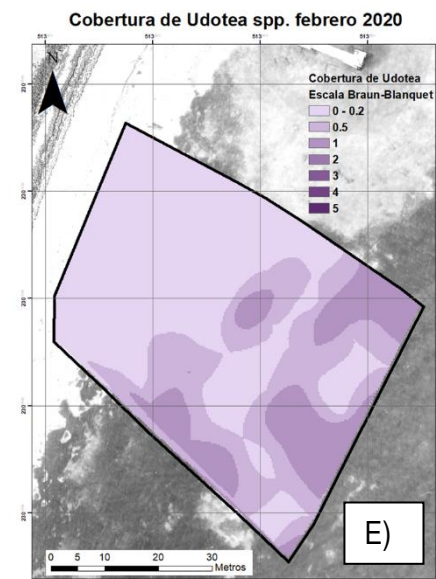
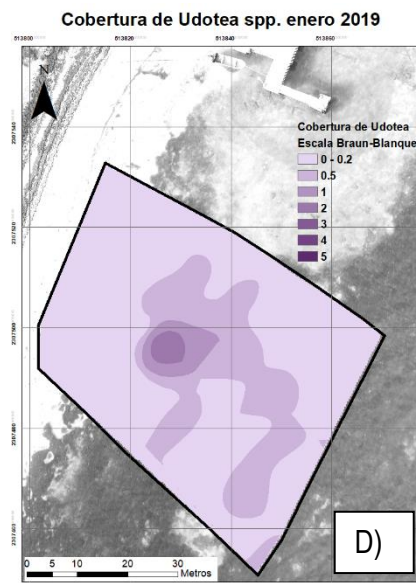
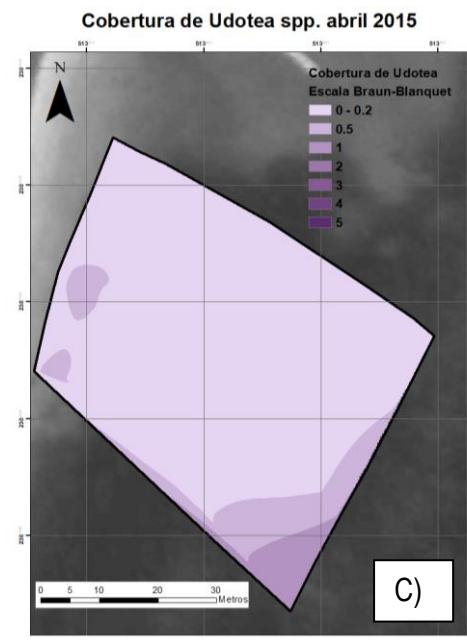
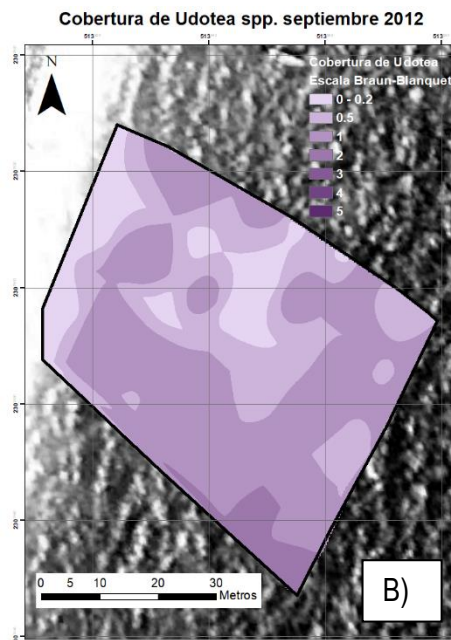
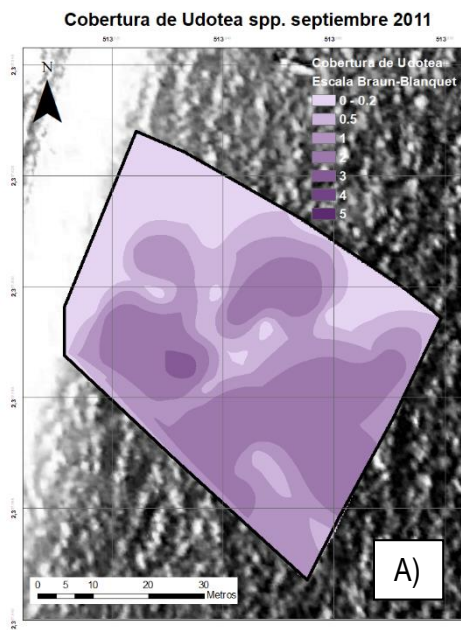


Figura 65. Cambio de cobertura de *Udotea* spp. a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.9 *Avranvillea* spp.

*Avranvillea* spp. en 2011 cubrió aproximadamente 35 % del área, su mayor cobertura se observó hasta los 40 m de distancia a la costa. El parche con cobertura más alta fue de 2 en escala BB, mientras que el resto de la franja varió entre 0.5-1 (figura 66).

En 2012 *Avranvillea* spp. cubrió aproximadamente el 90% del área de estudio con coberturas de 0.5 a 1 y múltiples parches de hasta 2 en escala BB. Para 2015 la cobertura disminuyó sustancialmente, solo se observó una franja en los últimos 5-10 m del área de estudio con cobertura entre 0.5 a 2 BB y un pequeño parche al inicio del área de estudio con cobertura de 0.5 BB (figura 66).

En 2019 *Avranvillea* spp. aumentó su cobertura, se observó en aproximadamente el 70 % del área con una escala Braun-Blanquet que fue desde 0.2 a 3, aunque en la mayor parte del sitio se observó con una escala de entre 0.5 a 1 BB (figura 66).

En 2020 la cobertura de *Avranvillea* spp. volvió a disminuir. Solo se vislumbró en un 15 % del área en los últimos 10m con coberturas en escala Braun-Blanquet entre 0.5 a 1 (figura 66).

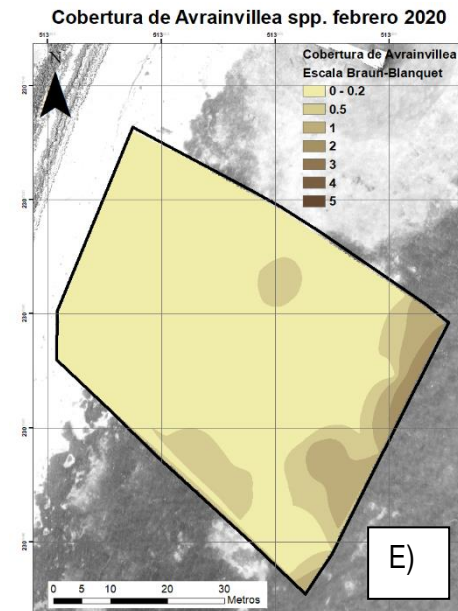
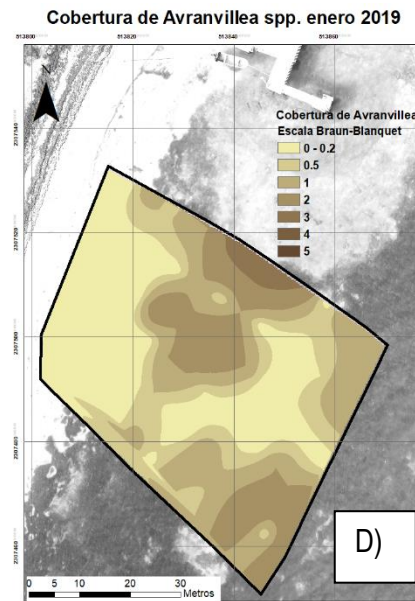
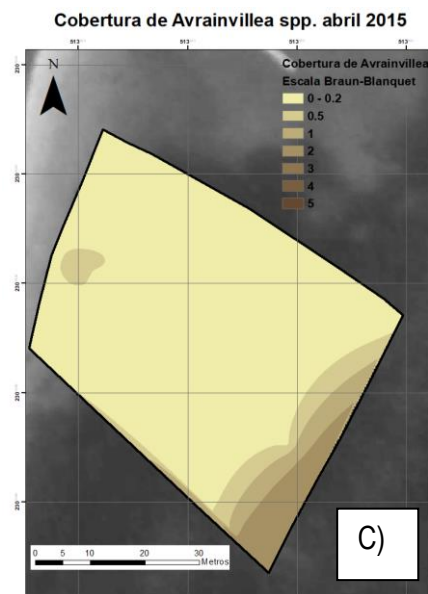
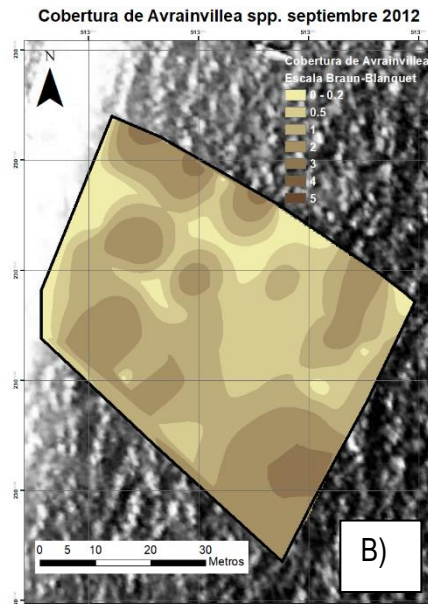
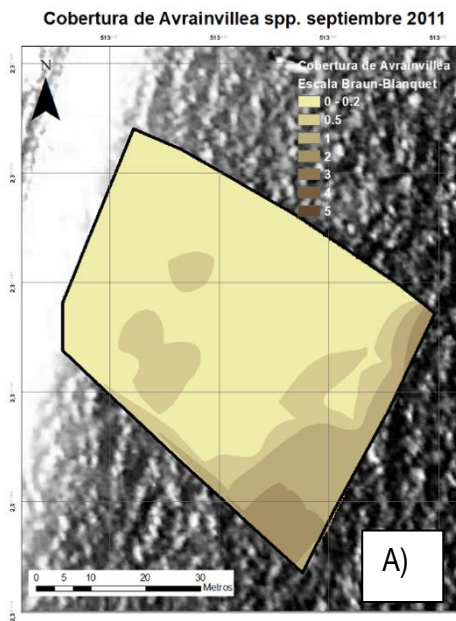


