



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA
CALIFORNIA SUR**

**ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS
DEL MAR Y DE LA TIERRA**

**DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE
CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS**

TESIS

**Evaluación de Técnicas de Restauración
Coralina y su Influencia en la Estructura y
Función de la Ictiofauna Asociada**

**QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS CON
ORIENTACIÓN EN ECOLOGÍA MARINA**

**PRESENTA:
PAULINA MARTÍNEZ SARABIA**

**DIRECTOR:
DR. HÉCTOR REYES BONILLA**

**CO-DIRECTOR:
DR. EDUARDO F. BALART PÁEZ**

LA PAZ, B.C.S. ENERO DE 2022



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA
CALIFORNIA SUR**

**ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS
DEL MAR Y DE LA TIERRA**

**DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE
CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS**

TESIS

Evaluación de Técnicas de Restauración Coralina y su Influencia en la Estructura y Función de la Ictiofauna Asociada

**QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS CON
ORIENTACIÓN EN ECOLOGÍA MARINA**

**PRESENTA:
PAULINA MARTÍNEZ SARABIA**

**DIRECTOR:
DR. HÉCTOR REYES BONILLA**

**CO-DIRECTOR:
DR. EDUARDO F. BALART PAEZ**

LA PAZ, B.C.S. ENERO DE 2022



FORMATO DP-EGD-001 DICTAMEN DE TESIS

PROYECTO TERMINAL Fecha: 23/01/2022

DRA. GEORGINA BRABATA DOMÍNGUEZ
JEFE/A DEL DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

Correo electrónico (gbrabata@uabcs.mx)






Por este conducto, quienes integramos el Comité Académico Asesor del/la alumno/a: Paulina Martínez Sarabia

quien presentó una tesis/proyecto terminal titulado:

EVALUACIÓN DE TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN CORALINA Y SU INFLUENCIA EN LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA ICTIOFAUNA ASOCIADA

otorgamos nuestro voto aprobatorio y consideramos que dicho trabajo está listo para ser presentado y defendido en examen de grado (modalidad a distancia) del Programa de Doctorado: en Ciencias Marinas y Costeras, con Orientación en Ecología Marina.

COMITÉ ACADÉMICO ASESOR

Nombre	Firma	
<u>HECTOR REYES BONILLA</u>		Director/a de Tesis
<u>EDUARDO F. BALART PAEZ</u>		Co-director(a)
<u>OSCAR TRUJILLO MILLAN</u>		Asesor(a)
<u>LUIS G. HERNANDEZ MORENO</u>		Asesor(a)
<u>J. DE J. ADOLFO TORTOLERO LANGARICA</u>		Asesor(a)

C.c.p. programa de Posgrado
C.c.p. Comité Académico Asesor.
C.c.p. Alumna/o.
C.c.p. Expediente.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca brindada para realizar mis estudios de Doctorado (número de becario 514329), al Fondo de Desastres Naturales (FONDEN) por el apoyo al proyecto “Estudio para diagnosticar el impacto ecológico en arrecifes y evaluar el daño producido en el ecosistema y restauración de ecosistemas de arrecifes para restablecer los ecosistemas marinos” por parte de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP).

A la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS) en especial al posgrado en Ciencias Marinas y Costeras (CIMACO) por permitirme realizar mis estudios en su institución, al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIB) junto con la Colección Ictiológica de Peces por abrirme las puertas para resguardar y analizar las muestras de peces. Y especialmente al Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la UABCS por recibirme tan cálidamente y proporcionarme todo el equipo necesario para llevar a cabo mis salidas de campo.

Al Dr. Héctor Reyes Bonilla por abrirme las puertas de su laboratorio desde el primer instante que acudí, por su amplia visión como investigador y optimismo compartido a diario. Y a todos los compañeros con quienes compartí mis días de estudio, de trabajo de campo, y de goce marino; especialmente a las mujeres fuertes y responsables que siempre me acompañaron a sacar el trabajo de campo, y bucear hasta tres veces al día: Karla Botello, Zoé Rodríguez, Mafi López, Rebeca Navarrete, Antonella Lavorato, Daniela Amador, Lazuli Piceno, y más. También a Manuel Olán y Alejandro Hernández por la ayuda brindada.

Al Dr. Eduardo Balart Páez quiero reconocer su grandeza como tutor y profesor, por brindarme la confianza, seguridad y claridad para completar tan ardua labor de cursar este posgrado. A Lucía Campos y Alfredo Zayas por la ayuda brindada en la identificación de peces.

A mis asesores los Doctores Luis Hernández, Oscar Trujillo y Adolfo Tortolero por su acompañamiento y buenos consejos en pro de mi investigación.

Y por último y de los más importantes, a mi familia, que son los pilares en mi vida.

DEDICATORIA

A mi hijo Kai y mi hija que está por llegar, para que nunca dejen de perseguir y alcanzar sus sueños.



“No es la más fuerte de las especies la que sobrevive, tampoco es la más inteligente la que sobrevive. Es aquella que se adapta mejor al cambio”

Charles Darwin

“Sólo hay una pequeña parte del Universo de la que sabrás con certeza que puede ser mejorada, y esa parte eres tú”

Aldous Huxley

“Mira profundamente en la naturaleza y entonces comprenderás todo mejor”

Albert Einstein

Desde la brisa en la playa hasta sus profundidades marinas, el mar nos abraza e inspira a todos, con sutileza e impetu.

PMS

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1 Los arrecifes y la restauración coralina.....	1
1.2 Demografía: Sobrevivencia y crecimiento coralino	6
1.3 Ictiofauna asociada a corales restaurados.....	7
1.4 Depredación de la estrella de mar “Corona de Espinas” (<i>Acanthaster cf. solaris</i>)	9
CAPÍTULO II. A SYSTEMATIC REVIEW OF CORAL RESTORATION IN MEXICO	12
2.1 Introduction	12
2.2 Methods	14
2.3 Results.....	15
2.3.1 Peer-reviewed publications	15
2.3.2 Non-peer-reviewed or “grey” literature	19
2.3.3 Survey of specialists.....	21
2.4 Discussion	24
2.4.1 Peer-reviewed publications	24
2.4.2 Non-peer-reviewed literature	27
2.4.3 Survey of specialists.....	28
2.4.4 Final thoughts.....	30
CAPÍTULO III. EVALUACIÓN DE TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN CORALINA....	44
3.1 Introducción	44
3.2 Hipótesis.....	48
3.3 Objetivo.....	49
3.4 Metodología	49
3.4.1 Área de estudio	49
3.4.2 Trabajo de campo	51
3.4.3 Análisis de sobrevivencia	54
3.4.4 Análisis de crecimiento.....	55
3.5 Resultados.....	56

3.5.1 Sobrevivencia.....	56
Sobrevivencia entre sitios con resina epóxica.....	56
Sobrevivencia entre sitios con cinchos de plástico	58
Sobrevivencia entre sitios	63
3.5.2 Crecimiento	64
3.6 Discusión	67
3.6.1 Sobrevivencia	67
CAPÍTULO IV. COMPOSICIÓN DE LA ICTIOFAUNA ASOCIADA A LOS CORALES RESTAURADOS	75
4.1 Introducción	75
4.2 Objetivo.....	77
4.3 Hipótesis	78
4.4 Metodología	78
4.4.1 Trabajo de Campo.....	78
4.4.2 Análisis de datos	81
4.5 Resultados.....	87
4.5.1 Grabaciones de peces en corales restaurados	87
4.5.2 Capturas de peces en corales naturales y restaurados entre sitios	97
4.5.3 Índices de diversidad funcional	102
4.6 Discusión	108
4.6.1 Grabaciones de peces en corales restaurados	108
4.6.2 Capturas de peces en corales naturales y corales restaurados.....	110
4.6.3 Índices de diversidad funcional en capturas de peces	111
4.6.4 Recomendaciones finales	112
CAPÍTULO V. DAMAGE CAUSED BY CROWN-OF-THORNS STARFISH (<i>Acanthaster cf. solaris</i>) OUTBREAK TO RESTORED CORALS AT SOUTHERN GULF OF CALIFORNIA, MEXICO	113
5.1 Introduction.....	113
5.2 Methods.....	114
5.3 Results.....	116
5.4 Discussion	117

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES	121
6.1 Revisión sistemática de la restauración coralina en México	121
6.2 Evaluación de técnicas de restauración coralina	122
6.3 Composición de la ictiofauna asociada a los corales restaurados.....	123
6.4 Daño causado por el brote de la estrella de mar “Corona de Espinas” (<i>Acanthaster cf. solaris</i>) a corales restaurados en la parte sur de Golfo de California, México	124
LITERATURA CITADA.....	125
ANEXO.....	147

ÍNDICE DE FIGURAS

Figuras 1. Guarderías de coral <i>ex situ</i> con tubos de PVC, sogas, estructuras de concreto, entre otros materiales.....	4
Figura 2. Guarderías de coral <i>in situ</i> con tubos de PVC, sogas y estructuras de concreto.	4
Figura 3. Técnica de propagación coralina mediante la técnica de micro-fragmentación.....	5
Figura 4. Individuos de <i>Acanthaster</i> cf. <i>solaris</i> alimentándose de <i>Pavona gigantea</i> en Bahía El Corralito, Archipiélago de Espíritu Santo, B.C.S.	10
Figure 5. Number of peer-reviewed publications produced in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration projects. Data are presented in five-year intervals.....	16
Figure 6. Map of states where coral restoration has been carried out in Mexico (Baja California Sur, Nayarit, Colima, Guerrero, Quintana Roo, Veracruz and Yucatán) according to Peer and No Peer reviewed information.	16
Figure 7. Coral genera most used in different regions of Mexico.	18
Figure 8. Monitoring time of coral restoration projects in Mexico.....	19
Figure 9. Number of non peer-reviewed projects produced in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration. Data are presented in five-year intervals.	20
Figure 10. Non peer-reviewed publication in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration.....	21
Figure 11. Map of states where coral restoration has been carried out in Mexico (Baja California Sur, Nayarit, Colima and Quintana Roo) according to survey information.....	22
Figure 12. Coral genera used in coral restoration studies in Mexico, according to the survey.....	23
Figura 13. Recolocación de fragmentos coralinos <i>Pocillopora</i> spp. <i>in situ</i> en Punta Diablo, Baja California Sur, México.	46

