



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD-IZTAPALAPA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

MAESTRÍA EN BIOLOGÍA

**Presencia de *Trididemnum solidum* en arrecifes de coral del Parque
Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).**

T E S I S

Para obtener el grado de Maestra en Biología

P R E S E N T A

Hidrobiól. Frida Pamela Lazo Salazar

Directora de Tesis

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Asesoras

M. en C. Dora Silvia Díaz Ruiz

Dra. María del Rocío Zárate Hernández

Ciudad de México, diciembre 2023

El Jurado designado por la
DIVISION DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó:

FRIDA PAMELA LAZO SALAZAR

El día 21 de diciembre del año 2023.

Comité Tutoral y Jurado

Directora de tesis: DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENÍTEZ

Asesora: M. EN C. DORA SILVIA DÍAZ RUIZ

Asesora: DRA. MARÍA DEL ROCÍO ZÁRATE HERNÁNDEZ

Sinodal: M. EN B. E. SERGIO H. ÁLVAREZ HERNÁNDEZ

Sinodal: DR. EVERARDO BARBA MACÍAS

Declaración de originalidad

El (La) que suscribe **Frida Pamela Lazo Salazar**, alumno (a) del posgrado Maestría en Biología, de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa y autor(a) de la tesis o idónea comunicación de resultados titulada: "**Presencia de *Trididemnum solidum* en arrecifes de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC)**",

Declaro que:

1. La tesis o idónea comunicación de resultados que presento ante el H. Jurado para lo obtención del grado de Maestra en Biología es de mi autoría y original creación, producto del resultado de mi trabajo de investigación personal e individual; el cual cuenta con las correspondientes citas textuales del material bibliográfico utilizado y con el debido otorgamiento de los créditos autorales.
2. En la tesis o idónea comunicación de resultados no he reproducido párrafos completos; ilustraciones, fotografías, diagramas, cuadros y tablas, sin otorgamiento del crédito autoral y fuente correspondiente.
3. En consecuencia, relevo de toda responsabilidad a la Universidad Autónoma Metropolitana de cualquier demanda o reclamación que llegara a formular alguna persona física o moral que se considere con derecho sobre la tesis o idónea comunicación de resultados, respondiendo por la autoría y originalidad de la misma, asumiendo todas las consecuencias económicas y jurídicas si ésta no fuese de mi creación.

La presente declaración de originalidad se firma en la Ciudad de México el 15 de diciembre del 2023.

Atentamente



Frida Pamela Lazo Salazar



La Maestría en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al
Padrón de Posgrados de Calidad del CONAHCYT.

DEDICATORIA

Esta tesis la dedico con todo mi amor y cariño:

A mis padres **Fidel Lazo y Yeredi Salazar** por ofrecerme lo mejor de ellos, por dedicarnos su vida, creer en mi e impulsarme a siempre cumplir mis metas y nunca limitar mis sueños, gracias por guiarme hasta aquí y por sentirse orgullosos de mí, este logro también es suyo.

A mis abuelos **Silvia Damián y Fernando Lazo** a ustedes por ser mis segundos padres, sin su apoyo este triunfo no habría sido posible, gracias por el cariño que me han brindado toda mi vida, les estaré eternamente agradecida.

A mis hermanas **Valeria, Ximena y Regina** por darle luz y alegría a mi vida, agradezco tener su fiel compañía y complicidad, gracias por estar en los momentos más importantes de mi vida.

A mi compañero de vida **Mauricio Rueda** que siempre estuvo para mí en la elaboración de este proyecto, tú ayuda ha sido fundamental y estoy segura de que juntos lograremos grandes cosas, gracias a ti y a nuestro trabajo en equipo puedo con alegría presentar y disfrutar de esta tesis.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por el apoyo financiero para el proyecto **Evaluación ambiental y de macroalgas bioindicadoras de contaminación en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel**. Proyecto CONANP/PROCOCODES/6540/2018 (Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible). Responsable: Dra. Laura Georgina Calva Benítez.

A la Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa, la cual otorgó parte del presupuesto para realizar esta investigación por medio del proyecto **Caracterización ecológica de los ambientes costeros mexicanos**. (2019-2022). Proyecto de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la UAM-I. Responsable: Dra. María del Rocío Torres Alvarado con el presupuesto de la Dra. Laura Georgina Calva Benítez.

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (**CONAHCYT**) por la beca otorgada para llevar a cabo mis estudios de Maestría en la UAM-I, mediante el número de registro 802480.

Al **Laboratorio de Ecosistemas Costeros** del Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, por el apoyo con material e infraestructura para el desarrollo de las actividades de laboratorio para la realización del presente proyecto.

Al laboratorio de **Microscopía Electrónica** del Departamento de Biología de la Reproducción de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, por el apoyo e infraestructura para la observación de muestras.

De manera muy especial a mi Directora de tesis, la **Dra. Laura Georgina Calva Benítez**, a quien le agradezco el cariño y amistad brindados, así como su asesoría, apoyo y tiempo que contribuyeron a mi formación profesional en el complejo y gratificante camino de la investigación.

A la **M. en C. Silvia Díaz Ruiz** por sus valiosos consejos, correcciones y sugerencias que ayudaron a la afinación de este trabajo y en mi formación académica.

A la **Dra. Rocío Zárate Hernández** quien con su experiencia, conocimiento y motivación me orientó para el desarrollo de los análisis estadísticos. Gracias por su tiempo, confianza y sobre todo por la amistad que me ha brindado.

A la **Dra. Maria Cristina Acosta García** por su asesoría y apoyo para la preparación y observación de muestras del tunicado con Microscopía Electrónica de Barrido, asimismo, le agradezco su tiempo y dedicación.

Al **M. en B. E. Sergio H. Álvarez Hernández** y al **Dr. Everardo Barba Macías** por aceptar ser parte del Honorable Jurado, por sus acertadas sugerencias y comentarios que contribuyeron a enriquecer este trabajo.

RESUMEN

La finalidad de este estudio fue identificar la especie *Trididemnum* spp. así como determinar las especies de coral con cobertura de este tunicado, en arrecifes de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC). Se realizaron tres muestreos, octubre (2018), noviembre (2018) y julio (2019) donde se analizó la variación temporal de las variables fisicoquímicas (profundidad, temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto) así como de las variables sedimentarias (textura de sedimentos, contenido de CO y CaCO₃). Las variables fisicoquímicas salinidad (34.6), pH (8.17) y OD (6.25), se encontraron dentro de lo reportado para arrecifes coralinos del Caribe, con excepción de la temperatura (31°C) durante el mes de julio (2019) la cual rebasó el umbral de blanqueamiento coralino. La composición granulométrica de los sedimentos fue de arenas medias y finas, típicas de zonas arrecifales. En cuanto al contenido de CO, este presentó porcentajes de 0 a 1%, considerados normales para estos ecosistemas. Con respecto al contenido de CaCO₃ en los sedimentos, se observó un promedio de 95.3 % lo cual coincide con lo reportado por otros autores para arrecifes del Caribe, sin embargo, se considera un porcentaje alto el cual puede ser atribuido a su cercanía con la península de Yucatán (considerada la plataforma carbonatada más importante de México).

Por otra parte, se recolectaron colonias de ascidias, de las cuales se analizaron micrografías de las estructuras internas, externas, espículas y zooides, con lo cual se logró identificar a la especie *Trididemnum solidum* estableciendo que los zooides de esta especie en Cozumel tienen una longitud promedio de 0.8 mm, las espículas son

estrelladas con más de 19 radios en forma cónica y un diámetro promedio de 40 μm .

Se identificaron un total de 59 especies coralinas durante los tres meses de muestreo, de las cuales 4 especies fueron hidrocorales, 17 octocorales y 38 hexacorales. Las 38 especies escleractinias identificadas durante el presente estudio representan al 72% de las especies de hexacorales conocidas en la isla.

Durante el mes de octubre se determinaron 45 especies coralinas, de las cuales 26 especies presentaron cobertura de *T. solidum*, los arrecifes con el mayor porcentaje de cobertura fueron P. Ladrillos, El Cedral y P. Jardines, mientras que las especies de coral más afectadas por *T. solidum* fueron *Dichocoenia stokesii*, *Diploria labyrinthiformis* y *Agaricia agaricites*. En noviembre se registraron 51 especies, con 33 exhibiendo cobertura. Los arrecifes con el mayor porcentaje fueron Colombia, Chankanaab y Yucab y las especies coralinas fueron *Siderastrea radians*, *Agaricia agaricites* y *Montastrea cavernosa*. Respecto al mes de julio, de 32 especies identificadas, 20 mostraron cobertura ascidiana. Los arrecifes con la cobertura más elevada se observaron en: Santa Rosa y Palancar Cuevas; y para las especies coralinas *Meandrina danae*, *Agaricia agaricites* y *Porites divaricata*.

En síntesis, este estudio es el primero en describir la especie *T. solidum* con una confirmación de identidad formal para los arrecifes del PNAC y al ser una especie rara e invasora, es importante continuar con este tipo de investigaciones, puesto que, las interacciones competitivas entre corales y ascidias han sido poco estudiadas.

ABSTRACT

The purpose of this study was to identify the species *Trididemnum* spp. as well as determining the coral species covered by this tunicate, in coral reefs of the Arrecifes de Cozumel National Park (PNAC). Three samplings were carried out, October (2018), November (2018) and July (2019), where the temporal variation of the physicochemical variables (depth, temperature, salinity, pH and dissolved oxygen) was analyzed, as well as the sedimentary variables (texture of sediments, CO and CaCO₃ content). The physicochemical variables salinity (34.6), pH (8.17) and DO (6.25) were found within what was reported for Caribbean coral reefs, except for the temperature (31°C) during the month of July (2019), which exceeded the coral bleaching threshold. The granulometric composition of the sediments was medium and fine sands, typical of reef areas. Regarding the CO content, it presented percentages of 0 to 1%, considered normal for these ecosystems. Regarding the CaCO₃ content in the sediments, an average of 95.3% was observed, agreeing with what was reported by other authors for Caribbean reefs; however, it is considered a high percentage which can be attributed to its proximity to the Yucatan Peninsula (considered the most important carbonate platform in Mexico).

On the other hand, colonies of ascidians were collected, of which micrographs of the internal and external structures, spicules and zooids were analyzed, with which it was possible to identify the species *Trididemnum solidum*, establishing that the zooids of this species in Cozumel have an average length of 0.8 mm, the spicules are stellate with more than 19 conical-shaped rays and an average diameter of 40 µm.

A total of 59 coral species were identified during the three months of sampling, of which 4 species were hydrocorals, 17 octocorals and 38 hexacorals. The 38 scleractinian species identified during the present study represent 72% of the hexacoral species known on the Island.

During the month of October, 45 coral species were determined, of which 26 species presented *T. solidum* coverage, the reefs with the highest percentage of coverage were P. Ladrillos, El Cedral and P. Jardines, while the species of coral most affected by *T. solidum* were *Dichocoenia stokesii*, *Diploria labyrinthiformis* and *Agaricia agaricites*. In November, 51 species were recorded, with 33 exhibiting cover. The reefs with the highest percentage were Colombia, Chankanaab and Yucab and the coral species were *Siderastrea radians*, *Agaricia agaricites* and *Montastrea cavernosa*. Regarding the month of July, of 32 species identified, 20 showed ascidian cover. The reefs with the highest coverage were observed in: Santa Rosa and Palancar Cuevas; and for the coral species *Meandrina danae*, *Agaricia agaricites* and *Porites divaricata*.

In summary, this study is the first to describe the species *T. solidum* with a confirmation of formal identity for the PNAC reefs and since it is a rare and invasive species, it is important to continue with this type of research, since competitive interactions between corals and ascidians have been little studied.

ÍNDICE

RESUMEN	I
ABSTRACT	III
INTRODUCCIÓN	1
MARCO TEÓRICO.....	6
ANTECEDENTES	20
JUSTIFICACIÓN	22
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	24
HIPÓTESIS	25
OBJETIVOS	25
Objetivo General	25
Objetivos Particulares	25
ÁREA DE ESTUDIO.....	26
METODOLOGÍA.....	29
Trabajo de campo	29
Trabajo de laboratorio	31
Análisis estadísticos	40
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	42
Variables ambientales	42

Profundidad	42
Temperatura	46
Salinidad	51
pH	56
Oxígeno Disuelto (OD)	61
Sedimentos	68
Textura de sedimentos	68
Carbono orgánico en sedimentos	75
CaCO₃ en sedimentos	81
Organismos.....	88
Especies de ascidias	88
Especies de corales determinadas en el PNAC	107
Relación de las variables ambientales y sedimentarias con la cobertura de <i>T. solidum</i>	137
CONCLUSIONES.....	142
RECOMENDACIONES	146
REFERENCIAS.....	148

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de colonias	17
Figura 2. Área de estudio en la isla Cozumel, Quintana Roo.	28
Figura 3. Localización de las estaciones de muestreo en el PNAC.....	31
Figura 4. Diagrama de flujo de la determinación de textura de sedimentos.	32
Figura 5. Diagrama de flujo de la determinación de Carbono Orgánico	33
Figura 6. Diagrama de flujo de la determinación de CaCO ₃	34
Figura 7. <i>Ascidia Trididemnum solidum</i> creciendo sobre el coral <i>Agaricia agaricites</i>	36
Figura 8. Registro del tamaño de las colonias ascidianas recolectadas (ancho, largo y espesor).....	37
Figura 9. Observación de colonias de ascidia en microscopio estereoscópico.	37
Figura 10. Diagrama de flujo del proceso de extracción de espículas.....	38
Figura 11. Diagrama de flujo del proceso de observación en Microscopio Electrónico de Barrido.....	39
Figura 12. Valores promedio y desviación estándar de la profundidad por mes de muestreo.	42
Figura 13. Profundidad en los arrecifes del PNAC.	43
Figura 14. Valores promedio y desviación estándar de la temperatura por mes de muestreo.	46
Figura 15. Temperatura en los arrecifes del PNAC.	47

Figura 16. Valores promedio y desviación estándar de la salinidad por mes de muestreo.	51
Figura 17. Salinidad en los arrecifes del PNAC.....	52
Figura 18. Valores promedio y desviación estándar del pH por mes de muestreo... ..	56
Figura 19. pH en los arrecifes del PNAC.....	57
Figura 20. Valores promedio y desviación estándar del Oxígeno Disuelto por mes de muestreo.	61
Figura 21. Oxígeno disuelto en los arrecifes del PNAC.....	62
Figura 22. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC octubre (2018).....	69
Figura 23. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC noviembre (2018).	70
Figura 24. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC julio (2019).	70
Figura 25. Valores promedio y desviación estándar del Carbono Orgánico por mes de muestreo.	75
Figura 26. Carbono Orgánico en los arrecifes del PNAC.	76
Figura 27. Valores promedio y desviación estándar de los CaCO ₃ por mes de muestreo.	82
Figura 28. CaCO ₃ en los arrecifes del PNAC.	83
Figura 29. Estructuras internas de un zooide de <i>T. solidum</i>	92
Figura 30. Aspecto externo de <i>T. solidum</i>	93
Figura 31. Zooides de <i>T. solidum</i> observados en microscopio óptico.	95
Figura 32. Larva sin eclosionar de <i>T. solidum</i>	96
Figura 33. Espículas de <i>T. solidum</i> observadas en microscopio óptico.	98

Figura 34. Espículas de <i>T. solidum</i> distribuidas dentro de la matriz colonial observadas en MEB.....	98
Figura 35. Microscopia Electrónica de Barrido en espículas de <i>T. solidum</i>	99
Figura 36. Colonia de <i>T. solidum</i> a) in situ con simbioses, b) posterior a ser preservada con alcohol al 70%.....	101
Figura 37. Cobertura de <i>T. solidum</i> en cada arrecife del PNAC muestreado en octubre (2018).....	109
Figura 38. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (octubre 2018).....	110
Figura 39. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (octubre 2018).....	111
Figura 40. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (octubre 2018).....	112
Figura 41. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (octubre 2018).....	113
Figura 42. Cobertura de <i>T. solidum</i> en cada arrecife del PNAC muestreado en noviembre (2018).....	118
Figura 43. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).....	119
Figura 44. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).....	120
Figura 45. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).....	121

Figura 46. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).....	122
Figura 47. Cobertura de <i>T. solidum</i> en cada arrecife del PNAC muestreado en julio (2019).....	126
Figura 48. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (julio 2019).....	127
Figura 49. Especies coralinas con cobertura de <i>T. solidum</i> en arrecifes del PNAC (julio 2019).....	128
Figura 50. Especies coralinas identificadas en los tres meses de muestreo con el mayor porcentaje de cobertura de <i>T. solidum</i>	130

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones de muestreo por arrecife y mes en el PNAC.....	30
Tabla 2. Tabla comparativa de temperaturas del agua de mar en arrecifes coralinos del Caribe.....	50
Tabla 3. Tabla comparativa de salinidad en arrecifes coralinos del Caribe.....	55
Tabla 4. Tabla comparativa de pH en arrecifes coralinos del Caribe.....	60
Tabla 5. Tabla comparativa de OD en arrecifes coralinos del Caribe	66
Tala 6. Tabla comparativa de CO en arrecifes coralinos del Caribe	80
Tabla 7. Clasificación según el contenido del porcentaje de CaCO ₃ establecido por Vermette (1982).....	84
Tabla 8. Tabla comparativa de CaCO ₃ en arrecifes coralinos del Caribe	86
Tabla 9. Medidas estadísticas de la ascidia <i>T. solidum</i>	106
Tabla 10. Especies coralinas que presentan cobertura de <i>T. solidum</i> oct	114
Tabla 11. Especies coralinas que presentan cobertura de <i>T. solidum</i> nov	123
Tabla 12. Especies coralinas que presentan cobertura de <i>T. solidum</i> jul	129
Tabla 13. Correlaciones <i>T. solidum</i> , variables ambientales y sedimentarias oct.....	137
Tabla 14. Correlaciones <i>T. solidum</i> , variables ambientales y sedimentarias nov.....	138
Tabla 15. Correlaciones <i>T. solidum</i> , variables ambientales y sedimentarias jul.....	138

ABREVIATURAS

ANP: Área Natural Protegida

BBD: Enfermedad de la Banda Negra

CaCO₃: Carbonato de calcio

CO: Carbono Orgánico

Cob: cobertura

COPs: Compuestos Orgánicos Persistentes

EBA: Enfermedad de la Banda Amarilla

EUA: Estados Unidos de América

ISA: Índice de Salud Arrecifal

MEB: Microscopio Electrónico de Barrido

OD: Oxígeno Disuelto

PB: Plaga Blanca

PNAC: Parque Nacional Arrecifes de Cozumel

SAM: Sistema Arrecifal Mesoamericano

SNI: Sustrato no identificado

T. solidum: Trididemnum solidum

Aga a: *Agaricia agaricites*
Aga t: *Agaricia tenuifolia*
Aga l: *Agaricia lamarcki*
Aga g: *Agaricia grahamae*
Aga h: *Agaricia humilis*
Aga t: *Agaricia tenuifolia*
Ant m: *Antillogorgia americana*
Anti: *Antipathes spp*
Bri: *Briareum asbestinum*
Col n: *Colpophyllia natans*
Dend c: *Dendrogyra cylindrus*
Dip l: *Diploria labyrinthiformis*
Euni: *Eunicea spp*
Eus f: *Eusmilia fastigiata*
Eun k: *Eunicea knighti*
Gor: *Gorgonia spp*
Hel cu: *Helioseris cucullata*
Iso r: *Isophyllia rigida*
Mea d: *Meandrina danae*
Ma dec: *Madracis decactis*
Man a: *Manicina areolata*
Mea m: *Meandrina meandrites*
Mil a: *Millepora alcicornis*
Mil c: *Millepora complanata*
Mil: *Millepora spp*
Mon c: *Montastraea cavernosa*
Mur l: *Muricea laxa*
Mur p: *Muricea pinnata*
Myc l: *Mycetophyllia lamarckiana*
Orb a: *Orbicella annularis*
Ple h: *Plexaura homomalla*
Por a: *Porites astreoides*
Por d: *Porites divaricata*
Por f: *Porites furcata*
Por p: *Porites porites*
Pseu s: *Pseudodiploria strigosa*
Pte g: *Pterogorgia guadalupensis*
Sid r: *Siderastrea radians*
Sid s: *Siderastrea siderea*
Sin: Sustrato no identificado
Sol: *Solenastrea spp*
Step i: *Stephanocoenia intercepta*

INTRODUCCIÓN

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) es un ecosistema que tiene aproximadamente 1,000 km de longitud, localizado en el Mar Caribe (Calva *et al.* 2014a). Inicia en Cabo Catoche, al norte de Quintana Roo, México, bordea las costas de Belice y Guatemala y finaliza en el complejo islas de la Bahía/Cayos Cochinos en la costa norte de Honduras (Ardisson *et al.* 2011). Es la segunda barrera arrecifal más grande del mundo y está integrado por islas, arrecifes coralinos, humedales, pastos marinos, lagunas costeras y manglares, constituyendo un lugar clave para la protección de la biodiversidad e incluye más de sesenta especies de corales y cerca de seiscientos especies de peces (AIDA, 2014, Díaz-Ruiz *et al.* 2019).

En México el principal desarrollo turístico se localiza en el estado de Quintana Roo, donde las actividades náutico-recreativas son el mayor atractivo de la zona, siendo una de las principales zonas turísticas la isla de Cozumel, en la que se ubica el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), con una superficie de 11,988 km, se caracteriza por su alta biodiversidad y alberga un gran número de especies marinas, algunas de ellas identificadas en peligro de extinción (CSF, 2017). La UNESCO en 2016 anunció la incorporación de la isla Cozumel a la Red Mundial de Reservas de la Biosfera del Programa Hombre y Biosfera (MaB, por sus siglas en inglés) con una extensión de 1,346.24 km² (CSF, 2017).

Los arrecifes del Caribe mexicano son ecosistemas que prosperan a pesar de estar rodeados por aguas oceánicas que proporcionan pocos nutrientes, haciéndolos susceptibles a los impactos ocasionados por el hombre; en gran medida esto se

debe a la variedad de funciones e interacciones que existen entre las especies de invertebrados y vertebrados que habitan ahí, confiriéndolos como sistemas altamente complejos y frágiles (Guan *et al.* 2015).

Los sistemas arrecifales constituyen una pieza importante dentro del ciclo del carbono en los ecosistemas costeros, debido a que producen una gran cantidad de dos formas de carbono: 1) materia orgánica y 2) carbonato de calcio (CaCO_3), siendo el segundo de suma importancia en estos ambientes, dado que son los corales y las algas coralinas los que aportan la mayor cantidad del CaCO_3 necesario para la formación y mantenimiento de la estructura arrecifal (Norzagaray-López *et al.* 2018). A su vez, los arrecifes de coral se caracterizan por una alta tasa de productividad, proteger las costas del oleaje y las tormentas, además contribuyen a la formación de playas arenosas y caletas previniendo la erosión, entre otras (Gómez y Green, 1984; Calva *et al.* 2014a). La importancia de estos ecosistemas no sólo radica en su diversidad biológica, sino en su potencial turístico y pesquero, ya que incluyen especies con un alto valor recreativo y comercial (AIDA, 2014).

Sin embargo, para que los arrecifes puedan brindar estos servicios ecosistémicos deben existir características ambientales y sedimentarias necesarias, por ejemplo; una composición granulométrica y una cantidad de materia orgánica adecuada, puesto que estos influyen en la distribución de los organismos bentónicos y en el establecimiento de la vegetación acuática; de ahí el que su cobertura y distribución sean determinadas por la salinidad, la temperatura, la luz, el tipo de sedimento, la cantidad de materia orgánica disuelta y particulada (Bonsdorff, 2000; Calva-Benítez y

Torres-Alvarado, 2011a). Debido a esto los corales que forman arrecifes requieren condiciones ambientales particulares para prosperar adecuadamente, al ser organismos estenohalinos y estenotermos se caracterizan por una débil tolerancia a las variaciones de temperatura y salinidad (Del Cero, 2013), lo que les permite desarrollarse en aguas entre 32 y 35 UPS (Carricart-Gavinet y Merino, 2001); sus organismos crecen en aguas cálidas y poco profundas de los mares tropicales y subtropicales. Así como en ambientes oligotróficos; con una mínima producción primaria fitoplanctónica (Torres y Calva 2012).

Actualmente, los arrecifes de la isla Cozumel son ecosistemas propensos al daño ocasionado por diversas actividades; al ser sitios turísticos, se ha provocado su degradación y destrucción, al modificar la calidad del agua y sus condiciones, haciéndolas perjudiciales para los organismos, causando graves enfermedades y mortandad (Rioja y Álvarez, 2018). Por lo tanto, es necesaria una evaluación ambiental integral que nos permita obtener información relevante que coadyuve a detectar de manera temprana las alteraciones que podrían afectar negativamente a las poblaciones, especies o en este caso al ecosistema (Burger 2006). Derivado de ello, se ha optado por aprovechar la sensibilidad que presentan algunos organismos a los cambios ambientales, utilizándolos como indicadores biológicos (bioindicadores) (González y Vallarino, 2014). Los indicadores ambientales son aquellos en donde un componente vivo del medio ambiente se usa para reflejar el estado de este, en respuesta a las tensiones inducidas por el hombre (Durán & Alcolado, 2011). Por otra parte, los organismos bioindicadores se pueden definir

como herramientas esenciales para monitorear el estado del medio ambiente costero e incluye las plantas y animales que se encuentran en el ecosistema; al mostrar cambios en su presencia/ausencia, condición, comportamiento y abundancia, pueden proporcionar información sobre la salud de un ecosistema (Linton y Warner, 2003).

La ecología y la estructura de muchos arrecifes de coral tropicales se han alterado notablemente en las últimas décadas. Los impulsores de esta degradación van desde el daño directo por las prácticas humanas destructivas, hasta la pérdida de resiliencia ecológica (Perry y Álvarez-Filip, 2019), causado por la proliferación de taxa nocivos como macroalgas, bacterias y ascidias, resultado de la pérdida de herbívora y eutrofización costera (Shenkar *et al.* 2008). Aunado a esto, existe una competencia por el espacio bentónico, que está originando disturbios causando cambios en la composición de las especies; estas alteraciones se manifiestan a gran escala, pero están comenzando a ser más persistentes en los arrecifes de coral; ante estos eventos la composición actual de los arrecifes presenta una disminución en la diversidad de sus especies, así como una baja en la densidad de cobertura coralina, ocasionando una mayor biomasa de macroalgas y ascidias y con ello un cambio de fase (Hughes *et al.* 2018; Sterling *et al.* 2019).

Respecto a los organismos ascidianos, las larvas muestran normalmente un breve periodo de vida libre, durante el cual se mueven activamente y buscan un lugar donde fijarse: por ejemplo, algún hueco libre, al que se fijan con unas papilas adhesivas que posee en su parte anterior, pueden ser altamente competitivas en el sustrato duro, un recurso posiblemente limitado en los arrecifes de coral; tienen

pocos depredadores y muestran patrones de fisión y fusión por lo que son exitosas en tal hábitat (van Duyl *et al.*, 1981). Estos tunicados tienden a causar cambios significativos en la estructura de las comunidades bentónicas, adjudicado a sus propiedades biológicas y químicas. Son grandes competidores por el espacio y la monopolización del sustrato por estos organismos puede reducir la cobertura de coral, evitando que las plánulas de este se asienten, disminuyendo la disponibilidad del sustrato para su crecimiento (Olson, 2014; Sterling *et al.* 2019). Este fenómeno de competencia se adjudica principalmente a los cambios en la calidad del agua, derivado de las actividades antropogénicas y naturales como el cambio climático global, el blanqueamiento y la sobrepesca; en otros países se ha reportado el crecimiento desmesurado de ascidias recubriendo el coral vivo y desplazándolo, causando disminución en la cobertura coralina (Sommer *et al.*, 2010).

En el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) se ha detectado una ascidia colonial del género *Trididemnum* (van Name, 1902). Es un organismo que pertenece a los urocordados de la Clase Ascidiacea, esta especie nativa de los arrecifes del Caribe Mexicano está causando un grave impacto en la estructura de las comunidades bentónicas, desplazando a los corales y llevándolos al blanqueamiento; a pesar de todo esto las interacciones competitivas entre los corales y las ascidias han sido poco estudiadas (Lambert, 2005).

MARCO TEÓRICO

Sedimentos del sistema arrecifal

Los ecosistemas coralinos son altamente productivos y constituyen reservorios esenciales de materia orgánica, la cual se deposita principalmente en la fase sedimentaria. Los sedimentos son un factor fundamental en el control de los ambientes costeros porque generalmente presentan concentraciones considerables de elementos traza y nutrientes (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011b).

Los sedimentos marinos son depósitos de componentes particulados que provienen principalmente de la fragmentación de las rocas y son transportados desde las áreas terrestres al océano por el viento, el hielo y los ríos. También pueden provenir de los restos de organismos marinos, de la actividad volcánica submarina, o de la precipitación química de componentes del agua de mar (Páramo *et al.* 2012). Las cuatro fuentes principales de generación de sedimento marino son: (a) rocas preexistentes (origen litógeno), (b) materia orgánica (origen biógeno), (c) compuestos disueltos en el agua (origen hidrógeno), y (d) material proveniente del espacio exterior (origen cosmogénico). Los procesos de formación de dichos sedimentos muestran los rasgos principales del piso oceánico, los cuales influyen en sus texturas y composición (Núñez-Useche *et al.* 2014).

Aunado a esto, el tamaño de grano proporciona información valiosa sobre la fuente, dispersión y acumulación de contaminantes, del mismo modo la composición del sedimento (CO y CaCO₃) son muy importantes para evaluar el estado de un ecosistema marino (Páramo *et al.* 2012). La determinación de CO en sedimentos ha

sido utilizada como indicador de contaminación, puesto que sus niveles son proporcionales a los de la materia orgánica, la cual tiene afinidad por metales traza y compuestos orgánicos (EPA, 2002). Los sedimentos con alto contenido de CO se caracterizan por aportes alóctonos, mientras que los sedimentos con porcentajes bajos de CO son atribuidos a fuentes autóctonas. El exceso de CO en los sedimentos es interpretado como el incremento de aportes orgánicos provenientes de las actividades humanas, por lo anterior la EPA (2002) utiliza las siguientes categorías de evaluación de impacto antropogénico de acuerdo con el contenido de CO en los sedimentos: bajo impacto (1%), impacto intermedio (1-3%), alto impacto (>3%) (Valdés-Lagunes, 2013).

Por otra parte, cuantificar los flujos y reservorios de CaCO_3 en los arrecifes es un tema relevante en el contexto global por dos razones: a) permite evaluar el aporte de estos ecosistemas al ciclo del carbono global; b) ayuda a conocer cómo responderían estos ambientes frente a factores estresantes, como el cambio global y la acidificación. El conocer el estado actual de estos elementos, permitiría contar con valores para predecir la respuesta del ecosistema a procesos que, a la fecha, constituyen una amenaza para los arrecifes coralinos a escala global (IPCC, 2013; Norzagaray-López *et al.* 2018).

Generalidades de los Arrecifes de Coral

Los arrecifes de coral constituyen un tipo único de costas, formadas por organismos coralinos, algas, esponjas e invertebrados que son exclusivamente marinos (Del Cero, 2013). Son estructuras geológicas de piedra caliza y sedimentos calcáreos,

erigidas por una delgada capa de organismos vivos, principalmente del orden Scleractinia (Niño-Torres, 2020). Considerados ecosistemas invaluable y las estructuras biogénicas más grandes del planeta, así como los depósitos de biodiversidad más valiosos del ambiente marino, son ecosistemas con gran importancia económica, social y ecológica (AIDA, 2014).

En la isla de Cozumel existen dos tipos morfológicos principales de arrecifes coralinos, en términos de su estructura basal y de la comunidad coralina que la colonizan: 1) arrecifes de borde, y 2) arrecifes de plataforma. Arrecifes de borde: Estas estructuras arrecifales, que crecen en el borde revelan formaciones de consistencia más o menos sólida, formando estructuras continuas que se aprecian como una cresta de 3 a 4 m de altura sobre el borde del talud, se reconocen como los arrecifes coralinos que predominan. Arrecifes de plataforma: Se caracterizan por constituir formaciones arrecifales de escaso relieve en comparación con los arrecifes de borde y su emplazamiento basal rara vez excede los 12 m de profundidad. Se caracterizan por ser poco desarrollados (ACSE, 2021).

¿Qué son los Corales?

Los corales son invertebrados marinos que pertenecen al Phylum Cnidaria y a la Clase Anthozoa, e incluyen más de 6000 especies. Esta comprende dos subclases: Octocorallia (corales blandos) y Hexacorallia (corales duros o escleractinios), estos últimos se denominan comúnmente corales pétreos, que se caracterizan por secretar esqueletos de carbonato de calcio (CaCO_3) (Morell-Christ, 2019). Reconocidos por

formar grandes y complejas estructuras arrecifales en los trópicos y por ser de aguas someras (Carricart-Gavinet y Merino, 2001). Los hexacorales son organismos sésiles, exhiben simetría radial, con formas solitarias y coloniales. Poseen dinoflagelados simbióticos llamados zooxantelas, las cuales realizan fotosíntesis y transfieren el 95% de los nutrientes a los pólipos, proporcionan color y energía al coral, eliminan los desechos metabólicos y apoyan en la producción del esqueleto; por su parte los pólipos brindan refugio para las algas y algunos compuestos de desechos producidos (Cruz-García, 2018). El ciclo de vida de los corales comprende el estado pólipo y larva (plánula). Los pólipos son pequeños individuos que fijan su cuerpo al sustrato; pueden reproducirse sexual y asexualmente dividiéndose para formar colonias, lo cual es típico de los corales formadores de arrecifes (Morell-Christ, 2019).

El crecimiento óptimo de los hexacorales es en zonas de profundidad somera (menos de 100 m), aguas tropicales cálidas y transparentes con alta radiación solar, un promedio de temperatura de 28 °C, salinidad de 32 a 35 UPS, oxígeno disuelto 5.0 mg/L y concentración de nutrientes mínima en la columna de agua (Carricart-Gavinet y Merino, 2001; Miththapala, 2008).

Los corales escleractinios ocupan una posición esencial en el funcionamiento del ecosistema arrecifal, debido a su papel fundamental en la construcción de las estructuras de carbonato de calcio, por ello, una de las variables que se estudia ampliamente en un arrecife es la cobertura de coral, así como su estado de salud (Kleypas *et al.*, 2001; Niño-Torres, 2020). El estado de salud es calculado con el

Índice de Salud Arrecifal (ISA), para ello se determina la magnitud de cuatro indicadores: cobertura de corales vivos, cobertura de macroalgas carnosas, biomasa de peces herbívoros y biomasa de peces comerciales. Utilizando rangos y escalas numéricas. Cada rango se determina de acuerdo con el valor numérico obtenido al promediar los valores de los cuatro indicadores, obteniendo de esta manera el cálculo del ISA (Cuthbert *et al.*, 2019).

Importancia y usos de los Arrecifes de Coral

Los arrecifes de coral son ecosistemas muy valiosos por las estructuras que forman, se consideran uno de los ecosistemas más complejos debido a su gran diversidad y por los servicios ecosistémicos que brindan; poseen especies clave que regulan los procesos y funciones del ecosistema, contribuyendo al mantenimiento de su resiliencia (Moberg y Folke 1999). Brindan materia prima para la construcción, compuestos químicos para medicinas, fijación de N₂ y control de CO₂, entre otros (AIDA, 2014). Proporcionan un 10% de la producción mundial sostenible de proteína marina para alimentación humana; este servicio es valorado en US\$1000,000,000 de dólares al año. Un km² de arrecife sano puede cubrir las necesidades de ingerir proteínas de más de 300 personas (NOAA, 2019).

También son fuente de algunos productos farmacéuticos (tratamiento para el VIH y analgésicos), extraídos de muchas especies que habitan los arrecifes. En la actualidad se realizan investigaciones sobre el cáncer en especies de arrecifes de coral (Niño-Torres, 2020). Además de ser un legado cultural, los arrecifes coralinos

son de los principales destinos turísticos gracias a su gran belleza. Las principales actividades turísticas que se desarrollan en ellos son: esnórquel, buceo, recorridos en embarcaciones no motorizadas, veleros, kayak, canoas etc. Generando empleos y fuente de divisas (UNEP-WCMC, 2006). De igual manera, son estudiados por los científicos a través de planes de monitoreo para evaluar la influencia de factores que los degradan, con el objetivo de protegerlos y conservarlos. También son una herramienta para evidenciar los efectos de distintos eventos climáticos a través del tiempo (Moberg y Folke, 1999; Niño-Torres, 2020).

Amenazas a los Arrecifes de Coral

Numerosas actividades dañan a los arrecifes de coral (Jiménez *et al.*, 2023). Entre la más importante destaca la contaminación de origen antropogénico, como los plaguicidas, la pesca excesiva, las prácticas pesqueras inapropiadas, el desarrollo costero y turístico, la sedimentación, la contaminación procedente de fuentes terrestres como desechos de aguas residuales y basura y la contaminación marina (Gardner *et al.*, 2003; Cúmez, 2022).

Según algunas estimaciones, esas acciones podrían destruir entre 60 y 70% de la cobertura mundial coralina para el 2030 (Bryant *et al.*, 1998; Morell-Christ, 2019). En las últimas décadas, se ha observado una rápida degradación de los corales, causada por la interacción sinérgica de diversos disturbios, tanto antropogénicos como naturales, causando el aumento de nuevas y numerosas enfermedades

coralinas. Entre las más incidentes en el Caribe se encuentran: la Plaga Blanca (PB) identificada por el desprendimiento del tejido coralino que deja el esqueleto en perfectas condiciones (Weil, 2004); Enfermedad de la Banda Negra (BBD), tiene forma de media luna o una banda circular de material filamentoso negro que separa el tejido de coral vivo y coloreado del esqueleto blanco expuesto; Enfermedad de la Banda Blanca (WBD), normalmente esta enfermedad afecta a los corales ramificados, comienza en la base de la colonia y progresa hacia las puntas de las ramas (Humann y Deloach, 2019). Enfermedad de la Banda Amarilla (EBA), esta se distingue por la presencia de parches circulares o irregulares de tejido de color amarillo brillante translúcido que pueden volverse bandas, el hecho de que el tejido se torne amarillo es lo que la diferencia del Blanqueamiento coralino, el cual ha sido ligado usualmente a cambios en factores físicos o químicos del ambiente (aumento en la temperatura del agua) y no a factores bióticos (Gil *et al.*, 2009).

La sedimentación que proviene de las descargas de aguas residuales, de la escorrentía, la deforestación y de los fertilizantes de sitios agrícolas (Souter y Linden, 2000), es otra de las amenazas más frecuentes en los arrecifes del Caribe. Así como las prácticas destructivas de pesca y la sobreexplotación de las especies que dañan la biodiversidad, el equilibrio ecológico y la estructura coralina de los arrecifes (Mumby *et al.*, 2006).

El cambio climático afecta los diferentes procesos en los ecosistemas costeros y marinos, principalmente por la frecuencia e intensidad de las tormentas tropicales y de fenómenos como “El Niño” (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007), que propician el

aumento de la temperatura, el incremento en el nivel del mar y la acidificación de los mares (Rivera-Arriaga *et al.*, 2023). En particular el aumento de las temperaturas oceánicas, de 1 a 2°C del máximo normal, ha causado que los corales se “estresen” y se blanqueen, el cambio en las condiciones ambientales afecta a los corales provocando mortalidad coralina (Eakin *et al.*, 2008; Burke *et al.*, 2011; López *et al.*, 2023).

Los niveles de estrés generados en las últimas décadas repercuten en la estabilidad y las funciones de estos ecosistemas, generando disminución en la cobertura coralina, y sustitución por otros componentes bentónicos de menor diversidad y productividad, tales como las ascidias (Spalding *et al.*, 2001).

Tunicados

Los tunicados o Urocordados son animales marinos, que pertenecen al filo de los Cordados (Chordata). Su pertenencia al filo se debe, entre otros caracteres, a que en algún estado de su ciclo de vida poseen un cordón dorsal hueco, denominado notocorda, cuya función es estructural y locomotora (Brusca y Brusca, 2003). Son organismos solitarios o coloniales. El nombre del grupo proviene de una cubierta externa protectora llamada túnica, constituida principalmente por un polisacárido denominado tunicina. Se encuentra más desarrollada en ascidias que en salpas. Esta cubierta crece con el animal y funciona como un exoesqueleto flexible, además sirve de anclaje para adherirse al sustrato (Moreno-Dávila, 2013).

Se alimentan de la materia orgánica en suspensión (suspensívoros filtradores), que queda retenida en las hendiduras faríngeas branquiales, gracias al moco que segrega el endostilo. Sin embargo, algunas especies profundas son depredadoras (Hernández-Zanuy *et al.*, 2007). Los tunicados son organismos cosmopolita, en su mayoría son hermafroditas y con fecundación externa dando lugar a una larva nadadora con cola. Las acidias y salpas presentan reproducción sexual y asexual, mientras que los apendicularios sólo sexual (Monniot *et al.*, 1991).

Este grupo se divide en tres grandes clases: Clase Appendicularia (Larvacea): Son planctónicos, solitarios y el cuerpo se encuentra en el interior de un habitáculo gelatinoso, los adultos poseen una cola y notocorda. Clase Ascidiacea (Ascidias): Son sésiles, bentónicos, solitarios o coloniales, presentan un sifón exhalante y otro inhalante y los adultos carecen de cordón nervioso. Clase Thaliacea (salpas): Son pelágicos, solitarios o coloniales, tienen un sifón exhalante y otro inhalante en extremos opuestos y los adultos carecen de cola (Brusca y Brusca, 2003).

Clase Ascidiacea

Las ascidias pertenecen al Phylum Chordata, al subphylum Urochordata y a la Clase Ascidiacea, es la Clase taxonómica más numerosa y diversa (Prieto, 2021). El principal carácter de los cordados es la presencia de notocorda en algún estado de su desarrollo; en vertebrados, dicha característica es reemplazada por la columna vertebral; en ascidias, la notocorda se presenta en el estado larval (breve período de

vida libre) junto con una cola postanal, un cordón nervioso dorsal hueco y hendiduras faríngeas. Durante la fase adulta los organismos son sésiles y la notocorda es reabsorbida, así como la cola postanal y el cordón nervioso dorsal, poseen un disco pedio, un sifón inhalante y otro menor exhalante (Aguín *et al.*, 2020). En la fase adulta las ascidias se adhieren a cualquier sustrato duro, ya sean naturales (algas, corales, raíz de mangle y rocas) o artificiales (casco de barcos, diques, pilotes de muelles, entre otros.) (Brusca y Brusca 2003).

La túnica de las ascidias puede variar en consistencia, de suave y delicada, a áspera y fuerte, también puede presentar una diversa gama de patrones de coloración (Aguín *et al.*, 2020). Son organismos capaces de tolerar variaciones fisicoquímicas; lo que define su hábitat no es el tipo de comunidad bentónica, sino la concentración de partículas en suspensión. Viven en valores de salinidad mínimos o máximos, así como en concentraciones de O₂ disuelto entre 5 y 25 mg/L (Prieto, 2021). Lo cual explica por qué son organismos marinos de amplia distribución, tanto geográfica como batimétrica, abarcando desde los trópicos hasta los polos, y desde la franja litoral 0 m hasta más de 8,000 m de profundidad, en las trincheras hádales (Monniot *et al.*, 1991; Sanamyan y Sanamyan, 2002).

Dichos organismos muestran una gran variedad de formas y coloración. El pigmento dentro del cuerpo (carotenoides, flavinas y melaninas) es originado por el tipo de célula sanguínea, la pigmentación se da con diferente intensidad en faringe, sifones y túnica. En algunas especies, la coloración es dada por las espículas calcáreas que son blancas; dependiendo de la abundancia de las espículas, el color blanco se

intensifica o mezcla con algún color. La coloración también puede ser por simbiosis con algas como *Synechocystis*, que da un aspecto rojizo a rosa dependiendo la cantidad del alga (Moreno-Dávila, 2013).

La importancia ecológica de las ascidias radica en los elementos que acumulan en sus tejidos como: vanadio, magnesio, zinc. (Michibata *et al.*, 1990; Carballo y Naranjo 2002). Son filtradores potentes de metales y se desarrollan muy bien en zonas contaminadas como puertos marítimos; por consiguiente, pueden ser organismos bioindicadores y dar un panorama del estado de un ecosistema (Alié *et al.*, 2021).