Figura 66. Cambio de cobertura de *Avrainvillea* spp. a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.10 Algas cafés

Las algas cafés en 2011 se vislumbraron en un 20 % del área a partir de los 30 m en parches aislados y hacia el final del sitio. En los últimos 20 m, se observó una franja con coberturas de hasta 4 en escala Braun-Blanquet. En 2012 Las algas cafés se observaron en parches más grandes y dispersos por toda el área, pero con coberturas menores que en 2011 con escalas entre 0.5 a 1 y solo en los últimos 2 m con coberturas de 2 BB (figura 67).

En 2015 las algas cafés tuvieron una dispersión ligeramente menor que a la del 2012, las coberturas en escala Braun-Blanquet se mantuvieron siendo la mínima de 0.2 y la máxima de 2, con una predominancia en los parches de 1 (figura 67).

En 2019 La cobertura de las algas cafés aumentó después de los 30m, se observó un parche de gran tamaño con en una escala Braun-Blanquet entre los 0.5 a 2.

Para 2020, este parche desapareció casi por completo y solo se observó una pequeña área con cobertura máxima de 1. 2020, fue el año donde se observó la menor cobertura de algas cafés (figura 67).

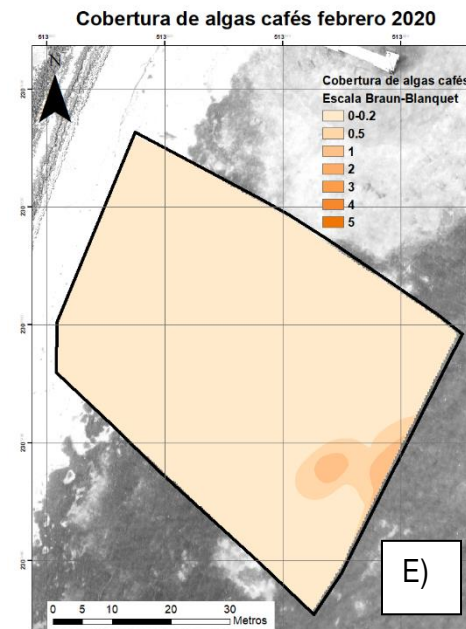
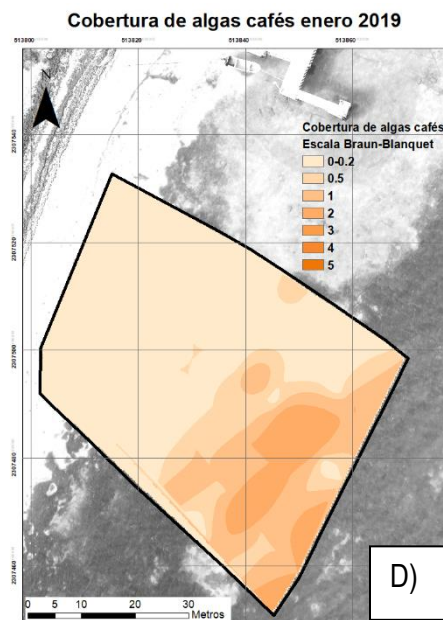
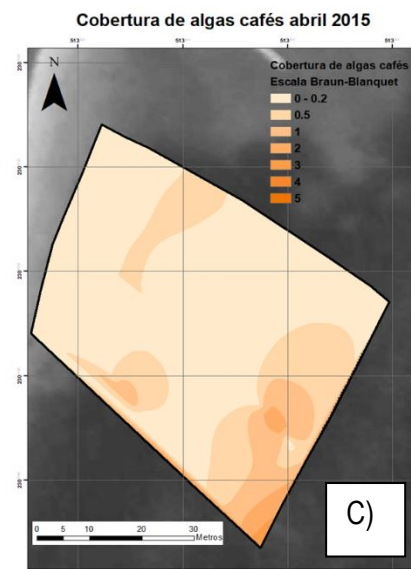
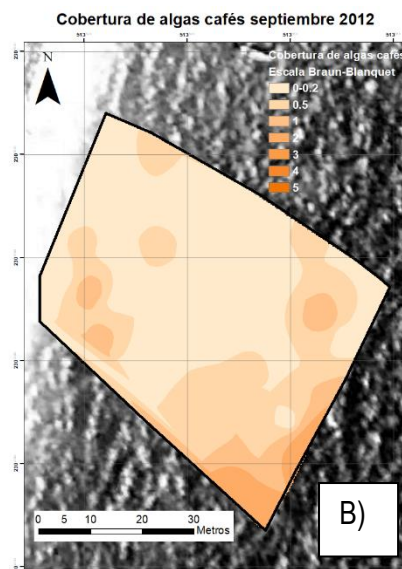
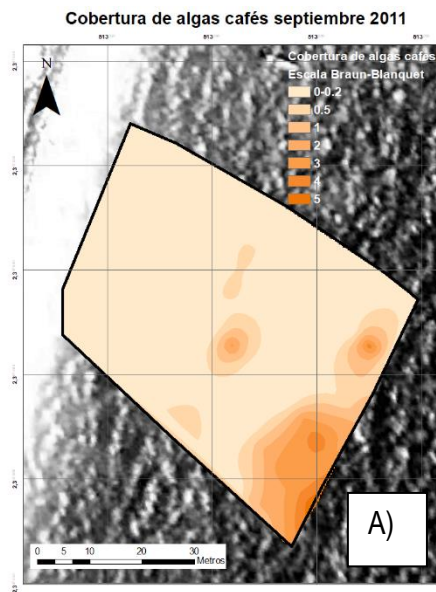


Figura 67. Cambio de cobertura de Algas cafés a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

#### 9.7.11 Algas rojas

En 2011 la cobertura de algas rojas cubrió aproximadamente el 50% área con escalas Braun-Blanquet de hasta 4, pero siendo 2 la escala dominante. En 2012 la cobertura de algas rojas comenzó a decaer y se comenzaron a observar parches más dispersos con escalas predominantes de 1 a 2 (figura 68).

En 2015, la disposición espacial de las algas rojas se observó en los primeros 20m de la costa donde la cobertura predominante fue de 1 a 2, en el resto del área no se observó cobertura de estas algas (figura 68).

En 2019 y 2020 se observaron solamente 2 a 3 parches dispersos de algas rojas que ocuparon no más del 10% del área. La escala máxima que alcanzan las algas rojas en 2019 es de 1 y en 2020 de 2 (figura 68).