Figura 14. Fragmento coralino <i>Pocillopora</i> spp. adherido con resina epóxica directamente al sustrato arrecifal en Punta Diablo, Baja California Sur, México.....	46
Figura 15. Fragmento coralino <i>Pocillopora</i> spp. adherido con cinchos de plástico directamente al sustrato arrecifal en Roca Swan, Baja California Sur, México.	47
Figura 16. Área de estudio. El Corralito, Punta Diablo y Roca Swan en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México.....	50
Figuras 17. Fragmento de <i>Pocillopora</i> sp. fijado a sustrato rocoso con masilla de resina epóxica.....	52
Figuras 18. Fragmento de <i>Pocillopora</i> sp. fijado con cincho de plástico a grietas del sustrato arrecifal.....	52
Figura 19. Figura representativa en 3D de un fragmento coralino y las mediciones realizadas por cada lado; diámetro mayor (DM), diámetro menor (dme) y altura (ALT).	53
Figura 20. Estrella de mar “Corona de Espinas” – <i>Acanthaster</i> cf. <i>solaris</i> alimentándose de <i>Pocillopora damicornis</i> en El Corralito, Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo , B.C.S.....	54
Figura 21. Curva de sobrevivencia acumulada Kaplan-Meier (a través de los días) de los corales <i>Pocillopora</i> trasplantados con la técnica de resina epóxica, en los tres sitios de estudio.....	56
Figura 22. Curva de sobrevivencia acumulada Kaplan-Meier (a través de los días) de los corales <i>Pocillopora</i> trasplantados con la técnica de cinchos de plástico, en los tres sitios de estudio.....	59
Figura 23. Curva de sobrevivencia (Kaplan-Meier) a través de los días respecto a los corales <i>Pocillopora</i> trasplantados con la técnica de resina epóxica y con cinchos de plástico.	61
Figura 24. Curva de sobrevivencia (Kaplan-Meier) a través de los días respecto a los corales <i>Pocillopora</i> trasplantados por sitios considerando ambas técnicas.	63

Figura 25. Gráfica de tasa de crecimiento (mm por día) de los corales restaurados en los tres sitios (EC= El Corralito, PD= Punta Diablo y RS= Roca Swan) por cada medida, con las técnicas de cinchos de plástico y resina epóxica.	65
Figura 26. Estructura soporte para la grabación de colonias coralinas de <i>Pocillopora</i> restauradas.	79
Figuras 27. Capturas de peces en el sitio Roca Swan.	80
Figuras 28. Identificaciones de peces en el laboratorio de Sistemas Arrecifales-UABCS y en la Colección Ictiológica de Peces de CIBNOR.	80
Figura 29. Abundancia de individuos obtenida de las grabaciones en los sitios de restauración RS-Roca Swan (azul) y PD-Punta Diablo (naranja).....	90
Figura 30. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las grabaciones en el sitio Roca Swan.	91
Figura 31. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las grabaciones en el sitio Punta Diablo.	92
Figura 32. Riqueza de especies obtenida de los videos en los sitios de restauración Roca Swan (azul) y Punta Diablo (naranja).....	92
Figura 33. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 % en Corales Naturales, resultado de las capturas en corales naturales de Roca Swan.....	98
Figura 34. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales restaurados de Roca Swan.	98
Figura 35. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales naturales de Punta Diablo.....	99
Figura 36. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales restaurados de Punta Diablo.....	100

Figura 37. Análisis de Coordenadas Principales sobre los rasgos funcionales encontrados en los peces capturados en Roca Swan (color azul) y Punta Diablo (color naranja). Se muestra la distribución de las entidades funcionales (puntos grises) en los espacios funcionales de los ejes PC1-PC2.	103
Figura 38. Análisis de Coordenadas Principales sobre los rasgos funcionales encontrados en los peces capturados en Roca Swan (color azul) y Punta Diablo (color naranja). Se muestra la distribución de las entidades funcionales (puntos grises) en los espacios funcionales de los ejes PC3-PC4.	104
Figure 39. <i>Acanthaster</i> cf. <i>solaris</i> feeding on transplanted <i>Pocillopora</i> spp. fragments at Punta Diablo Bay.....	116
Figure 40. Survival of transplanted <i>Pocillopora</i> spp. fragments over time (d) at study sites El Corralito (EC), Punta Diablo (PD), and Roca Swan (RS) in La Paz Bay, Mexico.	117
Figure 41. <i>A.</i> cf. <i>solaris</i> feeding on <i>Pavona gigantea</i> at El Corralito, Gulf of California.	118
Figure 42. <i>A.</i> cf. <i>solaris</i> feeding on <i>Pavona gigantea</i> at Punta Diablo, Gulf of California.	118

ÍNDICE DE TABLAS

Table 1. Peer-reviewed publications relating to coral restoration in Mexico. NPA: Natural Protected Area, N/S: Not Specified.....	32
Table 2. Non-peer-reviewed publications featuring coral restoration projects in Mexico. N/S: Not Specified, CIBNOR: Northwest Biological Research Center, CONANP: National Commission of Natural and Protected Areas, CONABIO: National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity, INAPESCA: National Institute of Fisheries, NPA: Natural Protected Area, PEMEX: Mexican National Petroleum Company, PROFEPA: Federal Environmental Protection Agency, PVC: Polyvinyl Chloride, PET: polyethylene terephthalate), UdeG: Universidad de Guadalajara, UNAM: Universidad Nacional Autónoma de México.	35
Table 3. Coral restoration survey.	39
Tabla 4. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas a través de los días en los tres sitios de estudio con la técnica de resina epóxica. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, $s.e.$ = error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior.	57
Tabla 5. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas en los tres sitios de estudio con la técnica de cinchos de plástico. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, $s.e.$ = error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior..	60
Tabla 6. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas de ambas técnicas de fijación, cinchos de plástico y resina epóxica. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, $s.e.$ = error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior..	62
Tabla 7. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas entre los sitios Roca Swan, Punta Diablo y El Corralito. t = días, d = muertes, n = número de eventos	

de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = supervivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = supervivencia acumulada, s.e.= error típico del parámetro de supervivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior.....	64
Tabla 8. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Diámetro mayor de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.	65
Tabla 9. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Diámetro menor de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.	66
Tabla 10. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Altura de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.	66
Tabla 11. Tasa de crecimiento en milímetros al día y extrapolados a un año, de los corales <i>Pocillopora</i> spp. trasplantados en los tres sitios de restauración, con ambas técnicas de fijación. n = número de corales, DM= diámetro mayor, dme= diámetro menor y ALT= Altura, *= medida anual.	67
Tabla 12. Rasgos funcionales utilizados en el presente estudio. Categorías tomadas y modificadas de Mouillot <i>et al.</i> 2014.	85
Tabla 13. Peces crípticos y conspicuos asociados a los corales restaurados en Roca Swan y Punta Diablo, con sus abundancias absoluta (A_i) y abundancia relativa ($A_i\%$). Especies registradas mediante grabaciones.	87
Tabla 14. Valores promedio \pm error estándar de los índices ecológicos de abundancia (N), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon-Wiener (H'), equidad de Pielou (J') y distinción taxonómica ($\Delta+$) de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	93
Tabla 15. Análisis PERMANOVA de la abundancia de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	94
Tabla 16. Análisis PERMANOVA de la riqueza de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	94

Tabla 17. Análisis PERMANOVA de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	94
Tabla 18. Análisis PERMANOVA del índice de equidad de Pielou de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	95
Tabla 19. Análisis PERMANOVA de la distinción taxonómica de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.	95
Tabla 20. Peces crípticos y conspicuos asociados a los corales naturales (CN) y restaurados (CR) en Roca Swan (RS) y Punta Diablo (PD), con sus abundancias absoluta (Ai) y abundancia relativa (Ai%). Especies registradas mediante capturas.	96
Tabla 21. Valores promedio \pm error estándar de los índices ecológicos de abundancia (N), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon-Wiener (H'), equidad de Pielou (J') y distinción taxonómica ($\Delta+$) de los peces extraídos en las capturas a corales naturales (CN) y corales restaurados (CR).	100
Tabla 22. Análisis PERMANOVA de la abundancia de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	101
Tabla 23. Análisis PERMANOVA de la riqueza de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	101
Tabla 24. Análisis PERMANOVA del índice de Shannon-Wiener de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	101
Tabla 25. Análisis PERMANOVA del índice de equidad de Pielou de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	102
Tabla 26. Análisis PERMANOVA del índice de distinción taxonómica de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	102
Tabla 27. Índices de diversidad funcional obtenidos para la Riqueza (FRic), Originalidad (FOri) y Homogeneidad (Feve) para cada uno de los sitios con su respectivo error estándar (\pm).	105

Tabla 28. Análisis de Kruskal-Wallis (H') de los índices de diversidad funcional de la Riqueza (FRic), Homogeneidad (Feve) y Originalidad (FOri) entre sitios.	105
Los índices de diversidad funcional de los corales naturales se muestran ligeramente más altos a los valores de los corales restaurados, esto sucede en ambos sitios. Sin embargo, al ver los análisis estadísticos podemos notar que no aparecieron diferencias significativas entre sitios, tampoco entre tipos de coral, ni entre interacción (Tabla 30, 31, 32).	106
Tabla 30. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Riqueza de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	106
Tabla 31. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Homogeneidad de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	107
Tabla 32. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Originalidad de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.	107

RESUMEN

Más del 60% de los arrecifes mundiales están bajo amenaza de degradación por impactos antropogénicos y pérdida de hábitat, adicionalmente se suma el daño ocasionado por el cambio climático; éstos agentes actúan sinérgicamente y alteran la condición de dichos ecosistemas. Una forma de atenuar los impactos a los arrecifes es la implementación de programas de recuperación para reestablecer áreas dañadas, las cuales incluyen acciones de restauración "activa" que buscan incrementar el número de colonias en un área mediante acciones directas por medio de trasplantes coralinos. Esta investigación doctoral busca conocer sobre la restauración coralina en México en las últimas décadas por medio de artículos científicos indexados, literatura gris, y entrevistas a expertos; entre los principales hallazgos se denota que los proyectos se han desarrollado a mayor escala en el Caribe, la información indexada se publicó de igual forma en ambas costas de México y los corales ramificados son los más utilizados en estas labores. El segundo objetivo tuvo como fin conocer la sobrevivencia y crecimiento de fragmentos coralinos restaurados en distintos sitios de la Bahía de La Paz, empleando dos técnicas de fijación (resina epóxica y cinchos de plástico); luego de 18 meses, la sobrevivencia varió entre el 14% y el 80% en los sitios con El Corralito con los valores más bajos y Roca Swan los más altos, no hubo diferencias significativas entre los métodos de fijación. Las tasas de crecimiento presentaron diferencias por sitio con El Corralito con las más bajas (25 mm año^{-1}) y Roca Swan las más altas (59 mm año^{-1}); las técnicas de fijación también presentaron diferencias con resina epóxica como la de menores crecimientos. En el tercer objetivo, la influencia de la restauración coralina aplicada sobre las asociaciones de peces no presentó diferencias significativas en los índices ecológicos en las grabaciones; en las capturas la riqueza (S), equidad (J') y distinción taxonómica (Δ^+) tuvieron diferencias entre sitios; y en los índices de diversidad funcional no se presentaron diferencias significativas entre los índices analizados. Como último objetivo se evaluó la influencia de la estrella de mar *Acanthaster cf. solaris* sobre la restauración y se encontraron altas abundancias de 800 ind/ha en los sitios, afectando principalmente El Corralito pues fue el sitio con la menor sobrevivencia registrada (14%), por lo que consideramos que durante 2017-2018 la

Bahía de La Paz sufrió un brote de *A. cf solaris* que afectó severamente los corales restaurados.