Debido a la competencia interespecífica con otros grupos de animales y a su larga vida geológica, las ascidias han generado una amplia gama de defensas químicas, que se han estudiado para el control de tumores (Aguín *et al.*, 2020).

Diversidad de ascidias

De acuerdo con el sitio web World Register of Marine Species, existen ~2,877 especies de ascidias en el mundo (Sanamyan, 2013). El orden con la mayor riqueza es Aplousobranchia, con ~1,519 especies, 58 géneros y 13 familias; incluida la familia *Didemnidae*, su modo de vida es colonial, la forma de sus colonias puede ser globular o en tapete y presenta un número aproximado de nueve géneros con el mayor número de especies presentes ~581. Stolidobranchia es el segundo con ~1,089 especies, 68 géneros y tres familias. Phlebobranchia el último con ~337 especies, 40 géneros y nueve familias (Moreno-Dávila, 2013). Existen ascidias tanto en forma solitaria como en forma colonial; en las coloniales o compuestas, los

individuos que constituyen una colonia son llamados zooides (van Name, 1945; Moreno-Dávila, 2013). La forma de las colonias es muy variable; hay colonias en forma de ramillete, globular y unidas por estolones, colonias con forma de tapete y ascidias solitarias (Fig. 1) (van Name, 1945).

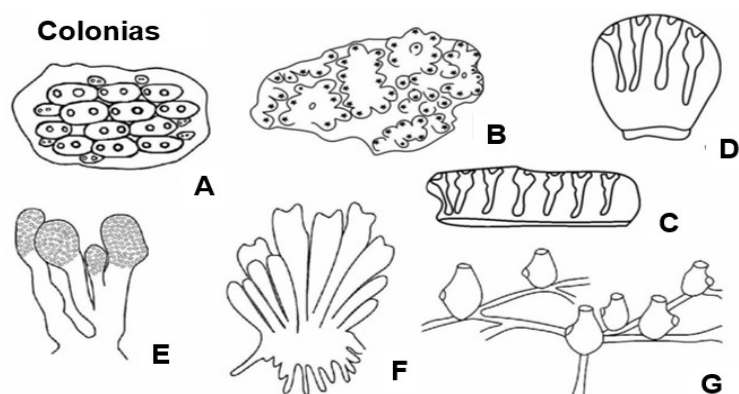


Figura 1. Tipos de colonias: A-B) en tapete; C) almohadilla; D) globular; E) pedunculada ; F) en ramillete; G) unidas por estolones. : A, B, C, D: modificada de van Name (1945); E, F, G: tomada de Moreno-Dávila (2013).

En las ascidias coloniales, los individuos o zooides (clones o módulos resultantes por división asexual) se encuentran unidos en distintos grados de complejidad, sea por estolones o placas basales (colonias simples o sociales), donde los zooides son independientes; o bien, dentro de una masa común (ascidias compuestas), donde los zooides pueden ser independientes o pueden formar sistemas (estrellados, poligonales, ovalados, meandriformes) (Grassé, 1961). El plan corporal básico de las ascidias coloniales se puede ver en cada uno de los zooides que integran una colonia. El cuerpo de las ascidias está compuesto por tres capas o “sacos” dispuestos uno dentro del otro: una capa externa (la túnica), una capa intermedia (el

manto) y una capa interna (el saco branquial). Todas las capas poseen dos aberturas: la oral, por donde ingresa el alimento, y atrial, a través de la cual se expulsan los residuos de la digestión y gametos o larvas (si existe incubación) (Maggioni, 2017).

***Trididemnum* (Della Valle, 1881)**

Trididemnum es un género de ascidia colonial compuesta, perteneciente a la familia Didemnidae, una de las familias más conspicuas y de amplia distribución en el Caribe y el mundo (Berrill, 1950); *Trididemnum* está distribuido a lo largo de todo el mar Caribe, desde Venezuela, Bonaire, Curazao, México hasta Florida (Bak *et al.*, 1981; Shenkar *et al.*, 2008; Sommer *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2012).

Es un organismo vivíparo y comienza a reproducirse cuando alcanza un tamaño de 11-15 cm. En Curazao, México y Panamá, *Trididemnum solidum* es capaz de reproducirse durante todo el año. Presenta reproducción sexual y asexual (fusión y fisión) esta última es un tipo de estrategia reproductiva conveniente sobre substratos duros, supone una forma de crecimiento flexible que permite adaptarse a las condiciones locales (topografía, dirección de las corrientes, presencia de otros organismos); los zooides que escapan a la depredación pueden mantener a la colonia, hasta que sean regenerados o reemplazados; la capacidad para competir por el espacio y conservarlo se incrementa por el esfuerzo colectivo de los zooides y el potencial reproductor de la colonia aumenta, con el incremento del número de estos (Kott, 1974; GISD, 2019).

La reproducción sexual presenta una larva tipo renacuajo con una notocorda que pierde una vez que se asienta, tiene un corto período de natación libre; mostrando una preferencia por la roca de coral natural sobre las superficies limpias y lisas, permanece incrustado en el sustrato con un diámetro de hasta 30 cm. Las larvas después del asentamiento permanecen inactivas durante 3-4 semanas antes de crecer en pequeñas colonias. Las colonias son de color blanquecino a púrpura, crecen en forma masiva y tapizante, tienen de 4 a 5 mm de espesor y se pueden extender a más de 1 m. *Trididemnum spp.* es fototrófico debido a que presenta simbiosis con algas unicelulares (del género *Synechocystis*), también se alimenta por filtración y por ingesta de bacterias pequeñas (van Duyl *et al.*, 1981; Olson, 2014; GISD, 2019). No tiene depredadores y presenta sustancias venenosas, su crecimiento excesivo puede involucrar sustancias químicas alelopáticas, lo cual lo convierte en un competidor potencialmente eficiente (Olson, 2014).

Se ha reportado que ciertas condiciones pueden ocasionar un entorno favorable para organismos oportunistas como *T. solidum* acelerando su crecimiento y extensión; a temperaturas mayores de 27 °C, mayor penetración de luz y claridad del agua habrá un crecimiento exponencial de las colonias (Olson, 2014). Así como el aumento de bacterias en el medio marino y la eutrofización que se produce a lo largo de las costas, creando condiciones favorables para estos organismos filtradores, proporcionándoles una ventaja en la competencia por el espacio sobre los corales formadores de arrecifes y otros organismos (Shenkar *et al.* 2008).

ANTECEDENTES

A la fecha muy pocos reportes mencionan la presencia de ascidias en los arrecifes del PNAC y no hay estudios sobre las interacciones de los corales con estos invertebrados bentónicos ni del efecto que pueden causar en la estructura de la comunidad arrecifal.

Un estudio realizado por van Duyl *et al.* (1981) en las islas de Curazao en el Caribe, describe la ecología de la ascidia *T. solidum*, así como su estrategia reproductiva y comportamiento larval, explicaron que la identificación de esta especie no les fue fácil, por lo tanto, decidieron guiarse según Millar, 1962; donde la reconocieron como *T. solidum* porque había sido encontrada en muestras pasadas en el occidente. Bak *et al.* (1981) determinaron que *T. solidum* posee altas tasas de crecimiento, alcanza la madurez sexual en un par de semanas y producen grandes cantidades de larvas, además de que tienen pocos depredadores, resultando altamente exitosas en los arrecifes de coral.

En los arrecifes de Curazao, Bak *et al.* (1996), realizaron un estudio a largo plazo sobre la competencia espacial entre la ascidia *T. solidum* y corales, en donde está mostró un incremento del 90% (de 916 a 8278 colonias) en su densidad, a lo largo de 84 km en el borde de los arrecifes de Curazao, en un lapso de 15 años, también encontraron un incremento significativo en el número de ascidias coloniales en la cobertura de corales escleractinios; *Montastraea annularis*, *Eusmilia fastigiata* y *Agaricia agaricites*. Coincidiendo con lo reportado por Sommer *et al.* (2010) en Bonaire, donde establecieron que la cobertura de *T. solidum* incrementó con la profundidad.

En cuanto a estudios sobre interacciones entre corales y *T. solidum* en arrecifes del Caribe, Rodríguez *et al.* (2012) analizaron arrecifes coralinos (en cuatro puntos, desde Puerto Morelos a Mahahual), determinando que la ascidia colonial nativa *T. solidum* tiene la capacidad de crecer de manera exponencial sobre corales escleractinios vivos. Shenkar *et al.* (2008) concluyeron que, en los arrecifes saludables, las ascidias nativas tienen una diversidad elevada, pero baja biomasa.

Sterling *et al.* (2019) realizaron un estudio en una isla de Australia, en la gran barrera de coral, reportando que el crecimiento excesivo de una ascidia colonial fue precedido por el evento masivo de blanqueamiento, en 2016-2017, ya que se reportaron temperaturas elevadas que propiciaron la rápida expansión en las ascidias. Shu-Li *et al.* (2016) destacan el potencial de las ascidias coloniales para expandirse bajo condiciones de blanqueamiento, y convertirse en el componente más prominente de las futuras configuraciones de los arrecifes.

Para el Caribe Mexicano suroeste (SO) de Cozumel refieren que, al ser una zona turística, las actividades antropogénicas provocaron una disminución en la calidad del agua y el enriquecimiento excesivo de nutrientes en los arrecifes coralinos (Estrada *et al.* 2020). Mostrando valores de nutrientes como amonio, nitratos y ortofosfatos en niveles superiores a los referidos para arrecifes coralinos en esta zona, considerando que esos niveles pueden ocasionar eutrofización (Torres y Calva, 2012).

Finalmente, Lazo (2020) obtuvo resultados sobre la diversidad de especies coralinas y porcentajes de especies de coral enfermas, en cuatro arrecifes del PNAC, los cuales manifiestan una baja salud arrecifal; mostrando que la funcionalidad de los

arrecifes de Cozumel se ve seriamente amenazada, a causa de la disminución considerable de las especies coralinas constructoras de arrecifes, lo que podría favorecer un cambio de fase en los sistemas arrecifales del PNAC.

La presencia de *T. solidum* y sus interacciones con corales ha sido poco estudiada, a pesar de que estos tunicados tienen el potencial de causar cambios significativos en la estructura de los arrecifes. Principalmente por sus propiedades químicas y biológicas (presencia de sustancias químicas alelopáticas), haciéndolos los competidores más fuertes en los arrecifes (Lambert, 2005; Guldberg *et al.*, 2019; Hughes *et al.*, 2018; Sterling *et al.*, 2019).

JUSTIFICACIÓN

Los arrecifes coralinos proporcionan una gran variedad de servicios para el hombre, para los organismos asociados a estos y para los sistemas marinos y costeros con los que están interconectados (Mumby *et al.*, 2006). No obstante, estos ecosistemas son altamente vulnerables a las alteraciones que se puedan presentar en su entorno, produciendo cambios en su estructura, cobertura y en las comunidades bentónicas (Niño-Torres, 2020).

Los arrecifes de Cozumel constituyen una fuente de recreación y estimulan el turismo atrayendo millones de buceadores y visitantes al año, por ello son internacionalmente conocidos y por ende el recurso natural más importante de Cozumel (Ardisson *et al.*, 2011). La isla de Cozumel cuenta con el principal puerto internacional en México de

destinos turísticos, donde arriban en promedio 4 cruceros turísticos al día (APIQROO, 2019).

Recientemente, se autorizó la construcción de un cuarto muelle de cruceros turísticos en la isla (DOF, 2022), de igual forma se está proyectando la construcción del complejo turístico “LAKAM–HA Cozumel, México” y de acuerdo con el manifiesto de impacto ambiental esto tendrá efectos nulos sobre la fragmentación del hábitat y afectación de las especies en el PNAC (AMBITONA, 2019); sin embargo, no hay reportes que indiquen en qué condiciones se encuentran actualmente los arrecifes y como esta nueva infraestructura turística los podría afectar.

Con base en esto, el presente estudio contribuirá a una línea de investigación pionera sobre variables fisicoquímicas, textura de sedimentos, contenido de carbono orgánico y CaCO_3 en sedimentos de los arrecifes del PNAC, además de que se tendrán los análisis previos a la construcción de las infraestructuras antes mencionadas, con lo cual se proporcionarán las bases para comparar las afectaciones que estas construcciones causarán sobre los arrecifes. Aportando información a los encargados de tomar las decisiones ambientales en cuanto a los futuros impactos que puedan tener estos ecosistemas.

Por otra parte, las especies de *Trididemnum* no tienen confirmación de identidad formal, ni existen estudios publicados sobre ellos en los arrecifes del PNAC. En el Caribe mexicano, sólo existe un estudio sobre las interacciones competitivas de este organismo, el cual se realizó hace una década, en este sentido tampoco hay investigaciones recientes que indiquen si estos tunicados pueden afectar a los

corales con los que interaccionan; teniendo en cuenta que existen reportes de arrecifes en otros países donde se sugiere que son sumamente competitivos y pueden causar mortandad coralina al crecer sobre ellos y asfixiarlos. Se pretende sentar las bases ecológicas para utilizar de manera práctica estos organismos como un indicador biológico de la salud arrecifal.

Este trabajo puede ser utilizado como punto de partida (Baseline), teniendo en cuenta que a la fecha no hay estudios que sigan los cambios de fase de los componentes bentónicos en los arrecifes con respecto a invertebrados oportunistas, tales como las ascidias.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Hay presencia de Ascidias en los arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel?

¿Se encuentra *Trididemnum solidum* en los corales del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel?

¿Sobre qué especies de coral crece *Trididemnum solidum*?

¿Existe alguna correlación de las variables fisicoquímicas (profundidad, temperatura, salinidad, pH, y oxígeno disuelto) y/o de las variables sedimentarias (textura de sedimentos y su contenido de CO) en los patrones de distribución de *Trididemnum solidum*?

HIPÓTESIS

Si se conoce que el desarrollo urbano y turístico en la isla de Cozumel ha incrementado, entonces se espera registrar la presencia y abundancia de *Trididemnum solidum* en los arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar la presencia de *Trididemnum solidum* en arrecifes de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

Objetivos Particulares

1. Evaluar los parámetros fisicoquímicos (profundidad, temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto) en los arrecifes del PNAC y establecer su variación en el tiempo.
2. Determinar las variables sedimentarias (textura de sedimentos, contenido de CO y CaCO₃) en los arrecifes del PNAC.
3. Definir las especies de *T. solidum* presentes en los arrecifes del PNAC.
4. Identificar las especies de coral que exhiben presencia de *T. solidum*
5. Cuantificar el porcentaje de cobertura que presenta *T. solidum* sobre los corales del PNAC.
6. Establecer la relación de las variables ambientales y sedimentarias con la distribución y porcentaje de *T. solidum*.

ÁREA DE ESTUDIO

La isla de Cozumel es uno de los sitios turísticos más relevantes del país; ocupa el primer lugar mundial como destino de cruceros (Gutiérrez, 2007). Se ubica frente a la costa oriental de la península de Yucatán en el estado de Quintana Roo, a 17 km de la Playa San Miguel, a los 20°31' de latitud norte y los 87°30' de longitud oeste (Fig. 2). Es una isla oceánica que nunca estuvo conectada al continente; con suelos formados por roca caliza de origen coralino y sedimentos marinos fósiles. Su relieve es habitualmente plano y sólo se presentan algunas elevaciones que no superan los 15 metros sobre el nivel del mar (Palafox y Zizumbo, 2009; Niño-Torres, 2020). Cozumel es la más extensa de las islas del sureste mexicano. Su zona litoral posee ambientes que van desde el modo expuesto al protegido, esto por la posición geográfica que presenta la isla con respecto a la costa de Quintana Roo (Cid *et al.*, 2007).

El clima (de acuerdo con el sistema climático de Köppen modificado por García, 1973) es de tipo Am(f)(i), es cálido húmedo con lluvias abundantes en verano. Presenta tres estaciones climáticas 1) secas, que corresponde los meses de febrero a mayo; 2) lluvias, de junio a septiembre y 3) nortes, que va de octubre a enero (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Niño-Torres, 2020). La precipitación media anual es de 1447 milímetros. La temperatura superficial media del agua varía entre 25.6°C en enero y 29.1°C en agosto con un promedio anual de 27.5 °C (CONANP, 2016b). El régimen de mareas en la región corresponde al tipo mixto semidiurno, el patrón de corrientes viene definido por la Corriente del Caribe, que a su vez es generada por la Nor-eccuatorial y la de Guyana.

En cuanto a las corrientes locales, predominan en la dirección sur a norte en el canal de Cozumel con una velocidad media de 1.5 nudos, aunque se han detectado contracorrientes en sentido opuesto de hasta 2 nudos (CONANP, 2016a). La ínsula se encuentra rodeada por arrecifes de coral, los cuales constituyen la principal atracción turística de Cozumel, con ~26 especies que se distribuyen a lo largo de la costa sur del territorio; así como algunas variedades de animales endémicos: pez sapo -*Snopus splendidus* y otras en peligro de extinción como el mapache de Cozumel -*Procyon pygmaeus*; ceniztonle de Cozumel -*Toxostoma guttatum*; coatí de Cozumel - *Nasua nelson*; y el ratón de Cozumel -*Reithrodontomys spectabilis* (WWF, 2007). La flora predominante es la selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, manglar, tular y vegetación de dunas costeras, compuesta por estratos arbóreos, uno formado por especies aisladas y otro que llega a formar un dosel que impide el paso de la luz hacia el suelo, lo que detiene el desarrollo de arbustos y herbáceos. En la vegetación predomina el Chechem-*Metopium alicastrum*; Chacá - *Bruñera simarabu*; Jabín -*Psidia communis*; y Ceiba -*Ceiba petandra*. Por otra parte, en el área costera predomina el Mangle Rojo -*Rhizophora mangle*; Magle Blanco - *Laguncularia recemosa*; y el Chit -*Thrinax radiata* (Palafox y Zizumbo, 2009). En la costa sur de la isla de Cozumel se encuentra el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) en el municipio de Cozumel, estado de Quintana Roo, aproximadamente a 16.5 km al oriente de la península de Yucatán, en la zona del Caribe noroccidental. Abarcando parte de la costa SO, S y SE. Las coordenadas geográficas extremas 20° 29' 02.93" y 20°14' 27.02" latitud norte y 86° 53' 11.54" y 87° 03' 32.07" longitud oeste, con una superficie marítimo-terrestre total de

11,987.875 ha. (DOF, 1996). El PNAC fue creado para la protección de los arrecifes coralinos dada su diversidad biológica (Carrillo, 2011). Los hábitats marinos están conformados por arrecifes de franjas arrecifales de parches y corales mixtos sobre sustrato duro, interconectados con lechos de algas, pastos marinos y zonas de manglares (Rioja y Sheppard 2008). En Cozumel existen dos tipos morfológicos principales de arrecifes coralinos, las formaciones arrecifales del borde de la plataforma insular, y los arrecifes de plataforma (Niño-Torres, 2020). Estas formaciones arrecifales incluyen especies de coral como *Montrastrea annularis*, *M. faveolata*, *M. cavernosa*, *Porites porites*, *Diploria strigosa* y *Siderastrea siderea* (Ruiz-Zarate *et al.*, 2003; Carriquiry, 2010). Los géneros de coral que más daños han tenido en su cobertura son: *A. palmata* (extinta), *A. cervicornis*, *Agaricia spp.*, *Millepora spp.*, *Montastraea spp.* y *Porites spp.* (SEMARNAT, 2001; Calva *et al.* 2014a).

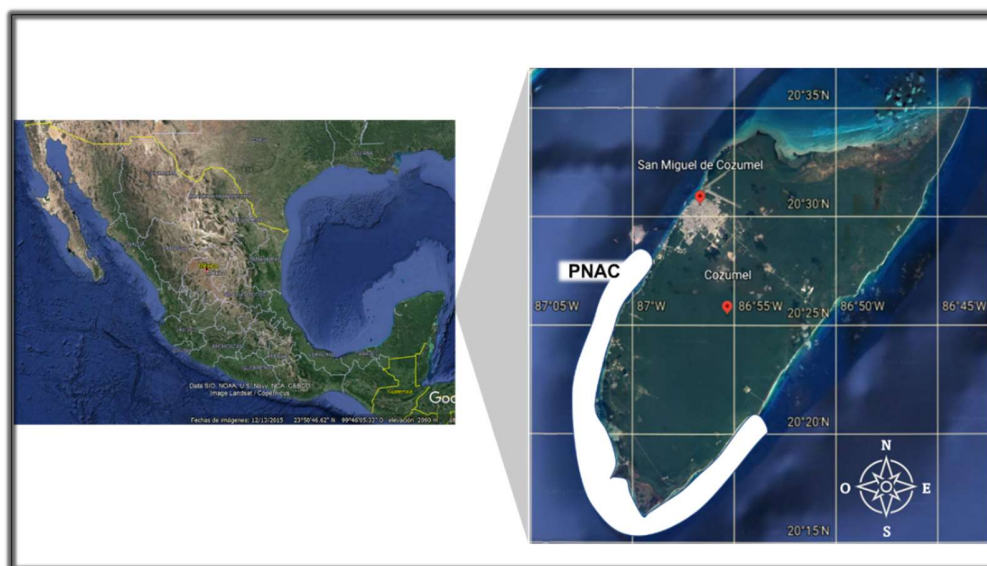


Figura 2. Área de estudio en la isla Cozumel, Quintana Roo.

METODOLOGÍA

Trabajo de campo

Se realizaron tres salidas a campo, en octubre de 2018, noviembre de 2018 y en julio de 2019. Se establecieron 13 estaciones de muestreo en octubre, 14 estaciones en noviembre y seis estaciones en julio (Tabla 1), distribuidas en la zona marina del PNAC, los muestreos se efectuaron en los arrecifes Tikila Norte, Tikila Sur, Chankanaab, Tormentos, Yucab, Tunich, Santa Rosa Pared, El Cedral, Paso del Cedral, La Francesa, Dalila, Palancar Jardines, Palancar Ladrillos, Palancar Cuevas y Colombia; también se consideraron tres arrecifes de pared–Santa Rosa, Paso del Cedral y Colombia (Fig. 3). En cada arrecife se obtuvieron las coordenadas con un GPS y se registraron *in situ* la profundidad con una consola para buceo marca Cressi, temperatura del agua con un oxímetro marca YSI 55A0, la salinidad con un salinómetro de inducción marca Beckman, el pH se obtuvo con un potenciómetro marca Conductronic y el oxígeno disuelto (OD) con un oxímetro marca YSI 55A0.

En cada estación se recolectó una muestra de sedimento para el análisis granulométrico y contenido de carbono orgánico (CO), así como muestras de agua y de ascidias. La recolección de estas muestras se realizó de manera manual mediante buceo autónomo, posteriormente los tunicados y los sedimentos fueron colocados en bolsas ziploc; el agua en botellas de 500 ml previamente etiquetadas (marcadas con el nombre del arrecife y fecha).

Los sedimentos y el agua se mantuvieron en una hielera (4 °C) hasta llegar al laboratorio en donde se colocaron en un congelador para su posterior análisis y los

tunicados se fijaron con alcohol al 70% con el propósito de preservar las espículas en buen estado.

Se efectuaron censos visuales para evaluar el porcentaje de cobertura que presentaban las ascidias sobre los corales, llevados a cabo mediante buceo autónomo, utilizando transectos de banda (20 m de largo x 2 m de ancho) de manera horizontal y vertical, siguiendo el criterio de Garza-Pérez (2011). En donde se obtuvieron fotografías y videos del sustrato bentónico con una cámara de video Garmín Virb XE de alta resolución.

Tabla 1. Estaciones de muestreo por arrecife y mes en el PNAC.

Estación	Localidad (Arrecife)	Octubre (2018)	Noviembre (2018)	Julio (2019)
1	Tikila Norte	X	X	
2	Tikila Sur	X	X	
3	Chankanaab	X	X	
4	Tormentos	X	X	X
5	Yucab	X	X	
6	Tunich	X	X	
7	Santa Rosa Pared	X	X	X
8	El Cedral	X	X	X
9	Paso del Cedral		X	
10	La Francesa	X	X	
11	Dalila	X	X	X
12	Palancar Jardines	X	X	X
13	Palancar Ladrillos	X	X	
14	Palancar Cuevas			X
15	Colombia	X	X	



Figura 3. Localización de las estaciones de muestreo en el PNAC.

Trabajo de laboratorio

Sedimentos

Para la caracterización de la textura de sedimentos las muestras obtenidas en campo se descongelaron y secaron, posteriormente se realizó el análisis mediante el tamizado de la fracción gruesa a través de diferentes mallas (Φ), las cuales son: Φ -1 (gránulo), Φ 0 (arena muy gruesa), Φ 1 (arena gruesa), Φ 2 (arena media), Φ 3 (arena fina), Φ 4 (arena muy fina), Φ 4.75 (limo grueso) (Fig. 4).

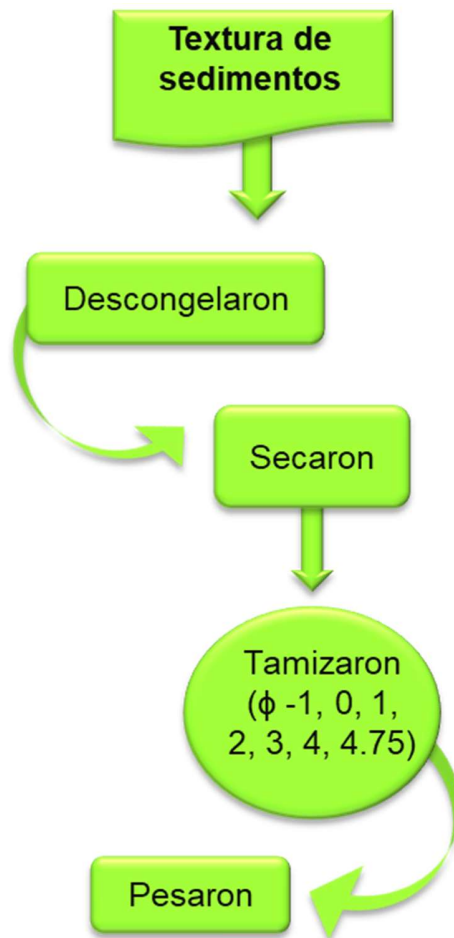


Figura 4. Diagrama de flujo de la determinación de textura de sedimentos.

Carbono orgánico en sedimentos

La determinación de CO se llevó a cabo mediante la técnica propuesta por Gaudette *et al.* (1974), la cual consiste en la oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio y ácido sulfúrico concentrado, seguida de una titulación del exceso de dicromato con sulfato ferroso. Cada muestra se analizó por duplicado, al igual que dos blancos (Fig. 5).

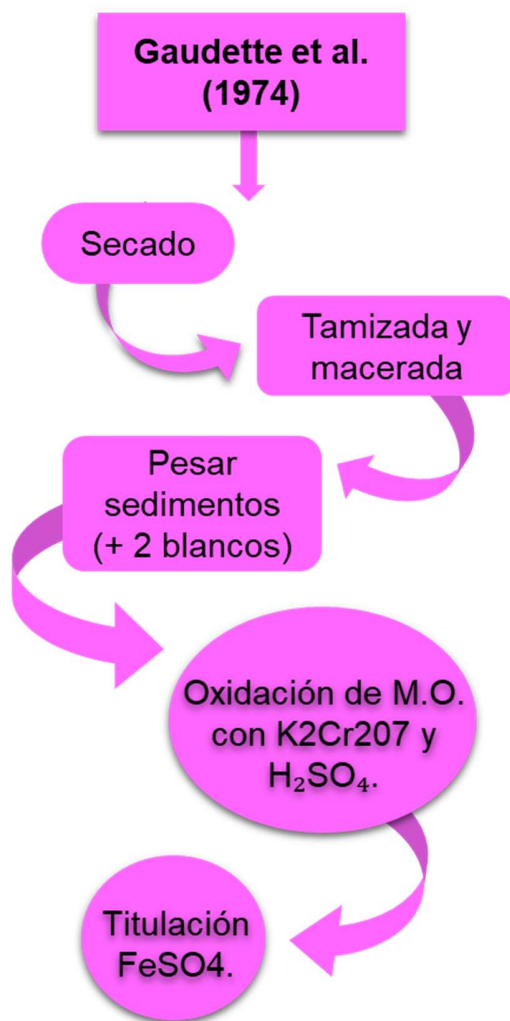


Figura 5. Diagrama de flujo de la determinación de Carbono Orgánico .

CaCO₃ en sedimentos

Para la determinación de CaCO₃ en sedimentos, se utilizó la técnica propuesta por Dean (1974), la cual consiste en la pérdida de peso por ignición. Se maceró una muestra de 2 gr de sedimento, posteriormente en una primera reacción la materia se oxidó a 550°C (reduciéndose a CO₂ y cenizas). En una segunda reacción se destruyeron los carbonatos a 900 °C, con la emisión de CO₂ y la formación de óxidos.

Esto se realizó en una mufla marca Thermo Scientific, modelo F48015. Finalmente, se cuantificó la pérdida de peso durante las reacciones, al pesar las muestras antes y después de cada proceso de ignición (Fig. 6).

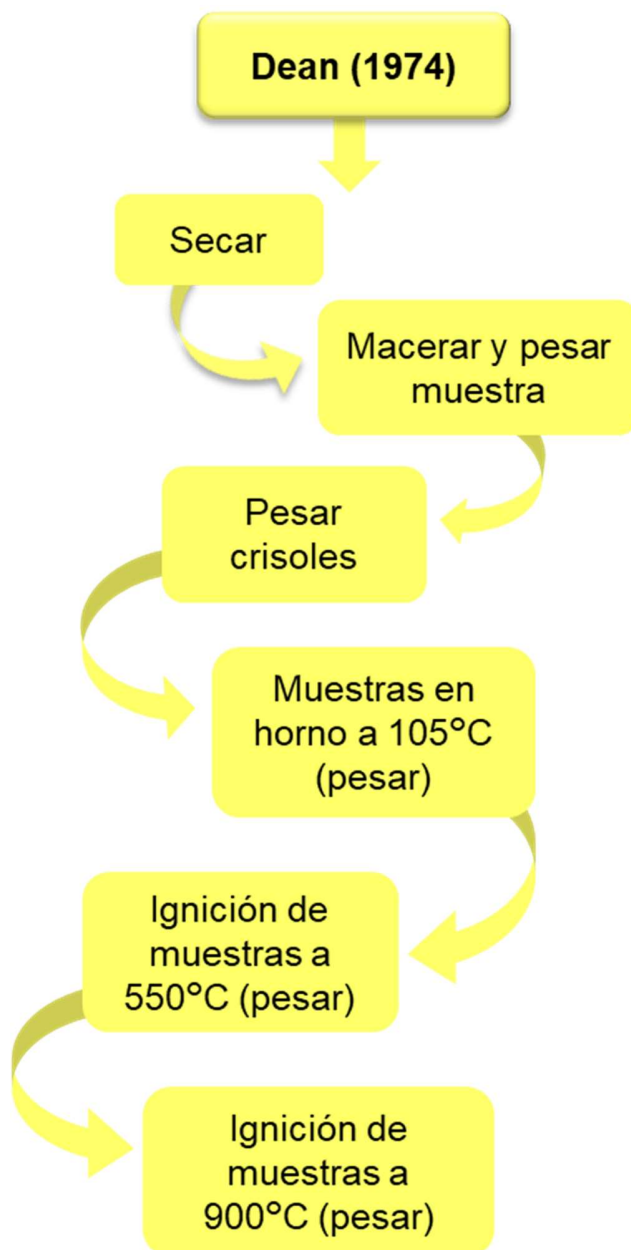


Figura 6. Diagrama de flujo de la determinación de CaCO_3 .

Identificación taxonómica de Corales

Las especies de coral se identificaron para cada transecto, mediante claves taxonómicas y artículos científicos actualizados como el descrito por Walton, (1948); el de Ward *et al.* (2006); Sánchez (2009); Dueñas *et al.* (2010); Garza-Pérez (2011); la descrita por Humann y Deloach (2019); la guía ilustrada básica para la identificación de los invertebrados marinos de Botero (2017) y la de Hernández *et al.* (2019).

Identificación taxonómica de Ascidas.

Para la identificación de la especie *Trididemnum solidum* (Fig. 7) se consultaron claves de identificación taxonómica como las publicadas por van Name (1945), Monniot (1983), Lotufo (2002), Rocha *et al.* (2012) y bibliografía actualizada (Hoeksema *et al.* 2020), así como información de especies registradas en bases de datos de acceso público, Ocean Biogeographic Information System (OBIS) y Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Las muestras de ascidias recolectadas (a las cuales denominaremos colonias), fueron medidas a lo largo, ancho, así como su espesor con un Vernier (± 1 mm) (Fig. 8). Para identificar a la especie se hicieron observaciones de las estructuras externas de las colonias en un microscopio estereoscópico marca VELAB VE-153G (Fig. 9) y para las estructuras internas se empleó un microscopio óptico marca NOVEL NLCD-307B. Posteriormente, se realizó la extracción de zooides, los cuales se encuentran embebidos dentro de las colonias

analizadas, para ello se utilizaron alfileres entomológicos y con mucho cuidado bajo el microscopio estereoscópico se rompió la capa superficial de la colonia para lograr la liberación de éstos. Al medir <1 mm y ser tan frágiles la mayoría de las veces no eran liberados por completo y se fragmentaban, lo que requirió muchas horas de trabajo; una vez obtenidos se observaron en el Microscopio Electrónico de Barrido.



Figura 7. *Ascidia Trididemnum solidum* creciendo sobre el coral *Agaricia agaricites*.



Figura 8. Registro del tamaño de las colonias ascidianas recolectadas (ancho, largo y espesor).



Figura 9. Observación de colonias de ascidia en microscopio estereoscópico.

Extracción de espículas

Esto se llevó a cabo utilizando la técnica de ignición de acuerdo con lo propuesto por Moreira da Rocha (2016) para ello se analizaron las colonias colectadas, primeramente, se aisló un trozo de cada muestra que fue expuesto a la llama de una lámpara de alcohol, en seguida se lavaron con agua destilada y se observaron en el microscopio óptico. Del mismo modo se realizó Microscopia Electrónica de Barrido, la cual no se tenía contemplada, pero fue fundamental para esta investigación y afortunadamente se contó con el equipo y apoyo financiero para realizarlo (Fig. 10).

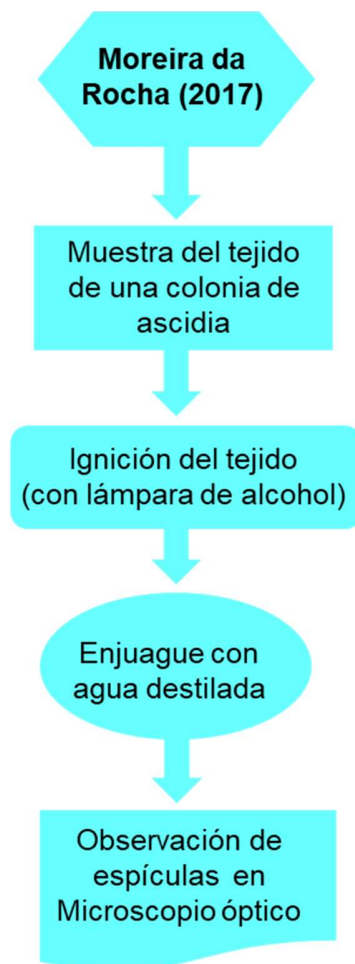


Figura 10. Diagrama de flujo del proceso de extracción de espículas.

Observación de espículas en Microscopio Electrónico de Barrido (MEB)

Las espículas extraídas fueron deshidratadas en una serie alcohólica ascendente (30, 40, 50, 70, 80, 90, absoluto). Para el montaje, en pines de aluminio (portaobjetos) de aproximadamente 1 cm de diámetro se colocó cinta de carbón para fijar la muestra. Una gota de suspensión fue depositada sobre el portaobjetos, dejando evaporar el alcohol. Posteriormente las muestras fueron llevadas a punto crítico (por 2 hrs) y finalmente se realizó un sombreado con oro mediante un pulverizador catódico Denton Vacuum Desk III. La observación se llevó a cabo con un “scanning” Jeol JSM-5900LV perteneciente al Laboratorio de Microscopía Electrónica de la UAM- Iztapalapa, edificio W planta baja.

Para cada espícula observada, se contabilizaron el número de radios presentes en el sector visible de la superficie. Analizando un promedio de 30 espículas por colonia (11 en total) las micrografías fueron examinadas utilizando el software imageJ 1.53 (2022).

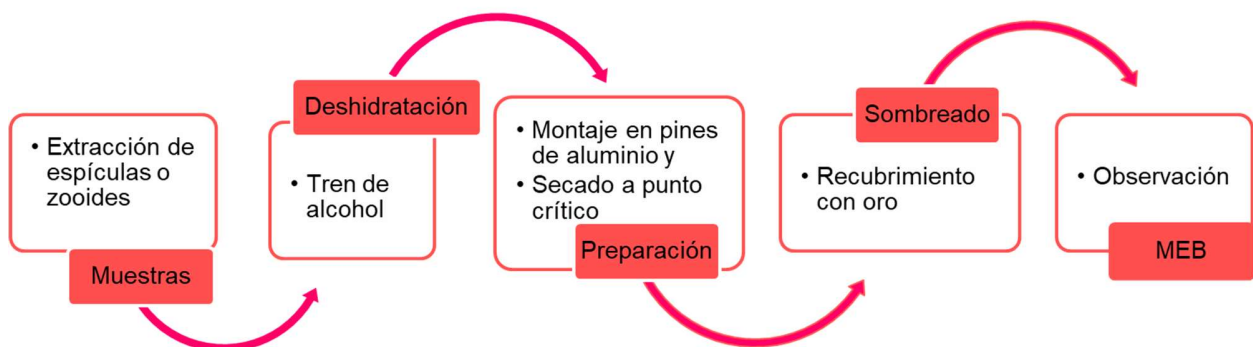


Figura 11. Diagrama de flujo del proceso de observación en Microscopio Electrónico de Barrido.

Cobertura de Corales y Ascidas.

A partir de las fotografías y videotransectos se registraron los valores en porcentaje de la cobertura de coral vivo y muerto por cada arrecife, así como el porcentaje de cobertura de *T. solidum* para cada especie de coral, obteniendo así una base de datos, utilizada posteriormente para los análisis estadísticos.

Se analizaron un total de 2,200 fotografías y videotransectos por los tres meses de muestreo; identificando cada especie coralina con cobertura a través de claves de identificación taxonómica y los artículos científicos mencionados anteriormente.

Análisis estadísticos

En función de la base de datos, se realizaron pruebas de inferencia estadística para comparación de medias, con el fin de analizar los principales patrones de comportamiento y variabilidad temporal (entre meses) de los factores fisicoquímicos (profundidad, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH) y sedimentarios (textura de sedimentos, contenido de CO y CaCO₃). Los resultados se representaron con gráficos de líneas y barras utilizando el programa Excel 365 (2013).

Para la comparación del porcentaje de cobertura de *T. solidum* entre las diferentes especies de corales; se aplicó un análisis de varianza de una vía "F" (ANOVA) si se cumplían los supuestos subyacentes (normalidad y homocedasticidad), de no ser así se utilizó el equivalente análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis con un nivel de

significancia de 95% ($p < 0.05$) -H- (Zar, 1999). Estos análisis se realizaron con el programa estadístico NCSS (2020).

Para determinar si existía relación entre las variables ambientales y sedimentarias con *T. solidum* se realizaron correlaciones simples, evaluando previamente los supuestos paramétricos. Si los supuestos se cumplían se aplicó la correlación de Pearson (r), y si no, la correlación de Spearman (r_s) (Zar, 2010) empleando el programa estadístico NCSS (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VARIABLES AMBIENTALES

Profundidad

Con relación a la variación temporal de la profundidad de muestreo en todos los arrecifes del PNAC, durante octubre (2018) se observó un promedio de 14.5 m (8-26 m) en noviembre (2018) fue de 18 m (7-27 m) y en julio (2019) de 22.3 m (18-25 m), existiendo diferencias significativas entre meses ($F= 3.79$; $p= 0.033$; Fig. 12).

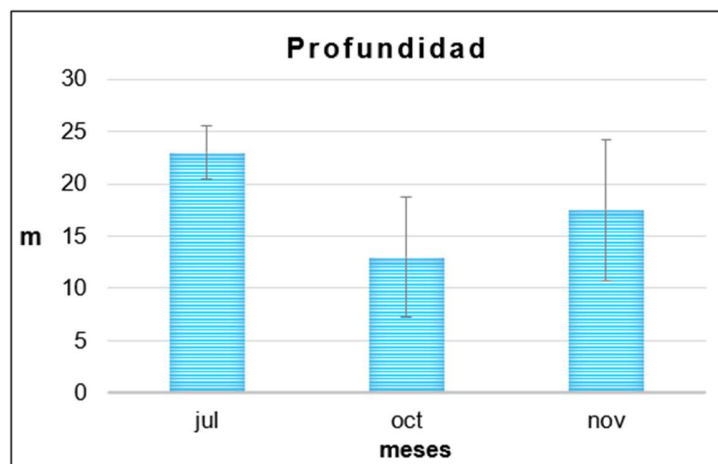


Figura 12. Valores promedio y desviación estándar de la profundidad por mes de muestreo.

A partir de las profundidades a las que se realizaron los muestreos se observó que, el arrecife más somero para octubre (2018) fue Colombia (10 m); en noviembre (2018) Tunich (10 m); y para julio (2019) el muestreado a menor profundidad fue Tormentos (18 m). Por otra parte, los arrecifes muestreados a mayor profundidad para octubre (2018) y julio (2019) fueron Santa Rosa (26 m y 25 m) y para noviembre (2018) Colombia (27 m) (Fig. 13).

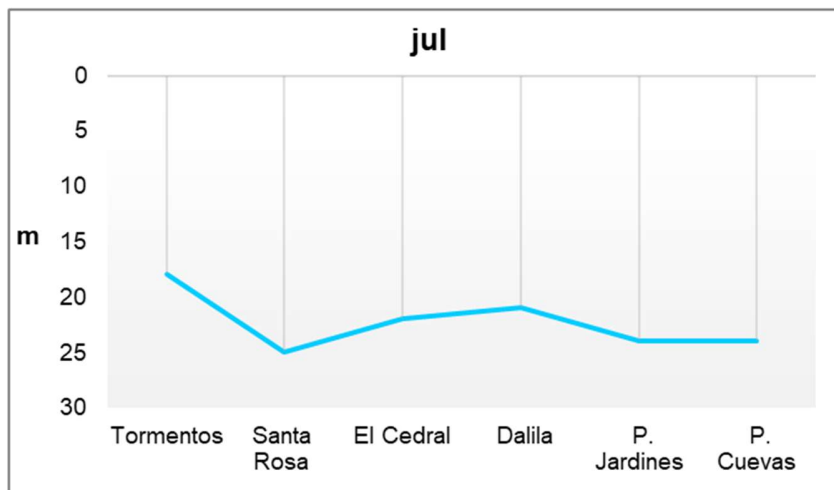
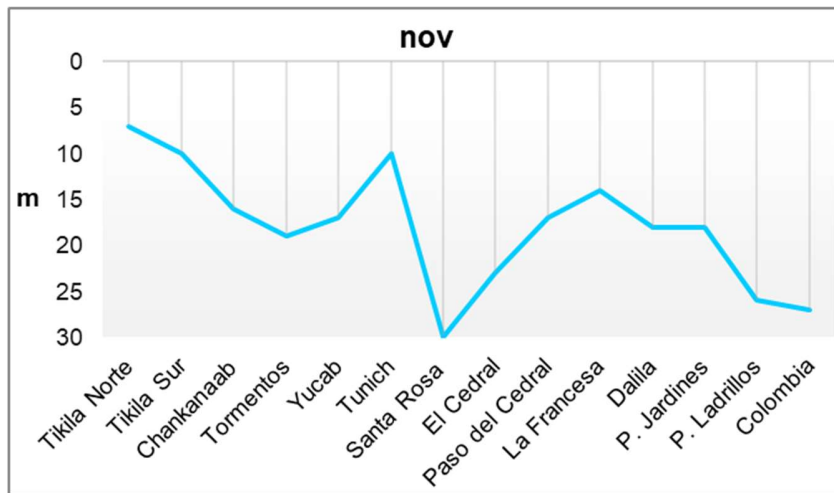
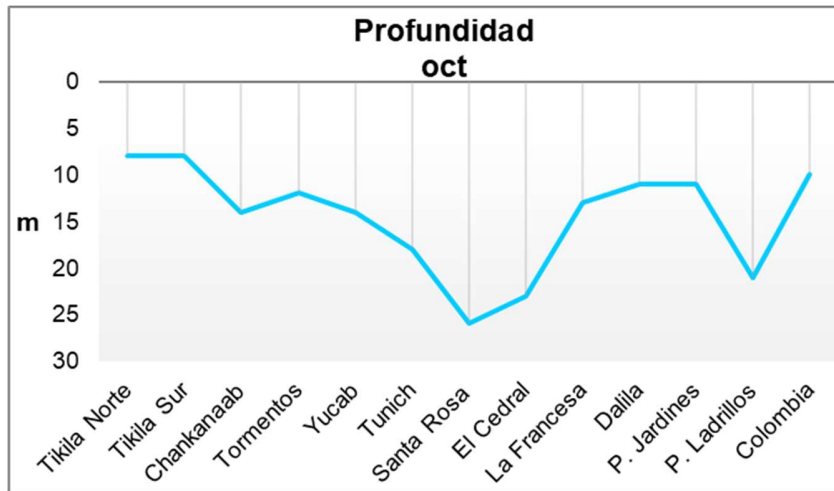


Figura 13. Profundidad en los arrecifes del PNAC.