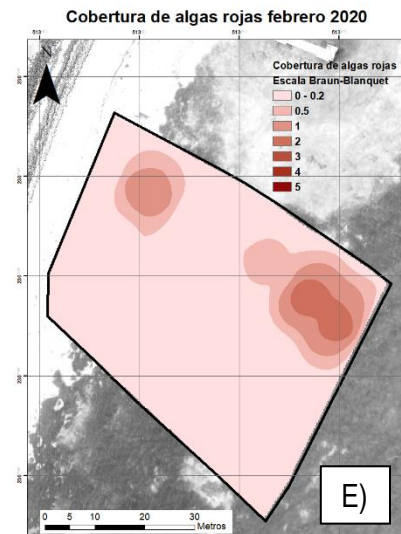
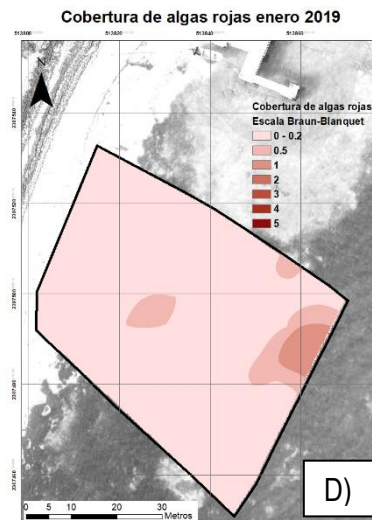
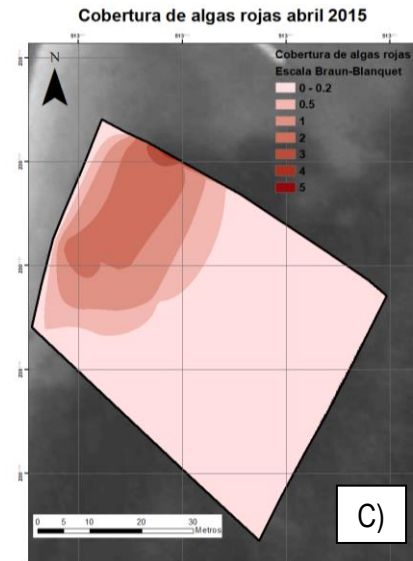
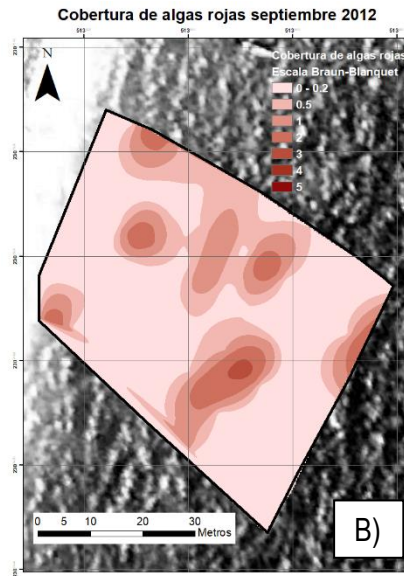
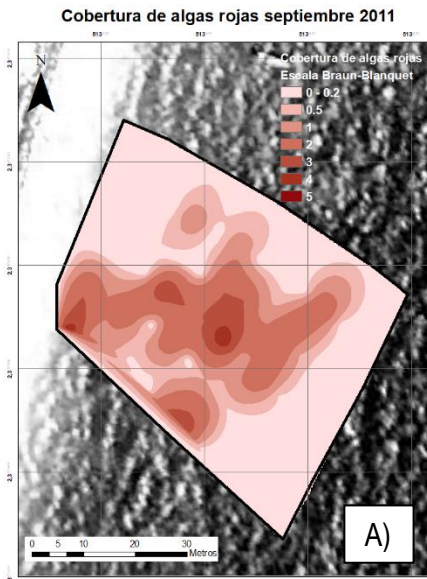


Figura 68. Cambio de cobertura de Algas rojas a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012,  
C) abril 2015, D) enero 2019,  
E) febrero 2020.

#### 9.7.12 Algas epífitas

Durante 2011, 2012 y 2015 la cobertura de algas epífitas se mantuvo muy moderada con predominancia en escala Braun-Blanquet de 0-0.2 solo en algunas áreas hacia el final de los transectos se observaron coberturas más altas tanto en 2011 como en 2015 que llegaron a 2 en escala Braun-Blanquet.

Posterior a estos años, la cobertura y extensión de las algas epífitas aumentó llegando a cubrir hasta un 45% de área, los parches llegaron a escalas Braun-Blanquet de hasta 2.



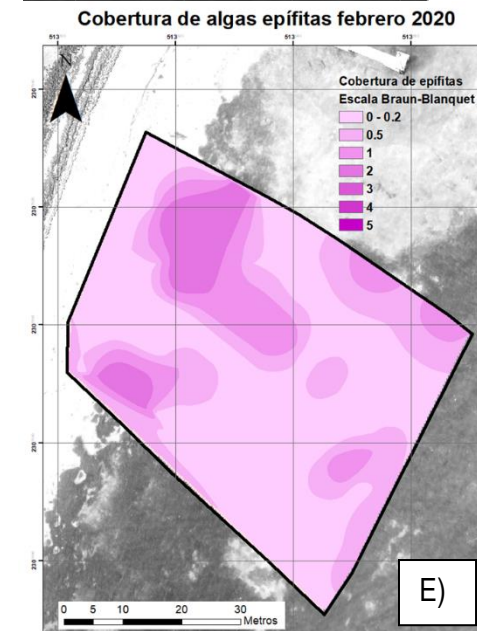
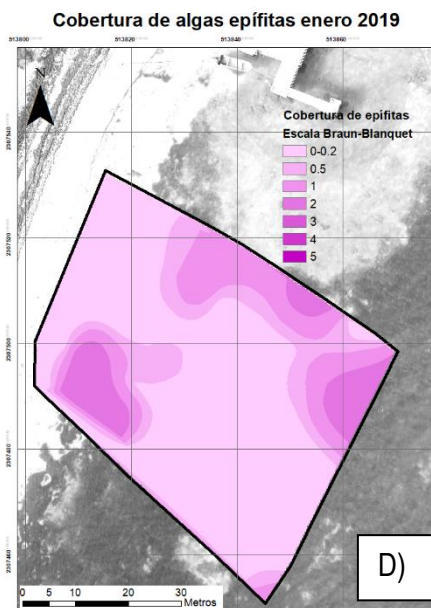
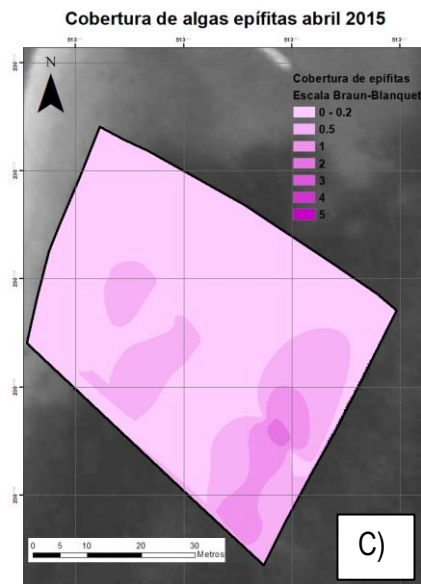
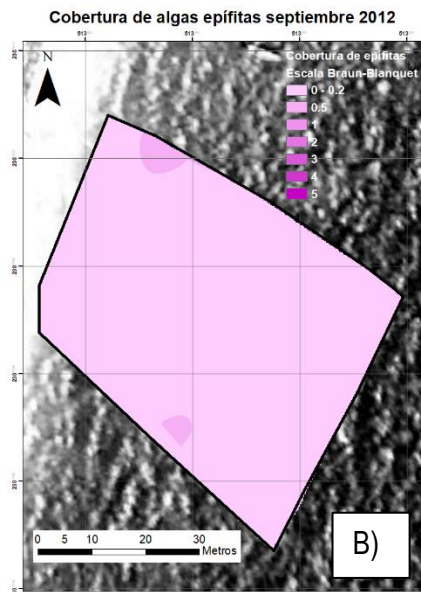
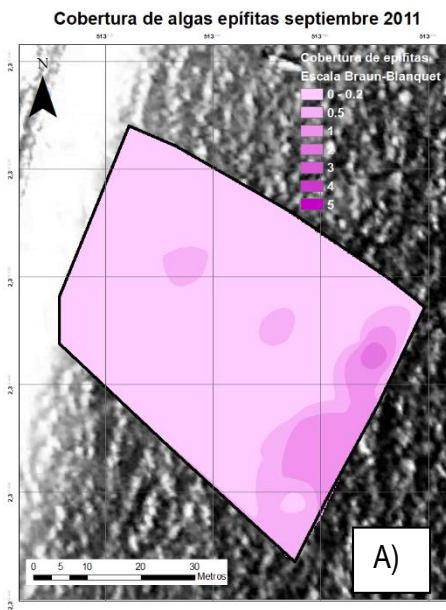


Figura 69. Cambio de cobertura de Algas epifitas a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012,  
C) abril 2015, D) enero 2019,  
E) febrero 2020.

### 9.7.13 Materia vegetal muerta

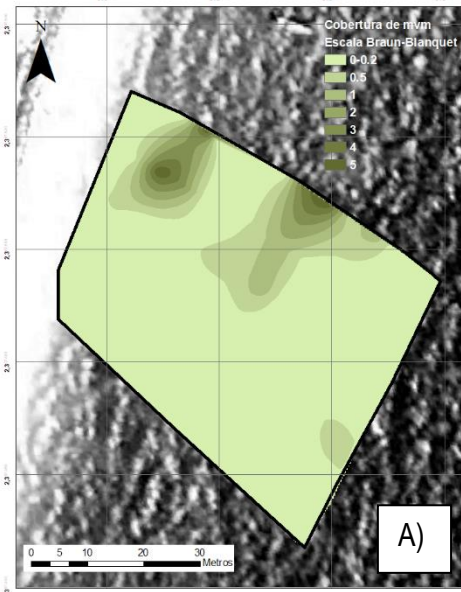
En 2011 se observaron dos parches de materia vegetal muerta de tamaño moderado que variaron en escala desde 0.5 a 5 que no ocuparon más del 20 % del área. En 2012 la disposición espacial cambió principalmente a una franja continua los primeros 10 m del área de estudio con escala predominante entre 0.5 a 1 BB (figura 70).

En abril 2015 la materia vegetal muerta ocupó aproximadamente el 55 % del área, pero con una escala BB de apenas 0.5 y algunos parches dispersos de 1 (figura 70).