ABSTRACT

More than 60% of the world's reefs are under threat of degradation due to anthropogenic impacts and habitat loss, in addition to the damage caused by climate change; these agents act synergistically and alter the condition of these ecosystems. One way to mitigate the impacts to reefs is the implementation of recovery programs to reestablish damaged areas, which include "active" restoration actions that seek to increase the number of colonies in an area through direct actions by coral transplantations. This doctoral research seeks to investigate the application of coral restoration in Mexico in the last decades in indexed scientific articles, gray literature, and interviews to experts; among the main findings it is noted that the projects have been developed on a larger scale in the Caribbean, indexed information was published equally in both coasts of Mexico and branching corals are the most used in these activities. The second objective was to know the survival and growth of restored coral fragments in different sites at La Paz Bay, using two attachment techniques (epoxy resin and plastic straps); after 18 months, survival varied between 14% and 80% between sites with El Corralito having the lowest values and Roca Swan the highest, there were no significant differences between attachment methods. The growth rates showed differences by site with El Corralito presenting the lowest (25 mm yr⁻¹) and Roca Swan the highest (59 mm yr⁻¹) values; the fixation techniques also showed differences with epoxy resin as the one with the lowest growth. In the third objective, the influence of coral restoration applied on fish associations did not show significant differences in the ecological indices in the recordings; in the catches, richness (S), Pielou (J') and taxonomic distinction (Δ^+) had differences between sites; and in the functional diversity indices, there were no significant differences between the indices analyzed. And the last objective, the influence of *Acanthaster cf. solaris* starfish was evaluated and high abundances of 800 ind/ha were found at sites, mainly affecting El Corralito with the lowest survival recorded (14%), so we consider that during 2017-2018 La Paz Bay suffered an outbreak of *A. cf. solaris* that severely affected the restored corals.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Los arrecifes y la restauración coralina

Los arrecifes de coral se encuentran en más de 100 países y territorios con al menos 500 millones de personas que dependen directamente de los arrecifes para su subsistencia. Los arrecifes de coral sanos contribuyen con beneficios y servicios ecosistémicos sustanciales para la población (ICRI 2018).

Los arrecifes de coral son los ecosistemas más vulnerables al cambio climático y a las presiones antropogénicas locales (Bindoff *et al.* 2019). A medida que el sistema climático global se calienta, también lo hacen los océanos tropicales y eso no es bueno para los arrecifes coralinos. Los corales tropicales viven cerca de su límite térmico superior y las variaciones relativamente pequeñas de la temperatura de la superficie del mar (TSM) por encima del máximo medio del verano pueden provocar estrés en los corales (Baker *et al.* 2008, Lough *et al.* 2018). Perturbaciones como la disminución de la calidad del agua, prácticas pesqueras destructivas, enfermedades de los corales y los brotes de depredadores que se ven exacerbados por el aumento de la intensidad y la frecuencia de las tormentas, así como los eventos de blanqueamiento masivo de corales (Hughes *et al.* 2018).

Recientemente se publicaron dos reportes del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2018, Bindoff *et al.* 2019) en el cual resumen las proyecciones realizadas a un futuro cercano, con un escenario de calentamiento de 2°C los arrecifes coralinos tienden a desaparecer totalmente, y con un aumento del 1.5°C arriba del 90% de los arrecifes coralinos se perderían.

Por lo tanto, hay una necesidad urgente de estrategias que faciliten de manera efectiva la recuperación de los arrecifes degradados, evitando al mismo tiempo una mayor pérdida de corales y asegurarles un futuro (Hughes *et al.* 2017, Ladd *et al.* 2019). Las prácticas de conservación como las áreas marinas protegidas y la gestión

de la contaminación de origen terrestre son vitales para apoyar la resiliencia de los arrecifes de coral (Anthony *et al.* 2017, McLeod *et al.* 2019).

La restauración puede ser pasiva o activa, donde la **restauración pasiva** (también conocida como “regeneración natural” o “restauración indirecta”) consiste en el aumento de individuos, sin plantación o siembra directa, tras la eliminación de los factores causantes del deterioro”, mientras que la **restauración activa** (también “restauración directa”, y a menudo abreviada solamente como “restauración”) se basa en reintroducciones o aumentos de especies, sustrato o condiciones de habitat que estén siendo afectadas (Gann *et al.* 2019).

La restauración coralina activa está mejorando las poblaciones coralinas y es un método popular que va en aumento para confrontar los declives locales de abundancia coralina (Bayraktarov *et al.* 2016). Los esfuerzos de restauración se están desarrollando actualmente en al menos 56 países de todo el mundo (Boström-Einarsson *et al.* 2020), pero la orientación sobre la eficiencia y la eficacia de los distintos métodos aún es limitada, sobre todo en lo que respecta a escala, costo y especificidad regional.

Existen diversas prácticas y métodos de restauración coralina:

- Uno de los más exitosos en diversos hábitats se conoce como “jardinería de coral” que consiste en dos fases: la primera es la fase de guardería en la cual se colocan grandes números de colonias coralinas pequeñas en estructuras flotantes; seguido por la segunda fase, que es el trasplante ya que alcanzan un tamaño deseable, de los viveros coralinos a los arrecifes degradados (Shafir & Rinkevich 2008, Young *et al.* 2012). En la jardinería de coral la primera fase puede realizarse *ex situ* (en ambientes controlados como laboratorios; Fig. 1) o también *in situ* (guarderías flotantes dentro del mar; Fig. 2), se menciona por diversos autores (Rinkevich 2006, Shafir *et al.* 2006, Edwards 2010, Pizarro *et al.* 2014) que la jardinería *in situ* promueve una mayor sobrevivencia y crecimiento.

- La propagación sexual involucra el uso de gametos sexuales con el fin de incrementar la variabilidad genética y así la resistencia de la especie (Guest 2010, Anthony *et al.* 2017, Quigley *et al.* 2018). También incluye dos fases: la primera es introducir números altos de larvas a un arrecife degradado para que recluten naturalmente, y la segunda fase es criar embriones o gametos *ex situ* que recluten en sustratos artificiales y cuando alcanzan su talla juvenil son trasladados a los arrecifes (Guest, Pizarro *et al.* 2014, Hein *et al.* 2020).
- La ingeniería ecológica, que utiliza diversos métodos como el uso de peces o invertebrados herbívoros para el mantenimiento de los viveros; microfragmentación (Fig. 3); fusiones de nodulos para ampliar colonias; electrólisis de agua de mar para mejorar sobrevivencia y calcificación coralina; corredores biológicos de coral en aguas medias mediante estructuras con mecanismos de paso, entre otros (Rinkevich 2019).
- Migración o colonización asistida, se encarga de mover especies fuera de sus rangos históricos para mitigar las pérdidas de biodiversidad debido al cambio climático.
- Evolución o genética asistida, manipulan las algas simbióticas de los corales para incrementar su resistencia ante el blanqueamiento, usando genotipos tolerantes a la variación de temperaturas y aplican una hibridación inter o intra-específica usando corales asistidos de guarderías.
- Microbioma asistido, se trata de cambiar las comunidades bacterianas que viven en los tejidos de los corales, se aplica en las capas de mucosa por periodos de tiempo (días/semanas); ayuda a mejorar el ciclo de nutrientes, y contribuye a mejorar la tolerancia del huésped a eventos de estrés térmico (Rosado *et al.* 2019).
- Epigenética, consiste en la creación de nuevos alelos y rasgos que puedan soportar mejor los cambios ambientales en los corales, y así desarrollar resistencia a las condiciones adversas (Liew *et al.* 2018).
- Quimerismo, mejora del crecimiento y la supervivencia de las colonias de crías/pequeñas, contrarresta la erosión de la diversidad genética y

fenotípica, cuenta con alta flexibilidad de las entidades quiméricas sobre los constituyentes somáticos tras cambios en condiciones ambientales; la quimera presenta la combinación de componentes genéticos que mejor se adaptan a los desafíos ambientales facilitando la curación de los esqueletos de coral expuestos (Jiang *et al.* 2015).



Figuras 1. Guarderías de coral *ex situ* con tubos de PVC, sogas, estructuras de concreto, entre otros materiales.

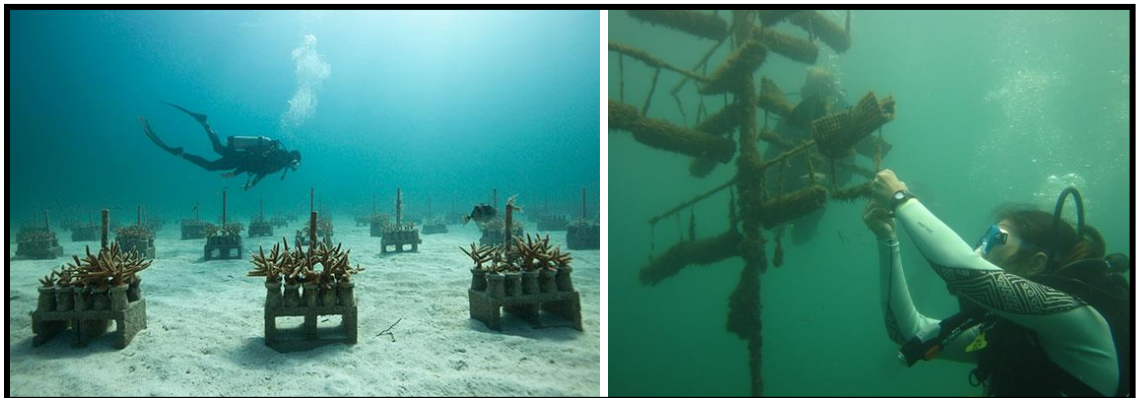


Figura 2. Guarderías de coral *in situ* con tubos de PVC, sogas y estructuras de concreto.