Estas variaciones podrían explicarse, en gran medida, por el hecho de que julio coincide con el periodo climático de lluvias (Díaz-Ruíz y Aguirre-León, 1993). Durante este período, la precipitación se incrementa, lo que conlleva a mayores descargas de agua en las áreas arrecifales y con ello un aumento en el nivel del mar (Sorokin, 1995).

En general los arrecifes del PNAC se encuentran a profundidades variables, puesto que incluyen arrecifes de pared, los cuales pueden alcanzar profundidades de hasta 400 m (Ardisson *et al.* 2011); como es el caso de los arrecifes Santa Rosa y Colombia, por lo que se lograron muestrear a profundidades de 25 a 30 m. Además, las fluctuaciones en la profundidad de los arrecifes están influenciadas por la topografía marina, como por las oscilaciones en el nivel del mar, derivadas de las mareas y las corrientes (Sorokin, 1995). Respecto a la influencia de la topografía marina en la profundidad, Muckelbauer (1990) determinó que en la isla de Cozumel existe una plataforma insular estrecha que está claramente dividida en terrazas y escalones, las cuales son plataformas de abrasión del Holoceno. Esta plataforma de abrasión del Holoceno se encuentra en el margen occidental y terminan a profundidades entre 20 y 30 m, dando paso al talud insular que se precipita a una pendiente cercana a la vertical, con profundidades mayores de 400 m. Por otro lado, Carabias (1998) menciona que en muchas partes del lado Oeste de la isla, se presenta una cresta masiva de 1 a 5 m de altura a lo largo del borde, atravesada por canales profundos, como el canal de Cozumel, un pasaje de 18 km de ancho, 50 km de largo y 400 m de profundidad (Cetina *et al.*, 2006). Esto podría explicar las

oscilaciones de profundidad en los diferentes arrecifes muestreados, ya que estos se encuentran en este lado de la isla y tanto Santa Rosa como Colombia son arrecifes de pared con características similares a las mencionadas.

La profundidad tiene un papel importante en los arrecifes de coral, ya que la energía y la materia se transfieren de manera más rápida a través de una columna de agua poco profunda (<1 m) en comparación con una columna de agua más profunda (2–5 m). Esto conlleva a respuestas físicas, químicas y biológicas rápidas e intensas. La mayoría de los procesos físicos y biológicos dominantes en los sistemas costeros, como la luz, las mareas, las olas y la turbulencia, están fuertemente influenciados por la altura de la columna de agua (Guadayol *et al.*, 2014). Por lo tanto, es de suma importancia monitorear las fluctuaciones ambientales en estos ecosistemas, dado que se ubican en una zona que se encuentra en los límites del océano, la tierra y la atmósfera, lo que los hace susceptibles a una amplia gama de fluctuaciones (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Temperatura

Respecto a la variación temporal de la temperatura, para octubre (2018) se registró un promedio de 29.5°C (28-31°C); en noviembre (2018) este fue de 28°C (27-29°C) y en julio (2019), alcanzó un promedio de 30.3°C (29-31°C). Existiendo diferencias significativas entre meses ($H= 22.91$; $p= 0.00001$; Fig. 14).

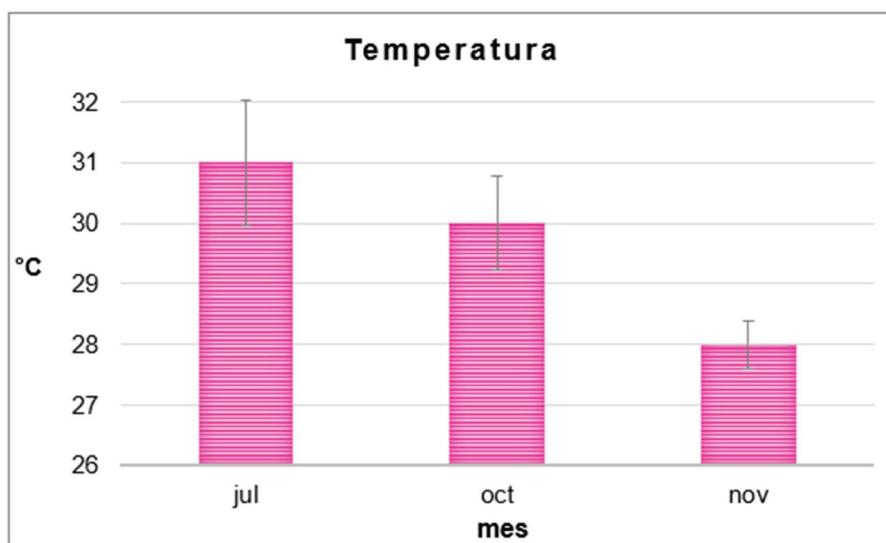


Figura 14. Valores promedio y desviación estándar de la temperatura por mes de muestreo.

Durante octubre (2018) el arrecife con la temperatura mínima fue El Cedral (28°C) y la máxima se registró en el arrecife Palancar Jardines (31°C); para noviembre (2018), el arrecife Chankanaab mostró el valor mínimo (27°C) y el arrecife Dalila el valor máximo (29°C); en cuanto al mes de julio (2019), los arrecifes con la temperatura mínima fueron Santa Rosa y El Cedral (29°C), mientras que Tormentos, Dalila, P. Cuevas y P. Jardines presentaron la temperatura máximo con 31°C (Fig. 15).

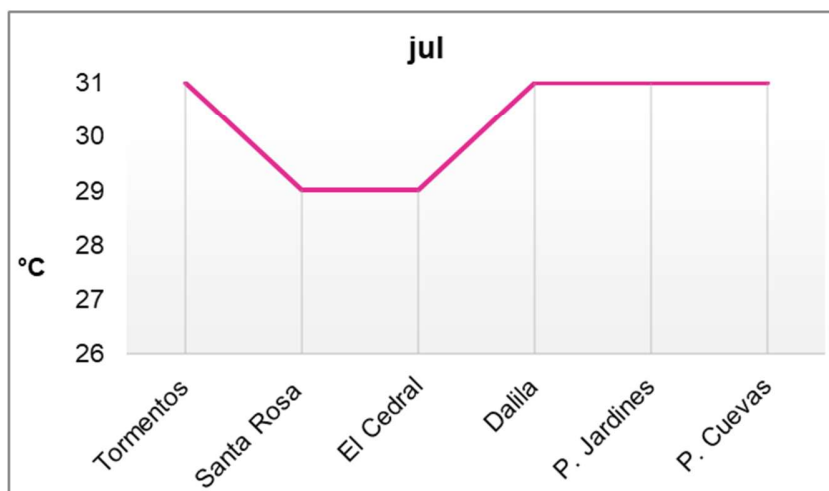
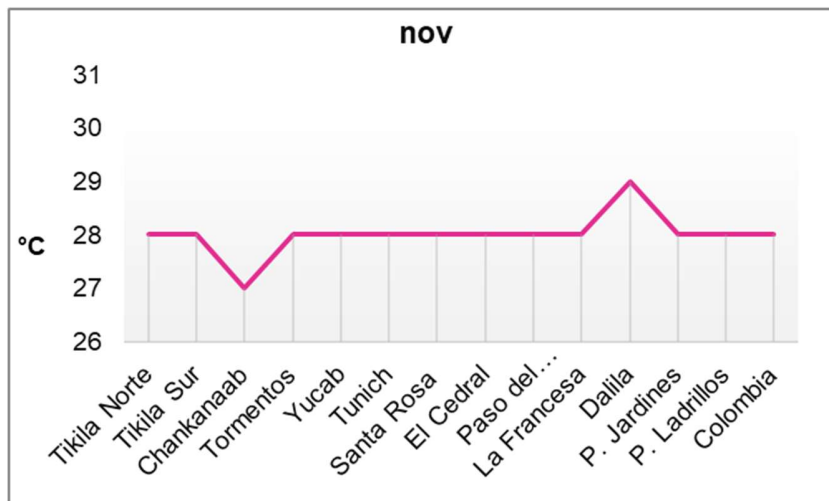
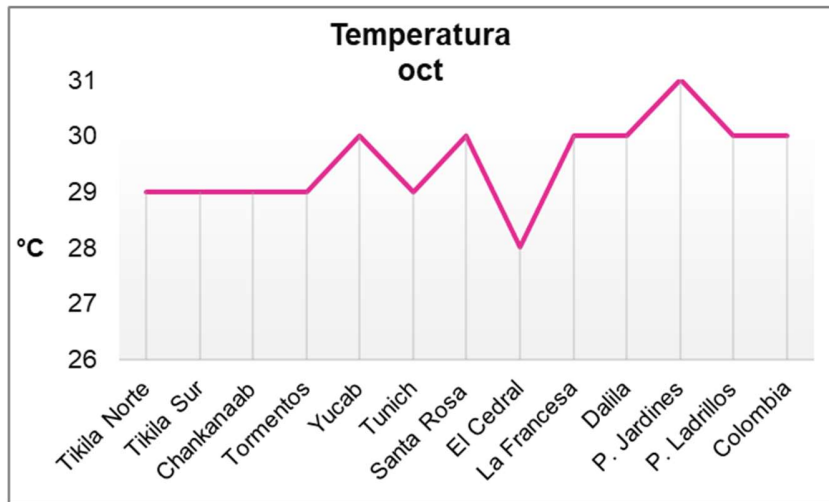


Figura 15. Temperatura en los arrecifes del PNAC.

La isla Cozumel está situada en una región tropical de México, rodeada por aguas cálidas del mar Caribe (Orellana *et al.*, 2007), debido a esto la temperatura del agua oscila dentro de los intervalos mencionados anteriormente, en este sentido y de acuerdo con los datos históricos meteorológicos (Weatherspark, 2018 y 2019) proporcionados por la estación meteorológica del Aeropuerto Internacional de Cozumel, para octubre y noviembre la temperatura del agua en los arrecifes mantuvo una relación estrecha con la temperatura del ambiente, alcanzando valores mínimos de 21°C y máximos de 31°C en octubre y valores mínimos de 20°C y máximos de 29°C para noviembre; en general esto se vió reflejado en un mayor porcentaje de nubosidad presente en el mes de noviembre (65%), en contraste con el mes de octubre (48%), influyendo en la diferencia de temperaturas, reportadas estadísticamente ($p= 0.00001$) (Weatherspark, 2019).

La temperatura promedio más baja registrada, fue durante el mes de noviembre (28°C), coincidiendo con lo reportado por Carriquiry *et al.* (2017) para el mismo mes en 2011 en los arrecifes del PNAC, donde se observó una temperatura promedio de (26.5°C) identificando este mes con las temperaturas más bajas reportadas para el PNAC en ambos estudios. A finales de verano y principios de otoño la zona está altamente influenciada por los frentes fríos (nortes), caracterizándose por presentar cambios en el estado del tiempo a vientos muy fuertes, abatimiento de temperatura y eventuales lluvias en ocasiones intensas, Ocasionando una disminución en la temperatura del agua y del ambiente (Orellana *et al.*, 2003).

La temperatura del mes de julio fue determinada como la más alta, esto se debe a que a mediados del verano los vientos alisios son debilitados, causando una merma en la lluvia de verano, a la que se denomina sequía intraestival o canícula (Mosiño y García, 1974; Orellana *et al.*, 2007).

En la tabla 2 se observan los promedios de la temperatura superficial del mar en arrecifes del Caribe, en donde Guan *et al.* (2015) reportó a nivel global temperaturas dentro de las cuales se encuentran algunos intervalos cuantificados para este estudio, a excepción del mes de julio (2019), el cual está rebasando la temperatura umbral del blanqueamiento en los corales (29°C) (Kleypas *et al.*, 2001). De acuerdo con Carriquiry *et al.* (2017) se han reportado temperaturas de hasta 35°C en los arrecifes del PNAC en el año 2012. Coincidiendo con lo reportado por Alcérreca *et al.* (2019) en el canal de Cozumel donde también informaron temperaturas levemente superiores a las observadas en esta investigación. Ellos al igual que Archer *et al.* (2004), Brown *et al.* (2019) y Cruz-Martínez (2021) aseguran que los cambios mantenidos en la temperatura oceánica por largos períodos de tiempo son capaces de alterar irreversiblemente los ciclos biogeoquímicos de carbono y oxígeno, así como los ciclos vitales para los procesos biológicos de organismos coralinos, afectando el mutualismo con algas zooxantelas, dando como resultado ritmos más acelerados de blanqueamiento coralino. Llevando a la muerte grandes extensiones de arrecifes, derivadas del incremento en la temperatura media del océano. En arrecifes de Colombia González y Hurtado (2012) registraron temperaturas de 26 a 29.5°C, similares a las de este estudio. En Jamaica, Duckworth *et al.* (2012) también

establecieron intervalos de temperatura semejantes a los aquí mencionados con hasta 31°C, indicando que la exposición a temperaturas extremas durante un tiempo suficientemente prolongado induce blanqueamiento provocando mortalidad coralina (Glynn, 1993; O’Farrell y Day, 2006). En Puerto Morelos Álvarez *et al.* (2009) obtuvieron temperaturas ligeramente más bajas (1°C menores a las reportadas por este estudio), al encontrarse en una zona cercana a la de este estudio nos puede dar indicios de cómo la temperatura del mar ha incrementado en tan sólo 13 años. Así mismo, diversos estudios han demostrado que, en las últimas dos décadas, se ha incrementado la mortandad de los corales, como resultado del cambio climático global (Kleypas *et al.*, 2001; Hughes *et al.*, 2003; Torres y Calva, 2011; Romero-Rodríguez *et al.*, 2014; Guan *et al.*, 2015).

Tabla 2. Tabla comparativa de temperaturas del agua de mar en arrecifes coralinos del Caribe.

Variable	Intervalos y promedios	Localidad	Referencia
Temperatura (°C)	29.3 (28.4 – 31.7)	Canal de Cozumel	Alcérreca <i>et al.</i> (2019)
	28.38 (25.1 – 35.4)	PNAC	Carriquiry <i>et al.</i> (2017)
	25.6 (21.7 - 29.6)	*Global	Guan <i>et al.</i> (2015)
	27.7 (26 – 29.5)	Colombia	González y Hurtado (2012)
	(28 – 31)	Jamaica	Duckworth <i>et al.</i> (2012)
	28.1 (26.3 – 30.2)	Puerto Morelos	Álvarez <i>et al.</i> (2009)
	29 (27 - 31)	PNAC	Este estudio

*Global= excepto corales de aguas profundas y frías.

Salinidad

Con relación a los niveles de salinidad, en octubre (2018) el promedio fue de 33.9 UPS (33-35 UPS), en noviembre (2018) fue de 35.3 UPS (33-36 UPS) y finalmente, en julio (2019) fue de 34.6 UPS (34-35 UPS), mostrando diferencias significativas entre meses ($H= 15.84$; $p= 0.0003$; Fig. 16)

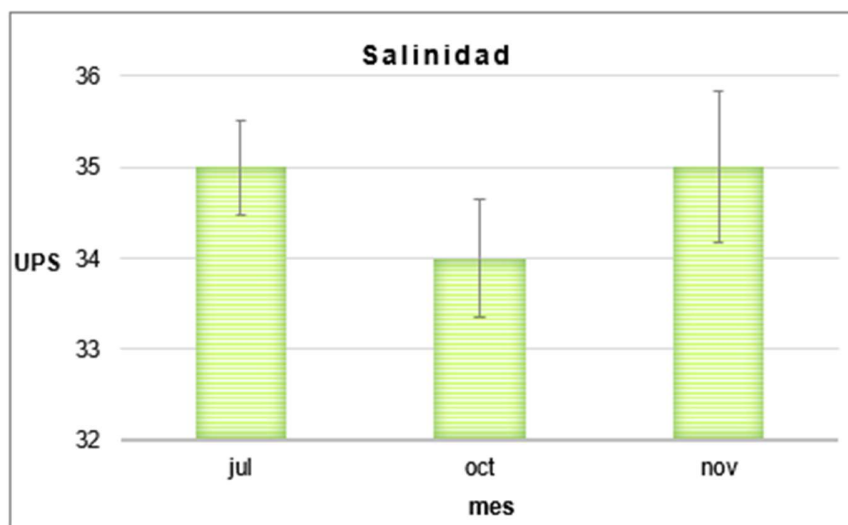


Figura 16. Valores promedio y desviación estándar de la salinidad por mes de muestreo.

En octubre (2018) los arrecifes con el valor mínimo fueron Chankanaab, Yucab y Tunich (33 UPS), los arrecifes con el valor máximo fueron Tormentos y Dalila (35 UPS). En noviembre (2018), el arrecife Palancar Ladrillos tuvo el valor más bajo (33 UPS) y los arrecifes Tikila Norte, Tikila Sur, Chankanaab, Yucab, Tunich y Santa Rosa los valores máximos (36 UPS). En julio (2019) los arrecifes Santa Rosa y El Cedral mostraron el valor mínimo (34 UPS) y el resto de los arrecifes el valor máximo (35 UPS; Fig. 17).

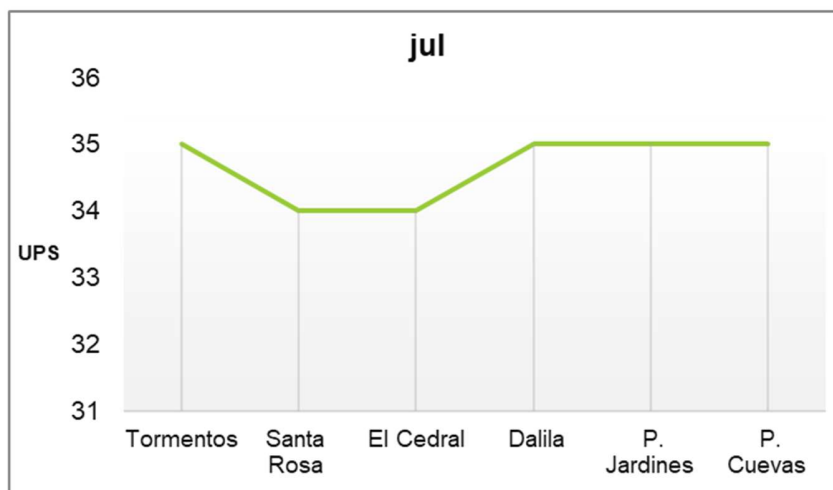
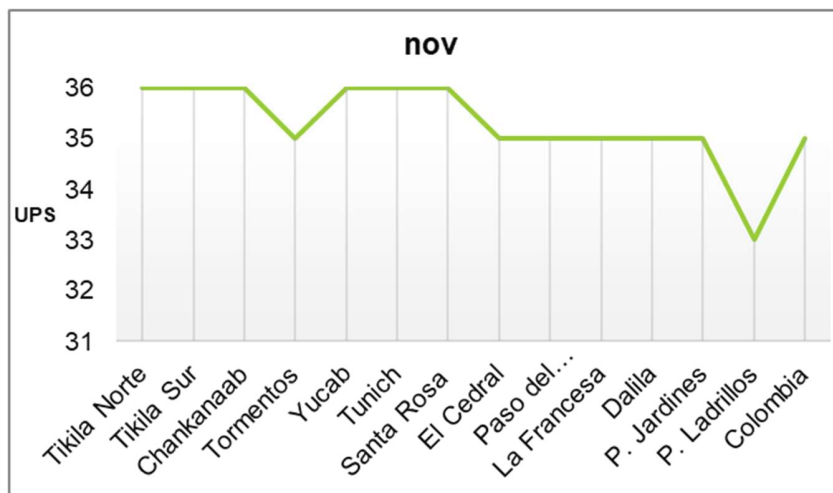
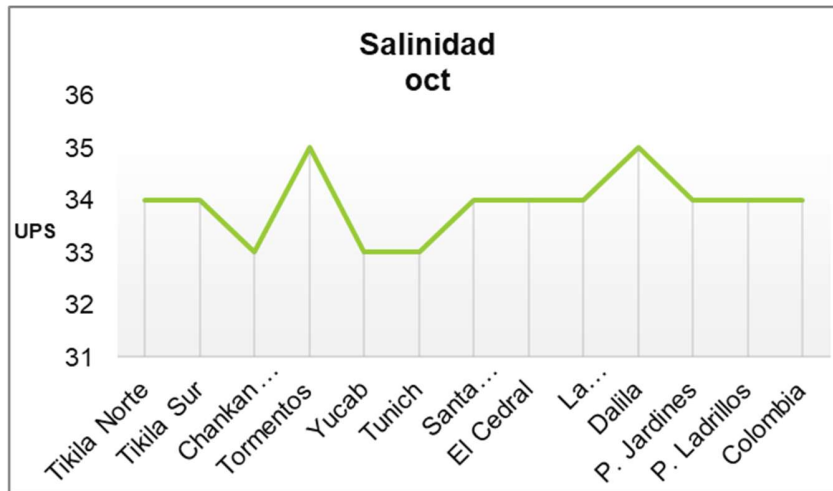


Figura 17. Salinidad en los arrecifes del PNAC.

La salinidad mostró pequeñas variaciones entre los distintos meses de muestreo, debido a que la salinidad en aguas arrecifales está controlada por varios factores como la evaporación, su mezcla con el agua dulce durante el periodo de lluvias, así como por mareas y corrientes (Sorokin, 1995). Durante el mes de noviembre se determinaron los valores más altos de salinidad (35.3 UPS) y de acuerdo con los datos históricos meteorológicos (Weatherspark, 2018 y 2019) se registró una precipitación de 87 mm, la cual fue la más baja de los tres meses de muestreo, en comparación con julio (2019) (92 mm) y octubre (2018) (140 mm). Demostrando una relación inversamente proporcional, donde el aumento de la lluvia disminuye la salinidad y viceversa, coincidiendo con lo reportado por Wolanski y van Senden (1983) en la Gran Barrera Arrecifal de Australia. La mayor salinidad determinada en noviembre también podría haber sido influenciada por la corriente del Caribe, que provoca la formación de pozas de agua fría y caliente en el Golfo de México, causando los vientos del Norte (de noviembre a marzo), que pueden disminuir la temperatura y crear agua más densa (aumentando la salinidad) y provocando el flujo de las corrientes marinas (Sandoval-Vizcaíno, 2007). Esto se confirmó en noviembre, donde se encontró una correlación negativa significativa entre la salinidad y la temperatura ($r=-0.56$ $p=0.002$), observando en este mes la temperatura más baja (28°C) y la salinidad más alta (35.3 UPS) de los tres meses de muestreo.

Carrquiry *et al.* (2017) establecieron una salinidad promedio de 36 UPS para el mes de octubre (2014) en el PNAC y de 36.3 UPS para noviembre (2011), observando una ligera variación entre ambos meses, similar a lo reportado en este estudio. Por

otro lado, también indicaron los valores de salinidad más bajos para los arrecifes coralinos del PNAC (ver tabla 3). En arrecifes de Puerto Morelos Álvarez *et al.* (2009) reportaron una salinidad promedio de 36 UPS encontrándose 2 unidades por encima del promedio reportado en este estudio. En el Caribe mexicano Coles y Jokiel (2018) establecieron salinidades de 34-37 UPS, aseverando que los corales arrecifales pueden encontrarse en una amplia gama de salinidades, sin embargo, la relación simbiótica con las zooxantelas va a ser la responsable de determinar los intervalos de tolerancia. Del mismo modo González y Hurtado (2012) en arrecifes de Colombia indicaron salinidades similares a las obtenidas en la presente investigación con promedios de 35.5 UPS. No obstante, en el Canal de Cozumel (frente a los arrecifes de Cozumel) Alcérreca *et al.* (2019) registraron valores máximos de hasta 39.7 UPS. A nivel global, en arrecifes de aguas tropicales y someras, Guan *et al.* (2015) informaron variaciones de salinidad de hasta 40 UPS, toleradas por organismos coralinos sólo en cortos periodos de tiempo.

Los intervalos de salinidad determinados son característicos de ambientes costeros, que no afectan el crecimiento coralino (Torres y Calva, 2011). Se ha establecido que los corales hermatípicos requieren la salinidad del mar abierto y toleran una variación de 30 a 38 UPS; una salinidad superior a este máximo podría limitar el crecimiento del coral, alterar su función metabólica y la de sus algas simbiontes (Obura, 2009; True, 2012; Romero-Rodríguez *et al.*, 2014). A pesar de la importancia de la salinidad para la osmorregulación y otros procesos fisiológicos en los organismos arrecifales, los efectos de la salinidad en los arrecifes de coral y en los organismos

asociados a estos no se han estudiado a fondo. La falta de atención a un factor físico tan importante se atribuye a que la mayoría de los arrecifes coralinos se encuentran en salinidades relativamente estables, por ello se ha considerado a los corales como organismos altamente estenohalinos con poca capacidad de supervivencia o adaptación a los cambios de salinidad (Coles y Jokiel, 2018).

Tabla 3. Tabla comparativa de salinidad en arrecifes coralinos del Caribe.

Variable	Intervalos y promedios	Localidad	Referencia
Salinidad (UPS)	37 (33.6 – 39.7)	Canal de Cozumel	Alcérreca <i>et al.</i> (2019)
	34.7 – 37	Caribe Mexicano	Coles y Jokiel (2018)
	35.5 (11.2 – 38.3)	PNAC	Carriquiry <i>et al.</i> (2017)
	34.5 (28.7 – 40)	*Global	Guan <i>et al.</i> (2015)
	35.5 (34.7 – 37)	Colombia	González y Hurtado (2012)
	36 (35.1 – 36.3)	Puerto Morelos	Álvarez <i>et al.</i> (2009)
	34.6 (33 - 36)	PNAC	Este estudio

pH

El aumento del dióxido de carbono atmosférico (CO_2) está provocando un aumento de las temperaturas y la acidificación de los océanos (Cyronak *et al.*, 2020). El CO_2 junto con otros gases de efecto invernadero tienen un impacto directo en las condiciones químicas oceánicas. La difusión de estos gases desde la atmósfera al océano (Rérolle *et al.* 2012) hace que reaccionen y se conviertan en ácido carbónico (H_2CO_3), lo que acidifica las aguas marinas y reduce la disponibilidad de carbonato de calcio (CaCO_3). Esto causa estrés y diversas afectaciones en corales y otros organismos afines, impactando principalmente en la construcción de sus esqueletos y otros procesos metabólicos (Comeau *et al.* 2017; Cruz-Martínez, 2021).

En octubre (2018) el pH mostró un promedio de 8.21 (8.1 - 8.3), mientras que noviembre (2018) uno de 8.13 (8 - 8.1), existiendo diferencias significativas entre meses ($H= 14.43$; $p= 0.0001$; Fig. 18).

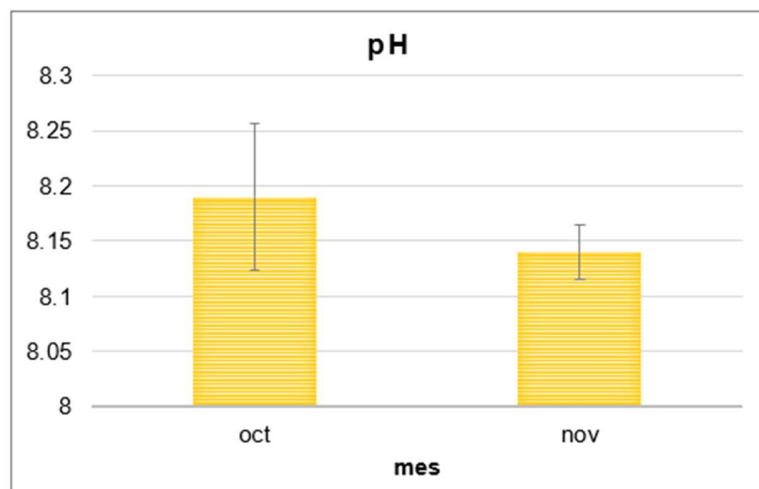


Figura 18. Valores promedio y desviación estándar del pH por mes de muestreo.

El pH en octubre (2018) no experimentó grandes variaciones, mostrando al arrecife Chankanaab con el valor mínimo (8.13) y Palancar Ladrillos con el máximo (8.38). En noviembre (2018) el arrecife Palancar Ladrillos tuvo el valor mínimo de 8 en y el máximo fue de 8.17 en Tikila Sur (Fig. 19).

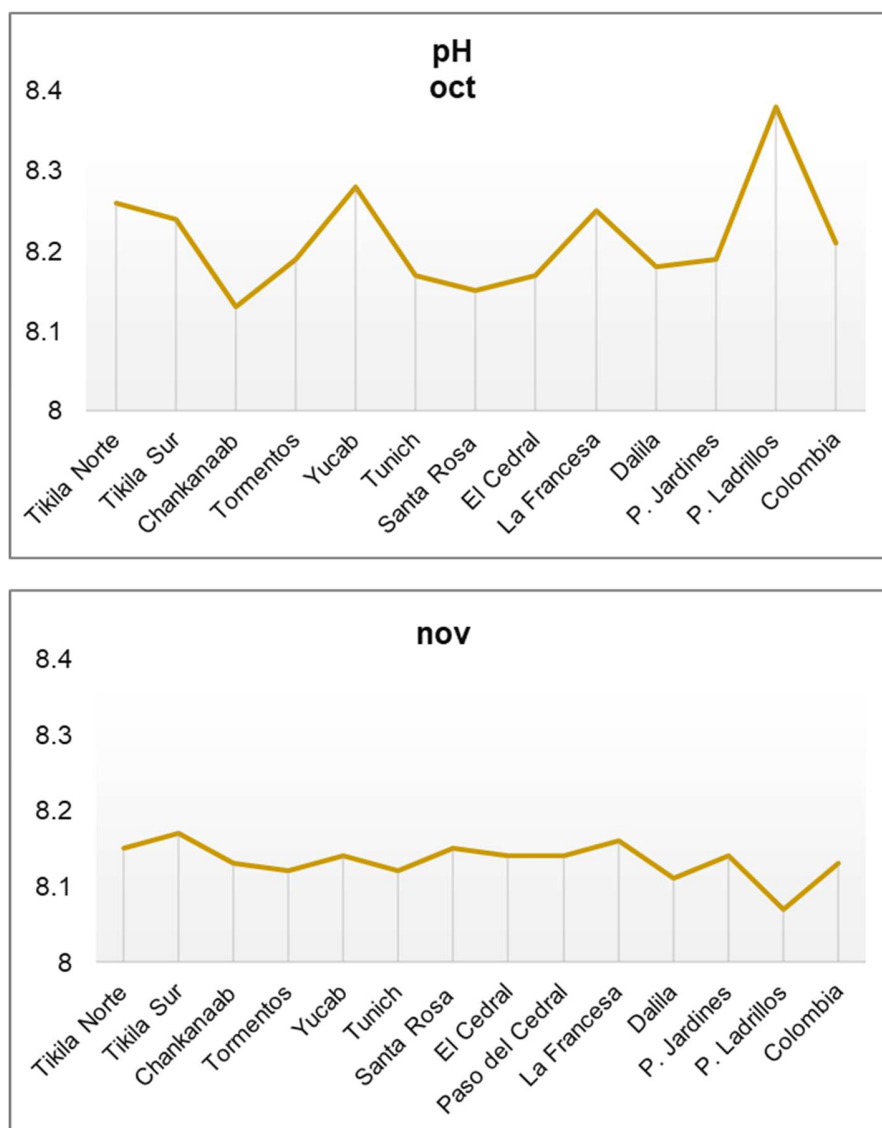


Figura 19. pH en los arrecifes del PNAC.

En aguas marinas el pH es alcalino y presenta un valor promedio de 8.2, mientras que en aguas continentales tiende a valores neutros de 7.0; en ambos meses analizados los valores de pH promedio oscilaron entre 8.1 y 8.2. Coincidiendo con los valores establecidos por Kleypas *et al.* (2001), como las condiciones normales del agua en arrecifes de mares tropicales (8 a 8.2). Duckworth *et al.* (2012) en arrecifes de Jamaica reportaron valores ligeramente más bajos (ácidos) a los de la presente investigación, con intervalos de 7.8 a 8.1, estos autores indican que el agua más cálida y ácida resultante del aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, afectará a los organismos de los arrecifes coralinos. Torres y Calva (2012) en arrecifes de Mahahual registraron valores más altos que los obtenidos en este estudio (8.3 a 8.6), lo cual estuvo influenciado por el sistema $\text{CO}_2\text{-CaCO}_3$, no observado en esta investigación. De igual manera, Torres y Calva (2011) documentaron valores de pH mayores en la Costa Maya (8.1 - 8.9) superando los intervalos reportados aquí, dichos autores indican que el descenso de pH (de sólo 0.1 unidades) genera reducción en la calcificación de organismos carbonatados. En la laguna arrecifal Yalahau, Tran *et al.* (2002) obtuvieron un promedio de 7.9, ligeramente más bajo que lo reportado aquí, posiblemente debido a la entrada de agua dulce al sistema. Por otra parte, Cyronak *et al.* (2020) establecieron intervalos de valores similares en arrecifes de Bocas del Toro, Panamá; no obstante, sus variaciones estuvieron relacionadas con la profundidad, el momento del día en que se realizó el muestreo (día o noche) y el metabolismo de los arrecifes, ya que se sabe que esto provoca cambios a corto plazo en el pH del agua de mar (Gattuso *et al.* 1999) (ver Tabla 2).

Las fluctuaciones del pH observadas entre los meses de muestreo fueron sutiles y relativamente estables a lo largo del tiempo. Se observaron valores ligeramente más bajos en noviembre (8.1), que en octubre (8.2). Tales diferencias estuvieron relacionadas con las altas tasas metabólicas de las comunidades presentes en los arrecifes (el equilibrio de la fotosíntesis, respiración, calcificación y disolución de CaCO_3), así como con los procesos biogeoquímicos (Cyronak *et al.*, 2018). Los procesos metabólicos en el arrecife ocurren cuando la fotosíntesis consume CO_2 , lo que provoca una disminución de la concentración de H^+ , en consecuencia, aumenta el pH. Por el contrario, la respiración aumenta la concentración de H^+ y da lugar a que el pH disminuya (Rodríguez-Muñoz, 2009; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014). Esto se confirmó con los resultados obtenidos en este estudio, debido a que, el promedio de pH fue menor (8.1) en noviembre (2018), al igual que la concentración de oxígeno disuelto (6.19 mg/L), lo cual indica que posiblemente la respiración fue mayor en este mes, ocasionando la disminución del pH. Según Sawyer y McCarty (1978), el contenido de oxígeno disuelto en cuerpos de agua puede disminuir significativamente por efecto de la respiración. De acuerdo con Cyronak *et al.* (2020), los procesos biogeoquímicos en el ecosistema arrecifal también influyen en las variaciones del pH. Un ejemplo de esto es la temperatura, ya que dichos autores mostraron resultados indicando una relación inversamente proporcional entre la temperatura y el pH (a mayor temperatura incrementa y a menor disminuye). Esta relación también se corroboró en las Bermudas (Bates *et al.*, 2010) y Florida (Muehlehner *et al.*, 2016), así como en este estudio, donde se observó la menor temperatura en el mes de noviembre (28°C) y el pH más bajo también se registró durante este mes; aunado a

esto, el porcentaje de CaCO₃ registrado en este mes fue ligeramente mayor (95.8%) que el registrado para el mes de octubre. Esto podría indicar que la sutil acidez registrada en estos arrecifes durante noviembre influye en la erosión de los organismos con esqueletos carbonatados, pero no hay suficiente acidificación marina, para disolver el carbonato en el medio. Probablemente, el CaCO₃ se está precipitando, pero sólo se queda en el sedimento, pues las condiciones no son las adecuadas para que estos organismos las incorporen a sus estructuras (Jury *et al.*, 2013; Shaw *et al.*, 2013). El metabolismo del arrecife es el impulsor predominante de las fluctuaciones a corto plazo observadas en este estudio (Cyronak *et al.*, 2018). Aunque los resultados reportados aquí son característicos de zonas carbonatadas (Caldeira y Wickett, 2003; Olsen *et al.*, 2006) es importante seguir documentando y monitoreando la variabilidad temporal y espacial del pH para mejorar nuestra comprensión de la susceptibilidad arrecifal ante la futura acidificación de los océano

Tabla 4. Tabla comparativa de pH en arrecifes coralinos del Caribe.

Variable	Intervalos y promedios	Localidad	Referencia
pH	7.9	Laguna Yalahau	Tran <i>et al.</i> (2002)
	7.95 - 8.08	Panamá	Cynorak <i>et al.</i> (2020)
	7.9 (7.8 – 8.1)	Jamaica	Duckworth <i>et al.</i> (2012)
	8.4 (8.3 – 8.6)	Mahahual	Torres y Calva (2012)
	8.5 (8.1 – 8.9)	Costa Maya	Torres y Calva (2011)
	8.1 (8 – 8.2)	Mares tropicales	Kleypas <i>et al.</i> (2001)
	8.1 (8 - 8.3)	PNAC	Este estudio

Oxígeno Disuelto (OD)

En cuanto al OD en noviembre (2018), se registró una concentración promedio de 6.19mg/L (5.2-6.5mg/L), en julio (2019) fue de 6.32mg/L (6.2-6.7mg/L) (Fig. 20), el análisis estadístico no reveló diferencias significativas ($p>0.05$) en la concentración de OD entre ambos meses analizados.

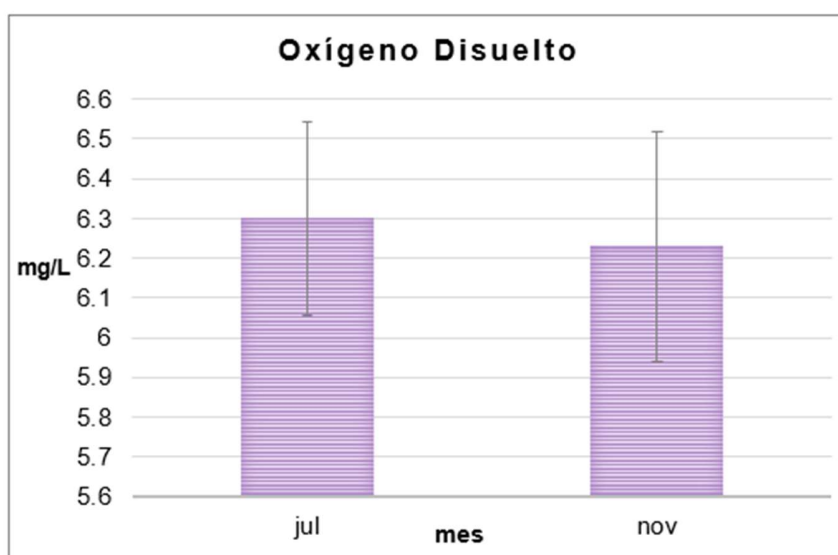


Figura 20. Valores promedio y desviación estándar del Oxígeno Disuelto por mes de muestreo.

En noviembre (2018) el arrecife Colombia mostró el valor mínimo de OD, con una concentración de (5.27 mg/L) y Dalila el máximo (6.51 mg/L). En julio (2019), Tormentos tuvo la concentración mínima de 6.22 mg/L y Dalila la máxima, con 6.75 mg/L (Fig. 21).

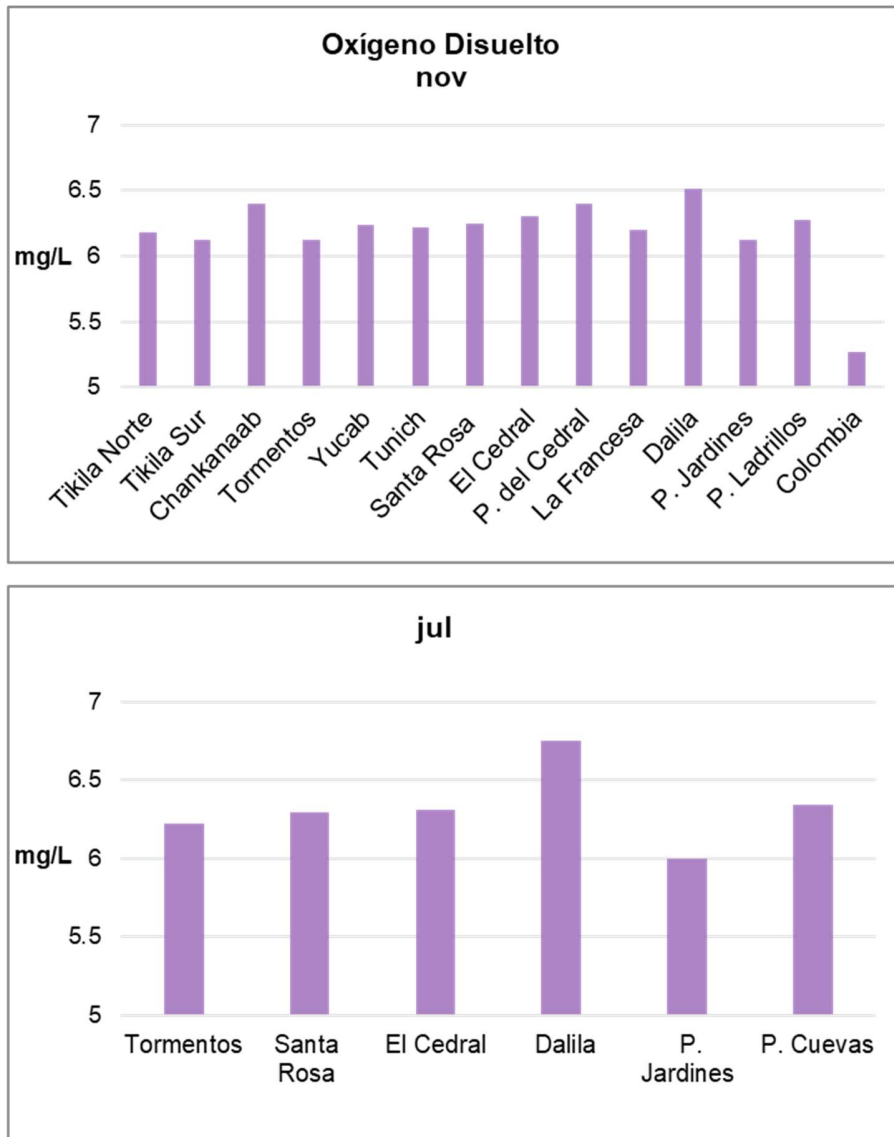


Figura 21. Oxígeno disuelto en los arrecifes del PNAC.