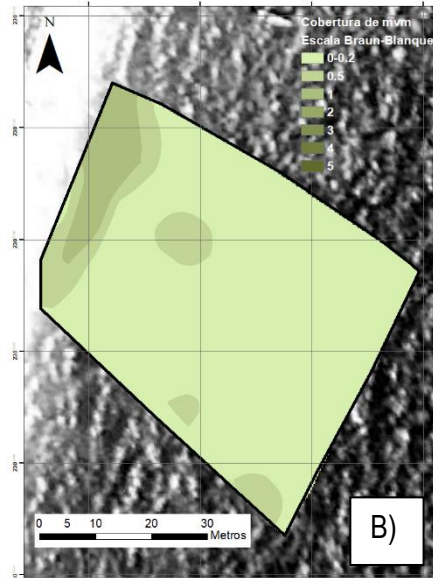
En 2019 se observó la mayor cobertura de materia vegetal muerta en toda el área, con escalas de hasta 5 en los primero 10 m del área de estudio. Esta cobertura en escala fue disminuyendo conforme se avanza hacia el interior de la laguna, sin embargo, se siguieron observando escalas de hasta 2-3 (figura 70).

En 2020 en términos generales, la materia vegetal muerta se observó en un 90 % del área. Las escalas de cobertura Braun-Blanquet de materia vegetal muerta disminuyeron en la costa, la predominancia en escala fue de 1 a 2. Pese a esto, se siguieron observando parches dispersos en toda el área con coberturas de hasta 4 a 5 (figura 70).

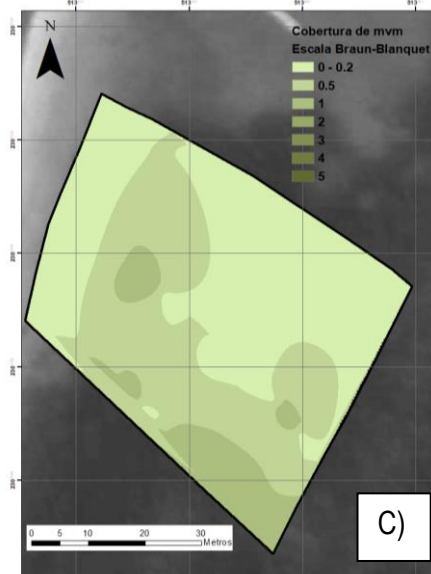
Cobertura de materia vegetal muerta septiembre 2011



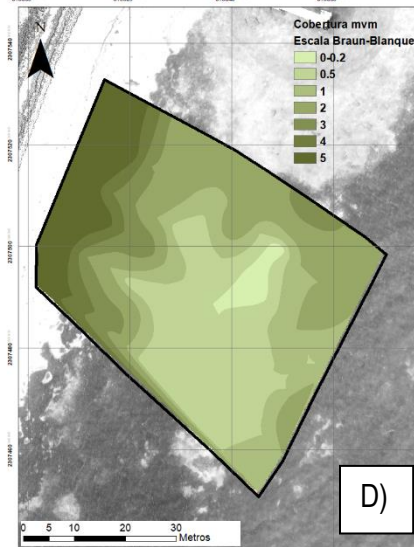
Cobertura de materia vegetal muerta septiembre 2012



Cobertura de materia vegetal muerta abril 2015



Cobertura de materia vegetal muerta enero 2019



Cobertura de materia vegetal muerta febrero 2020

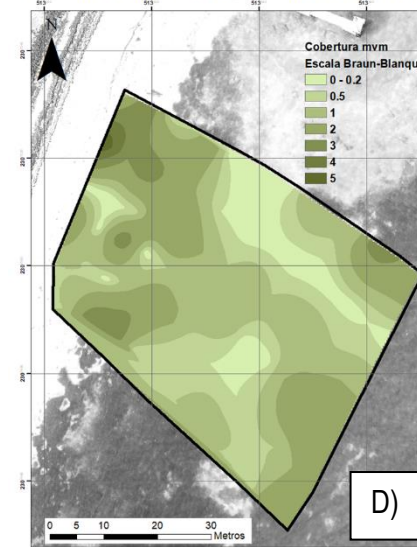


Figura 70. Cambio de cobertura de materia vegetal muerta a lo largo del tiempo.

A) septiembre 2011, B) septiembre 2012, C) abril 2015, D) enero 2019, E) febrero 2020.

La prueba MDS obtuvo un valor de stress de cero. Esto quiere decir que el gráfico es una buena representación de los promedios de especies/grupos de las comunidades de pastos marinos a lo largo del tiempo y de los resultados de la prueba ANOSIM (figura 71). Se observó una secuencia de los años bastante armoniosa donde 2011 y 2012 y 2019 y 2020 se encontraron más cercanos entre sí, mientras que 2015 estuvo más separado (figura 71). La prueba ANOSIM arrojó diferencias significativas de carácter global ( $R=0.162$ ,  $p < 0.1$ ) y por pares, exceptuando 2011 vs 2015 ( $R = 0.041$ ,  $p = 8.5$ ) (Tabla 10).

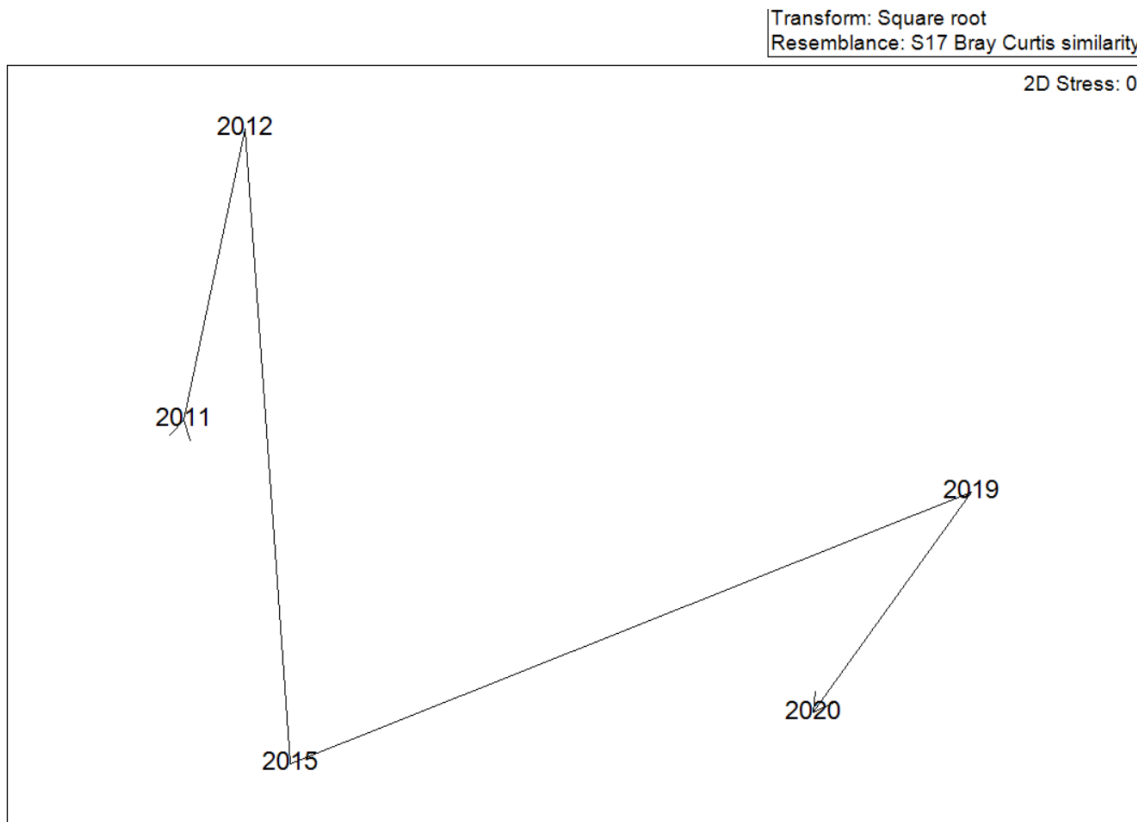


Figura 71. MDS de los promedios de las especies/grupos de la comunidad de pastos marinos.

En el análisis SIMPER se observó que la disimilitud entre años varió dentro de un rango del 60-78 %, siendo 2019 vs 2020 lo años más similares y 2011 vs 2015 los menos similares en términos de composición de especies/grupos (figura 72).

Entre los grupos que aportaron mayor disimilitud entre años son la materia vegetal muerta, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*. Y los que menor aportación tienen son el grupo de las especies de *Caulerpa*, las algas epífitas y las algas rojas (figura 72).