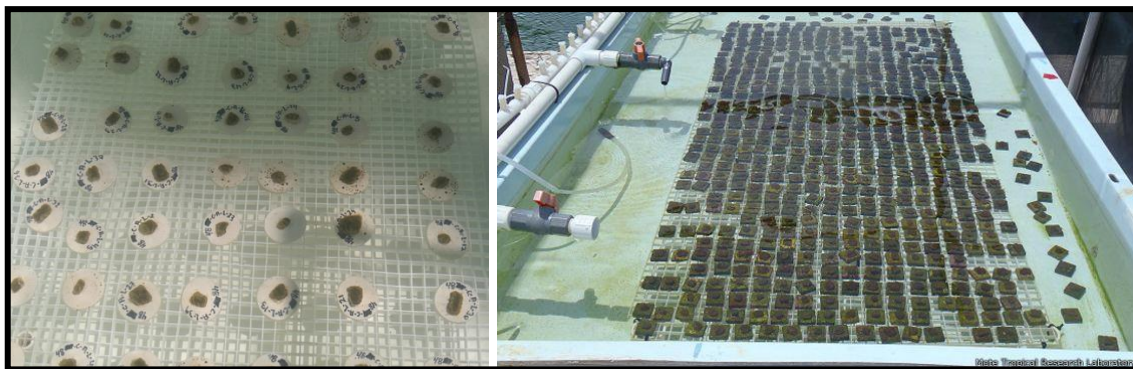


Figura 3. Técnica de propagación coralina mediante la técnica de micro-fragmentación.

Sin embargo, no importa cuantas técnicas de restauración coralina sean aplicadas en un sitio siempre y cuando los factores de estrés (cambio climático, blanqueamiento masivo de corales y presiones antropogénicas) sigan afectando el área. Debido a estos muchos científicos han criticado las acciones activas de restauración coralina, argumentando que son malas estrategias pues no atacan la raíz del problema, es muy cara y es un arreglo temporal que no se ajusta a la escala de los disturbios reales (Bellwood *et al.* 2019, Morrison *et al.* 2020).

Debido a esto, es muy importante ver a la restauración coralina como una acción que no está diseñada para reducir los impactos del cambio climático, sino como una herramienta complementaria para apoyar la recuperación natural tras las perturbaciones de áreas clave (Hein *et al.* 2020). El principal reto es diseñar la restauración del coral de manera que la realidad del cambio climático se integre en la elección de las metas, los objetivos y los métodos (Shaver *et al.* 2020).

La mitigación del cambio climático no excluye invertir en acciones o estrategias de manejo local diseñadas para construir resiliencia y adaptación ecológica de los sistemas coralinos. No se trata bien de una situación o de la otra, se necesitan múltiples acciones implementadas recurrentemente para proveer a los arrecifes coralinos la mayor esperanza para el futuro (Hein *et al.* 2020).

1.2 Demografía: Sobrevivencia y crecimiento coralino

Por otro lado, también existe otra rama de estudio que busca aportar información importante al área de la restauración coralina, que es el análisis de los cambios en la historia de vida de los corales; la demografía coralina funciona para conocer rasgos ecológicos relacionados con la mortalidad y el crecimiento de los organismos y conocer el rol estructural o dinámicas de la comunidad como en este caso los arrecifes coralinos (Edwards & Clark 1999, Dizon & Yap 2006, Madin *et al.* 2014). Considerar la historia de vida de los corales y sus rasgos demográficos es importante para sugerir de una forma más apropiada proyectos de restauración coralina exitosos a corto o largo plazo (Dizon & Yap 2006, Glassom & Chadwick 2006). La mortalidad es un rango muy importante dentro de la demografía, pues modela la longevidad de los organismos, y por lo tanto la asignación de recursos para el crecimiento, mantenimiento y reproducción que hooia maximizar el tiempo de vida y la estructura poblacional de la comunidad (Werner & Gilliam 1984).

Dentro de los corales los rasgos demográficos tales como el crecimiento, y la mortalidad tienden a depender más fuertemente del tamaño (número de ramificaciones o pólipos) que de la edad (Hughes & Connell 1987). La modularidad de los corales también les permite contar con varias posibilidades en su historia de vida pues la mortalidad puede presentarse en las colonias de manera parcial o en toda la colonia, debido a esto la escala temporal es muy importante para definir la trayectoria ecológica de estos organismos (Hughes & Connell 1987). También se conoce (Hughes & Jackson 1985) que la tasa de mortalidad depende mucho del tamaño de la colonia, ya que los corales grandes tienen a sufrir mortalidad en algunos de sus módulos, mientras que las colonias pequeñas son propensas sufrir daños y morir completamente.

Los corales son organismos que están expuestos a una variedad de agentes que promueven su mortalidad, entre ellos están daños como deslizamientos o fracturas por tormentas tropicales (Garrison & Ward 2012), entierros por arena y escombros (Lenihan *et al.* 2011), depredación (Rotjan & Lewis 2008), enfermedad por pérdida de

tejido (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007), y hambre debido a la ruptura de la simbiosis entre la zooxantela en temperaturas elevadas, fenómeno conocido como blanqueamiento coralino (Glynn 1993), entre otros. Este tipo de agentes que influyen la mortalidad se han visto fuertemente exacerbados por el cambio climático y otros efectos antropogénicos sobre los arrecifes (Hughes *et al.* 2003), así como también la depredación de la estrella de mar “Corona de espinas” (Pratchet *et al.* 2017, Martínez-Sarabia & Reyes-Bonilla 2020).

La demografía coralina responde a una necesidad orientada en la solución de la actual crisis que enfrentan los arrecifes de coral, para estar mejor informados y mejorar las decisiones de gestión con la intención de atenuar la mortalidad local de los corales y de mejorar la capacidad de predecir los futuros cambios en las poblaciones coralinas. Los enfoques demográficos son modestos, comparados con el gran esfuerzo que es necesario para registrar los cambios en las poblaciones de coral a través de largos periodos de tiempo (Edmunds & Riegl 2020).

1.3 Ictiofauna asociada a corales restaurados

El objetivo principal de la restauración coralina ha sido aumentar las poblaciones de especies claves de coral. Sin embargo, una de las expectativas de los esfuerzos de restauración es recuperar especies fundamentales que eventualmente ayudarán a conducir a los arrecifes hacia una recuperación que facilite el desarrollo de las comunidades coralinas y de peces que pueden fomentar funciones importantes como la herbivoría (Boström-Einarsson *et al.* 2018, Ladd *et al.* 2019).

Mientras muchos proyectos de restauración coralina se enfocan en estudiar aspectos de sobrevivencia y crecimiento en los corales trasplantados, muy pocos se han enfocado en investigar cómo es que la restauración impacta a la comunidad arrecifal o sus procesos ecológicos más importantes (Ladd *et al.* 2018).

Particularmente, es común asumir que la restauración coralina resultará en un aumento en la abundancia y diversidad de los peces arrecifales, mejorando así la

función del ecosistema (Edwards & Clark 1999). Pues aparte de servir como comida para los coralívoros, también proveen protección y habitats adicionales a los peces (Friedlander *et al.* 2003). Se ha observado que en áreas donde se ubicaron arrecifes artificiales con poca complejidad estructural y poca cobertura coralina ha resultado en un aumento de las abundancias y biomasa de peces (Ferse 2008, Richardson *et al.* 2017).

Los peces son componentes críticos de la resiliencia física y social de los arrecifes (Hein *et al.* 2017, Maynard *et al.* 2017). Por ejemplo, proporcionan bienes y servicios ecosistémicos fundamentales para los procesos de los arrecifes (Bellwood *et al.* 2019), y la biomasa de peces está directamente relacionada con el aumento del turismo y la pesca (Duffy *et al.* 2016, Gómez-Sala *et al.* 2016, Viana *et al.* 2017). Debido a esto a recuperación de las poblaciones de peces después de las perturbaciones es fundamental para restablecer estas importantes asociaciones y funciones ecológicas (Burkepile & Hay 2008) que contribuyen a la resiliencia (Ladd *et al.* 2019; Palmer & Filoso 2009). Por ejemplo, siguiendo el concepto de "nucleación" en la ecología de la restauración (Reis *et al.* 2010), un sitio restaurado puede comenzar como una zona de cría, con un aumento inicial de la abundancia de peces pequeños, y desarrollar una comunidad de peces más compleja con el tiempo, a medida que crecen los trasplantes de coral, y aumenta la cobertura de coral y la complejidad estructural en una retroalimentación positiva. Si el sitio se vuelve comparable a las zonas de arrecifes cercanas con comunidades de peces diversas y abundantes, la restauración de los conjuntos de peces puede considerarse ecológicamente exitosa (Edwards 2010, Hein *et al.* 2017).

El diseño e implementación de los proyectos de restauración coralina desempeña un papel muy importante en la manera que va responder la comunidad de peces, pues dependerá mucho de diversos aspectos como las especies de coral, su tamaño, la densidad coralina, y/o estructuras artificiales o trasplantes directos, entre otras (Huntington *et al.* 2017). En la actualidad, se utilizan con frecuencia conjuntos mixtos de estructuras artificiales y métodos de trasplante directo (Boström-

Einarsson *et al.* 2018); sin embargo, la respuesta a largo plazo de las comunidades de peces aún no se ha evaluado ni comparado con las técnicas de método único. Determinar los diseños y las técnicas de restauración que conducen a un aumento de la diversidad y la abundancia de las comunidades de peces sería de gran ayuda para los futuros programas de restauración (Hein *et al.* 2020).

1.4 Depredación de la estrella de mar “Corona de Espinas” (*Acanthaster cf. solaris*)

Durante el desarrollo del trabajo de campo ocurrió un fenómeno relacionado con un brote de estrellas de mar “Corona de espinas” (CoTS; *Acanthaster* spp.), por lo que se consideró importante registrar los cambios y afectaciones que sufrieron los corales trasplantados pertenecientes al presente estudio. Se dedicó un capítulo exclusivo a este tema, pues la depredación de CoTS en sitios de restauración no se había registrado previamente.

Las estrellas de mar “Corona de espinas” son uno de los más grandes y eficientes depredadores de corales escleractinios (Birkeland 1989). Comparada con otros depredadores coralinos (p.e., *Chaetodon* mariposas, y *Drupella* caracoles) que solo causan lesiones localizadas en áreas específicas o pérdida de tejido, los adultos de CoTS pueden matar corales enteros, incluyendo colonias relativamente grandes (Rotjan & Lewis 2008, Rodríguez-Villalobos & Ayala-Bocos 2018). Por lo que las altas densidades de CoTS causan un rápido agotamiento de corales a corto y a largo plazo (Pratchet *et al.* 2017).

Los brotes de *Acanthaster* spp. son una de las principales causas de la disminución sostenida de la cubierta coralina y de la degradación de los arrecifes de coral en muchos lugares a lo largo del Océano Pacífico (Moran & De'ath 1992, Trapon *et al.* 2011, De'ath *et al.* 2012). Recientemente se ha mencionado por Rodríguez-Villalobos & Ayala-Bocos (2018) una alta depredación en el Pacífico Tropical Oriental en la zona del Golfo de California, lo que se registro como un posible brote que afectó

severamente colonias de *Pavona gigantea*, *Porites panamensis* y *Pocillopora* spp (Fig. 4).