En los arrecifes del PNAC el contenido de OD no experimentó variaciones significativas entre los meses, ya que la menor concentración se registró en noviembre con 6.1 mg/L y en julio se observó la concentración más alta con 6.3 mg/L. En contraste, Palacios y Argáez (1979) registraron valores de OD muy bajos

para el este de Yucatán (de isla Mujeres a isla Cozumel con 4.1 mg/L), los cuales no coincidieron con lo obtenido en este estudio, dichos autores mencionan que el papel del estrés por oxígeno en los arrecifes también debería considerarse en estudios futuros y que la hipoxia debe ser relacionada con el blanqueamiento coralino. Para la Costa Maya, Torres y Calva (2011) observaron valores mayores que los obtenidos en la presente investigación (7.2 mg/L en promedio) los resultados reportados por dichos autores estuvieron relacionados con el paso del huracán Dean, puesto que este tipo de eventos climáticos tienden a oxigenar la columna de agua. Carriquiry *et al.* (2017) en los arrecifes del PNAC establecieron un promedio de 6.2 mg/L, coincidiendo con los resultados de este estudio, estos valores indican que la producción de oxígeno en el PNAC ha sido relativamente constante a lo largo del tiempo y denotan una buena calidad del agua. En arrecifes de Panamá, Johnson *et al.* (2021) documentaron condiciones hipóxicas (ver tabla 5), a diferencia de los intervalos reportados en este estudio; ellos indican que el bajo contenido de OD estuvo relacionado con un período de baja actividad eólica, temperaturas muy cálidas del agua y altos niveles de eutrofización y contaminación orgánica en la Bahía Almirante. Tran *et al.* (2002) establecieron los valores más bajos de OD en la Laguna Yalahau de Holbox (con 3.8 mg/L), los autores sugieren que al ser un sitio semi cerrado la entrada de agua y producción de oxígeno es escasa, ocasionando mayor consumo de oxígeno del que se produce; estos valores se catalogan como hipoxia y ponen en grave peligro la vida de los organismos acuáticos que se encuentran en estos hábitats (Nelson y Altieri, 2019).

En esta investigación, no se observaron valores tan bajos de OD que pongan en peligro el ecosistema. A pesar de ello, es importante seguir monitoreando la zona de estudio para cuantificar la disponibilidad de oxígeno en los arrecifes y continuar con la conservación de la biodiversidad (Wild *et al.*, 2010). Por otra parte, se observó un mayor contenido de OD en el arrecife Dalila para ambos meses de muestreo, lo que indica que la producción de oxígeno (fotosíntesis) predomina sobre el consumo de este (respiración y/o descomposición bacteriana de la materia orgánica). Nuestros resultados muestran un mayor contenido de OD en el mes de Julio, lo cual se relaciona con la abundancia de lluvias durante este mes, en comparación con el mes de noviembre (Weatherspark, 2018 y 2019). Además, las corrientes y el flujo de las mareas también afectan el oxígeno disuelto en los arrecifes (Kraines *et al.* 1996), ya que la disponibilidad de oxígeno puede limitar directa o indirectamente la respiración, la fotosíntesis y la calcificación en los corales. Por otra parte, Altieri *et al.* (2017) reportaron blanqueamiento coralino cuando se registraron valores de hipoxia.

A escala de arrecife, las concentraciones de Oxígeno disuelto suelen oscilar entre (3.4 – 13.6 mg/L a 27 °C). Los valores se clasifican en: hipoxia (2.8 mg/L), anoxia (agotamiento completo de oxígeno, 0 mg/L), hiperoxia (exceso de oxígeno, 6.8 mg/L a 27 °C) y normoxia (se refiere al intervalo de condiciones de oxígeno entre la hipoxia y la hiperoxia). Tanto la hipoxia como la hiperoxia pueden actuar como factores de estrés en los arrecifes (Nelson y Altieri, 2019). De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, la concentración de OD en los arrecifes del PNAC se

encuentra dentro del intervalo de normoxia, lo que indica que existen condiciones adecuadas para la gran mayoría de las especies coralinas (Torres y Calva, 2011).

Muy pocos estudios han cuantificado la disponibilidad del oxígeno *in situ* en los ecosistemas arrecifales (Wild *et al.*, 2010). Los valores aquí informados están en consonancia con la literatura sobre arrecifes de la Gran Barrera Arrecifal de Australia (Nelson y Altieri, 2019; Johnson *et al.*, 2021). Aun así, se recomienda seguir monitoreando la zona de estudio para evaluar el impacto de las actividades humanas, así como para determinar si existe alguna disminución de la concentración de OD en el futuro debido al cambio climático; ya que, es bien sabido que este es un factor fisicoquímico limitante para el desarrollo y los procesos fisiológicos primarios de los organismos arrecifales; así como, para la construcción de esqueletos de carbonato de calcio (CaCO₃), puesto que también funciona como un regulador del pH marino, incluso el cambio en los niveles de oxígeno disuelto genera cambios sucesionales y de organización en los arrecifes de coral (Wijgerde *et al.* 2014; Cruz-Martínez, 2021).

Tabla 5. Tabla comparativa de Oxígeno Disuelto en arrecifes coralinos del Caribe.			
Variable	Intervalos	Localidad	Referencia
OD (mg/L)	3.8 (1.5 – 6.3)	Laguna Yalahau Holbox	Tran <i>et al.</i> (2002)
	4.2 (3.5 – 4.6)	Este de Yucatán	Palacios y Argáez (1979)
	7.2 (5.9 – 9)	Costa Maya	Torres y Calva (2011)
	6.2 (2.1 – 9.6)	PNAC	Carriquiry <i>et al.</i> (2017)
	5.9 (5.4-6.5)	Panamá	Johnson <i>et al.</i> (2021)
	6.22 (5.2 - 6.5)	PNAC	Este estudio

En general, las variables ambientales determinadas en la columna de agua que presentaron diferencias entre meses fueron la profundidad, la temperatura, la salinidad y el pH. Estas diferencias se observaron en los tres meses analizados, se atribuyen a las diferentes épocas climáticas, ya que tanto octubre como noviembre son considerados meses de “nortes” mientras que julio época de “lluvias” (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Niño-Torres, 2020). Tales diferencias concuerdan con lo reportado por Carriquiry *et al.* (2017), donde también se observaron ligeras variaciones entre las épocas de muestreo, principalmente en lluvias, debido a que en esta época es frecuente la ocurrencia de canícula (Best *et al.*, 2007).

Los parámetros fisicoquímicos evaluados en este estudio, como la salinidad, pH y OD, se encontraron dentro de la mayoría de los valores reportados por otros estudios

en el Caribe, excepto la temperatura, que se ha encontrado excediendo el umbral de blanqueamiento coralino, poniendo en peligro al ecosistema (Kleypas *et al.*, 1999a; Couce *et al.*, 2012; Freeman *et al.*, 2013). Esto indica que los arrecifes del PNAC se encuentran en un estado intermitente entre una buena y una deficiente salud arrecifal. Dado que se trata de un sistema altamente frágil y complejo en donde todo está interconectado, si una parte de él comienza a presentar cambios, todo el ecosistema lo hará. Por lo tanto, el calentamiento global, la acidificación de los océanos, la eutrofización y otras perturbaciones ambientales, generan consecuencias negativas en los arrecifes, al volver el hábitat inadecuado para los corales (Guan *et al.*, 2015).

En virtud de lo explicado anteriormente, es necesario implementar un programa de monitoreo continuo para evaluar los cambios en las comunidades arrecifales. Esto será esencial para permitir respuestas científicas holísticas que combinen medidas ecológicas, biogeoquímicas y físicas (Orr *et al.*, 2005; Gagliano *et al.*, 2010), que nos ayuden a desarrollar planes de acción de conservación y guiar las decisiones de gestión ambiental a medida que el riesgo de perturbación en los trópicos continúa aumentando (Johnson *et al.*, 2021).

Sedimentos

Textura de sedimentos

La determinación de la textura de los sedimentos y su contenido de CO es primordial en los estudios de los sistemas acuáticos, ya que la composición y tamaño de grano pueden proporcionar información valiosa sobre la fuente, dispersión y acumulación de contaminantes. Se ha demostrado que la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos y metales se correlacionan con ambos; por lo que, estos aspectos se están estudiando cada vez más en el monitoreo del medio acuático (Mear *et al.* 2006).

El análisis granulométrico en los arrecifes del PNAC indicó que para octubre (2018) los sedimentos predominantes fueron las arenas gruesas (28.3%), arenas medias (27.9%) y las arenas finas (27.4%; Fig. 22). En noviembre (2018), los sedimentos más abundantes fueron las arenas medias 47.2%, en menor proporción las arenas finas 21.4% y finalmente las arenas gruesas con 18% (Fig. 23). En cuanto al mes de julio (2019) los sedimentos dominantes fueron las arenas medias 49.4% enseguida las arenas finas 21%, y escasamente las arenas gruesas 15.7%. Cabe mencionar que una parte de las fracciones gruesas estaban conformadas por restos calcáreos, como moluscos, coral y/o macroalgas (Fig. 24). En promedio las texturas que obtuvieron los menores porcentajes, para los tres meses de muestreo fueron el limo grueso (0.42%) y la arena muy fina (0.91%).

La textura sedimentaria en los arrecifes del PNAC estuvo compuesta principalmente por arenas medias y finas en los meses de noviembre (2018) y julio (2019), mientras

que en octubre (2018) se observó un comportamiento más heterogéneo de los sedimentos, con presencia de arenas gruesas y finas. Aunque, las fracciones de arena muy fina y limo grueso estuvieron presentes fueron menos representativas. De acuerdo con Flemming (2000), los sedimentos arenosos denotan depositación bajo condiciones de alta energía, las cuales pueden estar influenciadas por corrientes, altos oleajes y marea, los sedimentos limosos a arcillosos indican que son progresivamente segregados por procesos de depositación en condiciones de poca energía. Lo cual concuerda con los resultados reportados en este estudio; puesto que, las condiciones dinámicas del área son las que determinan la distribución, tamaño y forma de los sedimentos (Castro, 1976) y al encontramos en una zona con alto dinamismo vamos a encontrar altos porcentajes de arenas medias y gruesas; en contraste, con los bajos porcentajes de fracciones de sedimentos más finos.

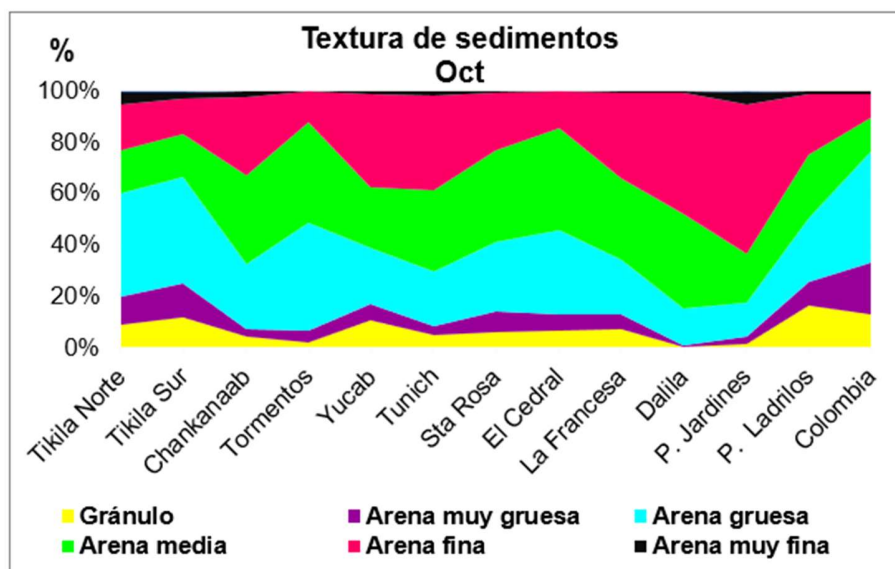


Figura 22. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC octubre (2018).

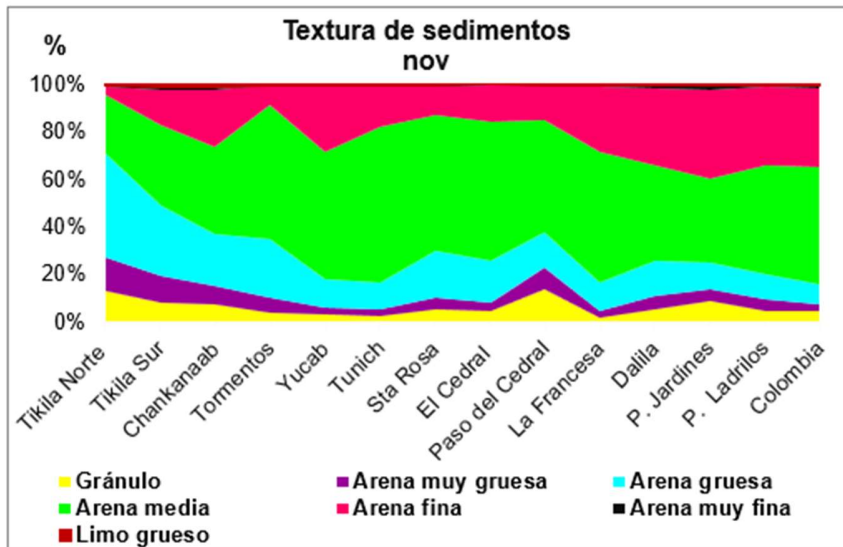


Figura 23. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC noviembre (2018).

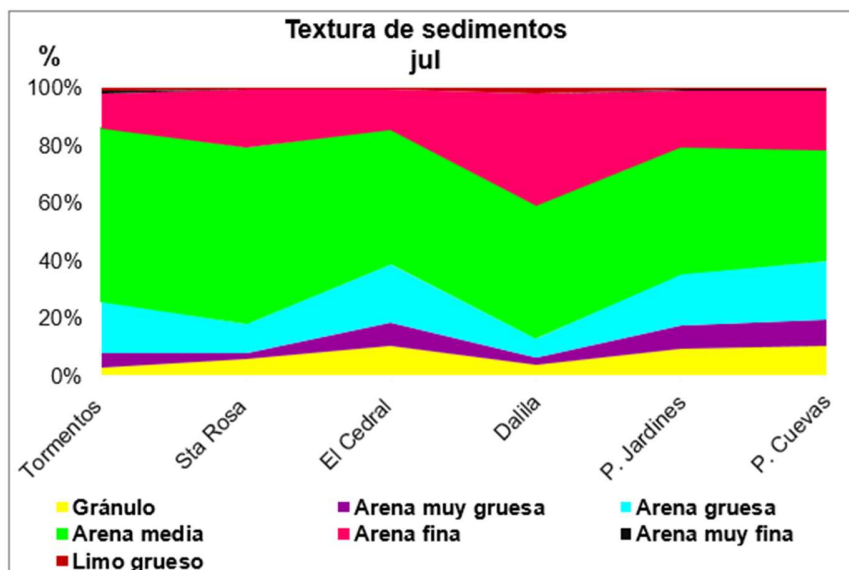


Figura 24. Textura de sedimentos en los arrecifes del PNAC julio (2019).

*Tikila Norte y Tikila Sur no pertenecen al PNAC.

El análisis estadístico reveló diferencias significativas entre la arena gruesa ($H= 9.77$; $p= 0.007$), arena media ($F= 14.51$; $p= 0.00004$), arena muy fina ($H= 7.04$; $p= 0.029$) y en el limo grueso ($H= 8.46$; $p= 0.014$) para los distintos meses de muestreo. Cozumel se encuentra ubicada en medio del paso de la corriente del Golfo, la cual transporta un caudal comparable a la suma de todo el volumen de agua transportada por todos los ríos del planeta, lo que provoca diferencias en el tipo y tamaño de los sedimentos (Sandoval-Vizcaíno, 2007).

Las arenas medias a finas que predominaron en los arrecifes del PNAC concuerdan con lo reportado por López *et al.* (2020) para la sección norte del Caribe mexicano en donde también predominaron las arenas (74%), seguido por los limos (17.5%). Del mismo modo Páramo *et al.* (2012) en el norte del Caribe colombiano documentaron que el tipo de sedimentos predominantes en las zonas aledañas a los arrecifes coralinos fueron arenas medias a finas, siendo similar a lo reportado en este estudio. En los arrecifes de Puerto Rico Pait *et al.* (2008) informaron una composición sedimentaria limo/arcilla del 16% dejando a las arenas con el 84%, valores que son menos precisos que los obtenidos en este estudio, pero comparables en composición. Por otra parte, Sorokin (1995) y Janben *et al.* (2017) indican que generalmente los sedimentos arrecifales contienen fracciones de partículas de gránulos (2-10 mm), partículas de arenas gruesas (0.5-2 mm) y fracciones de sedimentos finos (0.1-0.5 mm) en tal orden de composición, coincidiendo con lo reportado para este estudio. Castro (1976) reportó que la mayoría de los sedimentos en la zona este de la península de Yucatán (de isla Mujeres a isla Cozumel) son

arenas carbonatadas que varían de gruesas a finas distribuidas geográficamente de norte a sur y con grado de clasificación de acuerdo a la profundidad, lo anterior se corroboró en este estudio para los tres meses de muestreo, con una correlación positiva entre la profundidad y la arena media ($r=0.50$, $p=0.007$), observando que el arrecife Santa Rosa tenía la mayor profundidad de muestreo y el mayor porcentaje de arena media en su composición granulométrica. De igual manera el análisis de Pearson mostró una correlación significativa e inversamente proporcional entre la profundidad y la arena gruesa ($r=-0.44$, $p=0.019$), lo cual fue corroborado en la zona de Tikila Norte y Tikila Sur, puesto que, al disminuir la profundidad aumentó el porcentaje de arena gruesa. Esto coincide con lo reportado por Otaño *et al.* 2017, donde indican que la batimetría del arrecife y el gradiente del contorno de profundidad podrían tener un papel principal en la generación de la acción de las olas inducidas por el viento y el esfuerzo cortante cerca del lecho marino, en áreas poco profundas, que causan la resuspensión de sedimentos finos dejando un mayor contenido de arenas gruesas.

En cuanto a la forma de las arenas se reconocen las siguientes: 1) esqueletos que incluye algas, briozoos, espículas, fragmentos de moluscos, ostrácodos, etc. 2) Conchas de foraminíferos y 3) Agregados autigénicos en forma de terrones. Esto se corroboró con una correlación significativa pero negativa entre la arena media y la arena muy fina ($r=-0.63$, $p=0.0004$), mientras que la arena muy fina y la arena fina mostraron una correlación positiva significativa ($r=0.40$, $p=0.03$) en el área de

estudio, ya que hay una dominancia de arenas finas y la fracción de arenas gruesa estuvo compuesta por restos calcáreos.

La composición sedimentaria observada en esta investigación es el resultado de las condiciones dinámicas del área, ya que los arrecifes del PNAC se encuentran en una zona donde la corriente del Caribe es considerada la principal fuente de energía hidrodinámica, al ocasionar el acarreamiento de una gran cantidad de materiales y minerales que aportan energía a los sistemas arrecifales (Orellana *et al.* 2007). Además, la región del Caribe se encuentra dentro de la zona de influencia de los vientos Alisios y la mayor parte del año soplan vientos del este, con velocidades entre 15 y 20 nudos. Durante los meses de invierno, el área comprendida dentro del Golfo de México y la parte occidental del Caribe se ve afectada por líneas frontales de baja temperatura que generan vientos del noreste, con intensidades que sobrepasan los 40 nudos y llegan a alcanzar rachas de 60 a 70 nudos, lo que provoca marejadas considerables y alteraciones al patrón de circulación marina. Del mismo modo, la posición geográfica de Cozumel hace que el paso de las corrientes genere dos tipos, ocurriendo de sur a norte en cada lado de la isla (Chávez *et al.*, 2003), esta dinámica de corrientes alcanza velocidades entre 0.5 y 1.5 m/s, las cuales son capaces de movilizar una carga importante de sedimentos y cambiar la composición de sedimentos arenosos a finos, como los reportados en este estudio (Cetina *et al.*, 2006; Navarrete, 2006). Con respecto al tamaño de grano de los sedimentos, estos influyen en la cantidad de materiales orgánicos que se encuentren presentes. Valette (1993) reportó que existe una relación inversamente proporcional

entre la distribución de la materia orgánica y el tamaño de grano, donde a menor tamaño de grano se presenta mayor acumulación de materia orgánica, lo cual coincidió con los resultados obtenidos en este estudio, ya que, el arrecife Dalila estuvo conformado en su mayor parte por arena fina (47%) y también fue el que presentó un mayor porcentaje de CO (0.72%). Esto es explicado por la adsorción de materia orgánica la cual es menos factible en arenas gruesas, debido a que estas tienen un eficiente drenaje y pocas superficies activas; condiciones que no permiten la acumulación de materiales (Gutierrez y Zavala 2001). Debido al tipo de sedimento como a su localización y morfología, las fuentes de materia orgánica pueden ser autóctonas y alóctonas: las primeras incluyen el fitoplancton, fitobentos, bacterias, macroalgas, pastos, marismas, detritus de manglares, excreciones y restos de animales como peces, crustáceos, moluscos, entre otros; las segundas se originan de aguas residuales municipales e industriales, humedales y detritus proveniente de la agricultura que son transportados por ríos y drenajes (González-Farías *et al.*, 2006), su caracterización química ha involucrado la evaluación de carbono orgánico (CO) que representa una fracción de estas (Libes, 1992).

Carbono orgánico en sedimentos

La determinación del contenido de CO en sedimentos ha sido utilizada como indicador de contaminación, ya que sus niveles son proporcionales a los de la materia orgánica (EPA, 2002), la cual tiene afinidad por metales traza, COPs, compuestos orgánicos y amplia influencia en los procesos físicos y biológicos que se llevan a cabo en los sedimentos. También contribuye significativamente a la acidez del agua por la formación de complejos y movilización de elementos orgánicos, además influyen en la disponibilidad de nutrientes y controlar la solubilidad y toxicidad de contaminantes (Ouyang *et al.* 2006; Méndez-Montaño, 2012).

Respecto al contenido de CO en los arrecifes del PNAC, para octubre (2018) el porcentaje promedio fue de 0.48% (0.3-0.9%). En noviembre (2018) de 0.59% (0.4-0.6%) y para julio (2019) de 0.35% (0.3-0.6%). Hubo diferencias significativas entre estos meses ($H= 7.19$; $p= 0.027$; Fig. 25).

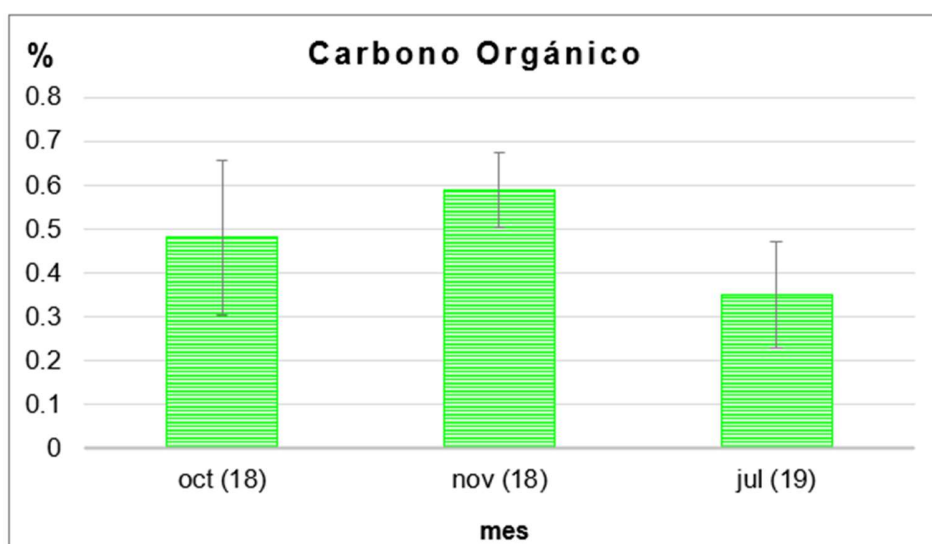


Figura 25. Valores promedio y desviación estándar del Carbono Orgánico por mes de muestreo.

En octubre (2018), el mayor porcentaje de CO se registró en Tikila Norte (0.96%, el cual no forma parte del PNAC) y en el arrecife Dalila (0.72%), mientras que el menor en el arrecife Tunich (0.36%); en noviembre (2018) el mayor porcentaje se detectó en el arrecife Tunich (0.68%) y el menor en el arrecife Dalila (0.42%). En julio (2019) el mayor porcentaje se presentó en el arrecife Palancar Cuevas (0.64%) y el menor en El Cedral (0.31%; Fig. 26).

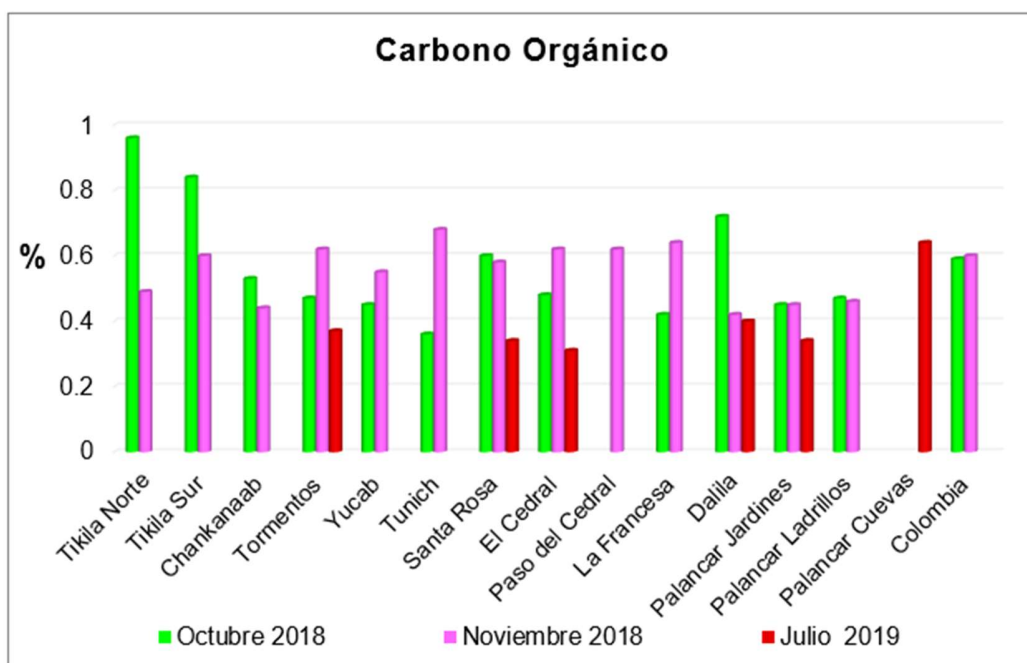


Figura 26. Carbono Orgánico en los arrecifes del PNAC.

La concentración y distribución del carbono orgánico dentro de los ecosistemas marinos están determinadas por diferentes factores, como la circulación del agua, el tamaño de grano del sedimento, la productividad biológica y la tasa de mineralización (Filipek y Owen, 1980). Esto podría explicar por qué se obtuvo un mayor contenido de CO en Tikila Norte y Tikila Sur en octubre de 2018, ya que estos arrecifes están

fuera del PNAC, en dichos arrecifes a través de las observaciones *in situ* y las fotografías obtenidas se detectó una gran abundancia de algas en los sedimentos, lo cual nos indica que los porcentajes de CO obtenidos en este estudio son derivados de fuentes autóctonas biogénicas y antropogénicas (Palafox y Vilchis, 2019).

En noviembre (2018) se detectó el mayor contenido de CO, coincidiendo con el tamaño de grano registrado para este mes, donde predominaron las arenas medias y finas que favorecen la acumulación de CO y de compuestos orgánicos. De acuerdo con Poppe *et al.* (2000), el incremento del CO en las fracciones finas se adjudica al aumento del área superficial de las partículas, lo que aumenta la capacidad de sorción. Aunque se registraron altos contenidos de CO en este mes, se consideran bajos debido principalmente a que el tipo de sedimento y la resuspensión no permiten una acumulación significativa de materia orgánica.

En julio (2019) se observó el contenido más bajo de CO para los tres meses de muestreo. Esto podría deberse a la dinámica de las corrientes en estos arrecifes, que tienden a aumentar su velocidad 10 o 15 días después de las fechas de cambio entre estaciones (Navarrete, 2006; Sandoval-Vizcaíno, 2007), coincidiendo con el cambio de primavera a verano. Coincidiendo con el cambio de primavera a verano en el periodo de muestreo, causando la resuspensión de los sedimentos; por otra parte, los organismos también contribuyen al transporte de sedimentos y al reciclaje de nutrientes a través de la bioturbación y resuspensión; de hecho, se ha detectado que en aquellas zonas donde la bioturbación es mayor, hay un bajo contenido de carbono orgánico (Calva y Torres, 2000). En consecuencia, la materia orgánica no se está

depositando en los sedimentos y es asimilada por organismos, tales como corales, macroalgas y ascidias, debido a que, durante este periodo de muestreo se detectó un sobrecrecimiento tanto de macroalgas como de ascidias en los arrecifes.

En la tabla 6, se muestran los porcentajes promedio de CO en algunos arrecifes coralinos del Caribe; Calva y Torres (2011) reportaron en la laguna de Xcalak valores mayores a los observados para este estudio con un promedio de 2.7%; del mismo modo, Torres y Calva (2011) indicaron para la laguna de Santa Rosa valores de CO más altos en comparación con los obtenidos en este estudio (3%), estos valores son conferidos principalmente a la mayor influencia de manglares y de amplias praderas de pastos marinos en los sistemas lagunares; al contrario de la zona de estudio evaluada en esta investigación. Torres y Calva (2011) en la Costa maya también reportaron valores altos de CO (0.4 a 2.7%) de origen autóctono exportado a la zona arrecifal. Por otro lado, Calva y Torres (2011) documentaron para Mahahual y Puerto Morelos promedios de CO de 0.63 y 0.58% respectivamente, observando una comparación más asequible con lo reportado en este estudio. Pait *et al.* (2008) informaron valores altos de CO en arrecifes de Puerto Rico (0.8 a 1.4%) lo cual atribuyeron a la entrada de materia orgánica alóctona al sistema arrecifal debido a su cercanía con la costa urbanizada que se encuentra circundante a la zona. En la isla de Sacrificios Veracruz, Rosales *et al.* (2008) detectaron intervalos amplios de CO en los arrecifes, los valores más bajos los reportaron cercanos a la costa, esto lo atribuyeron a la energía de las olas que disipa los sedimentos finos relacionados con el carbono orgánico, por el contrario, los valores más altos se encontraron en las

muestras cercanas al área de descarga del río Jamapa, lo que sugirió un origen fluvial; en general el promedio reportado por dichos autores fue semejante con lo establecido en este estudio, observando en ambas investigaciones que los mayores porcentajes de CO estuvieron asociados con los sedimentos más finos. Palacios y Argáez (1979) en arrecifes de Quintana Roo (de isla Mujeres a isla Cozumel) registraron los valores más comparables con los de este estudio (de 0.2 a 1%), estos resultados sugieren que el contenido de CO en la isla y en la costa adyacente no han variado en gran medida a lo largo del tiempo.

En resumen, los valores de CO en los arrecifes del PNAC son típicos de este tipo de ecosistemas (Palacios y Argáez, 1979; Pait *et al.*, 2008; Calva y Torres, 2011; López *et al.*, 2020) debido a que están conformados por sedimentos arenosos en los cuales según Valette (1993) la adsorción de materia orgánica es menos factible. Debido a esto se concluye que el porcentaje de CO en el PNAC está siendo aportado a la zona principalmente por la materia vegetal autóctona, como raíces, macroalgas y por la vegetación alóctona adyacente al sistema arrecifal.

Tala 6. Tabla comparativa de Carbono Orgánico en arrecifes coralinos del Caribe.

Intervalos	Lugar	Referencia
3.07% (4.6 – 1.4%)	Laguna Santa Rosa	Torres y Calva (2011)
2.72% (1.27 - 4.95%)	Laguna Xcalak	Calva y Torres (2011)
0.68% (0.57 - 0.81%)	Puerto Morelos	Calva y Torres (2011)
0.53% (0.47 - 0.83%)	Mahahual	Calva y Torres (2011)
0.89% (0.47-2.79%)	Costa maya	Torres y Calva (2011)
1.1% (0.8 – 1.4%)	Puerto Rico	Pait <i>et al.</i> (2008)
0.50 (0.07-2.83)	isla de Sacrificios Veracruz	Rosales <i>et al.</i> (2008)
0.49% (0.2 – 1%)	Quintana Roo	Palacios y Argáez (1979)
0.53% (0.42 – 0.96%)	PNAC	Este estudio

CaCO₃ en sedimentos

Los ecosistemas de arrecifes de coral brindan una amplia variedad de funciones y servicios ecosistémicos, tanto para los seres humanos como para el hábitat en el que residen (Smith *et al.*, 2018; Cornwall *et al.* 2021). Estas funciones dependen del mantenimiento del sistema estructural de los arrecifes, cuya acumulación implica la producción neta de carbonato de calcio por parte de los taxones residentes. Esta producción neta de carbonato de calcio se ve afectada por la producción bruta menos las pérdidas por erosión física, química y biológica (bioerosión). En este sentido, la producción neta de carbonato de calcio y la acumulación vertical, relacionada con los arrecifes, están cada vez más amenazadas por el cambio climático (Perry *et al.*, 2018). La acumulación vertical de arrecifes es el resultado de una serie de procesos que incluyen 1) producción biológica neta de carbonato de calcio (producción bruta por taxones calcificados menos bioerosión), 2) producción neta de sedimentos (producción bruta menos disolución endolítica y por agua intersticial), 3) transporte de sedimentos (importación y exportación), 4) erosión física y 5) tasas de cementación (Cornwall *et al.* 2021).

En cuanto al contenido de CaCO₃ en los arrecifes del PNAC, durante octubre (2018) el porcentaje promedio fue de 95.3 % (93.5-96 %), mientras que para noviembre (2018) de 95.8 % (95.3-96.4 %) y para julio (2019) de 94.4 % (93.4-95.5 %), existiendo diferencias significativas entre estos meses (H=15.5; p= 0.00041; Fig. 27).

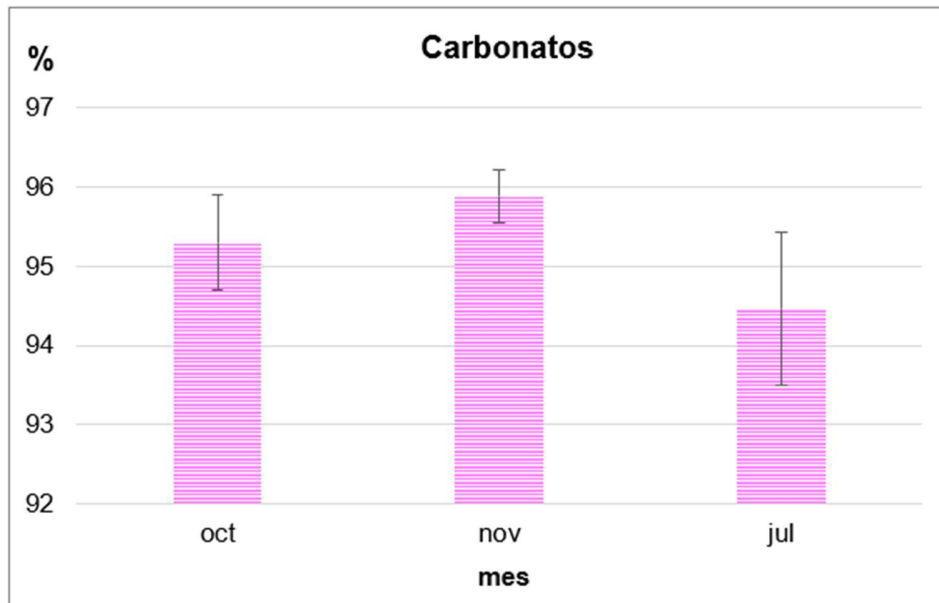


Figura 27. Valores promedio y desviación estándar de los CaCO_3 por mes de muestreo.

La variación del porcentaje de CaCO_3 en los arrecifes del PNAC fue sutil en los diferentes meses de muestreo. En octubre (2018) el arrecife Santa Rosa registró el porcentaje “más alto” (96 %) y Tikila Norte el “más bajo” (93.5 %); noviembre (2018) presentó el mayor porcentaje de los tres meses muestreados, en el arrecife Colombia (96.4 %) y el porcentaje de menor proporción para este mes se observó en el arrecife La Francesa (95.3 %); durante julio (2019) el porcentaje superior se presentó en el arrecife Santa Rosa (95.5 %) y el inferior en Dalila (93.4 %; Fig. 28).

El porcentaje total de CaCO_3 de las 33 muestras analizadas osciló entre el 93.5 y el 96.4 %, lo que coincide con la presencia de fragmentos de organismos ricos en CaCO_3 en las muestras. Además, se clasificaron los sedimentos del PNAC como

bioclásticos (con un porcentaje superior al 85%) según el esquema propuesto por Vermette (1982; Tabla 7), lo cual permitió clasificar los sedimentos del PNAC como bioclásticos (porcentaje superior a 85%). Esto significa que los sedimentos carbonatados encontrados en el PNAC provienen de restos de organismos bentónicos fototrópicos típicos de aguas cálidas, como: corales, algas calcáreas, esponjas, bivalvos, equinodermos, etc. Normalmente, los fragmentos que componen la mayor parte de los CaCO_3 han viajado menos que los sedimentos terrígenos (siliciclásticos), a menudo tratándose de depósitos *in situ* (Romero, 2006).

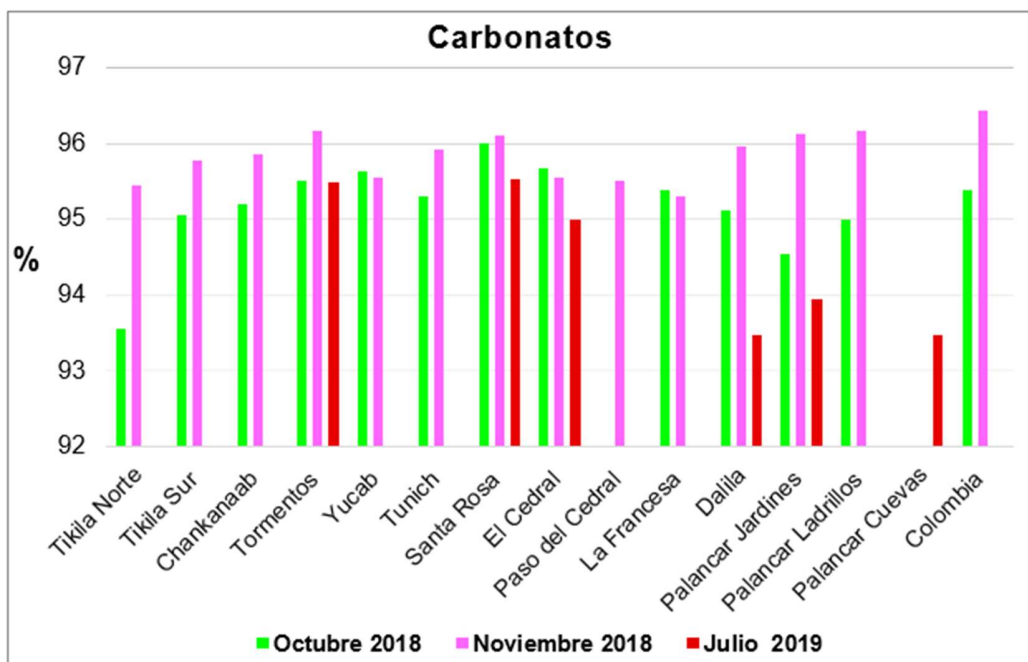


Figura 28. CaCO_3 en los arrecifes del PNAC.

Tabla 7. Clasificación según el contenido del porcentaje de CaCO₃ establecido por Vernet (1982).

Nombre	Abreviatura	Contenido de CaCO₃ (%)
Bioclástico	B	Superior al 85%
Biolitoclástico	Bl	Entre 85% y 50%
Litobioclástico	Lb	Entre 50% y 15%
Litoclásticos	L	Menor al 15 %

Los porcentajes de CaCO₃ obtenidos en este estudio (Tabla 8) se relacionan con la existencia de sedimentos biogénicos carbonatados en la zona de estudio. Carranza *et al.* (1996) indican que la Península de Yucatán es la región más rica en sedimentos carbonatados, debido a la escasa presencia de sedimentos terrígenos por el suave relieve de la zona costera, lo que favorece la abundancia de CaCO₃ en las playas. Esto se confirmó con el alto porcentaje de CaCO₃ (98 %) registrado por dichos autores, y se corroboró en este estudio al obtener valores similares (95.3 %). Esto es atribuido a que las playas de la Península de Yucatán están adyacentes a la isla Cozumel. Del mismo modo en arrecifes de Perú, Delgado y Gomero (1988) reportaron valores de CaCO₃ del 80 %, coincidiendo con los reportados aquí, estos autores atribuyen sus altos valores, a la influencia de aguas más cálidas y a la baja dilución por material terrígeno en el margen continental peruano, factores que también están presentes en el margen de la isla Cozumel. Gray *et al.* (2008) informaron porcentajes de CaCO₃ de 20 a 80 % en las islas de St. John, islas

vírgenes de EUA, con los valores más altos obtenidos mar adentro; esto difiere de los valores homogéneos de CaCO_3 en los arrecifes del PNAC, dichos autores sugieren que los sedimentos recolectados en su estudio fueron resuspendidos por olas y corrientes en lugar de ser colectados cuando estaban en suspensión debido a la escorrentía terrestre. Carranza *et al.* (2015) obtuvieron valores de CaCO_3 en Playa del Carmen (95.4 %), Cancún (93.8 %) y Puerto Morelos (95.9 %), muy semejantes a los obtenidos en este estudio; en contraste con sus estudios realizados hace 26 y 32 años, indican que los sedimentos recientes (2015) son más ricos en CaCO_3 debido a una disminución de sedimentos terrígenos, lo que propicia un enriquecimiento relativo de CaCO_3 . Además, la provincia carbonatada de Yucatán también aporta restos de organismos calcáreos, que son desplazados hacia el suroeste por la Corriente de Yucatán (Fernández-Eguiarte *et al.*, 1992). Finalmente, Otaño *et al.* (2017) también determinaron valores de hasta 84 % de CaCO_3 en la isla Culebra de Puerto Rico, comparables con los porcentajes obtenidos en el presente estudio. Dichos autores sugieren que un alto contenido de CaCO_3 en los arrecifes indica un proceso de bioerosión influenciado por el aumento en la temperatura del mar, la acidificación marina y la sedimentación, entre otros factores.

Es importante destacar que los porcentajes reportados por otros autores en la tabla 8 se obtuvieron utilizando la misma técnica de ignición empleada en esta investigación.

Tabla 8. Tabla comparativa de CaCO₃ en arrecifes coralinos del Caribe.

Variable	Intervalos y promedios	Localidad	Referencia
CaCO ₃	60% (5-80%)	Perú	Delgado y Gomero (1988)
	87% (73-98%)	Península de Yucatán	Carranza <i>et al.</i> (1996)
	50% (27-84%)	isla Culebra	Otaño <i>et al.</i> (2017)
	93.8%	Cancún	Carranza <i>et al.</i> (2015)
	95.4%	Playa del Carmen	Carranza <i>et al.</i> (2015)
	95.9%	Puerto Morelos	Carranza <i>et al.</i> (2015)
	65% (20-80%)	St. John, islas Vírgenes E.U.	Gray <i>et al.</i> (2008)
	95.3% (93.4-96.4%)	PNAC	Este estudio

Debido a que el CaCO₃ es un constituyente biogénico que se origina a partir de la bioerosión de organismos con esqueletos de calcio (Hernández-Cruz *et al.*, 2009; Wolanski *et al.*, 2009; Otaño *et al.*, 2017). Se podría inferir que el alto contenido de CaCO₃ reportado en esta investigación se debe a 1) La gran cantidad de restos marinos biógenos provenientes de la península de Yucatán. 2) Que los arrecifes del PNAC están experimentando tendencias de bioerosión a escalas espaciales, puesto que, el contenido de este compuesto en los sedimentos fue bastante homogéneo a lo largo de todos los arrecifes. Y de acuerdo con Carranza *et al.* (2015) el contenido de CaCO₃ en los sedimentos del Caribe mexicano ha aumentado en las últimas tres décadas. Diversos estudios (Holmes, 2000; Glynn, 2015; Otaño *et al.*, 2017; Ferrer *et al.*, 2023) afirman que la bioerosión podría acelerarse debido a la eutrofización, el

cambio climático global, la acidificación marina y la sedimentación. Por ello es importante mencionar que, son varios los factores que controlan las asociaciones biológicas, y por tanto la producción de CaCO_3 ; la temperatura, la salinidad, oxígeno, profundidad, nutrientes, energía del medio, transparencia del agua, concentración de CO_2 , alcalinidad, competitividad, tipo de sustrato, entre otros (Romero, 2006). El monitoreo de este tipo de factores en los arrecifes es de suma importancia, pues la formación de los esqueletos, así como su densidad o tasa de crecimiento, dependen en buena medida de estos factores. 3) El CO_2 disuelto en el agua se precipita con más facilidad como carbonato, en condiciones ligeramente más alcalinas y de mayor temperatura; en cambio, la relación se invierte en zonas menos alcalinas y frías (Kleypas *et al.*, 199b; Langdon *et al.*, 2000; McNeil *et al.*, 2004; Calderón *et al.*, 2007) actualmente estas condiciones de precipitación se encuentran ocurriendo en el PNAC y están favoreciendo la precipitación de CaCO_3 en el sedimento. Esto indica que, desde una perspectiva química, los arrecifes en este estudio actualmente mantienen una producción positiva de CaCO_3 crítica para el mantenimiento de la estructura y función del arrecife (Cyronak *et al.*, 2018).