Tabla 7. Resultados ANOSIM

Análisis global	Resultado (Global R): 0.162	Significancia global 0.1%			
Análisis por grupos	R estadística	% de significancia	permutaciones posibles	permutaciones realizadas	Número >=
2011, 2012	0.055	0.1	muy grande	999	0
2011, 2015	0.041	8.5	muy grande	999	84
2011, 2019	0.188	0.1	muy grande	999	0
2011, 2020	0.125	0.1	muy grande	999	0
2012, 2015	0.237	0.1	muy grande	999	0
2012, 2019	0.234	0.1	muy grande	999	0
2012, 2020	0.225	0.1	muy grande	999	0
2015, 2019	0.369	0.1	muy grande	999	0
2015, 2020	0.223	0.1	muy grande	999	0
2019, 2020	0.046	0.1	muy grande	999	0

Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER)

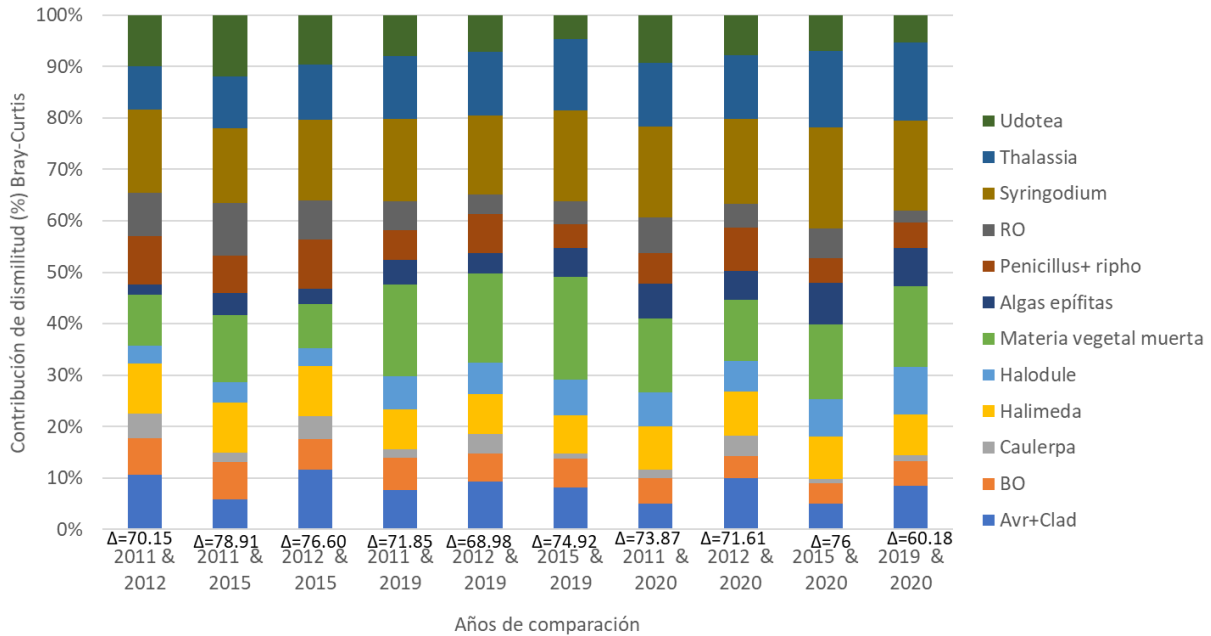


Figura 72. SIMPER de las especies y grupos entre años de estudio.

## 10. Discusión

### 10.1 Precisión de los mapas temáticos

Los mapas temáticos de las praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos obtenidos a través de clasificación supervisada con el algoritmo máxima verosimilitud tuvieron precisiones generales mayores al 80 % y coeficientes de Kappa mayores a 0.7. Green, et al; (2000) y Goodman et al; (2013), mencionan que clasificaciones con esta precisión en praderas de pastos marinos pueden ser logrados a través de imágenes multispectrales o hiperespectrales, de alta resolución espacial, pocas categorías en la clasificación, densidades de pastos y macroalgas de medias a altas e implementación de correcciones geométrica y columna de agua.

Con base en lo anterior, podemos decir que los mapas de este estudio tuvieron una calidad adecuada y son representativos del ecosistema. Sin embargo, es importante denotar que ningún mapa anterior al de 2020 puede ser tomado como la absoluta realidad, debido a que no existe información de campo con la cual se pudieran verificar las clases la transición espacio-temporal entre ellas.

Una aproximación que se puede tener en cuenta para analizar mapas de años pasado con precaución es observar los errores de comisión, omisión y las precisiones, las bajas tasas de omisión y comisión, así como los altos índices de producción de usuario ya que estos se consideran buenos indicadores de la calidad de los mapas (Ver anexos) (Green, et al; 2000, Mas, et al; 2003; Goodman et al; 2013).

Para las clases 1 y 2 se obtuvieron los mejores indicadores de calidad. Los pastizales marinos densos (clase 1) en todos los casos tuvieron errores de omisión y comisión menores al 15 % y precisiones de productor y del usuario por arriba del 85 %.

La clase 2 en el mapa de febrero de 2020 fue la que mayores errores de omisión tuvo con 29 %, en el resto de los mapas los errores de omisión y comisión se mantuvieron por debajo del 18 % y precisiones del productor y del usuario por arriba del 81 %.

Los valores más altos de error de comisión y omisión se observaron en la clase 4: Vegetación mixta poco densa y arena y en la clase 5: Arena-Sedimento. Esto puede ser debido a que el fondo está conformado principalmente por arena de carbonato de calcio que tiene mucho impacto en la absorción de la luz al llegar al fondo; a pesar de que la clase 3 tiene (poca) vegetación, la arena puede tener un peso importante en la firma espectral que aumenta el error. Asociado a esto, está documentado que, al realizar la corrección de columna de agua, en ocasiones se incrementa la confusión entre clases de arena y otros hábitats con poca vegetación o corales (Zapata-Ramírez et al, 2013, Mumby et al; 1998).

Resultados similares de exactitud en mapas temáticos de praderas de pastos marinos han sido al obtenidos en las islas Karimunjaja, Indonesia con las imágenes de la plataforma Planet por Wicaksono y Lazuardi en 2018. Los autores mencionan que las imágenes Planet tienen una buena resolución espacial y temporal permitiendo detectar cambios a lo largo del tiempo que puede ser explotada para el mapeo de pastos marinos (Wicaksono y Lazuardi en 2018).

Otros autores como Cerdeira y colaboradores quienes mapearon el Caribe Mexicano en 2018 también tuvieron exactitudes por arriba del 85 % en las comunidades de pastos marinos y macroalgas mediante el uso de imágenes WorldView-2. Comparando los mapas de CONABIO 2018 con los de este estudio (ANEXO), las clases de fondos donde predomina el pasto marino coinciden con mucha exactitud (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>), solo que la cartografía realizada por esta investigación es más detallada en cuando a las densidades de pastos y macroalgas, lo que no se refleja en los mapas de CONABIO por ser mapas que emplearon otras metodologías para clasificar más ecosistemas (incluye arrecife).

El algoritmo de máxima verosimilitud resulta lo suficientemente robusto y ha sido probado en diversos estudios de mapeo bentónico incluyendo praderas de pastos marinos, obteniendo buenos resultados con clasificaciones de precisiones > 70 %, detección de especies de pastos marinos como *Thalassia hemprichii*, *Cymodocea rotundata*, *Cymodocea serrulata*, *Halodule uninervis*, *Halophila ovalis* y mapas de cambios temporales de buena calidad (Goodman, et al; 2013; Zapata-Ramírez et al; 2013; Wicaksono y Lazuardi, 2018). Sumado al algoritmo, factores que propiciaron una adecuada clasificación fueron, la resolución espacial con pixeles de 3 x 3 m de las imágenes, la escasa profundidad del sitio y la selección de imágenes que tenían escaso o nulo oleaje.

En diversos estudios han encontrado que la resolución espacial es un factor importante para la adecuada clasificación de las comunidades (Andréfouët, et al; 2004; Kendall, et al; 2004; Cerdeira-Estrada et al; 2012; Zapata-Ramírez et al; 2013; Wicaksono y Lazuardi, 2018) En este caso, tener imágenes de 3 x 3 m de resolución ayudó a que en cada pixel se detectara adecuadamente la señal espectral de la clase, aunado a esto, pixeles de este tamaño pueden ayudar a la correcta clasificación para no subestimar o sobrestimar clases (Goodman, 2013).

La baja profundidad de la laguna fue otro factor importante para una clasificación acertada de las camas de pastos. El punto más profundo registrado durante los muestreos a campo fue de 8 m y correspondió a un sitio junto al muelle fiscal de Puerto Morelos. El resto de los puntos tuvieron una variación entre 2-5 m. Cerdeira-Estrada y colaboradores en 2012 realizaron un mapeo batimétrico de Puerto Morelos

encontrando que, dentro de la alguina, la profundidad varió entre 0.1 - 7 m aproximadamente. Que la zona fuera somera y con poco relieve influye de manera positiva de diversas formas, pero una de las que más destaca según Mumby et al; 1998, es que la corrección de la columna de agua funciona de manera eficiente (Mumby et al; 1998).

Por otro lado, es sabido que la luz de la banda roja desaparece rápidamente al penetrar el agua, pero en el caso de los pastos marinos, al encontrarse a pocos metros, se puede emplear ya que el alcance de esta banda está restringido a los 5-6 m (IGOS, 2003 en Zapata-Ramírez, et al; 2013). Aunado a esto, Kirk, 2011 menciona que, en sitios poco profundos con fondos blancos, la luz roja es capaz de atravesar el agua, reflejarse y la vegetación subacuática aprovecha al máximo esta escasa penetración del espectro rojo para realizar parte de la fotosíntesis.