Figura 4. Individuos de *Acanthaster* cf. *solaris* alimentándose de *Pavona gigantea* en Bahía El Corralito, Archipiélago de Espiritu Santo, B.C.S.

Estos brotes de CoTS son indicadores de una inestabilidad en el sistema y/o cambios repentinos en su entorno ambiental (Pratchet 2001). La historia de la vida y la biología de los COTS es muy compleja. Los COTS se encuentran entre los invertebrados más fértiles, con tasas de fecundación muy elevadas y un desove sincrónico (Babcock 1992). Comienzan a reproducirse alrededor de los 2 años de edad y pueden vivir hasta los 7 u 8 años; tienden a ser alimentadores especializados (por ejemplo, de *Acropora* sp. o *Pocillopora* sp.) cuando el coral es abundante, y se vuelven más generalistas (por ejemplo, consumiendo corales masivos como *Porites* spp.) cuando el suministro de alimento disminuye (Birkeland & Lucas 1990).

En países como Australia, específicamente en la Gran Barrera de arrecifes se han utilizado herramientas activas de control para el manejo de la estrella de mar

CoTS, y se han convertido en una parte importante de la gestión de los arrecifes en programas de restauración coralina, esto como un control a gran escala que comenzó en el año 2012 (GBRMPA 2020). Esto debido a una serie de daños a gran escala a los arrecifes coralinos por ciclones y brotes de CoTS (entre otros) que han ocasionado rápidos declives en la cobertura de coral vivo (Cheal *et al.* 2017). En la “Cumbre sobre los Arrecifes” desarrollada en 2017 a la cual asistieron cerca de setenta científicos, gestores y propietarios se elaboró un "Plan de Arrecifes para la Resiliencia", en el que se destacó por primera vez la restauración de los arrecifes como una herramienta potencial para mejorar la resiliencia del Área Marina Protegida de la Gran Barrera de Arrecife - GBRMPA (GBRMPA 2017).

Aún cuando se aplican planes de restauración coralina en áreas arrecifales afectadas también existe un riesgo por depredación de *Acanthaster* sp., por lo que existen previas recomendaciones para la regulación y control de estos eventos (Edwards 2010). Entre dichas recomendaciones se destaca realizar constantes revisiones al sitio para detectar problemas de depredación, aplicar un manejo adaptativo (como acciones para remover los depredadores), y monitoreos sistemáticos a lo largo del año para conocer los progresos (como aumenta la cobertura coralina y aumento en biomasa de peces). De esta manera, se contribuye directamente al mantenimiento y éxito del plan de restauración, agregando un elemento de "seguimiento" básico para permitir la gestión adaptativa (Edwards 2010).

CAPÍTULO II. A SYSTEMATIC REVIEW OF CORAL RESTORATION IN MEXICO

2.1 Introduction¹

Coral reefs have suffered severe losses in live coral cover over the last 50 years as a result of anthropogenic and natural impacts (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007). Human-induced impacts include coral damage due to sedimentation, sewage discharge and nutrient overload, ship groundings and modification of the coastline through tourism infrastructure (Edwards & Gomez 2007). Natural impacts include damage from hurricanes and predation by species such as “crown of thorns” starfish *Acanthaster planci* (Cinner *et al.* 2016). Impacts to the reef have been exacerbated by an increase in the occurrence of disease, acidification and mass bleaching, all of which may be related to global climate change (Hughes *et al.* 2003, Hoegh-Guldberg *et al.* 2007). Given the steady increase in greenhouse gas concentrations (Van Hooidonk *et al.* 2014) these occurrences are likely to intensify in the future.

This scenario is worrisome given that coral reefs provide a range of important environmental services and underpin the local economies of many countries around the world, most notably in developing countries (Teh *et al.* 2013). Estimates of the economic value of coral reefs ranges widely, from US\$100,000 to US\$600,000 per km² (UNEP 2006) to as high as US\$100,000,000 per km² when services such as shoreline protection and tourism to white sandy beaches produced by coral reefs is included (TEEB 2010).

Given the demise of coral reefs and the recognition of the importance of the services they provide, governments, local communities, civil organizations, and the scientific community have sought means to better protect and manage these

¹ Este capítulo fue preparado como artículo, fue sometido y será ingresado de nuevo a la revista internacional Restoration Ecology posterior a la obtención del grado. Eso explica algunas repeticiones en relación a lo presentado en el capítulo previo.

ecosystems, adopting programs to help improve reef health. One of the most popular strategies to improve reef condition has been to apply active coral restoration, which requires direct action involving physical and/or biological intervention to the reef in order to increase local coral cover. This is achieved by using coral fragments produced naturally or in a laboratory (Edwards & Gomez 2007). Among the most common methodologies applied in different countries around the world are *in situ* coral transplantation, whereby naturally produced coral fragments are directly attached to the bottom of the reef (Omori & Fujiwara 2004), and coral gardening that consists of translocating coral pieces to underwater artificial structures, where they are attached and left to grow; the pieces will subsequently be returned to the reef for replanting (Soong & Chen 2003). *Ex situ* methods include micro-fragmentation of corals with the creation of large colonies within short time periods (Page & Vaughan 2014); as well as coral sexual reproduction, which entails rearing corals from gametes collected in the wild or from colonies maintained in *ex situ* aquaria and culturing the embryos and larvae through to settlement in a laboratory setting (Harrison 2011, Bayraktarov *et al.* 2019, Boström- Einarsson *et al.* 2020).

Mexico is home to extensive coral reefs, covering an area of approximately 1,780 km² (<https://biodiversidad.gob.mx>). This ecosystem is distributed all around the country: in the Pacific Ocean (Gulf of California, Revillagigedo Islands and central Mexican Pacific), and the Atlantic (Gulf of Mexico, Yucatan and Campeche Banks, and the Mexican Caribbean; Santander-Monsalvo *et al.* 2018). Mexican reefs have been degraded by extreme weather events, such as those caused by the "El Niño" of 1997-98 in the Pacific (Carriquiry *et al.* 2001), and hurricane impacts and diseases in the Caribbean (Álvarez-Filip *et al.* 2009, Ruiz-Moreno *et al.* 2012, Álvarez-Filip *et al.* 2019) and Gulf of Mexico (Carricart-Ganivet *et al.* 2011). In addition, an increase in human presence caused by unprecedented tourism expansion in certain parts of Mexico (Rogers *et al.* 2014, Rioja-Nieto & Álvarez-Filip 2019) have increased input of nutrients into the ocean (Carreón-Palau *et al.* 2017). As a result of these perturbations, a recent assessment indicates that more than 70% of reefs of the Pacific Ocean are fragmented and exposed to pollution, while more than 90% in the

Atlantic suffer from damage caused by pollution, habitat fragmentation, overfishing and introduction of exotic species (Santander-Monsalvo *et al.* 2018).

Gathering information about the history of coral reef restoration in Mexico is very important, since many efforts have been registered along the Mexican coast and there is no existing document that compiles and shows the results of all these projects. This review brings together everything related to coral reef restoration in Mexico, such as number of projects, duration times, species most used, sites where restoration has been applied, and the success they have had through results such as survival and growth.

This study presents an historical review of coral restoration efforts conducted in Mexico, based on various sources and interviews. We describe sites where reef restoration measures have been implemented, as well as methods, including coral attachment procedures, species employed in restoration efforts, and the main results obtained in terms of survival and growth rates.

2.2 Methods

Three different means were used to gather information on coral restoration activities conducted in Mexico: first, we searched for relevant information in the scientific literature, i.e., peer-reviewed publications in indexed journals and book chapters. Second, we created a multiple-choice survey using Google Forms sent to 40 individuals identified as participants in coral restoration; these included directors of Natural Protected Areas (NPAs), researchers from universities, and staff and collaborators of non-government organizations (NGOs). The questions solicited information such as location of restoration site, coral species employed, restoration techniques, project duration, time between field visits, permits required for restoration, institutions involved, and publications resulting from restoration project.

The third method involved a literature review following a PRISMA methodology (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses, Moher *et al.*

2009), that focuses on evaluating reviews interventions, through different methods like a checklist and flow diagram. This included searching the internet for “grey literature” in relation to coral restoration projects published in manuals, technical reports from Mexican federal agencies, magazines, newspapers and press releases, and using the keywords restoration, rehabilitation, corals, coral, reefs and Mexico. We applied the search engines Google Scholar, ResearchGate, RefSeek and Elsevier. This approach was used to include the many projects that have been carried out by state governments, private companies and NGOs (Annex 1) or are long-term projects in process and have not yet been submitted for publication.

Care was taken to avoid double counting of projects described in multiple publications. In the third step we found numerous publications of different media about the same project, so we made a debugging to identify projects separately as suggested by the PRISMA method.

2.3 Results

2.3.1 Peer-reviewed publications

The literature review identified only ten publications (Fig. 5) citing coral restoration projects in Mexico between 1997 and 2017: five were conducted in the Mexican Pacific, one in the Gulf of Mexico, and four in the Mexican Caribbean (Fig. 6, Table 1).

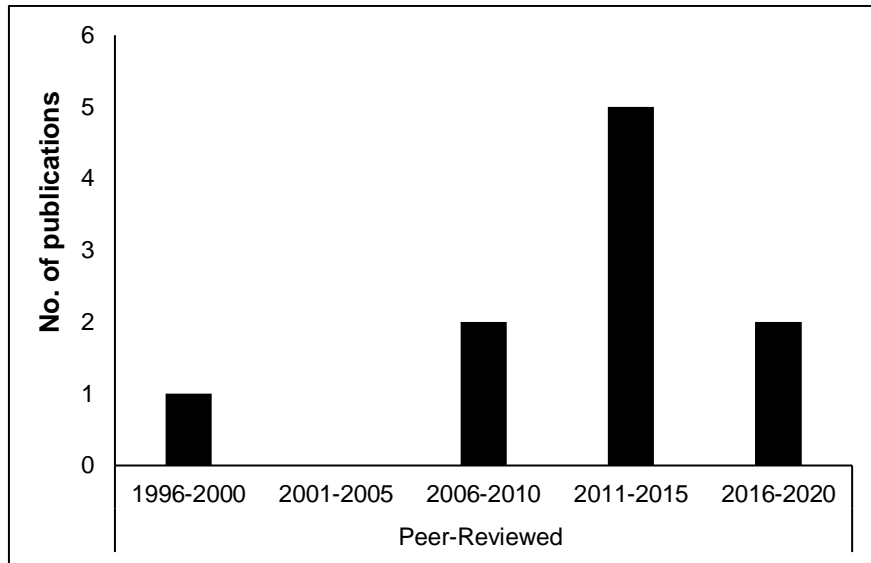


Figure 5. Number of peer-reviewed publications produced in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration projects. Data are presented in five-year intervals.