A medida que los factores de estrés son más recurrentes, los arrecifes de coral se vuelven más susceptibles a cambios de fase en la estructura de su comunidad bentónica, favoreciendo el dominio de especies más resistentes a los cambios en el hábitat, un ejemplo de ello son las ascidias coloniales compuestas (Loya, 1976; Hernández-Delgado *et al.*, 2009; Bégin *et al.* 2013).

Organismos

Especies de ascidias

Respecto a las especies ascidianas encontradas en el PNAC, se efectuaron las identificaciones a través de claves taxonómicas a nivel de orden, familia y género, seguidas de la comparación con descripciones de especies previamente publicadas. Es importante destacar que no existe una clave taxonómica específica para la especie *T. solidum* en arrecifes de México. Por lo tanto, se recurrió a claves de otros países como Bermudas, Puerto Rico y Curazao. Dado esto, se elaboraron descripciones detalladas de las características únicas de *T. solidum* en México. Aunque las características internas de esta especie eran idénticas a las de la especie de Curazao, se observaron algunas diferencias en la coloración y en aspectos morfológicos externos. Esto es congruente con lo reportado por van Name (1945), quien mencionó que la morfología externa de *T. solidum* puede variar según la ubicación y las condiciones locales. Para identificar adecuadamente estas diferencias, se llevaron a cabo observaciones estereoscópicas y microscópicas de los zooides, que permitieron identificar tanto las estructuras internas como las externas (ver Fig. 29). Debido a que no existe una clave taxonómica específica para esta especie en el Caribe mexicano, a continuación, se describe una por primera vez.

Identificaciones:

Clave de órdenes y subórdenes de Ascidiacea

1. Cesta branquial sin pliegues; gónadas asociadas con el tracto digestivo o postabdomen; tentáculos orales simples..... Orden

ENTEROGONA - 2 - Cesta branquial con pliegues y/o vasos longitudinales; gónadas adheridas al manto; tentáculos generalmente ramificados.....Orden PLEUROGONA; Suborden STOLIDOBRANCHIA

2(1). Cuerpo dividido al menos en tórax y abdomen: gónadas en abdomen o postabdomen Suborden **APLOUSOBRANCHIA**

-Cuerpo indiviso; tracto digestivo y gónadas al lado de la cesta branquial Suborden PHLEBOBRANCHIA.

Clave para las familias de Aplousobranchia

1. Coloniales 2

-Solitarias CIONIDAE

2(1). No hay rastros de vasos longitudinales 3

- Con vestigios de vasos longitudinales DIAZONIDAE

3(2). Sifón branquial liso, sin lóbulos 4

- Sifón branquial lobulado 5

4(3). Abdomen más de 2X más grande que el tórax; larvas desarrollándose en la base del oviducto PYCNOCLAVELLIDAE

- Abdomen hasta 2X más grande que el tórax; desarrollo de larvas en el tórax CLAVELINIDAE

5(3). Brotación por vasos en la base de la colonia	6
- Brotación por división del zooide	7
6(5). Lóbulos de sifón lisos	HOLOZOIDAE
- Lóbulos de sifón denticulados	
STOMOZOIDAE	
7(5). Brotación a partir del pedúnculo esofágico-rectal	DIDEMNIDAE
- Brotación no esofágica	8
8(7). Gónadas en el abdomen	POLYCTORIDAE
- Gónadas en el postabdomen	9
9(8). 3 filas de ranuras	PSEUDODISTOMIDAE
- más de 3 filas de ranuras	10
10(9). Estómago en el extremo distal del abdomen largo	EUHERDMANIIDAE

Clave para los géneros de Didemnidae

1. Conducto de esperma en espiral	2
- Conducto de esperma recto	6
2(1). Tres filas de estigmas, sin lengua atrial, testículo único y espículas estrelladas	<i>Trididemnum</i>
- Cuatro filas de estigmas	3
3(2). Sifón atrial presente, dirigido posteriormente; sin apéndice fijador	4
- Apertura atrial sin sifón; con apéndice de fijación	5

- 4(3). Sifón atrial \geq tórax: cloaca común en cámara continua *Atrium*
 - Sifón atrial $<$ tórax *Leptoclinides*
- 5(3). Testículo dividido en más de 3 folículos, conducto espermático en espiral con pocas vueltas *Polysyncrator* -
 Testículo con 1 o 2 folículos, conducto de esperma con muchas vueltas..... *Didemnum*
- 6(1). Túnica generalmente con espículas; testículos a veces con más de 2 folículos 7
 - Espículas ausentes; nunca con más de 2 folículos en el testículo *Diplosoma*
- 7(6). Papilas adhesivas presentes *Lissoclinum*
 - Papilas adhesivas ausentes *Clitella*

Clave para las especies de *Trididemnum*

1. Baja densidad o ausencia de espículas; tórax del zooide pigmentado de negro 2
 Espículas en gran densidad en toda la colonia: zooides no pigmentados ***Trididemnum solidum***
- 2(1). Colonias blancas o gris claro: espículas en la capa superficial; larvas con 4 pares de ampollas *Trididemnum orbiculatum*
 Colonias negras o gris oscuro; espículas cuando están presentes a la altura del pedúnculo esofágico rectal: larvas con 5-6 pares de ampollas *Trididemnum sp.*

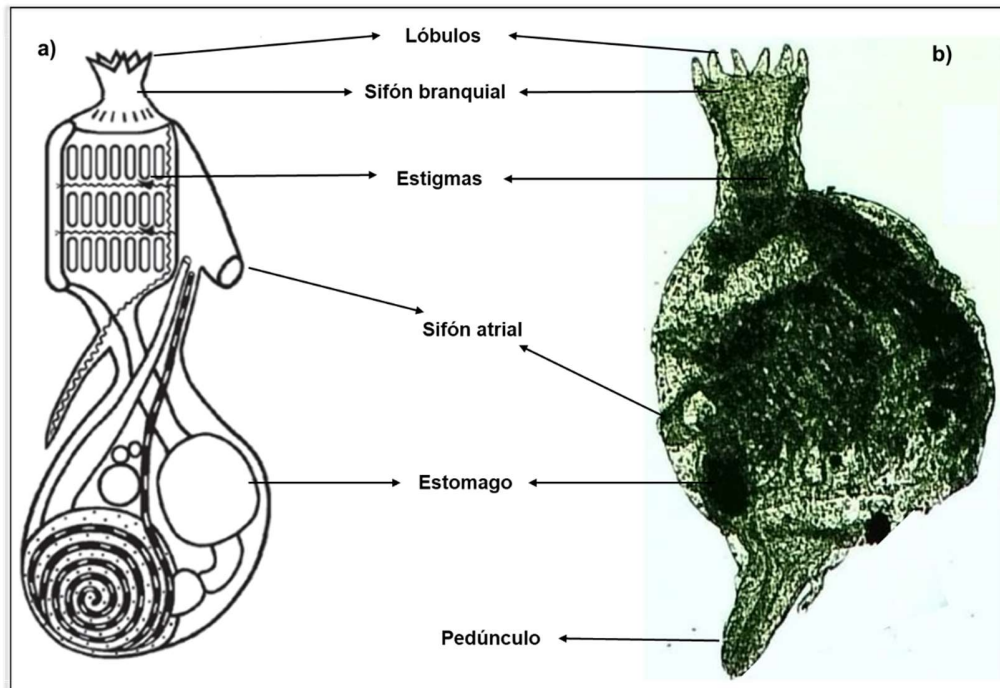


Figura 29. Estructuras internas de un zooide de *T. solidum*.

Figura a) dibujo de un zooide tomado y modificado de Rocha *et al.* 2012.

Figura b) fotografía tomada en microscopio óptico (elaboración propia).

***Trididemnum solidum* (van Name, 1902)**

Didemnum solidum van Name, 1902: 358, figs. 31-36, pl. 59, fig. 119, Bermudas. *T. solidum* van Name, 1921: p. 318, figs. 10-12; 1930, p. 431, figs. 9, 10, Bermudas; van Name, 1930: 431, figs. 9-10, Puerto Rico; Millar 1962: 66, Curazao.

Material examinado:

Colonias *in situ* de *T. solidum* creciendo sobre corales en los arrecifes del PNAC (Fig. 30).

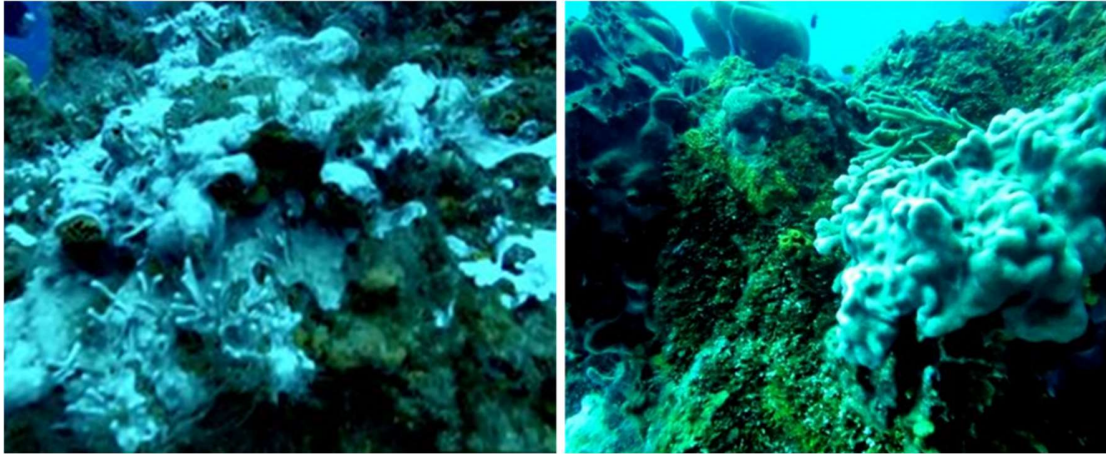


Figura 30. Aspecto externo de *T. solidum*. Fotografías de Calva-Benítez.

Aspecto externo:

T. solidum forma colonias incrustantes y tapizantes, con superficies que van desde 1cm x 1cm hasta más de 100 cm. El espesor promedio de estas colonias es de aproximadamente 5 mm, pero puede ser considerablemente mayor en áreas irregulares. La apariencia externa de la colonia está influenciada en gran medida por dos factores: la cantidad y distribución de las espículas estrelladas, así como la presencia y distribución de células pigmentarias en la túnica (cianobacterias simbióticas; Baur *et al.*, 2022). La túnica es robusta rígida y opaca debido a la abundancia de espículas que se encuentran dispersas por toda la colonia. Posee una textura gelatinosa y granular. En su entorno natural, estas colonias presentan una amplia gama de coloraciones, desde blanco a verde-grisáceo, marrón- café e incluso púrpura en la parte ventral de la colonia, mientras que en la parte dorsal tiende a tonalidades que varían entre beige y blanco-grisáceo. Es importante destacar que

estas tonalidades suelen desvanecerse después de la preservación, adquiriendo un tono blanco amarillento. Las aperturas cloacales en la colonia son numerosas, de forma circular-estrellada y pequeñas. Las observaciones de este estudio, respecto a la morfología externa de *T. solidum* coinciden con lo reportado por van Name (1945), incluso en términos de coloración tanto *in situ* como después de ser preservadas (Fig. 36).

Estructura interna:

A través de las observaciones en microscopio estereoscópico los zooides mostraron que se trataba de un miembro típico del género *Trididemnum* (Fig. 31). Eran pequeños, no pigmentados, alargados, delgados y estaban completamente embebidos en la túnica en los bordes exteriores de la colonia. Al observarlos aún dentro de la colonia eran de color beige; aunque, al extraerlos se determinó que eran translúcidos. Durante el estudio, se observaron varias larvas que aún no habían eclosionado y que se desarrollaban en la matriz colonial; estas larvas a veces eran más grandes en comparación con los zooides adultos (Fig. 32). Mediante las observaciones en microscopio óptico se determinaron las características morfológicas de los zooides, observando que, su cuerpo se divide en dos partes conectadas por un cuello estrecho, el cual tiende a ser corto. Presentan un sifón oral con 6 lóbulos simples y un sifón atrial tubular situado en la parte dorsal del tórax, generalmente hacia la mitad o, a veces, más hacia el extremo posterior. La posición del sifón atrial puede variar ligeramente entre las diferentes colonias. La cesta

branquial muestra ranuras en ambos lados, aunque no se logró determinar con precisión el número exacto de ranuras debido a la posición de los zooides en la colonia. Sin embargo, se determinó que estas ranuras estaban divididas en tres filas; además, presentaron un apéndice muscular corto, un estómago globular con una pared gruesa y lisa, y las gónadas ubicadas junto al asa intestinal. No se encontraron ovarios presentes en las colonias examinadas; pero sí se observó un testículo completamente circular con un único folículo grande y prominente, cubierto por un conducto espermático en espiral que da 9 vueltas en sentido contrario a las agujas del reloj (Fig. 29).



Figura 31. Zooides de *T. solidum* observados en microscopio óptico.



Figura 32. Larva sin eclosionar de *T. solidum*

Con las observaciones en MEB se identificó que los zooides se encontraban de manera individual unidos a la matriz colonial por el pedúnculo caudal y el sifón atrial; del mismo modo, se logró establecer el tamaño promedio, de aproximadamente 0.8 mm (rara vez superaban 1 mm de largo) (consultar Tabla 9), esta es una característica que los diferencia de otras especies, las cuales generalmente son de mayor tamaño (van Name, 1945).

En cuanto a las espículas, inicialmente se observaron bajo el microscopio óptico (Fig. 33) aunque no se apreció con suficiente detalle la superficie de estas. Por lo tanto, se realizaron micrografías electrónicas de barrido para un análisis más detallado. A partir de esto se detectó que, las espículas se componen principalmente de carbonato de calcio y tienen una forma extremadamente simétrica y estrellada. Se

distribuyen en gran cantidad por toda la túnica, la pared colonial y, en menor medida, en el cuerpo del zooide (Fig. 34). Las espículas presentaron un diámetro promedio de alrededor de 0.04 mm entre la base de los conos opuestos (consultar Tabla 9).

A la fecha nadie ha establecido con exactitud el número de radios presentes en las espículas de *T. solidum*, hasta este estudio. No obstante, Barrera (1986) reportó que el género *Trididemnum* presenta un promedio de más de 16 radios. Por ello se contabilizaron los radios y se midió el diámetro de las espículas a partir de las imágenes digitales obtenidas por MEB, utilizando el software imageJ 1.53, analizando ~30 espículas por cada colonia recolectada.

Al ser espículas estrelladas se midió la longitud entre las bases de los conos opuestos (como el diámetro de la espícula), porque las puntas de los conos en ocasiones pueden estar dañadas, quebradas o en formación, concordando con lo descrito por autores anteriores (Turón, 1986; Lotufo, 2002; Hirose *et al.*, 2010). Del mismo modo por cada espícula analizada se cuantificó el número de radios presentes, obteniendo un promedio de 19 radios (puntas cónicas), claramente definidos y regulares que sobresalen de la base céntrica de cada espícula.

Cada radio individual tiene la forma de un cono con lados cóncavos y, por lo tanto, es más angosto hacia la parte superior, a pesar de tener una base ancha. Las puntas de los radios son cortas y emergen de una masa esférica central y pliegues formados por las capas de carbonato de calcio (Fig. 35).

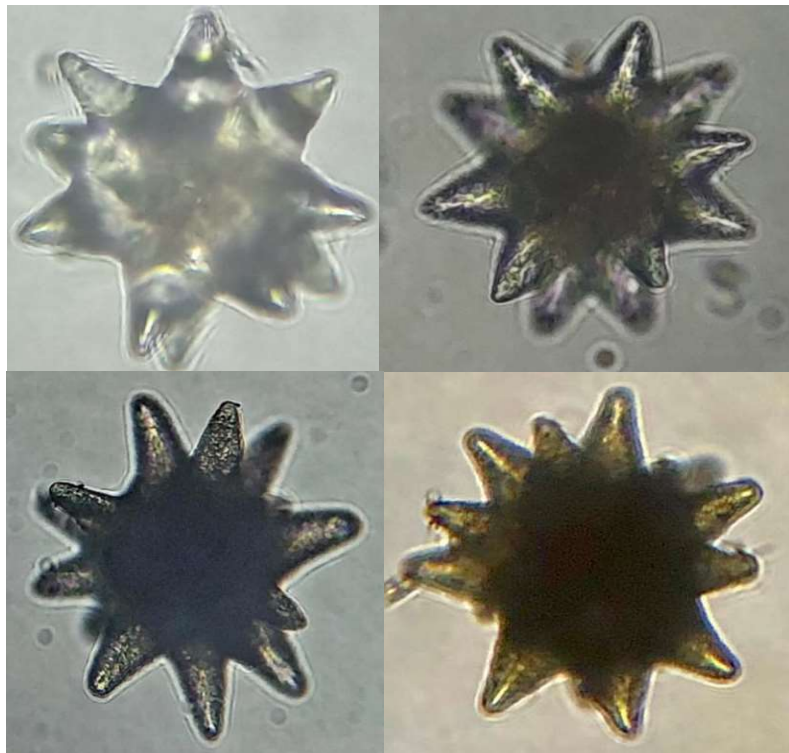


Figura 33. Espículas de *T. solidum* observadas en microscopio óptico.

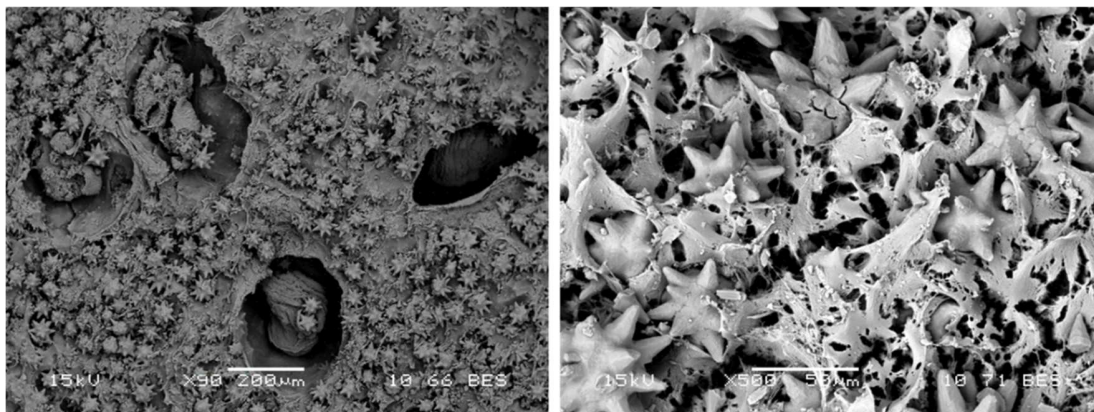


Figura 34. Espículas de *T. solidum* distribuidas dentro de la matriz colonial observadas en MEB.

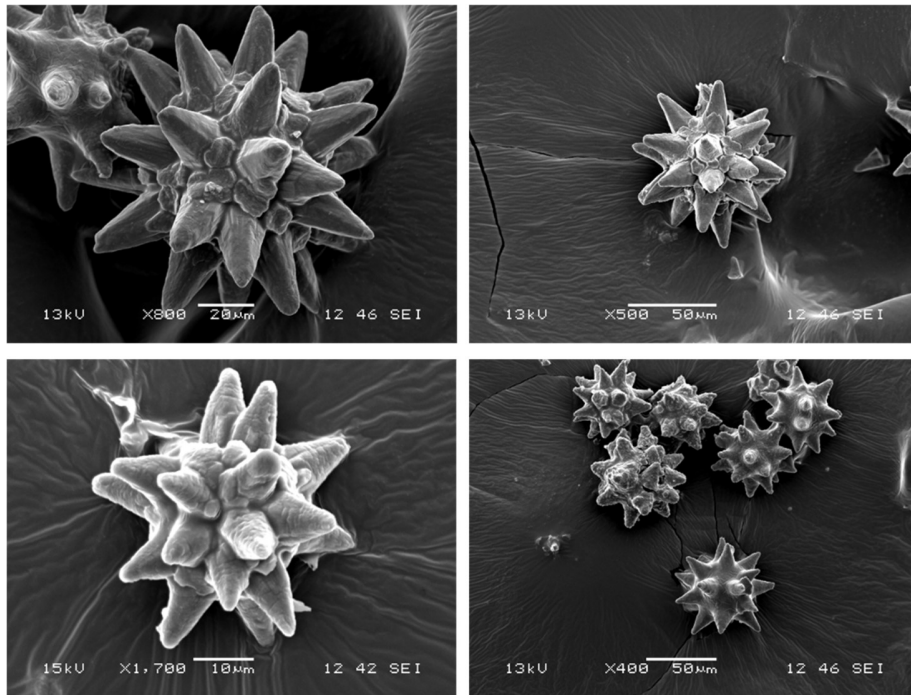


Figura 35. Microscopia Electrónica de Barrido en espículas de *T. solidum*.

Distribución:

T. solidum fue descrita por primera vez por van Name (1902) en Bermudas y posteriormente en (1930) en Puerto Rico. Más tarde Millar (1962) la describió en Curazao y Lotufo (2002) hizo lo propio en las costas brasileñas. Este estudio representa el primer registro formal de esta especie en la isla de Cozumel, México. Además, es importante destacar que no se había descrito anteriormente en las condiciones específicas del Caribe mexicano, que incluyen la dirección de las corrientes, temperaturas ligeramente más elevadas y su proximidad a la zona hotelera. Según van Name (1945) y Bandaranayake (2006), factores como la ubicación geográfica, la profundidad, la temperatura del agua, las corrientes, la luz

disponible, las fuentes de alimento y la sedimentación influyen en la morfología externa de las colonias. Esto puede manifestarse en diferencias en la coloración, textura, tamaño y grosor (Foster, 1979; Olson, 1986), como se ha observado en este estudio.

Detalles de la especie

Los organismos ascidianos observados en su entorno natural y posteriormente en el laboratorio (Fig. 36) mostraron una coloración verdosa que se desvaneció después de la preservación en alcohol al 70%. Esta coloración observada *in situ* se debe a la presencia de pigmentos asociados a la actividad biosintética de las bacterias simbióticas (Shin *et al.*, 1999). La intensidad y el patrón de pigmentación en ascidias coloniales dependen de diversos factores, como el suministro de alimentos, la profundidad, la intensidad de la luz ambiental y la ubicación geográfica; particularmente, los pigmentos en cnidarios y ascidias pueden difundirse a través de la pared del cuerpo o localizarse en espículas o estructuras esqueléticas (Bandaranayake, 2006).

La coloración de *T. solidum* se debe a la asociación de ascidias didemnidas con fotótrofos unicelulares, como *Prochloron spp.* Conocido como fotosimbionte único de ascidias didemnidas. La especie se describió inicialmente como *Synechocystis didemni* y luego se renombró como *Prochloron didemni* (Lewin, 1977). Los *Prochloron* son cianobacterias unicelulares (~10–25 µm) esféricas con tilacoides comprimidos que participan en simbiosis con ascidias didemnidas tropicales. La simbiosis ascidia-*Prochloron* es el único ejemplo conocido de fotosimbiosis obligada

en cordados (Baur *et al.*, 2022) y por ello es una característica de suma importancia y de gran utilidad para la taxonomía de estos organismos. Se ha reportado que las ascidias coloniales en simbiosis con cianobacterias, como *T. solidum* y *Prochloron didemni*, muestran variaciones morfológicas influenciadas por el régimen de luz en el que viven. Puesto que, las colonias que crecen en áreas con una alta exposición solar tienden a ser blancas, más gruesas en textura y tienen abundantes espículas en toda la matriz colonial, con cianobacterias distribuidas uniformemente a profundidad en toda la colonia. En contraste, las colonias que se desarrollan en regímenes de luz más bajos pueden ser púrpuras, más delgadas, tener menos espículas en la superficie de la colonia y concentrar sus simbiosites cerca de la superficie (Olson, 1986). Esto es coherente con las observaciones realizadas en este estudio, donde *T. solidum* en el PNAC exhibió una amplia gama de coloraciones (blanca, verde, café y púrpura). En comparación, en la región del Atlántico occidental, *T. solidum* presenta exclusivamente una tonalidad azul océano (Bandaranayake, 2006).

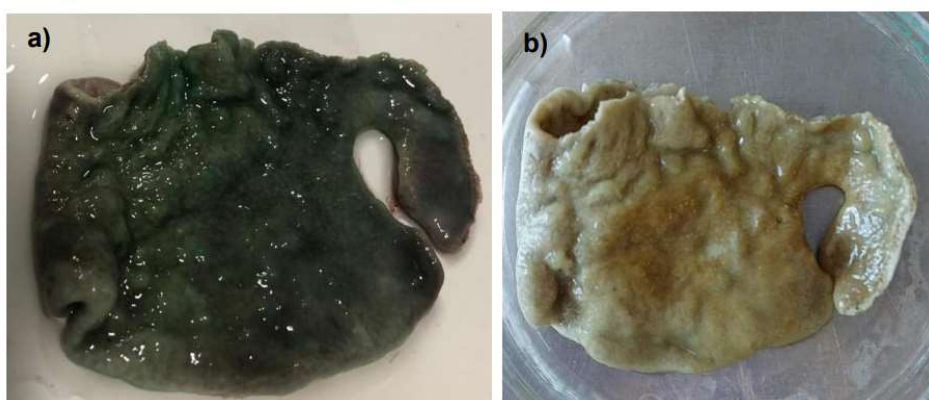


Figura 36. Colonia de *T. solidum* a) *in situ* con simbiosites, b) posterior a ser preservada con alcohol al 70%.

Herdman (1886) consideraba que *T. solidum* pertenecía a una de las familias más difíciles de clasificar, debido principalmente al pequeño tamaño de los zooides, por ello ha sido confundida con la especie *Trididemnum savignii*, que también ha sido reportada en el Caribe (van Name, 1902; van Name, 1945; Millar, 1962). Además, las variaciones entre especies del mismo género suelen ser sutiles y requieren un análisis detallado. Por lo tanto, se recomienda la microscopía electrónica para examinar las características ultraestructurales (Lotufo, 2002).

A través de observaciones microscópicas y de micrografías electrónicas, se confirmó que los zooides pertenecen a la especie *Trididemnum solidum*, ya que su tamaño promedio de 0.08 mm la diferencia de otras especies como *T. savignii*, que alcanza una longitud de 1.5 a 1.6 mm. En este sentido los zooides de *T. savignii* presentan coloraciones más oscuras en algunas partes del tórax y en la parte posterior del zooide, además el testículo en esta especie es cónico y presenta de 10 a 12 vueltas en el conducto espermático, en contraste con las 9 vueltas y la forma circular del testículo en *T. solidum* (van Name, 1945). La descripción del espécimen encontrado en los arrecifes del PNAC concuerdan con lo reportado por Lotufo (2002) para las costas brasileñas. Si bien la coloración, tamaño y textura puede variar, las características internas de los zooides son consistentes.

Respecto a las espículas, se midió la longitud entre las bases de los conos opuestos (como el diámetro de la espícula) como se describe en estudios anteriores (Turón, 1986; Lotufo, 2002; Hirose *et al.* 2010). Esto reveló un diámetro promedio de aproximadamente 0.04 mm. *T. solidum* presentó una coloración uniforme en toda la

colonia, derivado de la homogeneidad que presentaron sus espículas. La distribución de las espículas en *T. solidum* es un rasgo que la diferencia de la especie *T. savignii*, pues, las espículas de esta especie no se encuentran completamente dispersas en la matriz, lo cual causa que estos especímenes presenten coloraciones moteadas o manchadas en ciertas partes de la túnica. Con respecto a sus radios, estos son bastante afilados y el diámetro de las espículas es de mayor tamaño (de 0.08 a 0.1 mm; van Name, 1945).

Por otra parte, la presencia simbiótica de la cianobacteria *Prochloron didemni* coincide con lo indicado por Baur *et al.* (2022) en donde dichos autores reportan la presencia colonizadora de este organismo en las cavidades cloacales internas, así como en la túnica de las colonias de *T. solidum*, lo que concuerda con lo observado durante esta investigación. Finalmente, otra característica sumamente importante y que confirma que es la especie *T. solidum* es el sobrecrecimiento de este organismo en Octocorales, Hexacorales e Hidrocorales, anteriormente esto sólo había sido reportado en corales muertos (van Name, 1945; Bak *et al.*, 1996); a pesar de ello, en estudios más recientes y en este estudio se han encontrado sobrecreciendo en corales vivos (Shenkar *et al.*, 2008; Sommer *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2012) macroalgas, esponjas e incluso en holotúridos.

Con base en lo anterior, se ha identificado la presencia de la especie *T. solidum* en los arrecifes del PNAC. Aunque esta especie es rara y difícil de identificar a simple vista, tanto los zooides como las espículas calcáreas son características clave para su identificación (Endara-Pinillos, 2011). Las claves taxonómicas que utilizan estas

características, junto con la morfología externa de las colonias, son fundamentales para la correcta identificación de esta especie. Adicionalmente, la forma de crecimiento tapizante o de “vela derretida” que cubre a las especies coralinas es un rasgo distintivo importante. Esto es relevante, ya que es una de las pocas especies que se ha encontrado creciendo sobre los esqueletos coralinos, tanto muertos como en corales vivos (Shenkar *et al.*, 2008; Sommer *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2012). van Name (1945) y Lotufo (2002) documentaron colonias desde 13 hasta 25 cm de largo y 8 cm de ancho creciendo sobre esqueletos de coral. Del mismo modo Sommer (2010) reportó en los arrecifes de Curazao el crecimiento de esta especie sobre corales vivos, coincidiendo con lo observado en este estudio.

T. solidum se caracteriza por una etapa reproductiva temprana (al alcanzar un tamaño de 11 a 15 cm) (Kott, 1974), tiene la capacidad de reproducirse tanto sexual, mediante la expulsión de larvas, como asexualmente, por patrones de fusión y fisión (Bak *et al.*, 1981). Además, la especie no sólo es capaz de acumular sustancias tóxicas en sus tejidos (Michibata *et al.*, 1990; Carballo y Naranjo 2002), sino que también se desarrolla muy bien en zonas altamente contaminadas (Alié *et al.*, 2021). Estas características, junto con la notable tolerancia a las variaciones ambientales y su rápida proliferación a lo largo de los arrecifes caribeños (Bak *et al.*, 1996; Sommer *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2012), así como su amplia distribución y plasticidad fenotípica (Fai *et al.*, 2023), hacen de *T. solidum* un colonizador bentónico altamente competitivo y, por lo tanto, una potencial especie invasora u oportunista (Alpert *et al.*, 2000; Salomidi *et al.*, 2013).

Es importante aclarar, la diferencia entre especies invasoras y oportunistas, la primera es un organismo que tiene la capacidad de reproducirse y establecerse en un nuevo entorno, pudiendo provocar daños a las comunidades de un ecosistema e incluso la extinción de especies nativas o autóctonas de una región (NOAA, 2019). Mientras que, la segunda son aquellas especies nativas con efectos similares a los de una especie invasora, pero con una alta capacidad colonizadora, estos organismos se vuelven dominantes después de una perturbación en su ambiente (Aguilar *et al.*, 2014; Ramos, 2022). Con base en esto podemos catalogar a *T. solidum* como una especie oportunista, con la capacidad de provocar la extinción de las especies nativas y provocar daños en la biodiversidad y hábitat del ecosistema arrecifal (NOAA, 2019; Ramos, 2022). El éxito de la invasión de una especie depende de la calidad del estado y salud del ecosistema al que se introduce, así también como de las características propias del organismo (Mendoza y Koleff, 2014; Ramos 2022). En este caso, *T. solidum* presentó las características de una especie oportunista (Alpert *et al.*, 2000) y a través de este estudio se logró determinar que el estado de salud arrecifal en el PNAC es deficiente.

En conclusión, este estudio confirma la presencia de *T. solidum* en la isla de Cozumel y aporta una valiosa contribución al conocimiento de la especie; ya que, estudios en el Caribe mexicano (Rodríguez *et al.*, 2012) mencionan sus interacciones en los arrecifes, no lograron confirmar la identificación oficial de esta especie. Además, no había sido reportada ni descrita en Cozumel; este estudio también proporciona las primeras imágenes de zooides embebidos aún dentro de la túnica, así como las primeras fotografías obtenidas mediante microscopía óptica de las

larvas y lo más importante es, que se reporta y muestra el pedúnculo caudal que no había sido evidenciado anteriormente por ningún otro autor. Del mismo modo, se establecen por primera vez los tamaños de los zooides, diámetro de las espículas y número de radios (tabla 9) que presenta la especie. Esta información puede servir como base para futuras investigaciones en la región.

Tabla 9. Medidas estadísticas de la ascidia <i>T. solidum</i>.						
Medidas		Promedio	Mínimo	Máximo	n	S
Colonias (mm)	Largo	39	8	93	70	1.92
	Espesor	5.4	2	10	70	0.17
Zooides (mm)		0.75	0.5	1.05	30	2.21
Diámetro de espículas (mm)		0.04	0.02	0.07	120	10.4
Número de Radios		19	15	26	2,000	2.06

Especies de corales determinadas en el PNAC

Se analizaron un total de 2,200 fotografías y videotransectos para los tres meses de muestreo en general. En el mes de octubre (2018), se identificaron 16 familias con 45 especies coralinas, de las cuales 26 especies presentaban cobertura de *T. solidum*. En noviembre (2018) se registraron 14 familias y 51 especies, con 33 exhibiendo cobertura. Por último, en julio (2019), se determinaron 13 familias con 32 especies, de los cuales sólo 20 mostraron cobertura ascidiana; las especies coralinas identificadas se categorizaron en Hexacorales, Octocorales, Hidrocorales y corales negros. Es importante mencionar que el SNI (sustrato no identificado) corresponde a una superficie extremadamente cubierta por *T. solidum*, de la cual no era posible su identificación, puesto que no se podía determinar ningún rasgo morfológico.

Especies de coral que exhiben presencia de *Trididemnum* en los diferentes arrecifes muestreados.

Mes de octubre

A nivel espacial los arrecifes P. Ladrillos, El Cedral y P. Jardines presentaron el mayor porcentaje de cobertura de *T. solidum*; mientras que en la zona Tikila Sur, dicho organismo no se encontró presente sobre ninguna especie coralina, Tikila Norte y el arrecife La Francesa mostraron el menor porcentaje de cobertura, existiendo diferencias significativas entre arrecifes ($H=123.25$; $p<0.0001$; Fig. 37).

Respecto a la cobertura de *T. solidum* entre especies coralinas, Tikila Norte presentó solamente una especie con cobertura, *Montastraea cavernosa*.

Chankanaab once especies con cobertura, siendo el sustrato no identificado y el coral *Stephanocoenia intercepta* los que tuvieron el mayor porcentaje y *Agaricia agaricites* el menor (Fig. 38a).

Tormentos seis especies cubiertas, el mayor porcentaje se observó en *Agaricia humilis* y el menor en la especie *Montastraea cavernosa* (Fig. 38b).

Yucab seis especies coralinas y la que presentó la mayor cobertura fue *Siderastrea siderea*; el menor porcentaje lo presentó la especie *Siderastrea radians* (Fig 38c).

Tunich diez especies en total, destacando el sustrato no identificado y el coral *Dichocoenia stokesii* con el mayor porcentaje y *Porites astreoides* y *Plexaura homomalla* con el menor (Fig. 39a).

Sta. Rosa ocho especies, donde el sustrato no identificado y la especie *Porites spp.* exhibieron el mayor porcentaje de cobertura mientras que *Agaricia tenuifolia* el menor (Fig. 39b)

El Cedral diez especies, el mayor porcentaje se detectó en el sustrato no identificado y en la especie de coral *Pseudodiploria strigosa*; mientras que el menor en el coral *Siderastrea radians* (Fig. 39c)

La Francesa presentó nueve especies cubiertas identificando a *Agaricia tenuifolia* y *Diploria labyrinthiformis* con el mayor porcentaje y a *Porites divaricata* con el menor (Fig. 40a)

Dalila seis especies cubiertas, la especie con el mayor porcentaje fue *Pseudodiploria strigosa* mientras que, *Siderastrea radians* y *Eusmilia fastigiata* fueron las de menor porcentaje (Fig. 40b)

Palancar Jardines nueve especies y la especie *Montastraea cavernosa* presentó el mayor porcentaje de cobertura, por el contrario, la especie *Millepora alcicornis* exhibió el menor porcentaje (Fig. 40c)

Palancar Ladrillos presentó el mayor número de especies coralinas, con un total de catorce especies con cobertura mostrando al sustrato no identificado y al coral *Porites furcata* con el mayor porcentaje y a los corales *Porites porites* y *Siderastrea siderea*. con el menor porcentaje (Fig. 41a)

Colombia cinco especies, donde *Madracis decactis* y *Pseudodiploria strigosa* mostraron el mayor porcentaje de cobertura y el coral *Porites furcata* el menor (Fig. 41b).

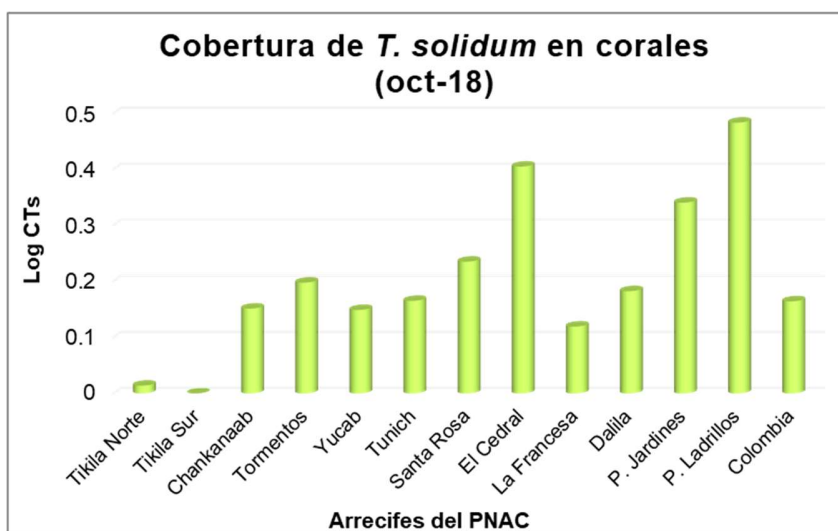


Figura 37. Cobertura de *T. solidum* en cada arrecife del PNAC muestreado en octubre (2018).

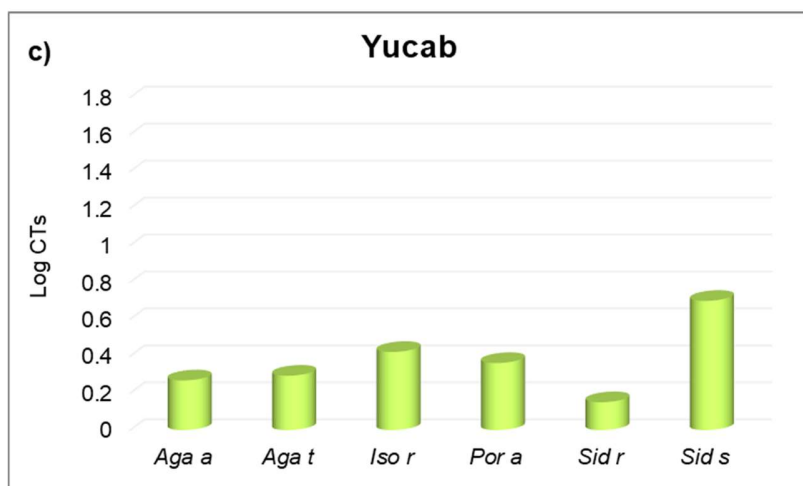
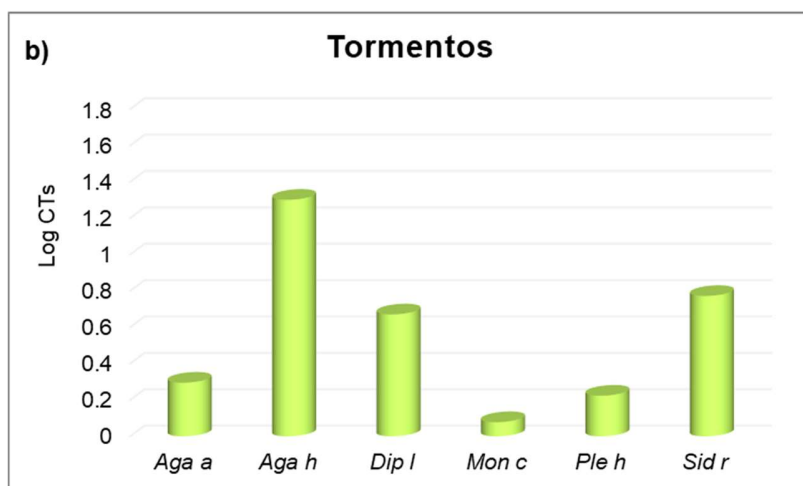
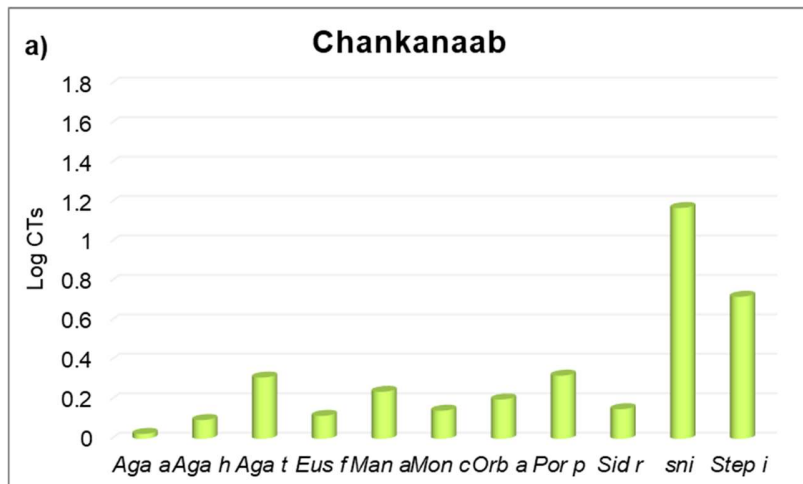


Figura 38. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (octubre 2018).