La cuestión del oleaje también es un factor importante ya que, en el caso de las praderas de pastos marinos en Puerto Morelos, la cresta arrecifal es una barrera natural que disminuyó el oleaje notablemente y permitió detectar la señal del fondo de manera adecuada sin requerir la corrección de *deglint*; un factor adicional a la utilización de imágenes con poco oleaje lo proveen las altas resoluciones temporales de las imágenes PlanetScope, ya que se puede obtener el catálogo de imágenes y seleccionar la más adecuada para los intereses y aplicaciones requeridas por el usuario.

## 10.2 Cambios en las praderas marinas

Con el enmascaramiento y análisis de las tres secciones (i.e; costa, laguna media y arrecife posterior), se pudo detectar que la mayoría de las clases desde en la zona de costa y laguna media están teniendo sus principales cambios hacia fondos de las clases 1 y 2 (fondos de densidades altas) desde 2014, mientras que las clases con fondos poco densos (3 y 4) predominaron en el arrecife posterior, lo cual es la zonación normal de las praderas en esta área (Rodríguez-Martínez, et al; 2010)

El aumento de densidad de los pastos podría ser resultado de la eutrofización del sistema que previamente fue oligotrófico. Al igual que la disminución o desaparición a corto plazo de los pastos en la costa, el incremento gradual de la biomasa en el resto de la laguna también es un indicador de alteración negativa. En escenarios con evidente deterioro ambiental (principalmente disminución de la calidad del agua) se observa una tendencia contraria a la sucesión ecológica, donde el colapso de las praderas comienza con un aumento de su biomasa (van Tussenbroek et al; 2014; Cortes et al; 2019, Cortes et al; 2021).



Aportes de nutrientes como la entrada de aguas grises y negras a la laguna por medio de ojos de agua y desde el 2015 por la llegada de sargazo (van Tussenbroek et al; 2017) resultan en etapas iniciales en un incremento en biomasa y abundancia ya que los pastos aprovechan los nutrientes para crecer más en presencia de suficiente luz. Cambios como estos pueden seguir desarrollándose, la biomasa de pastos seguir aumentando hasta llegar a un punto de quiebre, riesgo de colapso y no retorno (van Tussenbroek et al; 2014; Cortes et al; 2019).

Por otro lado, si existe una condición de eutrofización y escasa disponibilidad de luz, resultará en crecimiento excesivo de fitoplancton o macroalgas que quitan la luz a los pastos marinos, y por ende en disminución en su abundancia y cobertura (van Tussenbroek et al; 2017).

En este estudio se observaron como las coberturas de algunas macroalgas calcáreas como *Udotea* sp, *Penicillus* sp.o *Halimeda* sp. disminuyeron un poco sus coberturas, pero especie rizófitas como *Avranvillea* sp. y las algas epífitas aumentaron sus coberturas lo que corresponde a datos reportados con estudios como el de (van Tussenbroek et al; 2017).

Otras afectaciones en los pastos se lograron detectar en los mapas de diciembre de 2015 y febrero de 2020 donde, a pesar de contar con coberturas similares de las clases en número de ha), espacialmente la distribución de los fondos se observó más fraccionados erráticos y heterogéneos, en comparación de años sin afectaciones por sargazo.

### 10.3 Cambios en las comunidades de pastos marinos adyacentes a la costa (150 m)

Los pastos marinos son los ecosistemas más adyacentes a la playa en Puerto Morelos, por encontrarse tan cercanos a la playa y ser zonas de transición entre tierra-mar son altamente dinámicos (Larkum et al; 2006; James et al; 2019). Por lo anterior, los cambios y alteraciones en los primeros decimos de metros pueden ser muy notorios; especialmente considerando que esta es la zona más afectada por las mareas marrones de sargazo (van Tussenbroek et al; 2017), en este caso, tanto en los mapas como en los gráficos de cambio en los primeros 150 m de costa se observó como las clases cambiaron espaciotemporalmente de mayor manera que en el resto de la laguna, adicionalmente, en los mapas de marea marrón se observa como los primero 150 m son los más afectados por el cambio en las condiciones del agua.

Los efectos a corto plazo de estos eventos han ocasionado en la sección aledaña a la costa, pérdida de cobertura de la especie de pasto *Thalassia testudinum*, incremento de algas rizófitas y epífitas, así como incremento del material vegetal muerto y materia orgánica(van Tussenbroek et al; 2017). Posterior

a los eventos de afluencias masivas de sargazo de 2018, en el análisis comunitario se observó un incremento en las coberturas de pastos marinos de las especies *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, así como de algas epífitas.

Una explicación podría ser que comenzó un proceso de sucesión ecológica en el que comenzaron a crecer primero los organismos más oportunistas y que toman los nutrientes directamente del talo como las algas rizófitas y algas carnosas (Chapman y Chapman, 1976; Lobban y Wynne, 1981; Schramm y Nienhuis, 1996) lo que fue reportado por van Tussenbroek y colaboradores en 2017. Cuando el aporte de nutrientes al agua cesó la sucesión ecológica prosiguió. Fue entonces cuando las especies de pastos pioneras como *H. wrightii* y *S. filiforme* comenzaron a surgir ya los nutrientes estaban biodisponibles en el suelo, lo que se refleja en las coberturas de pastos de este estudio.

Es sabido que en el Caribe *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme* son especies pioneras con altas tasas de crecimiento capaces de colonizar el suelo desnudo, pero que, además, tienen requerimientos nutricionales altos así que cuando estos se encuentran biodisponibles pueden ser empleados por la vegetación subacuática (den Hartog 1971, Patriquin 1975 en Gallegos et al; 1994).

En el análisis ANOSIM de este estudio se observaron diferencias significativas en todos los años exceptuando 2011 vs 2015 ( $R = 0.041$ ,  $p = 8.5$ ) estos resultados no muestran las afectaciones directas de las afluencias masivas de sargazo en la costa, más la variación natural interanual del área. A pesar de lo anterior, el grupo de material vegetal muerto fue uno de los grupos que mayor impacto tuvo a la disimilitud de los años en el sistema. La materia vegetal muerta aportó sus mayores porcentajes de contribución en años como 2011 vs 2019, 2012 vs 2019 y 2015 vs 2019, 2015 vs 2020 es decir años previos a las afluencias masivas de sargazo vs años posteriores a las afluencias masivas de sargazo. Este aporte de material vegetal muerto en el fondo fue un proceso continuo y típico de las afluencias masivas de sargazo (Rodríguez-Martínez, 2014 y van Tussenbroek, 2017). Los volúmenes que arribaron durante los eventos fueron tan grandes que el material vegetal se hundía y posteriormente se descomponía convirtiéndose en materia orgánica (van Tussenbroek, 2017). En los mapas de material vegetal muerto de este estudio fue evidente como en 2019 y 2020 la cobertura fue significativamente más alta que en otros años.

#### 10.4 Mareas marrones de sargazo

El agua marrón que se produce principalmente a causa de la acumulación y descomposición del sargazo en la costa y su generación requiere al menos  $20\text{kg/m}^2$  de sargazo húmedo acumulado (García-

Sánchez, et al; 2020). En 2018 el agua marrón tuvo una cobertura alta desde julio de 2018 (20 ha de orilla) e incrementó hasta octubre de 2018 (27 ha de orilla).

En 2019 las afluencias masivas de sargazo fueron moderadas, teniendo la biomasa más alta en agosto de 2019 con aprox 40kg/m<sup>3</sup> (García-Sánchez, et al; 2020). El agua marrón en este año se observó hasta noviembre.

Los datos de Biomasa de García-Sánchez et al; 2020 no tuvieron una correlación alta con las coberturas de agua marrón de sargazo ( $P = 0.2$ ). En ocasiones a pesar de encontrarse poca biomasa en el área de estudio, el agua marrón seguía presente y posterior a meses con arribos grandes, como en septiembre de 2018 o mayo de 2019 la cobertura de agua marrón aumentó al mes siguiente. La baja correlación pudo darse debido a que las fechas de las imágenes satelitales no coinciden exactamente con la toma de datos de biomasa de García y colaboradores 2020 o debido a los factores oceanográficos que dominan la circulación del agua en la laguna.

Tanto en las figuras (51-54) de este estudio como en lo reportado en estudios como el de García-Sánchez et al; 2020 se observa un patrón donde la acumulación máxima de sargazo es principalmente en época de verano, meses donde el oleaje no es muy fuerte (salvo en eventos como huracanes) y al ser esta la fuerza que domina la circulación del agua en la laguna arrecifal (Coronado, et al; 2007), es posible que el agua de la costa no recircule lo suficientemente rápido sumado a una contante generación de agua marrón por los altos volúmenes de sargazo.

Por otro lado en estos resultados también se observó que a pesar de encontrarse poca biomasa en la playa el agua marrón podía persistir, lo que podría deberse a efectos de resuspensión del material vegetal muerto en el fondo a causa del oleaje o debido a que en otros sitios fuera de esta área de estudio (donde no se limpia el sargazo de la playa) permanecen con un mayor volumen de sargazo en la playa que favorece la generación de agua marrón.