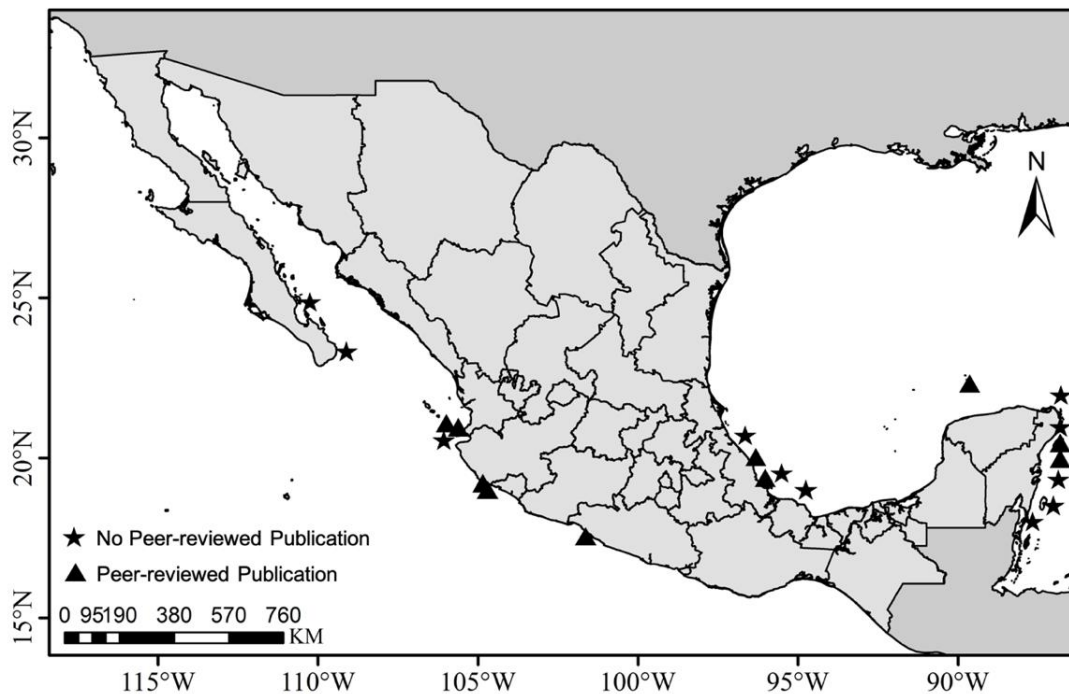


Figure 6. Map of states where coral restoration has been carried out in Mexico (Baja California Sur, Nayarit, Colima, Guerrero, Quintana Roo, Veracruz and Yucatán) according to Peer and No Peer reviewed information.

Peer reviewed studies over the past decades focused on the recovery of reefs

affected by anthropogenic impacts, and an example is that the first professional experience report on coral restoration transplantations in Mexico described the relocation of hundreds of coral colonies associated with the construction of a pier on Cozumel Island, Mexican Caribbean (Muñoz-Chagín 1997). The studies have also been referred to efforts to recover reefs affected by meteorological events, like those occurred in 2005 that causes severe loss of reef cover in Cozumel National Park (Edwards 2010).

As damage to Mexican coral reefs has increased, reef restoration techniques have become more common (Johnson *et al.* 2011, Liñán-Cabello *et al.* 2010, Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Arias-González *et al.* 2015, Pérez *et al.* 2015). Specifically in the Pacific coast, reef restoration has been conducted in several areas including Carrizales Bay, Colima (Liñán-Cabello *et al.* 2010), Marietas Islands, Nayarit (Tortolero-Langarica *et al.* 2014), Zihuatanejo, Guerrero (Nava & Figueroa-Camacho 2017), and Manzanillo, Colima (Muñiz-Anguiano *et al.* 2017).

Based on information from the ten peer review papers we analyzed, reef recovery efforts in Mexico have mostly focused on the restoration of Scleractinian reef-building species, in the Pacific *Pocillopora* was the genus of choice (50%), in the Caribbean the preferred coral was *Acropora* spp. (30%), in the Gulf of Mexico also *Acropora* spp. (10%), and in the Caribbean (10%) included other species of hard and soft corals like *Porites* sp., *Agaricia agaricites*, *Eusmilia fastigiata*, *Madracis decactis*, *Dichocoenia stokesii*, *Gorgonia ventalina*, and *Briareum asbestinum* (Fig. 7).

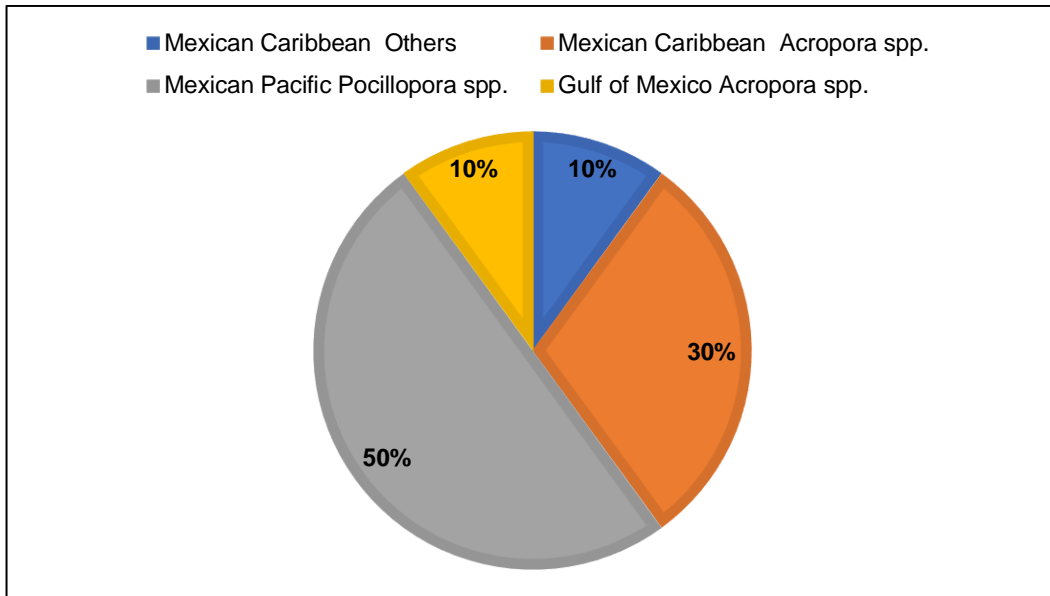


Figure 7. Coral genera most used in different regions of Mexico.

With regard to the techniques employed in the country, ten studies used *in situ* transplantations of coral fragments; six of them attached fragments in a single phase/step, using different materials like plastic straps, metal meshes, concrete structures, steel-stacks, cement, epoxy resin or steel nails. The other four studies used two phases/steps; first placed *in situ* nursery structures (PVC, plastic connectors, PET, plastic straps) to establish corals and at second phase placed it to the reef substratum with most of the materials mentioned before (Table 1).

In terms of duration (Fig. 8), 60% of all studies lasted less than one year, 40% from one to two years, and none lasting more than two years. This highlights the difficulty in confirming the long-term success of reef restoration efforts. This is due to two situations, one of them is that the results are often not published in indexed journals, and as long as the data are not shared to the public there is no way to evidence the success of the projects in the long term. And the other reason is that many of coral restoration studies in the country have been developed by academic institutions as part of research projects that last about two years, these data are published but sometimes the restoration is not followed up or simply the data obtained *a posteriori* are no longer published.

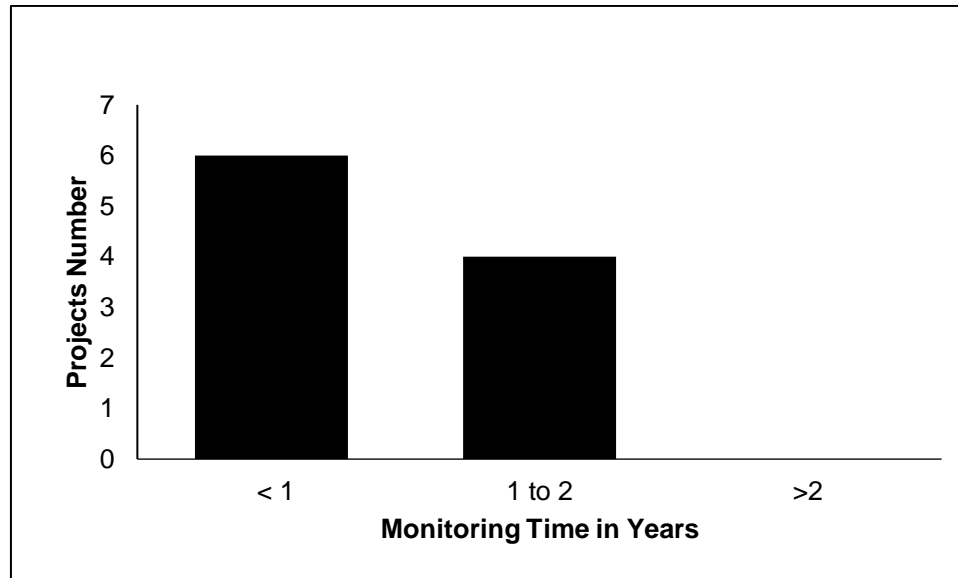


Figure 8. Monitoring time of coral restoration projects in Mexico.

In relation to post restoration follow-up, it is very important to determine the restored coral survival rate. In Mexico, projects monitoring less than one year had a survival rate of between 80% and 100% (Muñoz-Chagín 1997, Nava-Martínez *et al.* 2015), while those monitored up to two years had survival rates between 70% and 95% (Edwards 2010, Liñán-Cabello *et al.* 2010, Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Pérez *et al.* 2015 Nava & Figueroa-Camacho 2017, Muñiz-Anguiano *et al.* 2017). There seems to be a relationship between monitoring time and survival percentages; as time increases, survival decreases.

2.3.2 Non-peer-reviewed or “grey” literature

With regard to non-peer-reviewed literature search, our findings reveal that information on coral restoration is ample (Table 2), although the results are not presented in books of peer-reviewed journals.

Sixty electronic references were identified in relation to coral restoration projects (Table 2); however, it appears all of these together actually covered 11 different projects (Fig. 9). Of the total number of publications, 19 were produced for the Pacific, 6 for the Veracruz Reef System (SAV) in the Gulf of Mexico, 29 in the Caribbean and 6 related to a project carried out in both Veracruz and the Mexican Caribbean. We can

notice that the effort applied to coral reef restoration in the country is more concentrated on the Caribbean side.