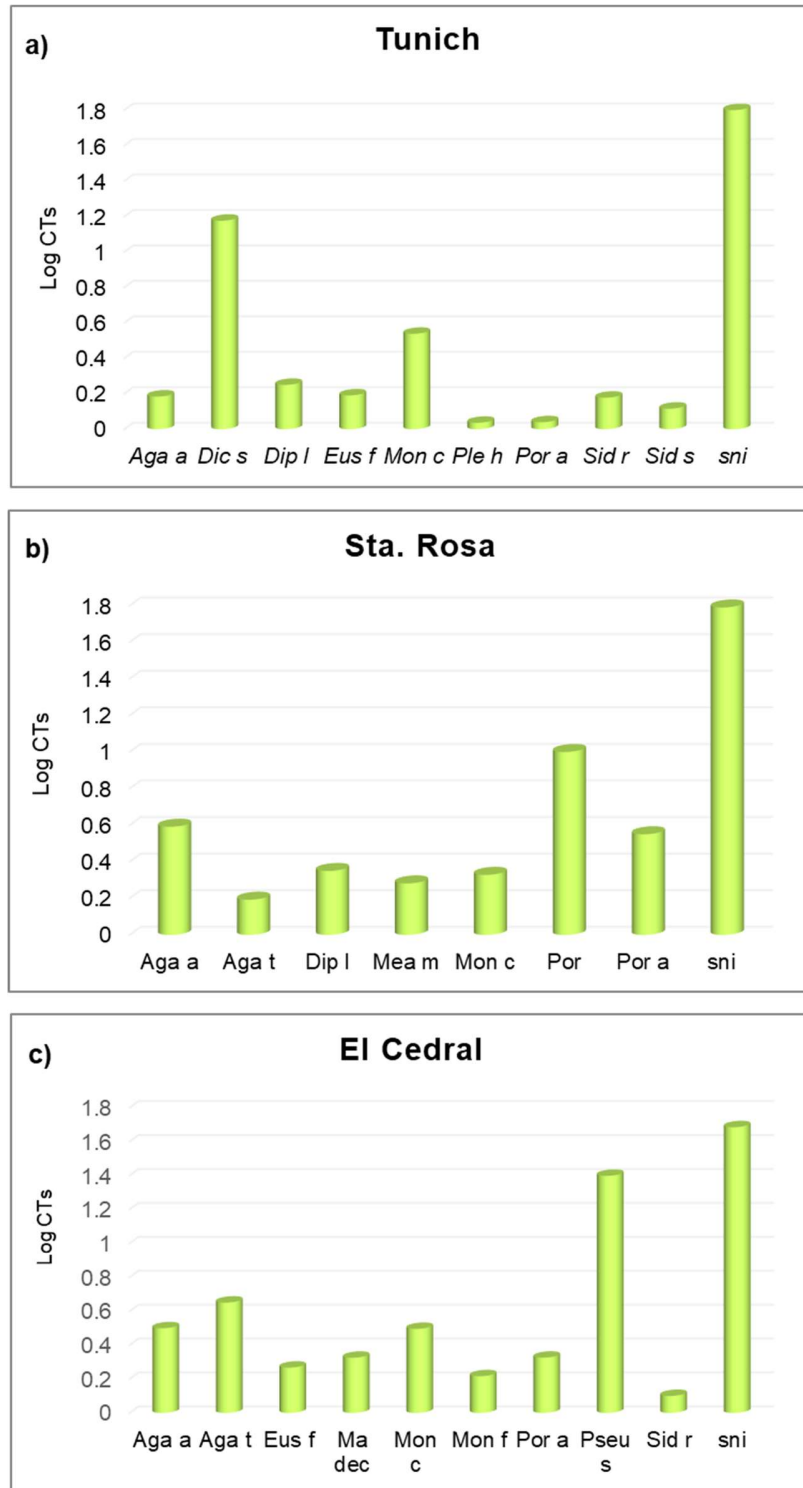


Figura 39. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (octubre 2018).

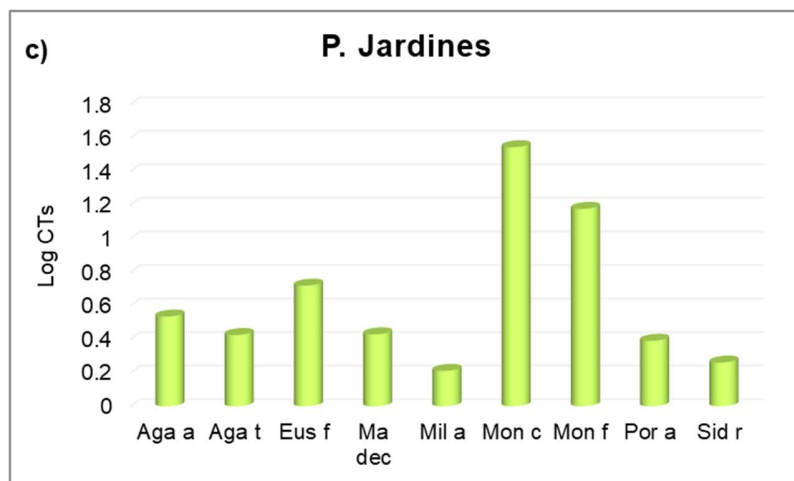
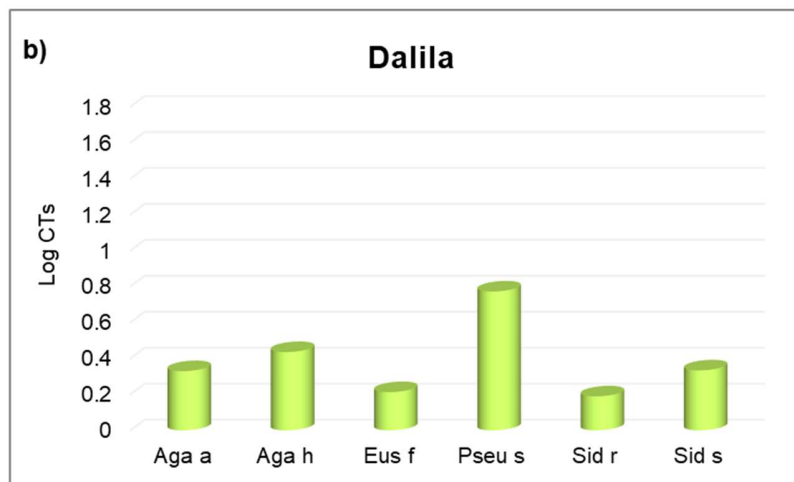
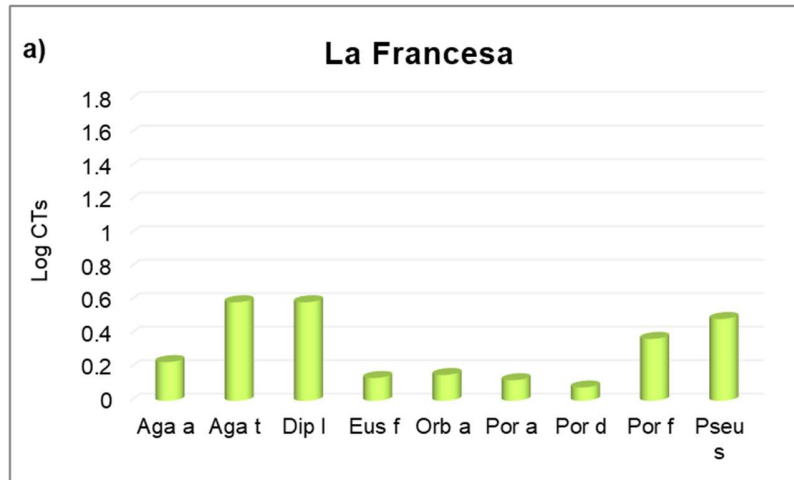


Figura 40. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (octubre 2018).

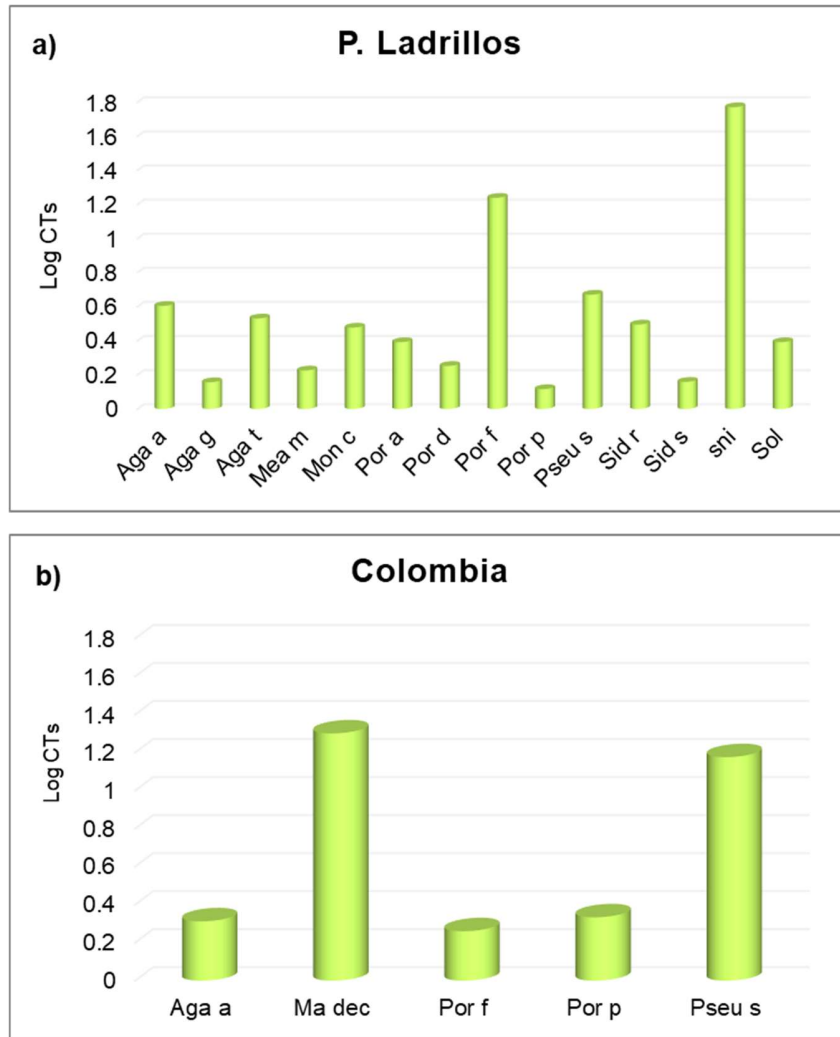


Figura 41. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (octubre 2018).

De los doce arrecifes analizados durante el mes de octubre, solamente presentaron diferencias significativas entre especies Chankanaab, Tunich, Santa Rosa, El Cedral y P. Ladrillos. En la tabla 10, se pueden observar las especies coralinas con variación de cobertura entre ellas.

Tabla 10. Especies coralinas que presentan cobertura de *T. solidum* octubre 2018 ($p < 0.05$)

Arrecife	N° de spp	Especies	p	Variación entre especies
Tikila Norte	1	<i>M. cavernosa</i>	0.997	
Chankanaab	11	<i>A. agaricites</i> , <i>A. humilis</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. areolata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. porites</i> , <i>S. radians</i> , SNI, <i>S. intercepta</i>	0.056	SNI con <i>P. homomalla</i> , <i>P. astreoides</i>
Tormentos	6	<i>A. agaricites</i> , <i>A. humilis</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>S. radians</i>	0.285	
Yucab	6	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>I. rigida</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i>	0.7185	
Tunich	10	<i>A. agaricites</i> , <i>D. stokesii</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> , SNI	>0.0001	<i>M. cavernosa</i> con <i>Eunicea</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>Pseudoplexaura</i> . SNI con <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. clivosa</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>Eunicea</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>I. rigida</i> , <i>M. meandrites</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>Muricea</i> , <i>M. laxa</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>Plexa</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>Pseudoplexaura</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> .
Sta. Rosa	8	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>M. meandrites</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>Porites spp</i> , <i>P. astreoides</i> , SNI	0.00001	<i>P. divaricata</i> con <i>A. agaricites</i> . SNI con <i>A. tenuifolia</i> , <i>Eunicea</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>Pseudoplexaura</i> , <i>P. strigosa</i> .
El Cedral	10	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. decactis</i> ,	>0.0001	SNI con <i>E. fastigiata</i> , <i>M. faveolata</i> , <i>P. homomalla</i> ,

		<i>M. cavernosa</i> , <i>M. faveolata</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , SNI		<i>Porites</i> spp, <i>P. astreoides</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. intercepta</i> .
La Francesa	9	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. strigosa</i> ,	0.186	
Dalila	6	<i>A. agaricites</i> , <i>A. humilis</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i>	0.445	
P. Jardines	9	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. decactis</i> , <i>M. alcicornis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>M. faveolata</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>S. radians</i>	0.597	
P. Ladrillos	14	<i>A. agaricites</i> , <i>A. grahamae</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>M. meandrites</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> , SNI, <i>Solenastrea</i>	0.0003	SNI con <i>Eunicea</i>
Colombia	5	<i>A. agaricites</i> , <i>M. decactis</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i>	0.155	

Mes de noviembre

Respecto a los sitios analizados en este mes, el arrecife Colombia, seguido por el arrecife Chankanaab, presentaron el mayor porcentaje de cobertura de *T. solidum*; mientras que en la zona Tikila Norte no estuvo presente sobre ninguna especie coralina. Tikila Sur y el arrecife El Cedral presentaron el menor porcentaje de cobertura, se detectaron diferencias significativas entre arrecifes ($H=57.81$; $p<0.0001$; Fig. 42).

Respecto a la cobertura de *T. solidum* entre especies coralinas, Tikila Sur presentó cuatro especies con cobertura, la de mayor porcentaje fue *Dichocoenia stokesii*, mientras que la de menor porcentaje fue *Agaricia agaricites* (Fig. 43a)

Chankanaab nueve especies con cobertura, el mayor % lo presentó *Porites furcata* y el menor *Porites astreoides* (Fig. 43b).

Tormentos once especies cubiertas, el mayor porcentaje se observó en *Porites divaricata* y el menor en la especie *Eusmilia fastigiata* (Fig. 43c).

Yucab nueve especies coralinas y la que presentó la mayor cobertura fue el sustrato no identificado, seguido por *Porites astreoides*; el menor porcentaje se detectó en la especie *Pseudodiploria strigosa* (Fig 44a).

Tunich diez especies en total, destacando *Mycetophyllia ferox* con el mayor porcentaje y *Porites astreoides* con el menor (Fig. 44b).

Sta. Rosa con nueve especies, donde el sustrato no identificado y la especie *Agaricia tenuifolia* exhibieron el mayor porcentaje de cobertura y *Porites divaricata* el menor (Fig. 44c)

El Cedral doce especies, el mayor porcentaje se detectó en el coral *Orbicella annularis* y el menor en el coral *Porites divaricata* (Fig. 45a)

En Paso del Cedral la cobertura de *T. solidum* fue la más homogénea, observando un total de diez especies cubiertas y cinco de ellas con porcentajes muy similares detectados entre los más altos (*Porites furcata*, *Porites spp.*, *Porites divaricata*, *Porites astreoides* y *Mycetophyllia lamarckiana*) mientras que, *Agaricia tenuifolia* mostró el porcentaje más bajo (Fig. 45b).

En La Francesa se detectó el mayor número de especies coralinas, con un total de diecisiete especies con cobertura, identificando a *Isophyllia rigida* con el mayor % y a *Pseudoplexaura spp* y *Eusmilia fastigiata* con el menor porcentaje (Fig. 45c)

Dalila ocho especies cubiertas, las especies con el mayor porcentaje fueron el sustrato no identificado y *Diploria labyrinthiformis*, mientras que, *Agaricia agaricites* fue la de menor porcentaje (Fig. 46a)

Palancar Jardines quince especies y la especie *Diploria labyrinthiformis* presentó el mayor porcentaje de cobertura, por el contrario, la especie *Montastraea cavernosa* exhibió el menor porcentaje (Fig. 46b)

Palancar Ladrillos dieciséis especies mostrando al sustrato no identificado y al coral *Madracis decactis* con el mayor porcentaje y a los corales *Agaricia tenuifolia* y *Diploria* spp. con el menor porcentaje (Fig. 46c)

Colombia seis especies, donde el sustrato no identificado y al coral *Agaricia lamarcki* mostraron el mayor porcentaje de cobertura y el coral *Agaricia agaricites* el menor (Fig. 46d).

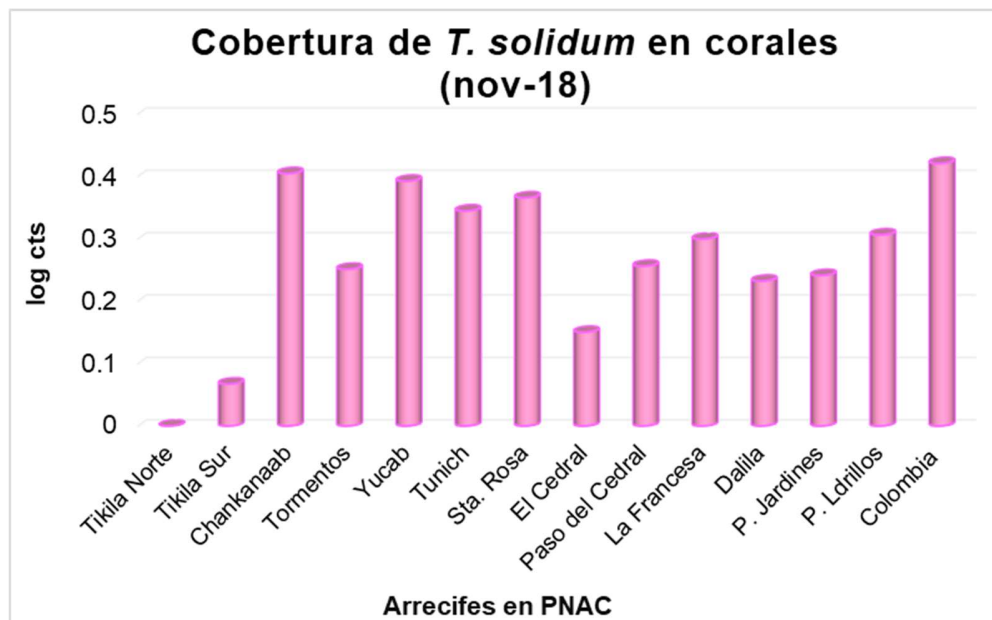


Figura 42. Cobertura de *T. solidum* en cada arrecife del PNAC muestreado en noviembre (2018).

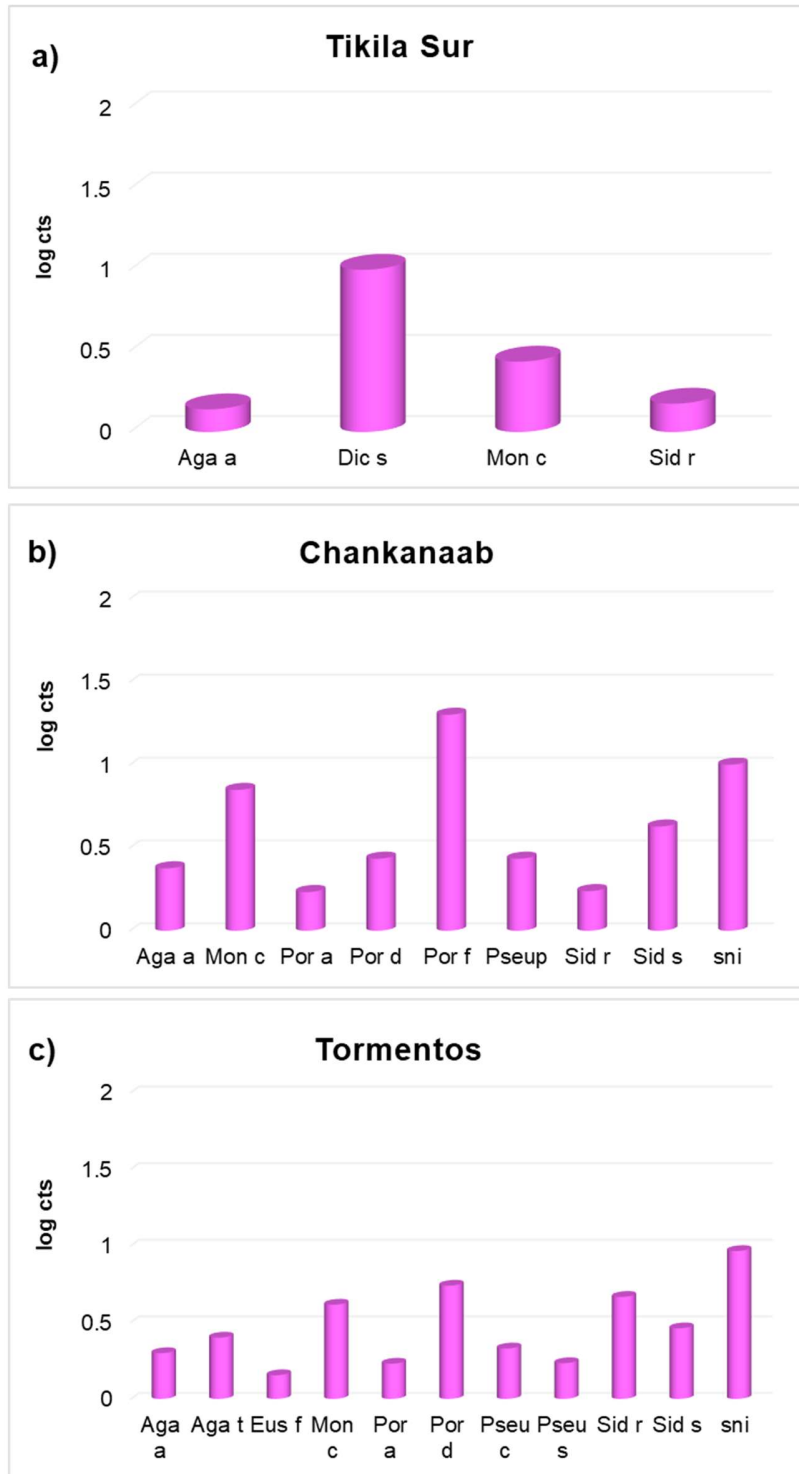


Figura 43. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).

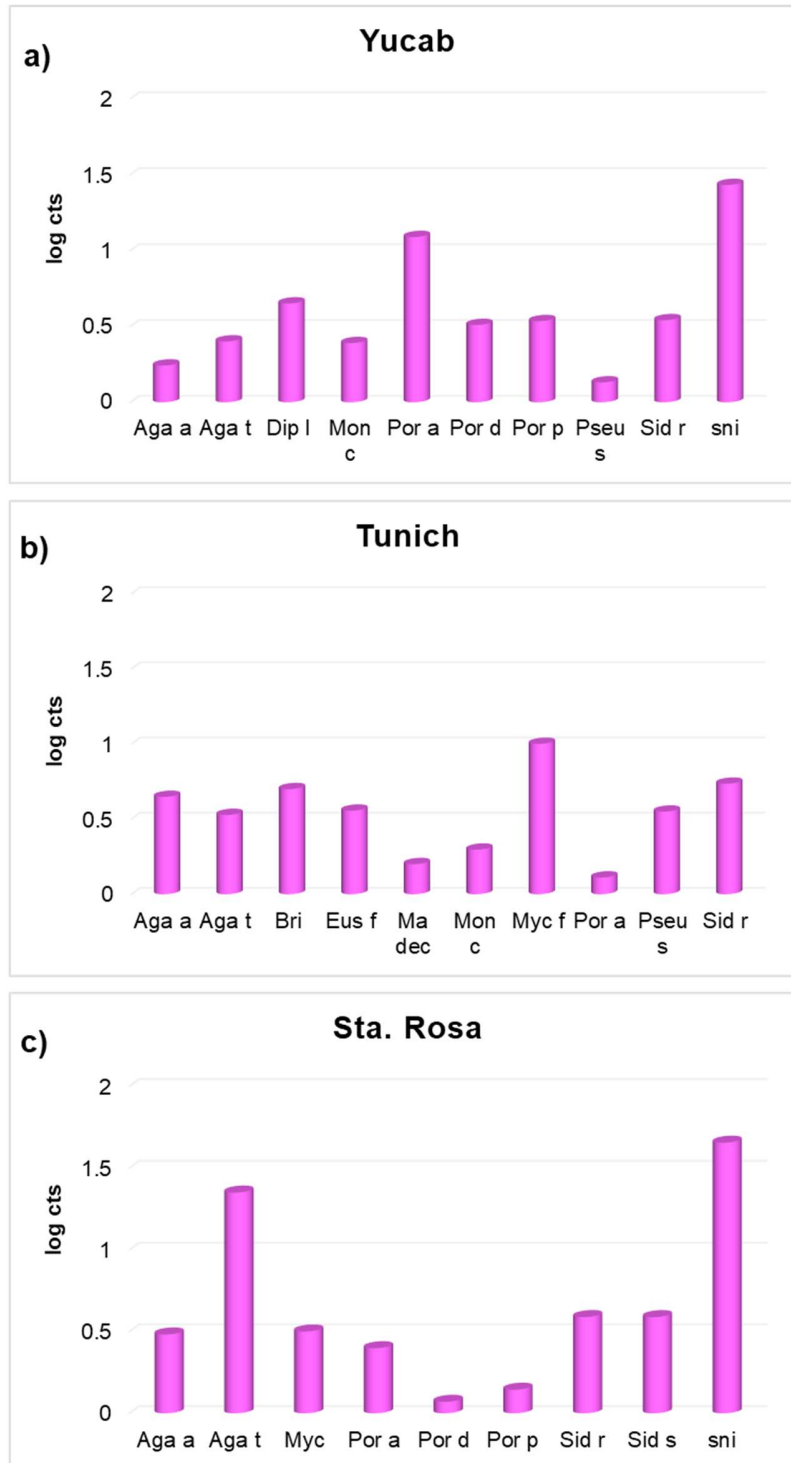


Figura 44. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).

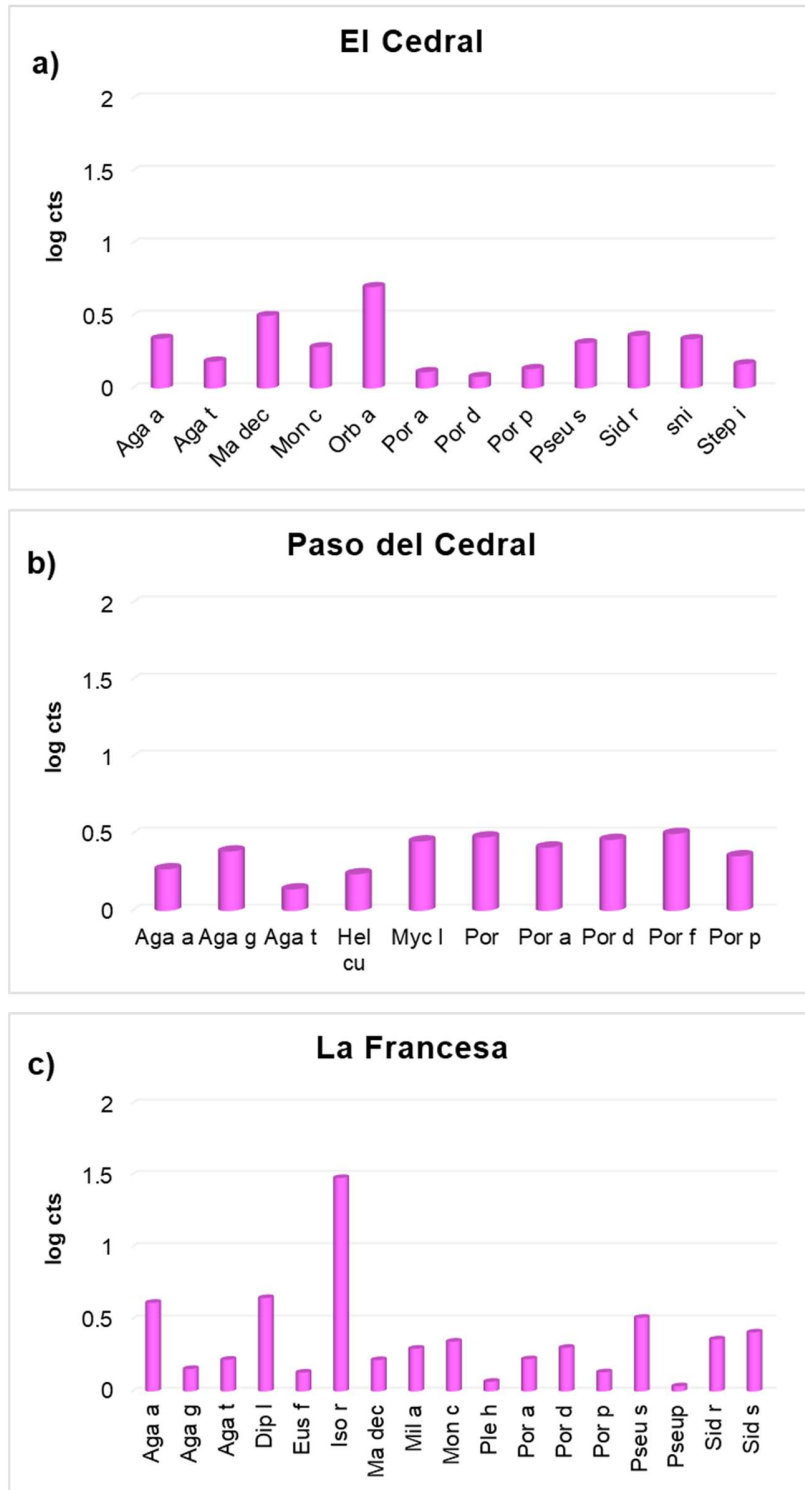


Figura 45. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).

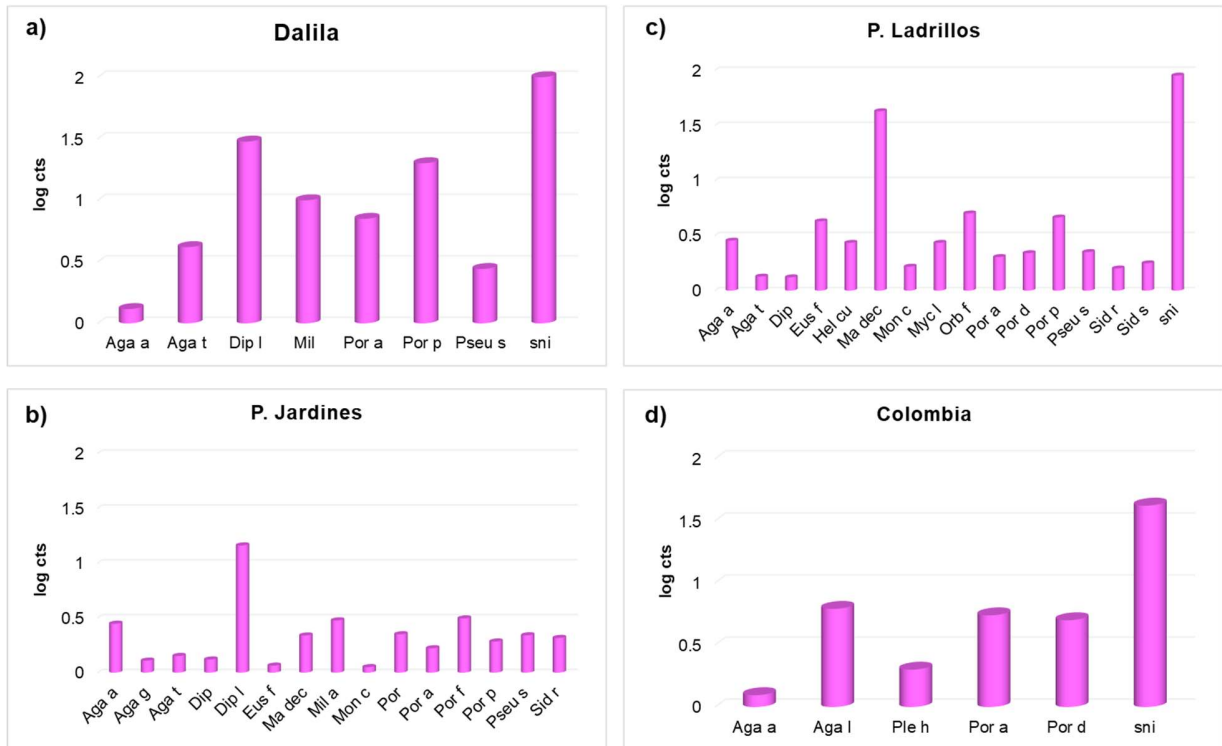


Figura 46. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (noviembre 2018).

De los catorce arrecifes analizados durante el mes de noviembre, únicamente Chankanaab, Paso del Cedral y Dalila, no presentaron diferencias significativas entre especies. En la tabla 11 se aprecian las especies que presentaron variación de cobertura entre ellas.

Tabla 11. Especies coralinas que presentan cobertura de <i>T. solidum</i> noviembre 2018 (p <0.05)				
Arrecife	N° de spp	Especies	p	Variación entre especies
Tikila Sur	4	<i>A. agaricites</i> , <i>D. stokesii</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>S. radians</i>	0.05	<i>D. stokesii</i> con <i>A. tenuifolia</i> , <i>M. decactis</i> , <i>P. divaricata</i> .
Chankanaab	9	<i>A. agaricites</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. furcata</i> , <i>Pseup</i> , <i>S. radians</i> <i>S. siderea</i> , SNI	0.73	
Tormentos	11	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> , SNI	0.0016	<i>M. cavernosa</i> con <i>P. strigosa</i> , <i>P. homomalla</i> <i>S. radians</i> con <i>P. homomalla</i> , <i>P. strigosa</i> .
Yucab	9	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> <i>M. cavernosa</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , SNI	0.00013	SNI con <i>A. agaricites</i> , <i>B. asbestium</i> , <i>P. strigosa</i> .
Tunich	10	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>B. asbestium</i> <i>E. fastigiata</i> , <i>M. decactis</i> , <i>M. cavernosa</i> <i>M. ferox</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i>	0.0091	<i>A. agaricites</i> con <i>P. divaricata</i> .
Sta. Rosa	9	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>Mycetophyllia spp.</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. porites</i> <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> , SNI	0.00004	SNI con <i>A. agaricites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>Eunicea</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. homomalla</i>
El Cedral	12	<i>A. agaricites</i> , <i>M. decactis</i> <i>M. cavernosa</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> <i>S. radians</i> , <i>S. intercepta</i> , SNI	0.0091	<i>A. agaricites</i> con <i>P. homomalla</i>
Paso del Cedral	10	<i>A. agaricites</i> , <i>A. grahamae</i> , <i>A. tenuifolia</i>	0.65	

		<i>H. cucullata</i> , <i>M. lamarckiana</i> , <i>Porites</i> spp., <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i>		
La Francesa	17	<i>A. agaricites</i> , <i>A. grahamae</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>I. rigida</i> , <i>M. decactis</i> , <i>M. alcicornis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i>	<0.0001	<i>A. agaricites</i> con <i>P. homomalla</i> , <i>P. strigosa</i> .
Dalila	8	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>Millepora</i> spp., <i>P. astreoides</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , SNI	0.011	
P. Jardines	15	<i>A. agaricites</i> , <i>A. grahamae</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>Diploria</i> spp., <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. decactis</i> , <i>M. alcicornis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>Porites</i> spp., <i>P. astreoides</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i>	0.0001	<i>A. agaricites</i> con <i>A. tenuifolia</i> , <i>P. homomalla</i> <i>P. homomalla</i> con <i>D. labyrinthiformis</i> .
P. Ladrillos	16	<i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>Diploria</i> spp., <i>E. fastigiata</i> , <i>H. cucullata</i> , <i>M. decactis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>M. lamarckiana</i> , <i>O. faveolata</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , <i>P. porites</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>S. siderea</i> , SNI	0.00058	SNI con <i>Eunicea</i> .
Colombia	6	<i>A. agaricites</i> , <i>A. lamarcki</i> , <i>P. homomalla</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>P. divaricata</i> , SNI	0.00004	<i>A. lamarcki</i> con <i>A. agaricites</i> SNI con <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>H. cucullata</i>

Mes de julio

A nivel espacial se observó que el arrecife Santa Rosa presentó el mayor porcentaje de cobertura de *T. solidum* mientras que, Dalila el menor, mostrando diferencias significativas entre arrecifes ($H=46.74$; $p<0.0001$; Fig. 47).

Respecto a la cobertura de *T. solidum* entre especies coralinas, Tormentos presentó once especies con cobertura, la de mayor porcentaje fue *Meandrina danae*, mientras que la de menor porcentaje fue *Eusmilia fastigiata* (Fig. 48a)

Santa Rosa cuatro especies con cobertura, el mayor porcentaje lo presentó el sustrato no identificado y el menor *Montastraea cavernosa* (Fig. 48b).

En El Cedral diez especies cubiertas por *T. solidum*, el mayor porcentaje se observó en el sustrato no identificado seguido por *Meandrina meandrites*, por otra parte, el menor porcentaje se obtuvo en la especie *Diploria labyrinthiformis* (Fig. 48c).

En Dalila diez especies exhibieron cobertura ascidiana, donde el sustrato no identificado y *Orbicella annularis* presentaron el mayor porcentaje y *Plexaura homomalla* el menor (Fig. 49a).

Palancar Jardines presentó once especies cubiertas, donde *Siderastrea radians* y el sustrato no identificado fueron las de mayor porcentaje, mientras que *Helioseris cucullata* fue la de menor porcentaje (Fig. 49b).

En Palancar Cuevas ocho especies exhibieron cobertura, las de mayor porcentaje fueron el sustrato no identificado seguido por *Agaricia tenuifolia* observando el menor porcentaje en *Helioseris cucullata* (Fig. 49c).

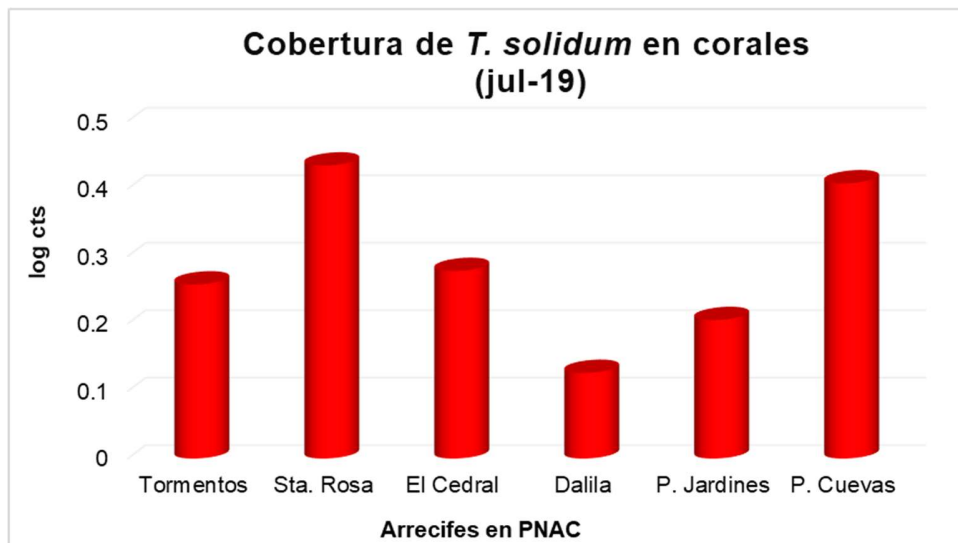


Figura 47. Cobertura de *T. solidum* en cada arrecife del PNAC muestreado en julio (2019).

En julio (2019) solamente Santa Rosa y Dalila, no presentaron diferencias significativas entre especies. Las especies que presentaron variación de cobertura entre ellas se observan en la tabla 12.

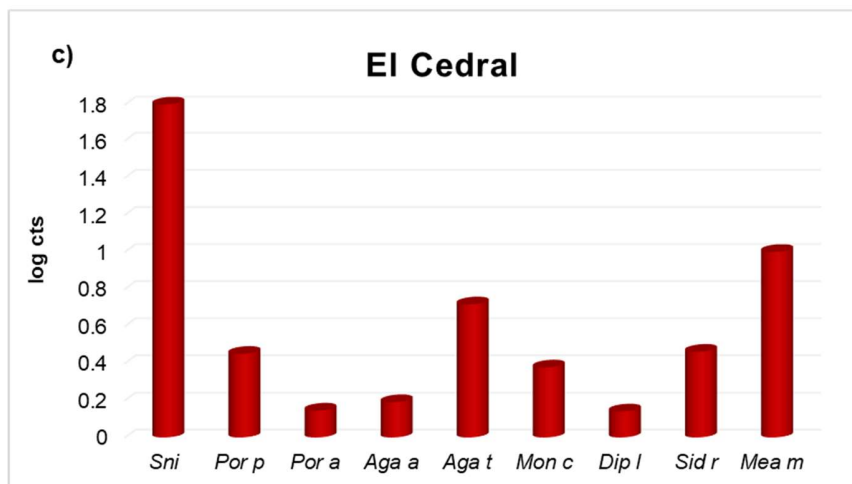
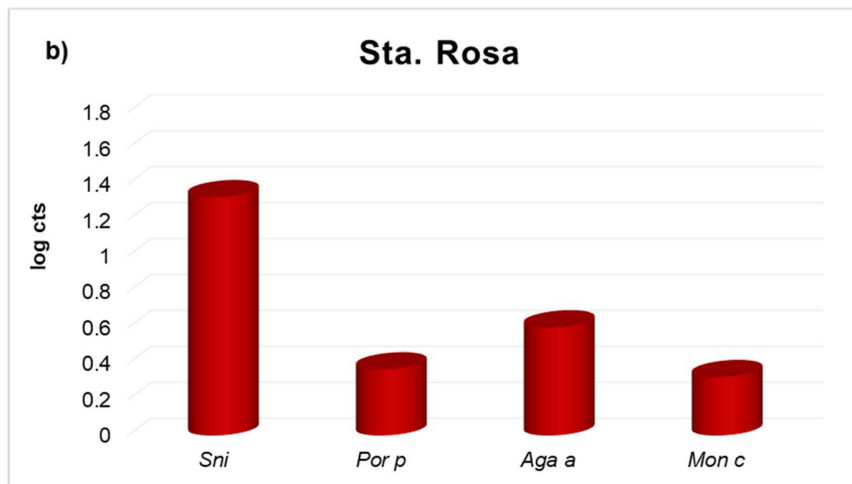
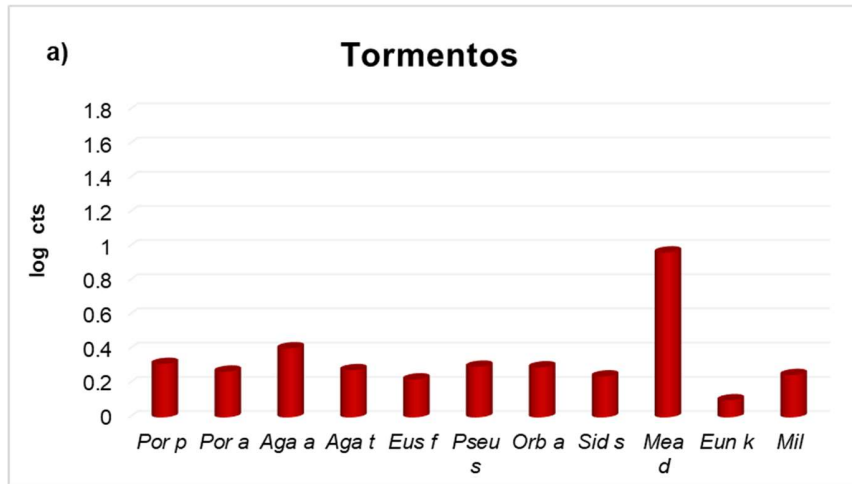


Figura 48. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (julio 2019).

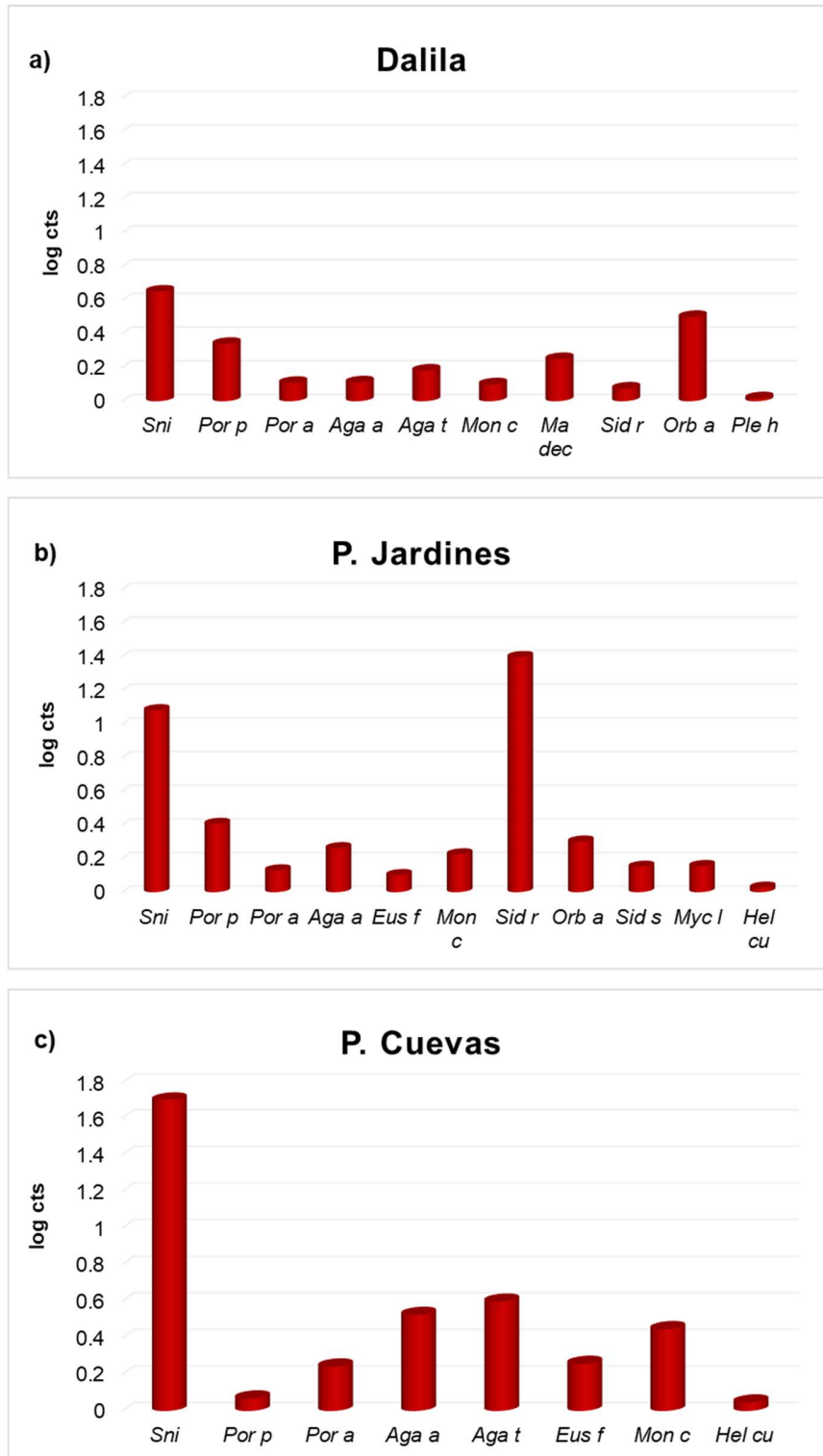


Figura 49. Especies coralinas con cobertura de *T. solidum* en arrecifes del PNAC (julio 2019).