En este estudio no se tomaron datos de la cantidad de tiempo exacta en que el agua marrón tarda en formarse y disolverse, pero se observó este comportamiento podría estudiarse más a detalle ya que sí existió mucha variación de cobertura de agua marrón tanto en espacio como tiempo y debido a que estas condiciones de agua marrón son las que propician los impactos más grandes en los pastos marinos costeros (150 m).

## 11. Conclusiones

- Se detectaron alteraciones de la cobertura y cambio en los tipos de fondos (clases) de las comunidades de pastos marinos tanto en los primeros 150 m como en toda la laguna, posterior a los eventos de afluencias masivas de sargazo.
- Se observó un aumento de las clases más densas principalmente en la zona de la costa y la laguna media, posterior a los eventos de afluencias masivas de sargazo que pudiera estar asociado al aumento de nutrientes que sufrió el sistema durante los eventos de afluencias masivas de sargazo.
- Se observó que en la costa (franja de 150 m) las clases tuvieron comportamientos más erráticos y que no se recuperó la completa normalidad en términos espacialidad y cobertura de clases. Las clases se mostraron más erráticas y menos homogéneas en términos de espacio (figuras 32, 33 y 34) ya que el agua marrón tiene sus principales afectaciones en esta zona.
- En los transectos de la costa se observó un aumento de cobertura de especies como *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme* en la costa, las cuales son especies pioneras por lo que da pie a que podría estarse suscitando una sucesión ecológica posterior a los impactos. La cobertura que alcanzó *S. filiforme* llegó a valores de 4 y 5 en escala Braun-Blanquet lo que significa coberturas muy altas de esta especie. Es importante analizar un mayor número de sitios de la laguna para determinar si estos cambios están siendo más frecuentes o que se esté dando una alternancia de dominancia de *Thalassia testudinum* a *Syringodium filiforme*.
- Se denota la importancia de seguir estudiando no solo al sargazo acumulado, si no a la marea marrón o agua marrón de sargazo. Esta tuvo una correlación baja con los datos de biomasa de García-Sánchez y colaboradores en 2020, lo que indica que las mareas marrones tardan tiempo después de haber llegado masas de algas en formarse y existe escasa información sobre sus procesos hidrodinámicos.
- Se necesita plantear estrategias de manejo adecuadas para la contención, remoción y disposición del sargazo, así como que se sumen esfuerzos de investigación, mitigación y restauración de pastos marinos ya que son ecosistemas de alta importancia ecológica que los protejan y conserven.

## 12. Bibliografía

- Arellano-Méndez, L. U; de los Ángeles Liceaga-Correa, M; Herrera-Silveira, J. A; y Hernández-Núñez, H. (2011). Impacto por huracanes en las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe Mexicano, *Revista de Biología Tropical*.
- Band-Schmidt, C. J; Bustillos-Guzmán, J. J; López-Cortés, D. J; Núñez-Vázquez, E; & Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21(3), 381-413.
- Bechard, M. J; y Rayburn, W. R., (1979), volatile organic sulfides from freshwater algae 1. *Journal of Phycology*, 15(4), 379-383.
- Bell, J.D; y Pollard, D.A; (1989), Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: *Biology of Seagrasses*, Larkum, A.W.D; McComb, A.J; and Shepherd, S.A. (eds.). Elsevier Science Publications, New York. 565–609.
- Berriel, D., (2018), Arribo masivo de sargazo a la laguna arrecifal de Puerto Morelos: Condiciones de permanencia y dispersión (Tesis de maestría), Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV), Yucatán, México.
- Binzer, T; Borum, J; y Pedersen, O. (2005). Flow velocity affects internal oxygen conditions in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Aquatic Botany*, 83(3), 239-247.
- Blanchon, P. (2011). Geomorphic zonation. *Encyclopedia of modern coral reefs: structure, form and process*, 469-486.
- Cerdeira-Estrada, S; Heege, T; Kolb, M; Ohlendorf, S; Uribe, A; Muller, A; Martell, R. (2012). Benthic habitat and bathymetry mapping of shallow waters in Puerto morelos reefs using remote sensing with a physics based data processing. 2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium.
- Cerdeira-Estrada, S; M.I. Martínez-Clorio, L.O. Rosique-De La Cruz, M. Kolb, A.M. Gonzales-Posada, A. Uribe-Martínez, R. Martell-Dubois, J.R. Garza-Pérez, L. Alvarez-Filip, M.I. Cruz-López, R. Ressler, (2018). Cobertura Bentónica de los Ecosistemas Marinos del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. 2018', escala: 1:8000. edición: 2.
- Chapman, V. J; & Chapman, D. J. (1976). Life forms in the algae. *Botanica Marina*, 19(2), 65-74.
- Chuvieco, E. (1990). *Fundamentos de teledetección espacial* (Vol. 453). Madrid: Ediciones Rialp.
- Cobertura bentónica del ecosistema arrecifal del Caribe Mexicano: Cabo Catoche-Xcalak: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (consultado el 23 de julio del 2021).
- Coronado, C; Candela, J; Iglesias-Prieto, R; Sheinbaum, J; López, M; & Ocampo-Torres, F. J. (2007). En Cortés, J; Oxenford, H. A; van Tussenbroek, B. I; Jordán-Dahlgren, E; Cróquer, A; Bastidas, C; & Ogden, J. C. (2019). The CARICOMP network of Caribbean Marine Laboratories (1985–2007): history, key findings, and lessons learned. *Frontiers in Marine Science*, 5, 519.
- Costanza, R; De Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; y Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological economics*, 25(1), 3-15.
- Cummins, S. P; Roberts, D. E; y Zimmerman, K. D. (2004). Effects of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* on macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 266, 77-87.
- Dahdouh-guebas, F. (2002). The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystem. *Environment, Development and Sustainability*, 4, 93–112.
- Dawes, C. J; Phillips, R. C; y Morrison, G. (2004). *Seagrass communities of the Gulf Coast of Florida: status and ecology*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission Fish and Wildlife Research Institute.

Dennison, W. C. (1987). Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*, 27(1), 15-26.

Dreckmann, K.M y Senties, A. (2013). Los arribazones de algas marinas en el Caribe Mexicano: Evento biológico o basura en las playas. *CONABIO. Biodiversitas*, 107:7-11

Dubinsky, Z; y Stambler, N. (Eds.), (2010), *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer Science y Business Media.

ERDAS (Firm). (1999). *ERDAS field guide*. Erdas.

Frazier, J.T; T.L; Linton, R.K; Webster. 2014. Advanced prediction of the Intra-Americas Sargassum season through analysis of the Sargassum Loops System using remote sensing technology. *Journal of the American Shore and Beach Preservation Association*, 83(4): 15-21.

Ganassin, C; y Gibbs, P. J. (2008). A review of seagrass planting as a means of habitat compensation following loss of seagrass meadow. *NSW Department of Primary Industries*.

Goodman, J. A; Samuel, J. P; y Stuart, R. P. (2013). *Coral reef remote sensing. A guide for mapping, monitoring and management*. 436p.

Gower, J. Young, E. y King, S. (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters*. 4(8). 764-773pp.

Granado Reyes, I; & Caballero Ortega, P. (1996). Estudio de descomposición de macrofitos marinos.

Green, E; Mumby, P; Edwards, A; y Clark, C. (2000). *Remote Sensing: Handbook for Tropical Coastal Management*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).

Gutiérrez-Aguirre, M. A; de la Fuente-Betancourt, M. G; y Cervantes-Martínez, A. (2000). Biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos en el sur de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*, 48(2-3), 313-316.

Hedley, J. D; Harborne, A. R; y Mumby, P. J. (2005). Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *International Journal of Remote Sensing*, 26(10), 2107-2112.

Hochberg, E. J; Atkinson, M. J; y Andréfouët, S. (2003). Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 85(2), 159-173.

Instituto Nacional de Ecología. (1998). Programa de Manejo Parque Marino Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. México, D.F.

Irlandi, E. A; Orlando, B. A; y Biber, P. D. (2004). Drift algae-epiphyte-seagrass interactions in a subtropical *Thalassia testudinum* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 279, 81-91.

J. D. Hedley Corresponding author , A. R. Harborne y P. J. Mumby (2005) *International Journal of Remote Sensing*, 26:10, 2107-2112.

Jackson, JBC; Donvan, MK; Cramer, KL y Lam W (editors). (2014). Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. *Global Coral Reef Monitoring Network*, IUCN, Gland, Suiza

James, R. K; Silva, R; van Tussenbroek, B. I; Escudero-Castillo, M; Mariño-Tapia, I; Dijkstra, H. A; & Bouma, T. J. (2019). Maintaining tropical beaches with seagrass and algae: a promising alternative to engineering solutions. *BioScience*, 69(2), 136-142.

Johnson, D. A; y Welsh, B. L. (1985). Detrimental effects of *Ulva lactuca* (L.) exudates and low oxygen on estuarine crab larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 86(1), 73-83.

Laffoley, D. and G. Grimsditch. 2009. *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. IUCN. Gland, Suiza. 64 p.