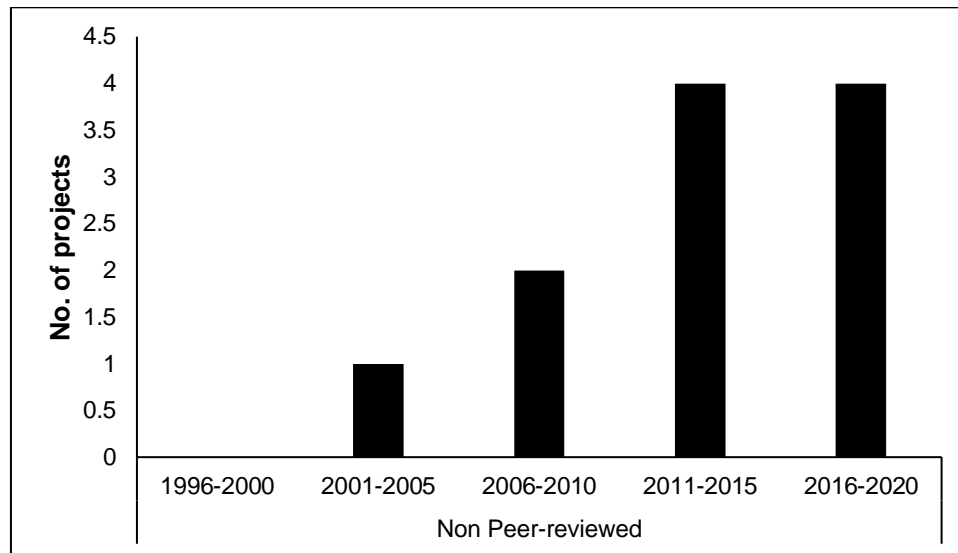


Figure 9. Number of non peer-reviewed projects produced in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration. Data are presented in five-year intervals.

Funding for restoration was provided by federal and state governments, international foundations, private associations, and NGOs. In the Caribbean, federal institutions like National Commission of Natural Protected Areas (CONANP) and National Fisheries Institute (INAPESCA) were the main contributors accounting for 38% (N=23) of the publications in which UNAM participated, and the NGO Oceanus A.C. 10% (N=6); in the Gulf of Mexico was CONANP and Federal Office of Environmental Protection (PROFEPA) 5% (N=3) and a collaboration between CONANP and Oceanus AC for 5% (N=3), and there was a collaboration between the Caribbean and Gulf of Mexico developed for Oceanus and Healthy Reefs for Healthy People with 10% (N=6). These findings highlight the importance of the role played by federal government and civil associations in the conservation of coral reefs in the Mexican Caribbean and the Gulf of Mexico. In contrast, in the Pacific, CONANP and academic institutions (University of Guadalajara-UdG, Autonomous University of Baja California Sur-UABCS and Northwest Biological Research Center-CIBNOR) were the main collaborators, accounting for 32% of the publications (N=19; Fig. 10). The support of non-governmental organizations on the east side of the country has been

of great importance and has contributed a lot to the field of coral reef restoration, however we note that more academic work and scientific publication is needed to demonstrate the achievements of so much effort. On the west side of the country there is a need for more support from NGOs to restoration activities and to sustain efforts for a longer period of time.

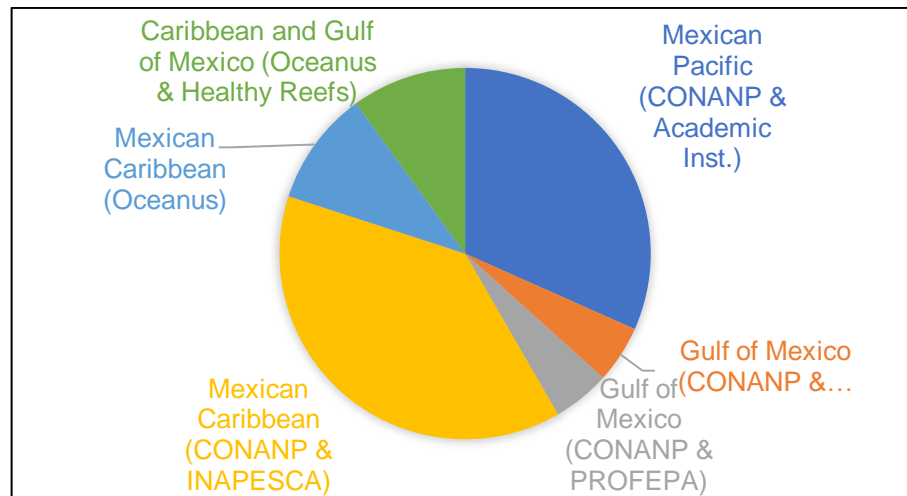


Figure 10. Non peer-reviewed publication in Mexico over the last three decades in relation to coral restoration.

Based on information gathered from internet-based reports, transplantation of coral fragments (asexual reproduction) is the most popular technique used in coral restoration efforts throughout Mexico with 72.8% (Table 2). Similarly, the most widely used material at phase 1 (nurseries) are PVC structures in the Caribbean with 80%, and plastic straps (directly to the reef substratum) in the Pacific with 67%.

Finally, a most remarkable result of the internet search was that not one of the grey literature reports provided data on either the survival or the growth rate of the restored species in question

2.3.3 Survey of specialists

Of the 40 surveys sent to reef restoration practitioners in Mexico, only eight responses were received (Table 3). The first topic of the survey was in reference to the sites where coral restoration has taken place, that turn out to be five localities in

the Pacific (Marietas Islands and Punta de Mita, Isabel Island, Cabo Pulmo and Espiritu Santo Island, La Paz Bay and Manzanillo; Fig. 11), and four in the Caribbean (Cozumel Island, Contoy Island, Puerto Morelos and Xcalak). And no experts working in the Gulf of Mexico.

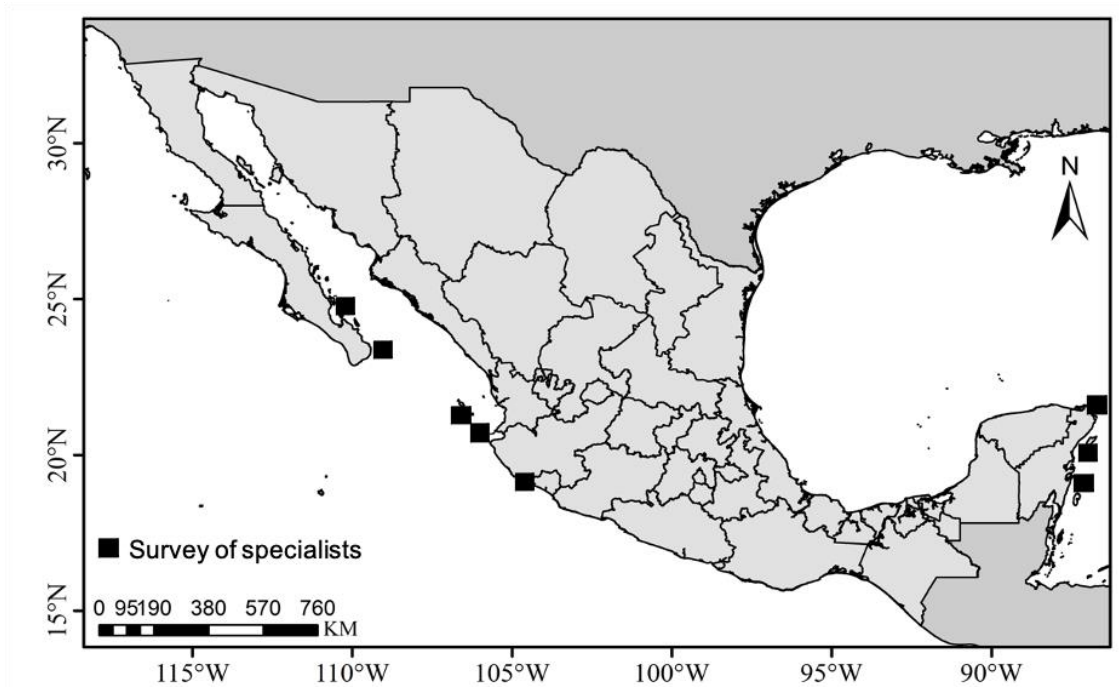


Figure 11. Map of states where coral restoration has been carried out in Mexico (Baja California Sur, Nayarit, Colima and Quintana Roo) according to survey information.

According to survey results, the most commonly used coral genus in the Pacific region was *Pocillopora* sp. (Fig. 12), including four species: *P. damicornis*, *P. verrucosa*, *P. capitata* and *P. meandrina*; while in the Caribbean, restoration was focused on *Acropora palmata* and *A. cervicornis* were the most commonly used species in restoration. This finding mirrors the information reported in peer-reviewed publications (Table 1) and probably the pattern is due to the fact that researchers and government personnel prefer branching corals because they are easy to handle and relatively fast growing; and also, because these are important reef-building species that have experienced high declines in their populations (Jackson *et al.* 2014).

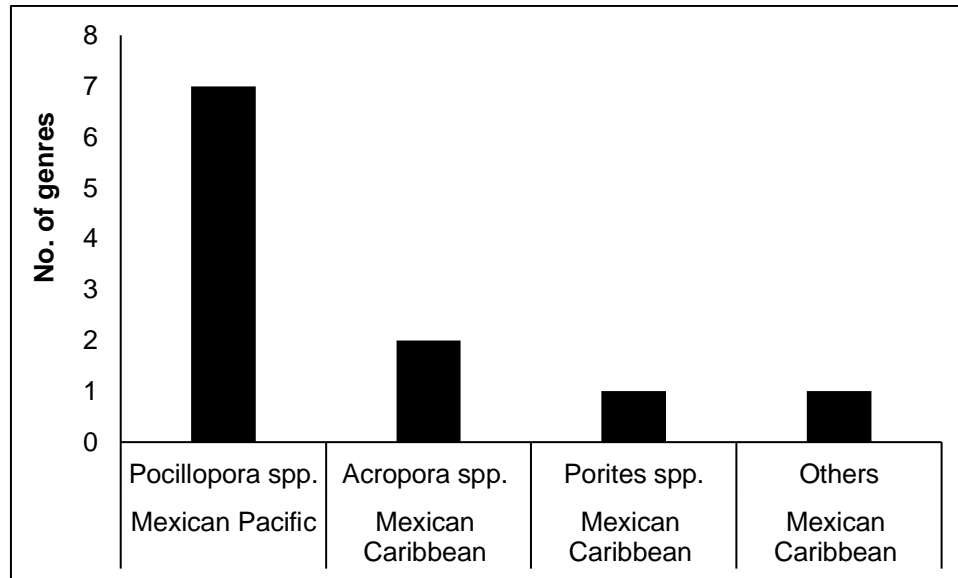


Figure 12. Coral genera used in coral restoration studies in Mexico, according to the survey.