Tabla 12. Especies coralinas que presentan cobertura de *T. solidum* julio 2019 (p <0.05)

Arrecife	Nº de spp	Especies	P	Variación entre especies
Tormentos	11	<i>P. porites</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>O. annularis</i> , <i>S. siderea</i> , <i>M. danae</i> , <i>E. knigth</i> , <i>Milepora spp.</i>	0.000071	<i>A. agaricites</i> con <i>P. homomalla</i>
Sta. Rosa	4	SNI, <i>P. porites</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>M. cavernosa</i>	0.493681	
El Cedral	10	SNI, <i>P. porites</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>S. radians</i> , <i>M. meandrites</i>	0.000149	SNI con <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>M. decactis</i> , <i>P. homomalla</i> <i>A. agaricites</i> con <i>A. tenuifolia</i> <i>A. tenuifolia</i> con <i>P. homomalla</i>
Dalila	10	SNI, <i>P. porites</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>M. decactis</i> , <i>S. radians</i> , <i>O. annularis</i> , <i>P. homomalla</i>	0.123904	
P. Jardines	11	SNI, <i>P. porites</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>S. radians</i> , <i>O. annularis</i> , <i>S. siderea</i> , <i>M. lamarckiana</i> , <i>H. cucullata</i>	<0.0001	SNI con <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>P. strigosa</i> , <i>S. siderea</i> , <i>H. cucullata</i> , <i>Eunicea</i> , <i>P. homomalla</i> <i>P. porites</i> con <i>P. homomalla</i> <i>A. agaricites</i> con <i>P. homomalla</i>
P. Cuevas	8	SNI, <i>P. porites</i> , <i>P. astreoides</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>H. cucullata</i>	0.000001	SNI con <i>P. porites</i> , <i>Por a</i> , <i>A. agaricites</i> , <i>E. fastigiata</i> , <i>M. lamarckiana</i> , <i>H. cucullata</i> , <i>A. agaricites</i> con <i>H. cucullata</i>

Finalmente, en la siguiente figura se representan sólo las cinco especies coralinas, que estuvieron presentes en los tres meses de muestreo, detectadas con la mayor abundancia (>100 individuos por mes de muestreo) y con los mayores porcentajes de cobertura ascidiana. Cabe destacar que todos los datos estadísticos se realizaron tomando en cuenta a todas las especies. Y esta imagen sólo debe tomarse como una representación visual que ayuda al texto a ser más ameno para el lector.

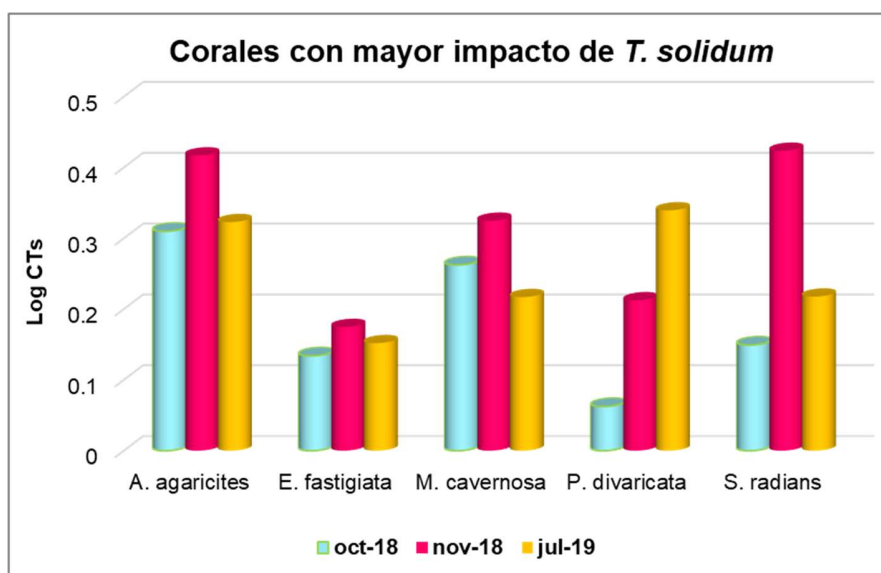


Figura 50. Especies coralinas identificadas en los tres meses de muestreo con el mayor porcentaje de cobertura de *T. solidum*

El mes de muestreo con el mayor porcentaje de cobertura de *T. solidum* fue noviembre (27%), seguido por julio (24%) y octubre con el 19%. Esto podría deberse a que durante el mes de noviembre se realizó un mayor esfuerzo de muestreo (analizando 14 arrecifes), en comparación con el mes de julio, donde se registró un porcentaje de cobertura similar, pero con un menor esfuerzo de muestreo (6 arrecifes). Por lo tanto, es probable que, de haber muestreado la misma cantidad de

arrecifes en julio, se hubiera detectado un mayor porcentaje de cobertura ascidiana. No obstante, los porcentajes registrados durante julio (verano de 2019) coinciden con lo reportado por Rodríguez *et al.* (2012), quienes también informaron una mayor cobertura de *T. solidum* durante el verano de 2009 en arrecifes del Caribe mexicano. Del mismo modo Bak *et al.* (1996) establecieron que, durante el verano de 1993 en arrecifes de Curazao, incrementó el número de colonias de *T. solidum* sobre algunas especies de coral. De acuerdo con lo establecido por Bak *et al.* (1981), el pico de crecimiento de *T. solidum* tiende a ser más alto en verano, cuando la temperatura del mar se encuentra entre 28 y 30 °C, propiciando un rápido crecimiento colonial y una mayor producción de larvas.

Los arrecifes que exhibieron el mayor impacto de cobertura ascidiana fueron P. Ladrillos, Colombia, Sta. Rosa y El Cedral, este último en octubre y julio presentó el mayor porcentaje, pero en noviembre el menor. Entre los arrecifes que mostraron una baja cobertura estuvieron La Francesa, El Cedral y Dalila, así como la zona de Tikila. En las últimas décadas, Cozumel se ha convertido en un destino turístico masivo debido a los cruceros, como señalan Pinassi y Ercolan (2017 y 2015); las actividades de ocio se han convertido en productoras y consumidoras de espacios. Se han construido clubes de playas, restaurantes, hoteles, villas y condominios, frente a algunos arrecifes del PNAC, incluyendo los arrecifes El Cedral y Sta. Rosa. En este sentido, en 2019 el espeleólogo Germán Yáñez, señaló que existen al menos 12 tubos perforando hasta 50 m de profundidad, que van directo al subsuelo. Identificó al hotel “Iberostar” como uno de los principales contribuyentes en verter sus

aguas residuales a una cueva que desemboca en el mar, directamente sobre los arrecifes mencionados (T.A, 2019). Por otra parte, los arrecifes P. Ladrillos y Colombia son algunas de las zonas con la mayor concentración tanto de embarcaciones, como de personas que practican alguna actividad de buceo, esnórquel, pesca deportiva-recreativa y recorridos en lancha (Arcos *et al.*, 2018). Las investigaciones sobre turismo, territorio y ANP indican que las actividades turístico-recreativas que se desarrollan en dichas zonas deben ser de bajo impacto y compatibles con los objetivos de la gestión del área protegida (Miranda y Alvarado, 2017; Dilschneider, 2016). Sin embargo, esto no está siendo cumplido, ya que se establecieron 3868 permisos regulados diarios para el acceso al PNAC y se ha reportado que la cantidad de visitantes se excede en temporadas turísticamente altas (CONANP, 2014), lo que ejerce una fuerte presión antropogénica sobre los arrecifes. En este sentido, Arcos *et al.* (2018) reportaron una disminución de la vegetación en el área de influencia al PNAC, esto a raíz de la creciente infraestructura urbana y turística en el litoral de la isla, lo que ha modificado el paisaje y ha favorecido efectos negativos indirectos en el PNAC. Con base en esto, se podría inferir que la contaminación derivada de la zona costera altamente urbanizada, donde la entrada de aguas residuales y de alcantarillado son en gran parte sin tratar (Murray, 2007), está exacerbando las condiciones de proliferación para *T. solidum*, puesto que Baker *et al.* (2010) y Rodríguez *et al.* (2012) sugieren que los factores locales como la eutrofización, pueden favorecer a las ascidias.

Respecto a los arrecifes con un bajo porcentaje o nula cobertura ascidiana, podemos inferir que se debe a que en la zona de Tikila existen granjas de repoblamiento coralino desde 2013 (Restore Coral, 2023). Por ende, es una zona vigilada en donde se llevan a cabo limpiezas del área, tanto de sedimentos como de organismos nocivos (algas o ascidias). Del mismo, modo enseñan a los turistas las mejores prácticas para el buceo, evitando daños directos en los corales (I.M.D.R. 2019), repercutiendo directamente en una mejor conservación del arrecife.

Se identificaron un total de 59 especies coralinas durante los tres meses de muestreo, de las cuales 4 especies fueron hidrocorales, 17 octocorales y 38 hexacorales. Existen 8 listas sistemáticas de corales exclusivamente hermatípicos disponibles para la isla de Cozumel, que muestran un total de 53 especies de hexacorales (Fenner, 1988; Jordán, 1988; Muckelbauer, 1990; Horta y Carricart, 1993; García y Loreto, 1997; Beltrán y Carricart, 1999; Fenner, 1999; Millet, 2007). Las 38 especies escleractinias identificadas durante el presente estudio representan al 72% de las especies conocidas en la isla; por lo tanto, podemos afirmar que los muestreos realizados en esta investigación reflejaron una proporción adecuada de la comunidad coralina. Cabe destacar que las especies coralinas más afectadas por *T. solidum* son Hexacorales. De acuerdo con la IUCN (2016) tres de las especies identificadas con algún porcentaje de cobertura ascidiana se encuentran dentro de la lista “Especies que precisan protección” al estar cerca a la amenaza de extinción, estas especies son *Agaricia grahamae*, *Dendrogyra cylindrus* y *Dichocoenia stokesi*, el resto de las especies con cobertura están dentro de la lista “Especies bajo

vigilancia”. En la figura 50 se representan las especies más abundantes para los tres meses de muestreo (basado en la mayor cantidad de veces que estuvieron registradas en los arrecifes); estas especies también exhibieron los mayores porcentajes de cobertura de *T. solidum*. En este estudio, *Agaricia agaricites* fue la especie más abundante y frecuente en los arrecifes visitados, Fenner (1999) la clasificó como la especie laminar más abundante en la isla. Le siguen en abundancia el género *Porites* (*P. divaricata* y *P. astreoides*), lo cual coincidió con lo reportado en este estudio y con autores más recientes (Millet, 2007; Triviño *et al.*, 2023). Por otra parte, *Montastrea* y *Siderastrea* han sido categorizadas como moderadamente abundantes por Fenner (1999) y Quinn y Kojis (2013).

Los coral *Agaricia agaricites*, *Montastrea cavernosa*, *Eusmilia fastigiata* y *Siderastrea radians* se han reportado como corales susceptibles en Cozumel (Quinn y Kojis, 2013). Por otra parte, con excepción de la última especie mencionada, estos organismos también han sido descritos como los vecinos escleractinios más comunes de *T. solidum* (Bak *et al.*, 1981; Rodríguez *et al.*, 2012) lo cual coincidió con lo observado en este trabajo. La colonización de dicho tunicado oportunista se adjudica al tipo de grietas características en estas especies coralinas, las cuales corresponden a la preferencia de microhábitat que buscan las larvas ascidianas al asentarse. El sobrecrecimiento de este organismo en tales especies coralinas coincidió con lo reportado por otros autores para Brasil (Bak *et al.*, 1981), Bonaire (Sommer *et al.*, 2010) y para algunas partes de Caribe mexicano (Rodríguez *et al.*, 2012); no obstante, nunca se había reportado sobrecreciendo en corales de la isla

Cozumel. Respecto a los corales *Porites divaricata* y *Siderastrea radians*, si bien ya habían sido reportados con sobrecrecimiento de *T. solidum* (Rodríguez *et al.*, 2012), los porcentajes de colonización eran bajos para considerarse amenazados. En este estudio, detectamos porcentajes de cobertura para dichas especies en proporciones considerablemente alarmantes; estos resultados podrían estar relacionados con el blanqueamiento coralino que se ha incrementado en la zona (Burgos y Yadary, 2023). Quinn y Kojis (2013) en arrecifes de Cozumel establecieron a la familia Siderastreidae como uno de los grupos con el mayor blanqueamiento coralino en 2011, sugiriendo que es un grupo susceptible a los cambios en su entorno, y de fácil colonización por especies oportunista como *T. solidum*. La especie *Porites divaricata* fue la única especie de las cinco más abundantes reportadas, que no está registrada como una especie susceptible, es importante destacar que *T. solidum* tiende a crecer desde la zona basal exclusivamente en esta especie, en contraste con las demás especies coralinas en donde se observó un crecimiento tapizante en la parte ventral que puede cubrir las formaciones coralinas como una especie de alfombra (Sommer *et al.*, 2010).

La colonización de *T. solidum* sobre corales escleractinios vivos se confiere a los rasgos de su historia de vida, es decir, su corto periodo pelágico de vida libre (van Duyl *et al.*, 1981), lo que resulta en el asentamiento larvario sobre las colonias coralinas más próximas. Ahora bien, este organismo no se limita a sustratos coralinos, ya que en este trabajo también se detectó sobrecreciendo en esponjas, un holotúrido y en macroalgas, tanto bioindicadoras como constructoras. *T. solidum*

aparentemente compite con mucho éxito por los recursos disponibles, como espacio y alimento. Este nuevo espacio para el asentamiento es frecuentemente producido por eventos de pequeña escala (Bak & Luckhurst, 1980) como el blanqueamiento coralino que se ha reportado desde 2011 en la isla (Quinn y Kojis, 2013), lo que propicia una ventaja y asegura el éxito larvario de las ascidias, que son producidas diariamente y durante todo el año (van Duyl *et al.*, 1981). La competencia por el espacio se ve facilitada por las rápidas tasas de crecimiento, de hasta 14 cm de crecimiento lineal por mes (Bak *et al.*, 1996).

**Relación de las variables ambientales y sedimentarias con la cobertura de
T. solidum.**

Se aplicó una correlación simple para observar relaciones entre la profundidad, temperatura del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto, CaCO₃, CO y sedimentos con respecto al porcentaje de *T. solidum*. El análisis mostró los siguientes resultados.

En el mes de octubre sólo las variables sedimentarias se correlacionaron significativamente con el porcentaje de cobertura de *T. solidum* (ver tabla 13).

Al igual que en el mes anterior, en noviembre las variables sedimentarias (textura de sedimentos) fueron las únicas que se correlacionaron significativamente con el porcentaje de cobertura de *T. solidum* (ver tabla 14).

Para el mes de julio la Temperatura y salinidad, así como, el contenido de CaCO₃, la arena media, arena gruesa y el limo grueso se correlacionaron significativamente con el porcentaje de cobertura de *T. solidum* (ver tabla 15).

Tabla 13. Correlaciones entre *T. solidum*, variables ambientales y sedimentarias octubre 2018 ($p < 0.05$).

Variable	r_s	p
Arena media	0.091	0.0003
Arena muy fina	-0.10	0.00007
Limo grueso	-0.10	0.00002

Tabla 14. Correlaciones entre *T. solidum*, variables ambientales y sedimentarias noviembre 2018 ($p < 0.05$).

Variable	r_s	p
Arena muy gruesa	-0.07	<0.0001
Arena gruesa	-0.07	<0.0001
Arena muy fina	0.05	0.01
Limo grueso	0.04	0.02

Tabla 15.. Correlaciones entre *T. solidum*, variables ambientales y sedimentarias julio 2019 ($p < 0.05$).

Variable	r_s	p
Temperatura	-0.05	0.01
Salinidad	-0.05	0.01
CaCO ₃	0.06	0.002
Arena muy gruesa	0.05	0.006
Arena gruesa	0.06	0.002
Arena muy fina	0.05	0.008

En diversos estudios, se ha determinado que la variación en los factores ambientales o fisicoquímicos como la profundidad (Sommer *et al.*, 2010), temperatura (Bak, 1981: Bak, 1996), contaminación o eutrofización (Rodríguez *et al.*, 2012) están relacionados con el aumento de *T. solidum* en los arrecifes coralinos. Sin embargo, los análisis estadísticos en este estudio no corroboraron esta información, ya que las únicas correlaciones entre las variables ambientales y el porcentaje de la ascidia se detectaron en el mes de julio, con una relación inversa entre la temperatura y la

salinidad. Si bien estudios anteriores han detectado una relación entre la temperatura del agua y el crecimiento exponencial de *T. solidum*, esta relación siempre ha sido positiva y se ha reportado en función de las tasas de blanqueamiento de corales y degradación de los arrecifes, tasas que están aumentando a nivel local y mundial, principalmente debido al calentamiento global y a la exposición de factores estresantes derivados del impacto antropogénico (Louis *et al.*, 2016; Mattan *et al.*, 2018; Hughes *et al.* 2018; Bhagooli *et al.*, 2021; Fai *et al.*, 2023).

En la salinidad se observó una relación negativa, es decir, cuando la salinidad disminuía, el porcentaje de *T. solidum* aumentaba. Esto, al igual que la temperatura se ha relacionado con el blanqueamiento coralino. Puesto que, durante la tormenta tropical Rina en 2011, Quinn y Kojis (2013) informaron blanqueamiento coralino en arrecifes al suroeste de Cozumel, estos autores indicaron que el blanqueamiento fue causado por una salinidad baja que resultó en estrés osmótico, lo cual sucede cuando los arrecifes quedan expuestos a inundaciones fluviales después del paso de grandes tormentas (Goreau, 1964; Woesik *et al.*, 1995). Durante este estudio se originó un huracán categoría 1 denominado “Michel”, el cual tuvo lugar una semana antes de realizar nuestros muestreos de octubre-18. Aunque este huracán no tocó tierra, su cercanía ocasionó efectos de viento, oleaje y lluvias fuertes (CONAGUA, 2018). Este evento meteorológico pudo haber causado un estrés osmótico en las especies coralinas del PNAC, ya que durante este mes se registró la salinidad más baja de los tres meses muestreados, lo que a su vez repercutió en un blanqueamiento coralino que propició un “nuevo” espacio para el asentamiento de *T.*

solidum. El porcentaje de cobertura de *T. solidum* tuvo una correlación positiva con la textura de sedimentos durante los tres meses de muestreo, esta relación se observó desde la arena muy gruesa hasta el limo grueso. Podemos inferir que la preferencia de *T. solidum* por el sedimento fino está relacionado con la adsorción de la materia orgánica, ya que estudios anteriores (Bak *et al.*, 1996; Fai *et al.*, 2023) han demostrado que estos organismo prefieren establecerse en zonas altamente contaminadas, como puertos marítimos (Alié *et al.*, 2021; Izquierdo, 2022). En este sentido, es importante destacar que durante los tres meses de muestreo se observó la presencia de algas bioindicadoras de contaminación, proliferando en las zonas circundantes al crecimiento de *T. solidum*. Esto puede indicar eutrofización en los arrecifes estudiados, y relacionarse con el hecho de que sólo existe una planta de tratamiento de aguas residuales al norte de la isla (CAPA, 2011). También se han reportado hoteles vertiendo sus aguas residuales sin tratamiento en la zona marina (Paz y Risdell, 2014; T.A, 2019). Aunque, en esta investigación no se realizaron análisis de nutrientes para poder asegurar eutrofización en el ecosistema. Se propone realizar más estudios al respecto. A pesar de ello, Fai *et al.* (2023) realizaron una investigación en la isla Mauricio, donde lograron vincular el brote de una ascidia invasora perteneciente a la familia Didemnidae, con el nivel de eutrofización derivado de las actividades antropogénicas en la isla. Estos hallazgos refuerzan la hipótesis planteada en esta investigación.

Las correlaciones entre la cobertura de *T. solidum* y el substrato arenoso sobre el cual se asentó, indican que este tunicado es una especie generalista, con respecto al

tipo de sustrato, ya que colonizó corales, esponjas, holotúridos, y macroalgas. Confiriendo esto a su capacidad de secreción de enzimas que degradan el tejido de los sustratos (Lengyel *et al.*, 2015) o a la falta de competidores naturales en los arrecifes de Cozumel. El crecimiento excesivo y descontrolado de este organismo podría afectar a las especies nativas y al ecosistemas en general, puesto que presentó características que la faculta como una especie oportunista (Fine *et al.*, 2001; Salomidi *et al.*, 2013). Esto a su vez podría explicar la distribución globalmente extendida que presentan los organismos de este género (Hirose y Hirose 2013; Akram *et al.*, 2015; Villalobos *et al.*, 2017). Por lo tanto, es importante monitorear y controlar la expansión de *T. solidum* en los arrecifes de Cozumel y tomar medidas para mitigar su impacto negativo. Ante la creciente evidencia de la frecuente bioinvasión provocada por ascidias coloniales en todo el mundo (Dijkstra *et al.*, 2007; Sterling *et al.*, 2019; Fai *et al.*, 2023), es esencial comprender y abordar cualquier posible amenaza adicional que las ascidias puedan representar, llevando a cabo investigaciones exhaustivas sobre la interacción, competencia y los cambios de fase en estos organismos.

CONCLUSIONES

En esta investigación se llevó a cabo el primer estudio detallado de variables fisicoquímicas, textura de sedimentos, contenido de CO y CaCO₃ en arrecifes del PNAC. Además, se describió por primera vez a la especie *T. solidum*, que no tenía confirmación de identidad formal en los arrecifes del PNAC proporcionando las primeras micrografías de zooides y larvas en MEB, también se reportan las especies coralinas que están siendo afectadas por este organismo.

En cuanto a las variables ambientales en los arrecifes del PNAC, se observaron diferencias significativas entre la profundidad en los distintos meses de muestreo. Estas diferencias estuvieron influenciadas por el aumento en el nivel del mar, que a su vez está relacionado con las distintas épocas climáticas y la topografía marina de la isla Cozumel.

La temperatura del agua mostró variabilidad entre los meses de muestreo, observando a octubre y noviembre dentro de los intervalos adecuados para estos ecosistemas, mientras que julio mostró temperaturas que podrían inducir blanqueamiento coralino, este incremento podría estar relacionado con la canícula característica de esa época del año. Es importante monitorear este factor en los arrecifes coralinos, puesto que su aumento constante y prolongado podría causar graves daños al sistema arrecifal.

La salinidad también varió entre meses, estas variaciones se derivan de la precipitación y evaporación, la corriente del Caribe, las mareas y la mezcla con el

agua dulce proveniente de las lluvias. No obstante, los valores cuantificados en esta investigación son característicos de ambientes costeros y no afectan el desarrollo coralino.

Las variaciones de pH en los distintos meses de muestreo estuvieron influenciadas por las altas tasas metabólicas de las comunidades arrecifales, así como por los procesos biogeoquímicos. Los resultados reportados aquí están dentro de lo esperado para zonas carbonatadas, siendo un indicador importante en el medio marino.

El OD no presentó variaciones significativas entre los meses de muestreo, los valores cuantificados se mantuvieron dentro de los intervalos adecuados para la mayoría de las especies coralinas, indicando condiciones adecuadas para su desarrollo. Es importante seguir monitoreando la zona de estudio para cuantificar la disponibilidad de oxígeno en los arrecifes y seguir con la conservación de la biodiversidad.

Con relación a las variables sedimentarias, los sedimentos dominantes en los arrecifes del PNAC fueron arenas finas, medias y gruesas, típicas de zonas arrecifales. Esto sugiere deposición por alta energía, posiblemente influenciada por las corrientes marinas.

El contenido de CO en los arrecifes del PNAC presentó porcentajes típicos de este tipo de ecosistemas (0-1%), esto se debe principalmente al tipo de sedimento (arenoso) en la zona, los cuales presentan una menor capacidad de adsorción de

materia orgánica. Esto sugiere que el CO presente es aportado a la zona por la materia vegetal autóctona y además que podría estar siendo asimilado por organismos oportunistas como *T. solidum*.

El alto contenido de CaCO₃ en los arrecifes del PNAC podría deberse a los restos marinos biógenos provenientes de la península de Yucatán y a la bioerosión esporádica. Además, el CO₂ disuelto en el agua se precipita como carbonato en el sedimento, contribuyendo a la producción positiva de CaCO₃ en el arrecife, lo que es crítico para su mantenimiento.

Se identificó una especie ascidiana presente en los arrecifes del PNAC, determinada como *Trididemnum solidum*, esto fue concluido después de analizar exhaustivamente características externas (forma de las colonias, coloración, tamaño, etc). Así como internas (larvas, zooides y espículas), las características determinantes de esta especie fueron sus espículas y zooides, estos últimos tenían un tamaño promedio de 0.8mm, un sifón oral con 6 lóbulos, se encontraban unidos a la matriz colonial por un pedúnculo caudal y un sifón atrial. Las espículas presentaron una forma estrellada con más de 19 radios en forma cónica y un diámetro promedio de 40µm.

Las especies coralinas que exhibieron cobertura de *T. solidum* para el mes de octubre fueron 26 de 45 identificadas; para noviembre, de 52 especies se detectaron 33 con cobertura y en julio, de 32 especies sólo 20 mostraron sobrecrecimiento ascidiano. Las especies *Agaricia agaricites*, *Porites divaricata*, *Eusmilia fastigiata*, *Montastrea cavernosa* y *Siderastrea radians* fueron las especies detectadas con la

mayor presencia en todos los meses de muestreo, pero también con los mayores porcentajes de cobertura ascidiana.

En cuanto a los porcentajes de cobertura de *T. solidum*, noviembre fue el mes donde se observó una mayor abundancia de este organismo con el 27%, seguido por el mes de julio (24%), octubre fue el más bajo con el 19%. Mientras que, los arrecifes con los mayores porcentajes de cobertura fueron P. Ladrillos, Colombia, Sta. Rosa y el Cedral, lo cual se atribuye a las altas actividades antropogénicas que se desarrollan en la zona.

Finalmente, se detectó una relación inversa entre la temperatura y salinidad con respecto a la distribución y abundancia de *T. solidum*. Por otra parte, existió una relación positiva entre los CaCO₃, el sedimento arenoso y el limo grueso con respecto a las preferencias de sustrato de *T. solidum*, lo cual nos indicó un comportamiento generalista, características propias de una especie oportunista.

Es necesario establecer a la especie *T. solidum* como una especie bioindicadora de contaminación en arrecifes coralinos, ya que la invasión de ascidias coloniales incrustantes está siendo cada vez más frecuente en arrecifes de todo el mundo.

En conclusión, esta investigación proporciona información valiosa sobre la presencia y características de *T. solidum*, reportándola como una especie oportunista. Estos hallazgos son importantes para comprender, conservar y tomar medidas de prevención que ayuden a obtener una mejor regulación y manejo de la industria turística en la región.

RECOMENDACIONES

Dentro de un proyecto tan ambicioso como lo fue este, el propósito es que la información recopilada sea de utilidad y llegue a las autoridades encargadas de tomar decisiones ecológicas de la zona. El objetivo es que el ecosistema arrecifal reciba la atención y la prioridad que merece por parte de las autoridades locales, estatales y federales, para que se tomen medidas de conservación necesarias antes de que los daños en el ecosistema se tornen irreversibles.

Entre las acciones recomendadas para el mantenimiento, buen funcionamiento y la conservación del PNAC, se incluyen las siguientes:

- ✓ Es de suma importancia y urgencia actualizar las normas mexicanas que regulan las descargas de contaminantes en aguas nacionales, así como las normas de los límites máximos permisibles, puesto que la mayoría no se han actualizado desde hace 23 años, a pesar de la obligación de Semarnat de revisarlas cada cinco años.
- ✓ Implementar más plantas de tratamiento de aguas residuales en toda la isla y la revisión del buen funcionamiento de la única planta de tratamiento que actualmente existe en la isla.
- ✓ La educación ambiental es fundamental, por ello se propone la realización de talleres y charlas informativas dirigidas a los habitantes locales, prestadores de servicios y guías turísticos, sobre las especies bioindicadoras más importantes de los arrecifes, con la finalidad de que sean capaces de reconocer las señales de estrés y contribuyan a la protección del ecosistema.

- ✓ Se plantea la imposición de multas a las embarcaciones, tanto de gran calado como a las pequeñas y a los hoteles que viertan contaminantes y aguas residuales directamente en la zona marina.
- ✓ Se debe fortalecer el control y la comunicación con los proveedores de servicios que ingresan al PNAC, para promover la conciencia ambiental, informar e influir sobre las conductas requeridas por el usuario, previo a la visita a los arrecifes, a fin de evitar impactos antropogénicos.
- ✓ Regular la cantidad diaria de visitantes que pueden acceder a realizar actividades recreativas en los arrecifes del PNAC.
- ✓ Llevar a cabo estudios sobre la capacidad de carga del ecosistema e implementar estrategias de conservación que eviten que esta capacidad sea superada.
- ✓ Actualmente, esta Área Natural Protegida, se utiliza con fines turísticos, más no de forma sustentable. Por lo tanto, es necesario ampliar e incorporar estrategias holísticas que promuevan tanto la experiencia recreativa como la educación ambiental y el desarrollo sustentable en la isla.

Se espera que la presente investigación sirva como punto de referencia para futuros estudios e investigadores interesados en la conservación de los sistemas arrecifales.

REFERENCIAS

- ACSE (Ayuntamiento de Cozumel-Subdirección de Ecología). 2021. Inventario de Flora y Fauna de la Isla de Cozumel 2018-2021. Disponible en línea en <https://documentos.cozumel.gob.mx/wpcontent/uploads/2019/05/24095139/ART9-INCISO-L.pdf> (consultado el 23 de septiembre 2021).
- Aguilar, R. L., F. Pedroche & G.J. Zertuche. 2014. Macroalgas marinas introducidas en la costa del Pacífico de México. Estado actual. *In: Especies Invasoras Acuáticas: Casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). pp. 81-117.
- Aguín, A. I., A. S. Rodríguez & A. M. García. 2020. Estudio del perifiton y otros organismos epibiontes de la ascidia *Phallusia mammillata* y su influencia en posibles epizootias. *Meridies* 23: 39-46.
- AIDA (Asociación Interamericana para la Defensa de Medio Ambiente). 2014. *La protección de los arrecifes de coral en México: Rescatando la biodiversidad marina y sus beneficios para la humanidad*. México, CDMX. 42p.
- Akram, A.S., M.L.K. Arshan & H.A. Jaffar. 2015. Occurrence of alien ascidians in V.O Chidambaranar Port, Thoothukudi. *International Journal of Human Science* 1(1): 209-216.
- Alcérreca, H. J. C., J. M. E. Callejas., S. S. Ordonez., G. Gallegos., M. J. Allmark., C. M. Johnstone & L. Carrillo. 2019. Resource assessment of the marine current developed in the Cozumel Channel. *In the 13th European Wave and Tidal Energy Conference*.

- Alié, A., L. S. Hiebert., M. Scelzo & S. Tiozzo. 2021. The eventful history of nonembryonic development in tunicates. *Journal of Experimental Zoology* 336(3): 250-266.
- Alpert, P., E. Bone & C. Holzapfel. 2000. Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 3(1): 52–66.
- Altieri, A. H., S. B. Harrison., J. Seemann., R. Collin., R. J. Diaz & N. Knowlton. 2017. Tropical dead zones and mass mortalities on coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(14): 3660-3665.
- Álvarez, C., N. José., L. U. Ordóñez., M. A. Almaral & S. A. Uicab. 2009. Composition and abundance of zooplankton groups from a coral reef lagoon in Puerto Morelos, Quintana Roo, Mexico, during an annual cycle. *Revista de Biología Tropical* 57(3): 647-658.
- AMBITONA (Ámbito Natural S.A. de C.V). 2019. *Manifiesto de impacto ambiental proyecto “LAKAM – HA COZUMEL, MÉXICO”*. Cozumel, México. 29 p.
- APIQROO. 2019. Información sobre tráfico marino de Cozumel en el año 2017. Administración portuaria integral de Quintana Roo, S.A. de C.V.
- Archer, D., P. Martin., B. Buffett., V. Brovkin., S. Rahmstorf & A. Ganopolski. 2004. The importance of ocean temperature to global biogeochemistry. *Earth and Planetary Science Letters* 222(2): 333–348.
- Arcos, L. A., R. G. S. Pavón., O. F. Martínez., C. A. G. Baca & O. C. Olivares. 2018. Organización territorial y aprovechamiento turístico sustentable en el Parque

Nacional Arrecifes de Cozumel, México. *Revista Geográfica de América Central* 3(61): 237-261.

Ardisson, P. L., M. A. May-Kúy., H. M. Dorantes & G. A. Arellano. 2011. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: consideraciones para su designación como Zona Marítima Especialmente Sensible. *Hidrobiológica* 21 (3): 261-280.

Bhagooli R., M. Soondur., S. Ramah. , A. Gopeechund., S. Jeetun & D. Kaullysing. 2021. Photo-physiology of healthy and bleached corals from the Mascarene Plateau. *Marine Science* 2: 109-120. DOI: 10.4314/wiojms.si2021.2.8

Bak, P, M., D. Y. Lambrechts., M. Joenje., G. Nieuwland & M. L. van-Veghel. 1996. Long-term changes on coral reefs in booming populations of a competitive colonial ascidian. *Marine Ecology Progress Series* 133: 303-306.

Bak, R.P.M, J. Sybesma & van-Duyf, F.C. 1981. The ecology of the tropical compound ascidian *Trididemnum solidum*. I. Reproductive strategy and larval behaviour. *Marine Ecology Progress Series* 6 (1): 35-42.

Bandaranayake, W. M. 2006. The nature and role of pigments of marine invertebrates. *Natural Product Reports* 23 (2): 223-255.

Barrera, F. X. T. 1986. Morfología de las espículas de las especies de la familia Didemnidae (Ascidiacea) del litoral de Cataluña e Islas Baleares. *Miscel-lània Zoològica* 10: 213-222.

- Bates, N. R., A. Amat. & A. J. Andersson. 2010. Feedbacks and responses of coral calcification on the Bermuda reef system to seasonal changes in biological processes and ocean acidification, *Biogeosciences* 7: 2509–2530.
- Baur, P., M. Kühl., P. Comba & L. Behrendt. 2022. Possible functional roles of patellamides in the ascidian-Prochloron symbiosis. *Marine Drugs* 20(2): 119.
- Bégin, C., J. Wurzbacher & I. Côte. 2013. Variation in benthic communities of eastern Caribbean coral reefs in relation to surface sediment composition. *Marine Biology* 160: 343–353. doi: 10.1007/s00227-012-2092-5
- Beltrán, A. U. & Carricart, J. P. 1999. Lista revisada y clave para los corales pétreos zooxantelados (Hydrozoa: Milleporina; Anthozoa: Scleractinia) del Atlántico mexicano. *Revista de Biología Tropical* 47(4): 813-829.
- Berrill, N. J. 1950. *The Tunicata*. Ray Society Publications, London. 354 p.
- Best, M.A., A. W. Wither. S. Coates. 2007. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:53–64.
- Bonsdorff, E. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity -the importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Marine Ecology Progress Series*. 205: 123-138.
- Botero, A. M. 2017. Guía ilustrada básica para la identificación de los invertebrados marinos de isla fuerte, Bolívar. Tesis de Licenciatura en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D.C. 30 p.

- Brown, B. E., Dunne, R. P., Somerfield, P. J., Edwards, A. J., Simons, W. J. F., Phongsuwan, N. Phongsuwan, L. Putchim, L. Anderson & M. C. Naeije, (2019). Long-term impacts of rising sea temperature and sea level on shallow water coral communities over a ~40-year period. *Scientific Reports*, 9(1): 1-12.
- Brusca R. C. & G. J. Brusca. 2003. *Invertebrates*. 2a ed. Sinauer Associates, Massachusetts, 922 pp.
- Bryant, D. L. Burke., J. Mc Manus & M. Spalding. 1998. *Arrecifes en Riesgo: Un Indicador Basado en Mapas de las Amenazas a los Arrecifes de Coral*. Instituto de Recursos Mundiales, Washington, D.C. 60 p.
- Burger, J. 2006. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environmental Bioindicators* 1: 136-144.
- Burgos, E. & K. Yadary. 2023. Análisis comparativo de las condiciones del ambiente físico del arrecife coralino en base a teledetección activa en la reserva marina El Pelado, isla Lizard e isla Cozumel, 2012 – 2021. Tesis de Licenciatura en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias del Mar, UPSE, Ecuador. 111p.
- Burke. L., K. Reytar., M. Spalding & A. Perry. 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute Washington. D.C. 131 p.
- Caldeira, K., Wickett, M. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425: 365.
- Calderón, A. L. E., B. H. Reyes., J. D. Carriquiry. 2007. El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: estudios en el Pacífico mexicano. In: Hernandez

de la Torre B., Gaxiola Castro G. (eds.). Carbono en Ecosistemas acuáticos de México. SEMARNAT-INE CICESE México, pp. 215–226.

Calva, B. L., B. Méndez-Montaño., M. del R. Torres., F. Varona & G. M. Trejo-Aguilar. 2014a. Hidrocarburos aromáticos policíclicos y carbono orgánico en sedimentos de la Costa Maya Sur. *In: Botello, V. A., J. Rendón-von Osten., J. A. Benítez & G. Gold-Bouchot (Eds.). Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias.* 3ra ed. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida, 399-424.

Calva, L. G. & M. R. Torres. 2000. Distribución de carbohidratos, carbono y nitrógeno orgánico en sedimentos de tres lagunas costeras del Golfo de México. *Hidrobiológica* 10(2): 101-114.

Calva-Benítez, L.G & R. Torres-Alvarado. 2011a. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del golfo de México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 27 (2):133-144.

Calva-Benítez, L.G & R. Torres-Alvarado. 2011b. Textura de sedimentos y carbono orgánico en el sistema costero lagunar Alvarado, Veracruz. *Contactos* 81, 11-16.

CAPA (Comisión del Agua Potable y Alcantarillado). 2011. Ampliación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito, Cozumel, Quintana Roo. Disponible en <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/estudios/2009/23QR2009H0041.pdf> (consultado el 05 de octubre 2023).

- Carabias, L. J. 1998. Programa de manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel: México. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 165 p.
- Carballo, J. L. & S. Naranjo. 2002. Environmental assessment of a large industrial marine complex based on a community of benthic filter-feeders. *Marine Pollution of Bulletin* 44: 605-610.
- Carranza, E., L. H. Rosales., S. P. Santiago. 1996. A reconnaissance study of carbonates in Mexican beach sands. *Sedimentary Geology* 101(3-4): 261–268.
- Carranza-Edwards, A., A. Z. Márquez-García., C.I. Tapia-Gonzalez., L. Rosales-Hoz & M.A. Alatorre-Mendieta. 2015. Cambios morfológicos y sedimentológicos en playas del sur del Golfo de México y del Caribe noroeste. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 67(1): 21-43.
- Carricart-Gavinet, J. P. & M. Merino 2001. Growth responses of the reef-building coral *Montrastrea annularis* along a gradient of continental influence in the souther Gulf of Mexico. *Bulletin Marine Sciences*, 68:133-146.
- Carrillo, N. 2011. Atlas de Riesgos del Municipio de Cozumel 2011. Cozumel. México: Municipio de Cozumel.
- Carriquiry B.J.D. 2010. Monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal de áreas naturales protegidas del norte de Quintana Roo con mayor vulnerabilidad al cambio de fase arrecifal: Primera Etapa. Universidad Autónoma de Baja California. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM012. Ciudad de México.

- Carriquiry, J. D., J. A. Villaescusa., A. L. Cupul-Magaña & F. A. Rodríguez-Zaragoza. 2017. Monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal de áreas naturales protegidas del norte de Quintana Roo con mayor vulnerabilidad al cambio de fase arrecifal: Segunda Etapa. Universidad Autónoma de Baja California. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Informe final SNIB-CONABIO, Proyecto No. GM006. Ciudad de México.
- Castro, D. R. A. 1976. Las arenas carbonatadas marinas entre Isla Mujeres e Isla Cozumel. *Boletín de la sociedad Geológica Mexicana* 37: 49-52.
- Cetina, P., J. Candela, J. Sheinbaum, J. Ochoa & A. Badan. 2006. Circulation along the Mexican Caribbean Coast. *Journal of Geophysical Research* 111(8): 1-19. doi: 10.1029/2005JC003056.
- Chávez, G., J. Candela & J. Ochoa. 2003. Subintertial flows and transports in Cozumel Channel. *Journal of Geophysical Research* 108(2): 30-37.
- Tran, C.K., D. Valdes., J. Euan., E. Real & E. Gil. 2002. Status of water quality at Holbox island Quintana Roo State, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 5: 173-189.
- Cid, M. L. & G. A. Mendoza. 2007. Flora Ficología: Diversidad, importancia económica y conservación. In: Mejía-Ortíz, L. M (eds.). *Biodiversidad acuática de la isla de Cozumel. Universidad de Quintana Roo. Plaza y Valdés. México*, pp 81-113.
- Coles, S. L. & P. L. Jokiel. 2018. *Effects of salinity on Coral Reefs*. Pollution in Tropical Aquatic Systems. 147 p.

Comeau, S., E. Tambutté., R. C. Carpenter., P. J. Edmunds., N. R. Evensen., D. Allemand., A. A. Venn. 2017. Coral calcifying fluid pH is modulated by seawater carbonate chemistry not solely seawater pH. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1847): 20161669.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional). 2018. Información histórica Ciclones tropicales 2018. Disponible en línea en: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Ciclones%20Tropicales/Ciclones/2018-Michael.pdf> (Consultado el 08 de octubre 2023).

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2014. Presentación en Powerpoint sobre el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. Oficinas CONANP-Cozumel, Quintana Roo, México. Documento sin publicar.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2016a. Resiliencia Áreas Naturales Protegidas Soluciones naturales a retos globales. Reporte técnico. México, 157 p. Disponible en línea en: https://www.conanp.gob.mx/ProyectoResiliencia/ResilienciaANP_SolucionesNaturalesARetosGlobales.pdf (consultado el 08 de octubre 2021)

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2016b. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna la porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de la Isla de Cozumel. Reporte técnico. México. 248 p.

Cornwall, C. E., S. Comeau., N. A. Kornder., C. T. Perry., R. van Hooijdonk., T. M. DeCarlo & R. J. Lowe. 2021. Global declines in coral reef calcium carbonate production under

ocean acidification and warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (21): 1-10.

Couce, E., A. Ridgwell & E. J. Hendy. 2012. Environmental controls on the global distribution of shallow-water coral reefs. *Journal Biogeography* 39: 1508–1523.

Cruz-García, R. 2018. Evaluación de la respuesta a factores de estrés en los corales hermatípicos y en los grupos morfo funcionales asociados en el parque nacional islas Marietas, Nayarit, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología), ICMYL, UNAM, México. 60 p.