Lara-Domínguez, A. (2005). Pastos marinos. Manejo costero integral: el enfoque municipal, 229-240.

Larkum, A. W; Orth, R. J; & Duarte, C. M. (2006). *Seagrasses* (p. 691). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

Lobban, C. S; & Wynne, M. J. (Eds.). (1981). *The biology of seaweeds* (Vol. 17). Univ of California Press.

Lyons, D. A; Arvanitidis, C; Blight, A. J; Chatzinikolaou, E; Guy-Haim, T; Kotta, J; ... y Crowe, T. P. (2014). Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global change biology*, 20(9), 2712-2724.

- Lyzenga, D. R. (1978). Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied optics*, 17(3), 379-383.
- 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.
- Martínez Daranas, B. R.; Cano Mallo, M; y Clero Alonso, L. (2009). Los pastos marinos de Cuba: estado de conservación y manejo.
- McGlathery, K. J. (2001). Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology*, 37(4), 453-456.
- Mews, M; Zimmer, M; & Jelinski, D. E. (2006). Species-specific decomposition rates of beach-cast wrack in Barkley Sound, British Columbia, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 328, 155-160.
- Moizo, P. (2004). La percepción remota y la teconolóa SIG: Una aplicacion en ecología de paisaje. *Revista Internacional de Ciencia Y Tecnologia de La Información Geográfica*, 4, 1–24.
- Morand, P; y Merceron, M. (2005). Macroalgal population and sustainability. *Journal of coastal research*, 1009-1020.
- Orr, M; Zimmer, M; Jelinski, D. E; & Mews, M. (2005). Wrack deposition on different beach types: spatial and temporal variation in the pattern of subsidy. *Ecology*, 86(6), 1496-1507.
- Orth, R. J; Carruthers, T. J; Dennison, W. C; Duarte, C. M; Fourqurean, J. W; Heck, K. L; ... y Short, F. T. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987-996.
- Peneva, E; Griffith, J. A; y Carter, G. A. (2008). Seagrass mapping in the northern Gulf of Mexico using airborne hyperspectral imagery: a comparison of classification methods. *Journal of Coastal Research*, 850-856.
- Rioja-Nieto, R, Garza-Pérez, R, Álvarez-Filip, L; Mariño-Tapia, I; Enríquez, C. (2018). The Mexican Caribbean: From Xcalak to Holbox en Sheppard, C. (Ed). *World Seas: An Environmental Evaluation, Volume I: Europe, The Americas and West Africa (2da edición)* (637-653). Elseviere.
- Rodríguez-Martínez, R. E; Ruíz-Rentería, F; Tussenbroek, B. V; Barba-Santos, G; Escalante-Mancera, E; Jordán-Garza, G; & Jordán-Dahlgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Revista de biología tropical*, 58, 23-43.
- Rodríguez-Martínez, R. E; Ruíz-Rentería, F; van Tussenbroek, B; Barba-Santos, G; Escalante-Mancera, E; Jordán-Garza, G; y Jordán-Dahlgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Revista de biología tropical*, 58(3), 23-43.
- Roelfsema, C. M; Phinn, S. R; Udy, N; y Maxwell, P. (2009). An integrated field and remote sensing approach for mapping seagrass cover, Moreton Bay, Australia. *Journal of Spatial Science*, 54(1), 45-62.
- Saldaña Fabela, P; Izurieta Dávila, J; Gómez Balandra, A; Martínez Jiménez, M; Bravo Inclán, L; Vázquez Bustos, C; & Huerto Delgadillo, R. (2019). Diagnóstico de calidad del agua y caracterización de las dos especies de sargazo que arriban a las costas de Cancún, Puerto Morelos y Playa del Carmen.
- Schramm, W. y Nienhuis, P. N. (Eds.). (1996). *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication* (No. 123). Springer Science y Business Media.
- Short, F. T; Polidoro, B; Livingstone, S. R; Carpenter, K. E; Bandeira, S; Bujang, J. S; y Erftemeijer, P. L. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), 1961-1971.
- Silveira, J. A. H; Martínez, J. A. M; Ojeda, S. M. M; Rico, A. C; Gómez, I. M; Ramírez, J. R; y Lucero, T. C. (2018). Base de datos de almacenes de carbono en los pastos marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(1), 45-52.
- Smetacek, V; y Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84.
- Suárez, A.M; Martínez-Daranas, B; Alfonso, Y. (2015). *Macroalgas marinas de Cuba*. UH. Habana, Cuba. 259pp.

Thorhaug, A; Richardson, A. D; y Berlyn, G. P. (2007). Spectral reflectance of the seagrasses: *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and five marine algae. *International Journal of Remote Sensing*, 28(7), 1487-1501.

The circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs*, 26(1), 149-163.

Tussenbroek BI, Corte's J, Collin R, Fonseca AC, Gayle PMH, et al. (2014) Caribbean-Wide, Long-Term Study of Seagrass Beds Reveals Local Variations, Shifts in Community Structure and Occasional Collapse. *PLoS ONE* 9(3).

Van Tussenbroek, B. I. (1994). Aspects of the reproductive ecology of *Thalassia testudinum* in Puerto Morelos Reef Lagoon, Mexico. *Botanica Marina*, 37(5), 413-420.

Van Tussenbroek, B. I. (1995). *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*, 122(1), 33-40.

Van Tussenbroek, B. I; Arana, H. A. H; Rodríguez-Martínez, R. E; Espinoza-Avalos, J; Canizales-Flores, H. M; González-Godoy, C. E; ... y Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 272-281.

Van Tussenbroek, B. I; Santos, M.G; Wong, R.G; van Dijk, J.K; Waycott, M. y Esparza, E. (2010). Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste. Universidad Nacional Autónoma de México.

Wicaksono, P; y Lazuardi, W. (2018). Assessment of PlanetScope images for benthic habitat and seagrass species mapping in a complex optically shallow water environment. *International journal of remote sensing*, 39(17), 5739-5765.

Ye, N. H; Zhang, X. W; Mao, Y. Z; Liang, C. W; Xu, D; Zou, J; ... y Wang, Q. Y. (2011). 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. *Ecological Research*, 26(3), 477-485.

Zieman, J.C; and Wetzel, R.G; (1980). Productivity in seagrasses: methods and rates. In: *A Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective*. Phillips, R.C; and McRoy, C.P. (eds.). Garland, New York.

Zoffoli, M; Frouin, R; y Kempel, M. (2014). Water column correction for coral reef studies by remote sensing. *Sensors*, 14(9), 16881-16931.



## 13. ANEXOS

Tabla 8. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario abril 2014

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)			
	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
abr-14				
Clase 1	3.8	0.1	94.2	96.2
Clase 2	6.7	0.0	100.0	93.3
Clase 3	2.2	2.0	97.8	97.8
Clase 4	2.5	2.1	97.9	97.5
Clase 5	0.9	0.0	100.0	99.1

Tabla 9. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario abril 2015

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)			
	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
abr-15				
Clase 1	8.9	0.0	100.0	91.1
Clase 2	17.9	0.0	100.0	82.1
Clase 3	15.6	7.1	92.9	84.4
Clase 4	0.0	0.0	100.0	100.0
Clase 5	0.0	22.4	77.7	100.0
Clase 6	0.0	0.0	100.0	100.0

Tabla 10. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario diciembre 2015

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)			
	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
dic-15				
Clase 1	10.5	14.7	85.3	89.5
Clase 2	0.0	6.0	94.0	100.0
Clase 3	3.9	20.1	79.9	96.2
Clase 4	13.4	0.6	99.5	86.6
Clase 5	18.1	0.0	100.0	81.9

Tabla 11. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario febrero 2017

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)			
	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
dic-17				
Clase 1	0.0	0.0	100.0	100.0
Clase 2	0.0	7.1	92.9	100.0
Clase 3	1.6	0.0	100.0	98.4
Clase 4	12.9	0.0	100.0	87.1
Clase 5	0.0	2.9	97.1	100.0

Tabla 12. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario diciembre 2017

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)				
	feb-18	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
Clase 1		0	0.00	100	100
Clase 2		7.22	4.26	95.74	92.78
Clase 3		6.99	9.9	90.1	93.01
Clase 4		0	0	100	100
Clase 5		3.46	2.62	97.38	96.54

Tabla 13. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario febrero 2018

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)				
	feb-18	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
Clase 1		0	0.00	100	100
Clase 2		7.22	4.26	95.74	92.78
Clase 3		6.99	9.9	90.1	93.01
Clase 4		0	0	100	100
Clase 5		3.46	2.62	97.38	96.54

Tabla 14. Errores comisión y omisión y Precisión productor y usuario febrero 2020

Clase/año	Parametros de calidad (Porcentaje %)				
	feb-20	Error comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
Clase 1		0.00	1.61	98.39	100
Clase 2		20	29.63	81.48	100
Clase 3		13.33	2.5	97.48	95.12
Clase 4		7.5	4.31	100	82.35
Clase 5		0.27	1.61	91.67	95.65

Figura 73. Comparación de mapas temáticos CONABIO y este estudio.