Cruz-Martinez, C. A. 2021. Indicadores relacionados con el cambio climático para monitorear la restauración de arrecifes de coral-caso de estudio para Isla Fuerte, Colombia. Tesis de Licenciatura en Ecología, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Bogotá D.C. 51 p.

CSF. 2017. *Conservación Estratégica en el marco del Proyecto de Valoración de los Servicios Ecosistémicos de las Áreas Naturales Protegidas Federales en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales por conducto de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 14 p.

Cuthbert, W., M. Williams-Smith., D. Arróliga., O. Mendoza, J. Torres & O. Flores. 2019. Índice de salud arrecifal (ISA) en los arrecifes coralinos de Cayos Miskitos. *Revista Universitaria del Caribe* 22 (1): 16-23.

Cúmez, L. B. 2022. Determinación de estrés oxidativo y B-esterasas en sangre de la tortuga blanca (*Chelonia mydas*) como biomarcadores de perturbación ambiental.

Tesis de Maestría en Ciencias (Biología marina) Centro de Investigación Biológicas del Noroeste, SC. 91 p.

Cyronak, T., A. J. Andersson., C. Langdon., R. Albright., N. R. Bates., K. Caldeira., C. Renee., J. E. Corredor., R. B. Dunbar., I. Enochs., J. Erez., B. D. Eyre., J. P. Gattuso., D. Gledhill., H. Kayanne., D. I. Kline & S. Yamamoto. 2018. Taking the metabolic pulse of the world's coral reefs. *PloS one* 13(1): 1-17.

Cyronak, T., Y. Takeshita., T. A. Courtney., E. H. DeCarlo., B. D. Eyre., D. I. Kline., T. Martz., P. Heather., N. Price., J. Smith., L. Stoltenberg, T. Martin & A. J. Andersson. 2020. Diel temperature and pH variability scale with depth across diverse coral reef habitats. *Limnology and Oceanography Letters* 5(2): 193-203.

Del Cero, P. V. 2013. La playa y el océano profundo. *In: Caríssimo, M. S., Del Cero, P. V., C. Fonalleras., P. M. Silva & M. L. Giordano (Eds.). Ecosistemas acuáticos. Escritura en Ciencias, pp. 39-48.*

Delgado, C., & A. Gomero. 1988. Textura, carbono orgánico y carbonatos de los sedimentos del margen continental peruano. *Congreso latinoamericano de ciencias del mar. Lima Perú, 12 p.*

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León & M. G. Castro. 2019. Biodiversidad de los peces en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, Caribe Mexicano. *In: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil & J. Gutiérrez (Eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 117-129.*

- Díaz-Ruiz. S., A. Aguirre-León & E. Arias-González. 1998. Habitat interdependence in coral reef ecosystems: a case study in a Mexican Caribbean reef. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 387-397.
- Dijkstra, J., L.G. Harris & E. Westerman. 2007. Distribution and long-term temporal patterns of four invasive colonial ascidians in the Gulf of Maine. *Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 61-68. DOI 10.1016/j.jembe.2006.10.015.
- Dilschneider, L. 2016. Propuesta de valorización del patrimonio ambiental para el desarrollo del ecoturismo en el Área Natural Protegida Caleta de los Loros-Pozo Salado-Punta Mejillón. Provincia de Río Negro. Tesis de Licenciatura (Turismo), Universidad Nacional del Sur, Argentina. 85 p.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 1996. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Arrecifes de Cozumel. Diario Oficial de la Federación. 19 de julio 1996. México.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2022. Concesión otorgado en favor de la empresa Muelles del Caribe, S.A. de C.V., para usar y aprovechar bienes de dominio público de la Federación, consistentes en una zona federal marítima para la construcción, operación, aprovechamiento y explotación de una Terminal Marítimo-Portuaria de cruceros, de uso particular, propiedad Nacional, ubicada en el Municipio de Isla de Cozumel, fuera de los límites del Recinto Portuario, en el Estado de Quintana Roo. Diario Oficial de la Federación. 05 de enero 2022. México.

- Duckworth, A. R., L. West., T. Vansach., A. Stubler & M. Hardt. 2012. Effects of water temperature and pH on growth and metabolite biosynthesis of coral reef sponges. *Marine Ecology Progress Series* 462: 67-77.
- Dueñas, L.F., J. Montenegro., A. Acosta., F. Cardenas., M. Sepúlveda., A. Vidal & C. Villamil. 2010. *Guía para el reconocimiento de corales escleractinios juveniles en el Caribe*. INVEMAR Serie de Documentos Generales No. 42. Bogotá D.C. Colombia 26 p.
- Durán, A., & Alcolado, P. M. 2011. Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica* 8: 25-29.
- Eakin, C. M., J. Kleypas & O. Hoegh-Guldberg. 2008. Cambio climático global y arrecifes de coral: aumento de las temperaturas, acidificación y necesidad de arrecifes resilientes. *In: Wilkinson C. (Ed.). Estado de los arrecifes de coral del mundo*. Red mundial de Monitoreo de arrecifes de coral y Centro de investigación de arrecifes y bosques tropicales, pp 29-34.
- Endara-Pinillos, P. A. 2011. *Identificación taxonómica y caracterización de la gemación en ascidias de Colombia y Panamá*. Colombia, 23 p.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2002. Mid Atlantic Integrated Assessment (MAIA) Estuaries 19978-1998: Summary Report. EUA. 115p.

- Estrada, S., H. Molina., C. Pérez., M. Medellín., B. González & F. Álvarez. 2020. Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. *Coral Reefs* 39 (3): 861–866.
- Fai, A. L. Y., D. Kaullysing., S. Jeetun.,M. Soondur & R. Bhagooli. 2023. Diplosoma simile (Ascidiacea: Didemnidae) distribution and its photosynthetic thermal stress responses from Mauritius: Implications for invasive or opportunistic behavior. *Indo Pacific Journal of Ocean Life*, 7(1): 16-26.
- Fenner, D.P. 1988. Some leeward reefs and corals of Cozumel, México. *Bulletin of Marine Science* 42(1): 133-144.
- Fenner, D.P. 1999. New observations of the stony coral (Scleractinia, Milleporidae and Stylasteridae) species of Belize (Central America) and Cozumel (Mexico). *Bulletin of Marine Science* 64(1): 143-154.
- Fernández-Eguiarte, A., A. Gallegos-García & J. Zavala-Hidalgo. 1992. Oceanografía Física (Masas de Agua y Mareas de los Mares Mexicanos) IV. 9.1, 1: 4000000. *Atlas Nacional de México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Ferrer, L. M., A. L. T. Albuérne & F. D. J. Martínez. 2023. Un futuro de océanos desiertos: pesca, acuicultura y cambio climático. *Revista Digital Universitaria* 24(2): 1-10.
- Filipek, L. & R. Owen. 1980. Early diagenesis of organic carbon and sulfur in outer shelf sediments from the Gulf of Mexico. *American Journal of Science* 280(10): 1097-1112.

- Fine, M., H. Zibrowius & Y. Loya. 2001. *Oculina patagónica*: a non lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 138: 1195–1203.
- Flemming, B.W. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research* 20(10-11):1125-1137.
- Freeman, L. A., J. A. Kleypas & A. J. Miller. 2013. Coral reef habitat response to climate change scenarios. *Plos One* 8: 1-14.
- Gagliano, M., M. I. McCormick., J. A. Moore & M. Depczynski. 2010. The basics of acidification: baseline variability of pH on Australian coral reefs. *Marine Biology* 157(8): 1849-1856.
- García, G. & Loreto R.M. 1997. *Caracterización de las arrecifes coralinos de Isla Cozumel, Quintana Roo, México*. Amigos de Sian Ka'an. 99 p.
- Gardner, T. A., I. M. Coté., J. A. Gill., A. Grant & A. R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301(5635): 958-960.
- Garza-Pérez, J. R. 2011. *Evaluación de comunidades bentónicas arrecifales*. Guía de campo y laboratorio. PAPIME, DGAPA-UNAM, 25 p.
- Gattuso, J. P., D. Allemand & M. Frankignoulle. 1999. Photosynthesis and calcification at cellular, organismal and community levels in coral reefs: a review on interactions and control by carbonate chemistry. *American zoologist* 39(1): 160-183.

- Gil, A.D.L., C.R. Navas., R.A. Rodríguez., N.V.C. Reyes., S. Bejarano., F.J. Garzón & G.W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 38 (2).
- GISD (Global Invasive Species Database). 2019. Species profile: *T. solidum*. Disponible en line en: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1654> on 03-07-2019. (consultado el 05 marzo de 2020).
- Glynn, P. W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral reefs* 12: 1–17.
- Glynn, P. W., & D. P. Manzello. 2015. Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance. *Coral reefs in the Anthropocene* 67-97.
- Gómez L. P. & G. Green. 1984. Sistemática de las esponjas marinas de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Anales Instituto Ciencias del Mar y Limnología* 11 (1): 65-90.
- González Farias, F.A., M.R. Hernández Garza y G. Díaz González. 2006. Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon estuarine system in Northwest Mexico. *International Journal Environmental & Pollution* 26(1/2/3): 234-253.
- González, O. C., & G. Hurtado. 2012. Caracterización climática del Archipiélago de San Andrés y Providencia. In: Gómez, L. D., Q. C. Segura., C. Sierra & J. T. Garay (eds.). *Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” -INVEMAR- y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Santa Marta, Colombia, pp. 53-59.

- González, Z. C. A., & Vallarino, A. 2014. Los bioindicadores ¿Una alternativa real para la protección del medio ambiente? In: Zuarth G. C. A., Vallarino A., Pérez J. C & Low, M. (eds.). Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México, pp 21-37.
- Goreau, T.J. 1964. Mass expulsion of zooxanthellae from Jamaican reef communities after Hurricane Flora. *Science* 145(19); 383-386.
- Grassé, P. P. 1961. *Précis de Zoologie I -Invertebrés*. Masson, Paris. 461 p.
- Gray, S. C., K. L. Gobbi & P. V. Narwold. 2008. Comparison of sedimentation in bays and reefs below developed versus undeveloped watersheds on St. John, US Virgin Islands. In Proceedings of the 11th international coral reef symposium 1: 351-356.
- Guadayol, Ò., N. J. Silbiger., M. J. Donahue., F. I. M. Thomas. 2014. Patterns in Temporal Variability of Temperature, Oxygen and pH along an Environmental Gradient in a Coral Reef. *Plos One* 9(1): 1-12.
- Guan, Y., Hohn, S. & A. Merico. 2015. Suitable environmental ranges for potential coral reef habitats in the tropical ocean. *Plos One* 10(6): 1-13.
- Guldberg, O. H., L. Pendleton & A. Kaup. 2019. People and the changing nature of coral reefs. *Regional Studies in Marine Science* 30:100699. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.1006992>
- Gutierrez, S.C. & J.C. Zavala. 2001. Rasgos hidromorficos de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos. *Terra* 20: 101-111.

- Gutiérrez, A. M. 2007. Biología y calidad del agua del acuífero norte de Quintana Roo. Universidad de Quintana Roo Cozumel, México. *Teoría y Praxis* 135-141.
- Hernández-Cruz, R., C. Sherman., E. Weil & P. Yoshioka. 2009. Spatial and temporal patterns in reef sediment accumulation and composition, southwestern insular shelf of PR. *Caribbean Journal Science* 2(3): 138–150. doi: 10.18475/cjos.v45i2.a3
- Hernández, D. E., E. L. Díaz., C. M. Ortiz., M. Rodríguez., N. Jiménez & J. Torres. 2019. *Guía para la identificación de los corales más comunes en Puerto Rico*. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, Puerto Rico. 114 p.
- Hernández-Delgado, E. A., J. Medina., V. Ortiz., M. Mas., P. Marrero., H. Mattei. 2009. Biological Characterization of Shallow-Water Coral Reef Communities across a Water Quality Gradient within the Luis Pe-a Channel Natural Reserve, Culebra Island, Puerto Rico (Final Technical Report). Disponible en línea en: <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/1079859/Hernand> (consultado 20 octubre 2022).
- Hernández-Zanuy, A., A. García-Cagide., N. Borrero & J. L. Carballo. 2007. Alimentación de la ascidia *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: *Perophoridae*) en dos áreas de manglar de Cuba. *Revista de biología tropical* 55(2): 499-507.
- Hirose, E. & Y. Nozawa. 2020. Convergent evolution of the vertical transmission mode of the cyanobacterial obligate symbiont Prochloron distributed in the tunic of colonial ascidians. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58 (4): 1058-1066.

- Hirose, M., T. Tochikubo & E. Hirose. 2010. Taxonomic significance of tunic spicules in photosymbiotic ascidians: a quantitative and molecular evaluation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(5): 1065-1071.
- Hirose M. & E. Hirose. 2013. Photosymbiotic ascidians from oceanic islands in the tropical Pacific as candidates of long-dispersal species: morphological and genetic identification of the species. *Aquatic Invasions* 8(3): 271-280.
- Hoegh-Guldberg, P. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50: 839–866.
- Hoegh-Guldberg, P. J., A. J. Mumby., R. S. Hooten., P. Steneck., E. Greenfield., C. D. Gomez., P. F. Harvell., A. J. Sale., K. Edwards., N. Caldeira., C. M. Knowlton., R. Eakin., N. Iglesias-Prieto., R. H. Muthiga., A. D. Bradbury & M. E. Hatziolos. 2007. Coral Reefs under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318 (5857): 1737-1742.
- Hoeksema, B. W., H. J. E. García., G. W. van Moorsel., G. Olthof & H. A. ten Hove. 2020. Extension of the recorded host range of Caribbean Christmas tree worms (*Spirobranchus spp.*) with two scleractinians, a zoantharian, and an ascidian. *Diversity* 12(3): 115-119.
- Holmes, K. 2000. Effects of eutrophication on bioeroding sponge communities with the description of new West Indian Sponges, *Cliona spp.* (Porifera: Hadromerida: Clionidae). *Invertebrate Biology* 119: 125–138.

Horta, G. & Carricart, J.P. 1993. Corales pétreos recientes (Milleporina, Stylasterina y Scleractinia) de México. *In: Salazar-Vallejo S. I. & González N. E. (Eds). Biodiversidad Marina y Costera de México.* CONABIO/CIQRO, México, D. F. pp 64-78.

Hughes T. P., A. H. Baird., D. R. Bellwood., M. Card., S.R. Connolly., C. Folke., R. Grosberg., O. Hoegh-guldberg., J. B. C. Jackson., J. Kleypas., J. M. Lough., P. Marshall., M. Nystrom., S. R. Palumbi., J.M. Pandolfi., B. Rosen & J. Roughgarden. 2003. Climate Change, Human Impacts and the Resilience of Coral Reefs. *Science* 301: 929-933.

Hughes, T. P., J. T. Kerry, A. H. Baird., S. R. Connolly., A. Dietzel., C. M. Eakin., S. F. Heron., A. S. Hoey., M. O. Hoogenboom., G. Liu., M. J. McWilliam., R. J. Pears., M. S. Pratchett., W. J. Skirving., J. S. Stella & G. Torda. 2018. Global warming transforms coral reefs assemblages. *Nature* 556, 492-496.

Humann, P. & N. Deloach. 2019. Reef Coral Identification: Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications. Jacksonville, FL. 270 p.

I.M.D.R. (Fondo para el Sistema Arrecifal Mesoamericano Iniciativa Mesoamericana de Rescate de Arrecifes). 2019. Determinación de Acciones y Costos para la Restauración de Arrecifes por Daños Causados por Huracanes en Sitios Seleccionados de la Región del SAM. Disponible en línea en: <http://marfund.org/es/wp-content/uploads/2020/02/Estudio-2.-Estimaci%C3%B3n-de->

Costos %E2%80%93Documento-T%C3%A9cnico.pdf (consultado el 01 octubre 2023)

IPCC. 2013. Summary for Policymakers. *In*: Stocker, T. F., D. Qin., G. K. Plattner., M. M. B. Tignor., S. K. Allen., J. Boschung., A. Nauels., Y. Xia., V. Bex & P. M. Midgley. Climate (Eds.). Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, pp. 1-27.

IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species). 2016. Lista Corales en peligro de extinción. Disponible en línea en: <https://todomarino.com/comunidad/temas/lista-corales-en-peligro-extinci%C3%B3n-lista-roja-especi> (consultado 08 octubre 2023).

Izquierdo, A. M. 2022. Contribución al conocimiento de la fauna exótica en el mar mediterráneo, con especial atención al sudeste ibérico. Tesis de Doctorado en Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, España. 146 p.

Janben, A., A. Wizemann., A. Klicpera., D. Y. Satari., H. Westphal & T. Mann. 2017. Sediment composition and facies of coral reef islands in the Spermonde Archipelago, Indonesia. *Frontiers in Marine Science* 4(144): 1-13.

Jiménez, J. C. P., C. M. Jiménez., F .L. Reynoso & M. D. R. Chávez. 2023. Fuentes de contaminación terrestres con impactos en arrecifes coralinos de la zona centro del golfo de México. *Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología* 16: 1146-1152.

- Johnson, M. D., J. J. Scott., M. Leray., N. Lucey., L. M. R. Bravo., W. L. Wied & A. H. Altieri. 2021. Rapid ecosystem-scale consequences of acute deoxygenation on a Caribbean coral reef. *Nature communications* 12(1): 1-12.
- Jordán, E. 1988. Arrecifes profundos en la isla de Cozumel, México. *Anales de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 15(2): 195-208.
- Jury, C. P., F. I. Thomas., M. J. Atkinson & R. J. Toonen. 2013. Buffer capacity, ecosystem feedbacks, and seawater chemistry under global change. *Water* 5(3): 1303-1325.
- Kleypas, J. A., J. W. McManus & L. A. Meñez. 1999a. Environmental Limits to Coral Reef Development: Where Do We Draw the Line. *American Zoologist* 39: 146–159.
- Kleypas, J. A., R. W. Buddemeier & J. Guttuso. 2001. The future of coral reefs in an age of global change. *International Journal of Earth Sciences* 90: 426–437.
- Kleypas, J. A., R. W. Buddemeier., D. Archer., J. P. Gattuso., C. Langdon., B. N. Opdyke. 1999b. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on Coral Reefs. *Science* 284 (5411): 118–120.
- Kott, P. 1974. The evolution and distribution of Australian tropical Ascidiacea. Proceedings of the Second International Coral Reef Symposium 1. *Great Barrier Reef Committee* 405-423.
- Kraines, S., Y. Suzuki., K. Yamada., H. Komiyama. 1996. Separating biological and physical changes in dissolved oxygen concentration in a coral reef. *Limnology Oceanography* 41:1790–1799.

- Lambert, G. 2005. Ecology and natural history of the protochordates. *Canadian Journal of Zoology*. 83 (1): 34-50.
- Langdon, C., T. Takahashi., C. Sweeney., D. Chipman., J. Goddard., F. Marubini., H. Aceves., H. Barnett., M. J. Atkinson. 2000. Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. *Global Biogeochemistry Cycles* 14: 639–654.
- Lazo, S. F. P. 2020. Biodiversidad de corales en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, Quintana Roo (julio 2019). Servicio Social en Ciencias (Hidrobiología), UAM-I, CDMX, México. 22 p.
- Lewin, R.A. 1977. Prochloron, type genus of the Prochlorophyta. *Phycologia* 16: 217-237.
- Linton, D. M., & G. F. Warner. 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, 46(3-4), 261-276.
- López, M. P. G., F. A. C. Ruiz., C. J. A. Sanchez-Cabeza., B. I. van Tussenbroek., M. T. Cuellar & B. L. H. Pérez. 2020. Temporal trends of organic carbon accumulation in seagrass meadows from the northern Mexican Caribbean. *Catena* 194: 104645.
- López P. A., C. E. Ramírez., R. F. Granja., F. Z. Rodríguez & V. A. Pérez. 2023. Corales blancos, corales estresados Huatulco. El niño 2023. *Espacio profundo* 183: 33-37.
- Lorente, I., D. Gamo., J. L. Gómez., R. Santos., L. Flores., A. Camacho., L. Galindo & J. Navarro. 2004. Los efectos biológicos del cambio climático. *Ecosistemas* 13(1): 3-10.

- Lotufo, T. M. D. C. 2002. Ascidiacea (Chordata: Tunicata) do litoral tropical brasileiro. Tesis de Doctorado en Ciencias (Zoología), Instituto de Ciencias, Universidad de Sao Paulo, Brasil. 184 p.
- Louis, Y.D., R. Bhagooli., D. Seveso., D. Maggioni., P. Galli., M. Vai & S.D. Dyll. 2020. Local acclimatisation-driven differential gene and protein expression patterns of Hsp70 in *Acropora muricata*: implications for coral tolerances to bleaching. *Molecular Ecology* 29(22): 4382-4394. DOI: 10.1111 MEC.15642
- Loya, Y. 1976. Effects of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rican Corals. *Bulletin of Marine Science* 26: 450–466.
- Maggioni, T. 2017. Diversidad, distribución y ecología trófica de ascidias de ambientes marinos profundos. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 162 p.
- Mattan-Moorgawa, S., S.D. Rughooputh & R. Bhagooli. 2018. Variable PSII functioning and bleaching conditions of tropical scleractinian corals pre- and post-bleaching event. *Ocean Life* 2(1): 1-10. DOI 10.13057/oceanlife 0020101.
- McNeil, B. I., R. J. Matear & D. J. Barnes. 2004. Coral reef calcification and climate change: The effect of ocean warming. *Geophysical Research Letters* 31(22): 1-4.
- Méar, Y., E. Poizot., A. Murat., P. Lesueur & M. Thomas. 2006. Fined-grained sediment spatial distributon on the basis of a geostatistical analysis: Example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental Shelf Research* 26: 2335-2351.

- Méndez-Montaño, B.A. 2012. Evaluación de la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos recientes y moluscos (bivalvos) en el sistema Lagunar La Grande-La chica, Veracruz, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología), UAM-I, México. 171 p.
- Michibata, H., H. Hirose., K. Sugiyama., Y. Ookubo & K. Kanamori. 1990. Extraction of a vanadium-binding substance (vanadobin) from the blood cell of several ascidian species. *Biology of Bulletin* 179 (1): 140-147.
- Millar, R.H. 1962. Some ascidians from the Caribbean. *Stud. Fauna Curacao* 13: 61-77.
- Millet, M., Álvarez, F. L. & Reyes, B. H. 2007. Estructura comunitaria de corales escleractinios en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. *In: Mejía- Ortíz, L. M. (Eds). Biodiversidad acuática de la Isla de Cozumel. Universidad de Quintana Roo, México, pp 327-347.*
- Miranda y Alvarado. 2017. Relaciones territoriales de la actividad turística en torno al Parque Nacional Rincón de la Vieja, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*.185-207.
- Miththapala, S. 2008. Coral Reefs. *Coastal Ecosystems Series* 1: 1-36.
- Moberg, F. & Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29 (2): 215-233.
- Monniot C., F. Monniot & P. Laboute. 1991. Coral rock ascidians of New Caledonia. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle Paris*. Éditions de l'ORSTOM, Collection Faune Tropicale 30: 1-247.

- Monniot, F. 1983. Ascidies littorales de Guadelope I. Didemnidae Bulletin Du Museum National D'histoire Naturelle Section a Zoologie Biologie. *Et Ecologie Animales*, 5(1): 3-49.
- Morell-Christ, N. 2019. Cultivo “ex situ” para la restauración de arrecifes de coral del género *Pocillopora* (Bahía Culebra, Costa Rica). Tesis de Licenciatura en Ciencias del Mar, Facultad de veterinaria y Ciencias Experimentales, Universidad Católica De Valencia San Vicente Mártir, España. 40 p.
- Moreno-Dávila, B. B. 2013. Taxonomía y biogeografía de ascidias (Tunicata: ascidiacea) asociadas a mantos de rodolitos y bosques de sargazo en el noroeste del Pacífico Mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias Marinas y Costeras (CIMACO), Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 224 p.
- Mosiño, A.P. & E. García. 1974. The climates of Mexico. *In*: R. A. Bryson., F. K. Hare (eds.). *The climates of North America, World survey of climatology*. Elsevier publicaciones, Amsterdam, pp. 345-405.
- Muckelbauer, G. 1990. The Self of Cozumel, Mexico: Topography and Organisms. *Facies*. 23:185-240.
- Muehllehner, N., C. Langdon., A. Venti & D. Kadko. 2016. Dynamics of carbonate chemistry, production, and calcification of the Florida Reef Tract (2009–2010): Evidence for seasonal dissolution. *Global Biogeochemical Cycles* 30(5): 661-688.

- Mumby, P. J., C. P. Dahlgren., A. R. Harborne., C. V. Kappel., F. Micheli., D. R. Brumbaugh., K. E. Holmes., J. M. Mendes., K. Broad., J. N. Sanchirico., K. Buch., S. Box., R. W. Stoffle & A. B. Gill. 2006. Fishing Trophic Cascades, and the Process of Grazing on Coral Reefs. *Science* 311: 98-101.
- Navarrete, A. J. 2006. Trayectoria de tarjetas de deriva liberadas en Banco Chinchorro, Quintana Roo. *Universidad y Ciencia* 22(1): 89-93.
- Nelson, H. R. & A. H. Altieri. 2019. Oxygen: the universal currency on coral reefs. *Coral Reefs* 38(2): 177-198.
- Niño-Torres, L. A. 2020. Caracterización hiper esperar de especies coralinas formado horas de arrecifes en la isla de Cozumel, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología marina), Sisal, Yucatán. 92 p.
- NOAA (Administración Oceánica y Atmosférica Nacional), Departamento de Comercio. 2019. U.S. Gobierno de los Estados Unidos. Disponible en línea en: <http://oceanservice.noaa.gov/podcast/feb10/dd022410transcript.html> (consultado el 23 de septiembre 2021).
- Norzagaray-López, C. O., L.E. Calderón-Aguilera., L. Álvarez-Filip., L. M. Barranco-Servin., R. A. Cabral-Tena., J. P. Carricart-Ganivet & J. A. Tortolero-Langarica. 2018. Base de datos de almacenes de carbonato de calcio en arrecifes coralinos de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2(3): 147-163.

- Núñez-Useche, F., R. Barragán & C. Canet. 2014. Sedimentación carbonatada, silícica y otros sedimentos químicos en los ambientes marinos profundos. *La frontera final: el océano profundo* 57-83.
- O'Farrell, S. & O. Day. 2006. Report on the 2005 mass coral bleaching event in Tobago, part 1: results from phase 1 survey. *Buccoo Reef Trust Trinidad Tobago Coral Cay*.
- Obura, D. O. 2009. Reef corals bleach to resist stress. *Marine Pollution Bulletin* 58: 6- 12.
- Olsen, L. M., M. Öztürk., E. Sakshaug & G. Johnsen. 2006. Photosynthesis-induced phosphate precipitation in seawater: ecological implications for phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 319: 103-110.
- Olson, R. R. 2014. Photoadaptations of the Caribbean Colonial Ascidian-Cyanophyte Symbiosis *T. solidum*. *Biological Bulletin*, 1760 (1): 62-74.
- Orellana, R., F. Nava & C. Espadas. 2007. El clima de Cozumel y la Riviera Maya. In: Mejía-Ortiz, L. M. (Ed.). *Biodiversidad acuática de la isla de Cozumel*. Universidad de Quintana Roo. Chetumal, pp 23-32.
- Orellana, R., G. Islebe & C. Espadas. 2003. Presente, pasado y futuro de los climas de la Península de Yucatán. In: Colunga-García, M. P. & A. Larqué-Saavedra (Eds.). *Naturaleza y Sociedad del Área maya. Pasado Presente y Futuro*. Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán, pp. 40-52.
- Orr, J. C., V. J. Fabry., O. Aumont., L. Bopp., S. C. Doney., R. A. Feely., A. Gnanadesikan., N. Gruber., A. Ishida., F. Joos., R. M. Key., K. Lindsay., E. Maier-Reimer., R. Matear., P. Monfray., A. Mouchet., R. G. Najjar., G. Plattner., K. B.

- Rodgers., C. L. Sabine., J.L. Sarmiento., R. Schlitzer., R. D. Slater., I. J. Totterdell., M. Weirig., M. Yamanaka & A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437:681–686.
- Otaño, C. A., A. A. Montañez., L. V. Torres., F. E. Hernández & D. E. A. Hernández. 2017. Effects of changing weather, oceanographic conditions, and land uses on spatio-temporal variation of sedimentation dynamics along near-shore coral reefs. *Frontiers in Marine Science* 4(249): 1-17.
- Ouyang, Y., J.E. Zhang y L.T. Ou. 2006. Temporal and spatial distributions of sediment total organic carbon in a estuary river. *Journal Environmental Quality* 35:93-100.
- Pait, A. S., D. R. Whitall., C. F. Jeffrey., C. Caldow., A. L. Mason., G. G. Lauenstein & J. D. Christensen. 2008. Chemical contamination in southwest Puerto Rico: an assessment of organic contaminants in nearshore sediments. *Marine pollution bulletin* 56(3): 580-587.
- Palacios, F. M. R. & R. G. Argáez. 1979. Sobre la presencia de dos especies de *Havanardia Porkórny*, 1968 (*Bairdiidae*, Ostracoda, Crustacea) en el Caribe mexicano. *Revista mexicana de ciencias geológicas* 3(1): 24-28.
- Palafox M. A & A. O. Vilchis. 2019. El lado oscuro del turismo de cruceros en Cozumel. *Études caribéennes* 43 (44): 1-14.
- Palafox, M. A. & Zizumbo, V. L. 2009. Distribución territorial y turismo en Cozumel, Estado de Quintana Roo, México. *Gestión Turística* 11: 69-88. También disponible en la página web: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223314808003>

- Páramo, J., L. Espinosa., B. Posada., S. Núñez & S. Benavides. 2012. Distribución espacial de sedimentos en la región norte del Caribe colombiano. *Boletín de investigaciones marinas y costeras* 41: (1) 9-28.
- Paz, M. F., & N. Risdell. 2014. *Conflictos, conflictividades y movilizaciones socioambientales en México: Problemas comunes, lecturas diversas*. CRIM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. 285 pp.
- Perry, C. T., L. Álvarez-Filip., N. A. Graham., P. J. Mumby., S. K. Wilson., P. S. Kench & C. Macdonald. 2018. Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature* 558(7710): 396-400.
- Perry, C.T. & L. Álvarez-Filip. 2019. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology* 33: 976–988. doi: 10.1111 / 1365-2435.13247
- Pinassi, A. & P. Ercolan. 2015. Geografía del turismo: análisis de las publicaciones científicas en revistas turísticas. El caso de Argentina. *Revista Colombiana de Geografía* 24(1): 213-230.
- Pinassi, A. y P. Ercolan. 2017. Turismo y Espacio Turístico: un análisis teórico conceptual desde la ciencia geográfica. *Anais Brasileiros de Estudos Turísticos* 7(1): 42 – 61.
- Prieto, M. A. 2021. *Ascidias (urochordata-tunicata-ascidiacea) de la costa central de Venezuela desde punta paria a Paraguaná y las Antillas de sotavento*. CESUSIBO, Caracas. 88 p.

- Quinn, N. & B. L. Kojis. 2013. Blanqueamiento de corales en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel después de la tormenta tropical Rina en octubre de 2011. *Journal of Earth Science and Engineering* 3(11): 784-789.
- Ramos, G. M. E. 2022. Especies marinas invasoras. *Revista de Divulgación Científica AQUACIENCIA-ICMARES* 1(2): 16-21.
- Rérolle, V. M., C. F. Floquet., M. C. Mowlem., D. P. Connelly., E. P. Achterberg & R. R. Bellerby. 2012. Seawater-pH measurements for ocean-acidification observations. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 40: 146–157.
- Restore Coral. 2023. Restauración arrecifal. Disponible en línea en: https://www.restorecoral.org/restauracion_arrecifal (consultado el 01 de octubre 2023).
- Reyes-Bonilla, H., L. E. Calderón-Aguilera., M. C. Mozqueda-Torres & J. D. Carriquiry. 2014. Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia* 9(39): 645-650.
- Rioja, N. R & C. Sheppard. 2008. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management* 51 (5): 397- 404.
- Rioja, N. R & F. L. Álvarez. 2018. Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Marine Pollution Bulletin* 140: 616-625.
- Rivera-Arriaga, E., I. Azuz-Adeath. & A.C. Peña-Puch. 2023. Mitigación y adaptación al cambio climático. In: Rivera-Arriaga, E., I. Azuz-Adeath. (Eds.). *La Década del*

- Océano en México 2021-2030: La Ciencia que Necesitamos*. RICOMAR, Universidad Autónoma de Campeche. pp. 279-308.
- Rocha, M. R. 2016. How to make an ascidian spicule prep. Smithsonian. Disponible en línea en: <https://youtu.be/MEyiGinPDT0> (consultado el 20 de marzo 2022).
- Rocha, M. R., Z. T. Bastos & R. T. Moreno. 2012. Keys for the identification of families and genera of Atlantic shallow water ascidians. *Biota Neotropica* 12(1): 1-35.
- Rodríguez, R., A. G. Martínez., J. Garza., D. Baker & J.E. Dahlgren. 2012. Competitive interactions between corals and *Trididemnum solidum* on Mexican Caribbean reefs. *Coral Reefs* 31:571–577.
- Rodríguez-Muñoz, C. A. 2009. La disminución del pH en el océano como resultado del cambio climático. Tesis de Licenciatura en Ciencias (Oceanología), Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California, México. 26 p.
- Romero, J. 2006. Estudio sedimentológico de la plataforma continental de La Guajira entre los 10 y 50 m de profundidad. Tesis de Licenciatura en Ciencias (Geología), Universidad Nacional de Colombia, UNC. Bogotá, Colombia. 95 p.
- Romero-Rodríguez, D., G. Bernal & S. Zea. 2014. Variables ambientales durante el blanqueamiento coralino en el Caribe colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 38(149): 347-355.

- Rosales, H.L., Z. J. Kasper., E. A. Carranza & H. O. Celis. 2008. Composición geoquímica de sedimentos superficiales cerca del ecosistema de arrecifes de coral de la Isla de Sacrificios, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 18 (2): 155-165.
- Ruiz-Zarate, M. A., R. C. Hernandez-Landa., C. Gonzalez-Salas., E. Nunez-Lara & E. Arias-Gonzalez. 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, Mexico (Part 1: Stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin* 496: 318-337.
- Salomidi, M., S. Katsanevakis., Y. Issaris., K. Tsiamis & N. Katsiaras. 2013. Anthropogenic disturbance of coastal habitats promotes the spread of the introduced scleractinian coral *Oculina patagonica* in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions* 15(9): 1961-1971.
- Sanamyan, K. 2013. Ascidiacea. In: Shenkar, N., A. Gittenberger., G. Lambert., M. Rius., R. M. Rocha., B. J. Swalla & X. Turón. *Ascidiacea World Register of Marine Species*. También disponible en la página web: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1839> on 2013-03-20
- Sanamyan, K. E & N. P. Sanamyan. 2002. Deep-water ascidians from the south-western Atlantic (RV Dmitry Mendeleev, cruise 43 and Academic Kurchatov, cruise 11). *Journal of Natural History* 36 (3): 305-359.
- Sánchez, J. A. 2009. Systematics of the candelabrum gorgonian corals (Eunicea Lamouroux; Plexauridae; Octocorallia; Cnidaria). *Zoological Journal of the Linnean Society* 157 (2): 237-263.

- Sandoval-Vizcaíno, S. 2007. Dinámica de corrientes costeras. *In*: Mejía-Ortiz, L. M. (Ed.). *Biodiversidad acuática de la Isla de Cozumel*, Universidad de Quintana Roo - Plaza y Valdés, México D. F., pp 43-47.
- Sawyer, C.N. & McCarty. 1978. *Chemistry for Environmental Engineering* (3rd ed). McGrawHill Book Company, New York.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2001. Norma Oficial Mexicana nom-059-semarnat-2001, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación.
- Shaw, E. C., B. I. McNeil., B. Tilbrook., R. Matear & M. L. Bates. 2013. Anthropogenic changes to seawater buffer capacity combined with natural reef metabolism induce extreme future coral reef CO₂ conditions. *Global Change Biology* 19(5): 1632-1641.
- Shenkar, N., O. Bronstein & Y. Loya. 2008. Population dynamics of a coral reef ascidian in a deteriorating environment. *Marine ecology progress series* 367: 163-171.
- Shin, J., Y. Seo., K. W. Cho., J. R. Rho & C. J. Sim. 1999. New bis (indole) alkaloids of the topsetting class from the sponge *Spongosorites genitrix*. *Journal of natural products* 62(4): 647-649.
- Shu-Li., T. Chen., L. Xu & M. Hu. 2016. Ascidians (*Diplosoma* sp.) kill *Acropora* corals in a deteriorating reef environment (Luhuitou, Sanya northern South China Sea). *Bulletin of Marine Science* 92 (4): 527-528. DOI: 10.53:1072.

- Smith, S. R. D., C. J. Brown., D. M. Ceccarelli & G. J. Edgar. 2018. Ecosystem restructuring along the Great Barrier Reef following mass coral bleaching. *Nature* 560(7716): 92-96.
- Sommer, B., P. L. Harrison & S. R. Scheffers. 2010. Aggressive colonial ascidian impacting deep coral reefs at Bonaire, Netherlands Antilles. *Coral Reefs* 29: 245-246. DOI 10.1007/s00338-009-0579-4
- Sorokin, Y. I. 1995. *Coral Reef Ecology*. Springer. Berlin, Heidelberg. 468 p.
- Souter, D. & O. Linden. 2000. The Health and Future of Coral Reef Systems. *Ocean and Coastal Management* 43 (8-9): 657-688.
- Spalding M. D., C. Ravilious & E. P. Green. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. Prepared at the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley. 432 p.
- Sterling, B. T., R. P. Streit & D. R. Bellwood. 2019. Expansion of a colonial ascidian following consecutive mass coral bleaching at Lizard Islan Australia. *Marine enviroment research* 144: 125-129.
- T.A. (Teorema Ambiental). 2019. Captan a hoteles arrojando aguas negras en arrecifes de Cozumel. Disponible en línea en: <http://www.teorema.com.mx/contaminacion/captan-a-hoteles-arrojando-aguas-negras-en-arrecifes-de-cozumel/> (consultado el 04 septiembre 2023).
- Torres, Ma. R & L. Calva. 2012. Nutrientes en arrecifes de coral. Un caso de estudio. *Contactos* 85: 42-50.

- Torres-Alvarado, M. R., & L. G. Calva-Benítez. 2011. Costa Maya Sur y cambio climático: posible efecto del huracán Dean en la calidad ambiental. *In: A. V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J. L. Rojas Galaviz. (Eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático.* Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México, pp 675-698.
- Tran, K.C., D. Valdes., J. Euan., E. Real & E. Gil. 2002. Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 5(2): 173-189.
- Triviño, J.C., C. D.M. Rojas., L.A.T. Niño., G.N. Colín., L. R. Hernández., P. M. Blanco & R.N. Rioja. 2023. Reconstrucción de los arrecifes de coral: cómo el turismo puede impulsar soluciones en un océano cambiante. *Artículo en revisión*
- True, J. D. 2012. Salinity as a structuring force for near shore coral communities. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium Australia* 9: 1-7.
- Turon, X. 1986. Morfología de las espículas en las especies de la familia Didemnidae (Ascidiacea) del litoral de Cataluña, Islas Baleares. *Miscellània Zoològica* 10: 213-222.
- UNEP-WCMC (UNEP-World Conservation Monitoring Centre) 2006. *In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs.* Cambridge, Reino Unido. 33 p.

- Valdés-Lagunes, G. 2013. Hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos de la laguna de términos, Campeche, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología), UAM-I, México. 150 p.
- Valette, S.N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16(3):577-588.
- van Duyl, F. C., Bak, R.P.M., Sybesma J. 1981. The ecology of the tropical compound ascidian *Trididemnum solidum* I. Reproductive strategy and larval behaviour. *Marine Ecology Progress Series* 6(1): 35-42.
- van Name, W. G. 1902. The Ascidians of the Bermuda Islands. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 11: 325-412.
- van Name, W. G. 1921. Ascidians of the west indian region and south eastern United States. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 44: 283-494.
- van Name, W. G. 1930. The ascidians of Porto Rico and the Virgin Islands. Scientific Survey of Porto Rico and the Virgin Islands. *New York Academy of Science* 10: 401-512.
- van Name W. G. 1945. The North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 84: 1-476.
- Vernette, G. 1982. Cartografía de los Fondos en la plataforma continental; estandarización de los criterios sedimentológicos. *Boletín Científico CIOH* 4: 3-13.

- Villalobos, S.M., G. Lambert., N. Shenkar., S. L. López. 2017. Distribution and population dynamics of key ascidians in North Carolina harbours and marinas. *Aquatic Invasion* 12(4): 447-458. DOI 10.3391/ai.2017.12.4.03
- Walton S.F.G. 1948. Atlantic Reef corals. University of Miami, Coral gables, Florida, 164 p.
- Ward, J.R., K.L. Rypien., J.F. Bruno., C.D. Harvell., E. Jordán-Dahlgren., K.M. Mullen., R.E. Rodríguez., J. Sánchez & G. Smith. 2006. Coral diversity and disease in Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms* 69: 23-31
- Weatherspark (Datos históricos meteorológicos, proporcionados por la estación meteorológica del Aeropuerto Internacional de Cozumel). 2018 y 2019. Disponible en línea en: <https://es.weatherspark.com/m/14482/7/Tiempo-promedio-en-julio-en-Cozumel-M%C3%A9xico#Figures-Temperature> (consultado el 1 de mayo 2022).
- Weil, E. 2004. Coral Reef Diseases in the Wider Caribbean. *In*: E. Rosenberg & Y. Loya (eds.). *Coral Health and Disease*. Springer, pp 485.
- Wijgerde, T., C. I. Silva., V. Scherders., J. van-Bleijswijk. & R. Osinga. 2014. Coral calcification under daily oxygen saturation and pH dynamics reveals the important role of oxygen. *Biology Open* 3(6): 489–493.
- Wild, C., W. Niggli., M. S. Naumann & A. F. Haas. 2010. Organic matter release by Red Sea coral reef organisms—potential effects on microbial activity and in situ O₂ availability. *Marine Ecology Progress Series* 411:61–71.
- Woesik, R.V., L.D. Vantier & J.S. Glazebrook. 1995. Effects of Cyclone “Joy” on near shore coral communities of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 128: 261-270.

- Wolanski, E., J. Martinez & R. Richmond. 2009. Quantifying the impact of watershed urbanization on a coral reef: Maunalua Bay, Hawaii. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84: 259–268. doi: 10.1016/j.ecss.2009.06.029
- Wolanski, E. & van, S. D. 1983. Mixing of Burdekin River flood waters in the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* 34(1): 49-63.
- WWF (World Wildlife Foundation México). 2007. Sitios críticos y especies en riesgo en México. Guía para la colecta de información que apoye el manejo de Pesquerías Basado en Ecosistemas. México/Centroamérica. 81 p. Disponible en línea en: http://www.wwf.org.mx/wwfmex/especies_cuadro02.php (consultado el 25 septiembre, 2021)
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. *Pearson Education India*.
- Zar J. H. 2010. Biostatistical Analysis. *London: Prentice Hall*.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00227

Matrícula: 2212801317

Presencia de *Trididemnum solidum* en arrecifes de coral del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

En la Ciudad de México, se presentaron a las 11:00 horas del día 21 del mes de diciembre del año 2023 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

- M. EN C. DORA SILVIA DIAZ RUIZ
- DR. EVERARDO BARBA MACIAS
- M. EN B.E. SERGIO HUMBERTO ALVAREZ HERNANDEZ
- DRA. MARIA DEL ROCIO ZARATE HERNANDEZ

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN BIOLOGÍA

DE: FRIDA PAMELA LAZO SALAZAR

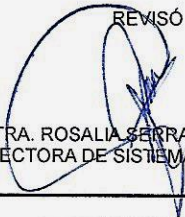
y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



FRIDA PAMELA LAZO SALAZAR
ALUMNA



REVISÓ
MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBS



DR. JOSE LUIS GOMEZ OLIVARES

PRESIDENTA



M. EN C. DORA SILVIA DIAZ RUIZ

VOCAL



DR. EVERARDO BARBA MACIAS

VOCAL



M. EN B.E. SERGIO HUMBERTO ALVAREZ
HERNANDEZ

SECRETARIA



DRA. MARIA DEL ROCIO ZARATE
HERNANDEZ