When asked about monitoring efforts after the outplanting of corals, 87.5% of respondents (seven out of eight) respondents reported they followed up, the one did not was due to lack of funding. Of the seven ongoing projects, four did monitoring from one to four years; and three projects included monitoring beyond that time-frame, one for seven years and another two for ten years (Marietas Islands, Gulf of California and Cozumel, respectively). The information obtained from the interviews shows different data from what is evidenced in the peer reviewed studies, in this case the interviewees mentioned that the duration of their restoration studies is longer in time, which confirms what was previously mentioned regarding the lack of publication of the results in indexed journals.

In relation to federal permits to undertake restoration activities, one interviewed did not respond, five (71.4%) obtained their own permit, and two (28.6%) responded that permits were not required, with no further explanation. In Mexico there is no legislation that controls the issue of coral reef restoration, only if it is done within a protected natural area, because of this, there is no proper regulation of the practices to follow, each interested practitioner applies for permits to the institutions that seem more convenient according to their restoration project.

Five of the responders stated they had published their data in professional journals. Most of these, are associated with universities or research centers (e.g., Liñán-Cabello *et al.* 2010, Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Muñoz-Anguiano *et al.* 2017). And the efforts of non-governmental associations are not brought to light, often remaining only in technical reports, articles or electronic magazines.

Lastly, 50% of participants (N= 4) considered coral restoration as a potentially viable alternative for restoring reef ecosystems; it is seen as necessary to increase coral cover and structural complexity, generate refuge sites for other species and help mitigate deterioration in the wake of catastrophic events. More than a third (37.5%, N= 3) said this could be the case only if the appropriate conditions were in place, e.g., institutional support and funding. Notwithstanding, one responder expressed the opinion that coral restoration is not a viable alternative because of the high costs involved. If we put together most of the opinions, there is a positive view towards coral reef restoration because of the great benefits it brings to the ecosystem, however it is well known that coral reef restoration involves high costs so it is essential to maintain a good economic fund and alliances with communities near the reefs to support restoration efforts over time.

2.4 Discussion

2.4.1 Peer-reviewed publications

As shown in Figure 5, in Mexico there was a 10- year time lag between the first published paper on coral reef restoration and the second; afterwards papers were appearing with much more frequency. The field of coral reef restoration has become more widely known and practiced among stakeholders, especially to help the reefs from the constant threats they have been facing in recent decades (Jackson *et al.* 2014).

Formal publication efforts have been evenly split between the two coastal regions of Mexico (Table 1). This is interesting as Caribbean reefs are much better developed than those of the Pacific coast (Santander-Monsalvo *et al.* 2018), and

anthropogenic impacts are more severe in the Caribbean (Burke *et al.* 2011, Jackson *et al.* 2014); under this scenario it would be expected that restoration studies would be more focused to the latter region. The similar research effort between regions can be explained by the notable increase in the number of researchers associated with institutions based on the west coast over the last 20 years (Glynn *et al.* 2017). This is good for the Pacific region because it is gaining practice and experience in this field of restoration and results are being published, however for the Caribbean region where there have been a lot of practice and restoration programs applied the scientific publications are not enough to evidence this work.

Another key finding is that restoration studies in Mexican Caribbean reefs have all been performed inside NPAs (Table 1), taking advantage of collaboration with managers; while in the Pacific coast only two islands where coral restoration has been applied are in NPAs (Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Pérez *et al.* 2015) and of the other studies none belong to NPAs (Muñiz-Anguiano *et al.* 2017, Nava & Figueroa-Camacho 2017). This is explained because most Caribbean reefs in Mexico fall under the jurisdiction of the federal government, whilst in the Pacific, with over 1,000 km of coastline, only a few NPAs have been established: Mariás Islands, Marietas Islands, Isabel Island, and Huatulco where coral reefs or coral communities are present (Santander-Monsalvo *et al.* 2018).

From the sites where restoration has been conducted (Fig. 6) it is evident that restoration has not been addressed by researchers in most reefs of the country, and there is a complete lack of studies for the Gulf of Mexico, which includes sites where the condition of reefs is sub-optimal due to a range of anthropogenic pressures (Gutiérrez-Ruiz *et al.* 2011).

The peer-reviewed publications revealed that branching corals are the most common focus of restoration efforts in the country (genera *Pocillopora* and *Acropora*), probably because these are dominant species, have morphologies that are easily fragmented, and there is a need for their recovery because both are severely affected

by disease and El Niño events (Jackson 1992, Nava-Martínez *et al.* 2015). The limited use of massive species in restoration experiments is quite evident, despite the fact some are considered important reef builders, as is the case of *Montastraea* and *Diploria* on Caribbean reefs, and *Porites* on Pacific reefs. The lack of focus on massive corals is likely a consequence of their slow growth rate (Montero-Serra *et al.* 2018) and increased effort in fragmentation, which require a greater investment in terms of time and resources (Yeemin *et al.* 2006).

Most of the restoration studies analyzed have been of short duration (two years or less; Table 1), and follow-up monitoring has not been carried out. This trend is logical considering most papers identified describe pilot or experimental efforts to test the feasibility of using specific techniques (Liñán-Cabello *et al.* 2010, Muñiz-Anguiano *et al.* 2017, Pérez *et al.* 2015) and were not designed to represent formal restoration programs to improve the condition of reefs. In addition, monitoring and maintenance of corals in restoration work involves high costs (Edwards 2010, Young *et al.* 2012, Bayraktarov *et al.* 2016), and academic institutions cannot retain funds to support monitoring beyond the duration of individual projects. Once the specific scientific question has been addressed, academic institutions and NGOs are not equipped to investigate the long-term success of many experiments.

Scientific studies in Mexico have used a variety of techniques and materials for coral restoration, including PVC nursery structures, cement balls, epoxy resin and plastic straps. Although such materials were previously used in other regions (i.e., Rinkevich 2006, Edwards 2010), are easy to find, to use and are very common at restoration programs around the world (Boström-Einarsson *et al.* 2020).

The efficiency of restoration efforts around the world has been evaluated using coral survival, which is usually high (> 70%) over the short term (four years or less; Table 1), but decreased over time (see recent paper by Bayraktarov *et al.* 2020). Interestingly, coral survival is similar for both Mexican Pacific and Caribbean reefs, indicating efforts are successful, even when the Pacific region is considered

substandard for reef development (Santander-Monsalvo *et al.* 2018). Such high survival rates suggest that large-scale restoration projects can be successful in helping reefs to rebound back to health if they can be maintained over many years, even after events such as El Niño or outbreaks of disease.

All of the studies described in the scientific literature so far have employed *in situ* restoration methods, rescuing coral fragments or sampling donor colonies. This approach has advantages but can also cause problems if the restoration is based on clones as this might reduce local genetic variability (Carne *et al.* 2016, Boström-Einarsson *et al.* 2020). To avoid this problem, recent attempts in Mexico to use sexually-produced larval recruits (Banaszak 2012, Chavanich 2012, Bayraktarov *et al.* 2020) can help overcome this situation by promoting genetic diversity of the coral populations, this way improving resilience to face future changes in the environment. For the Mexican Pacific, however, coral spawning cycles are unknown or are asynchronous (Glynn *et al.* 2017), making the sampling of gametes difficult; Chavéz-Romo & Reyes Bonilla 2007).

2.4.2 Non-peer-reviewed literature

We found more news publications about coral restoration in websites, newspapers or magazines, than in specialized journals. This is most likely a natural consequence of the speed and ability to produce news articles in the media compared to peer reviewed articles.

Nevertheless, many of these press or internet reports are repetitive, making multiple references to the same projects (e.g., <http://cgc.qroo.gob.mx>, <http://conabio.gob.mx>, <http://ljz.mx>). The explanation of this trend is that organizations running restoration programs often depend upon funding from foundations who are mostly interested in the public impact of the project; this way, the diffusion of results in social networks or other platforms maximizes dispersion of the message but at the same time, obligates to prepare products that lacks precision. Also, many times the way to present the results is somewhat misleading, exaggerating the real impact of

the restoration effort, and this in itself can be a problem because introduces to the public the false and oversimplified notion that replanting corals is an “easy” and “effective” measure, and a failsafe solution to the myriad of problems that reef ecosystems are suffering. So, we should not trust when we hear news or find electronic publications on coral reef restoration in the country, many of them do not represent the reality of the situation, it is always better to do a more specialized search focused on data published in scientific or indexed journals.

After eliminating repetitive reports, the grey literature review showed that the 60 publications referred to only 11 coral restoration projects in Mexico, most of them developed in the east coast of the country (Mexican Caribbean and Gulf of Mexico), and focus on the genus *Acropora*, probably as a way to cope with the severe impacts suffered to this genus, in this region, over a number of decades (Jackson *et al.* 2014). In the Pacific, anthropogenic perturbations have not been so relevant, but El Niño and other natural agents such as storms have caused important damages (Carriquiry *et al.* 2001, Reyes-Bonilla *et al.* 2002).

Finally, research on reef restoration in Mexico has mainly been conducted within NPAs with collaboration of managers and NGOs. It is possible that this preference results from the fact that funding usually incorporates fiscal resources and private foundations, but also because of the intrinsic relevance of reefs under protection, and by the interest in improving the condition of reefs which had received impacts over decades (Johnson *et al.* 2011; Jackson *et al.* 2014).

2.4.3 Survey of specialists

Unfortunately, there was a lack of participation from experts, probably because the information they manage is private. However, in order to have good feedback of the lessons learned from coral reef restoration, it is necessary to change paradigms, and opt for more collaboration among restorers, sharing experiences and lessons learned.

In addition, survey results revealed most of interviewees believes restoration is suitable to improve resilience in Mexican reefs. Those (50%) who did consider restoration as an option, was because they believed natural recovery is difficult in severely anthropogenically impacted sites without active restoration help (Tortolero-Langarica *et al.* 2014). They also consider new colonies restored can rapidly increase coral cover and structural complexity, favoring colonization of invertebrates and fishes (Jones *et al.* 2004, Díaz-Pérez *et al.* 2016). It is a fact coral restoration is expensive to work and needs better planning, but there are new alternatives like collaboration between governments, civil organizations and local communities to improve long-term chances of success. Also, there are techniques and methods that help keep the procedure simple and inexpensive, choose areas of easy control and management to benefit ecosystem restoration, education, research and ecotourism (Yeemin *et al.* 2006).

An important final observation in this section is that there are no specific legislation or guidelines published for Mexico about how restoration projects should be carried out; except by the Federal Maritime Law, Chapter II, article 17 which states every construction or common use in Mexican marine areas, must be done observing the legal provisions in force on the matter. For some of the cases described by respondents, authorities requested an impact assessment report in relation to the structures to be placed in the ocean, whilst for others, approval from NPA park managers was enough. Moreover, permit was not required when activities were carried outside NPA. This lack of regulation may be one of the key problems for coral restoration in Mexico, especially if there are plans to conduct restoration on a larger spatial scale. There is a noticeable difference in the requirements between Mexico and countries such as the United States (Santander-Monsalvo *et al.* 2018, United States Environmental Protection Agency 2019) and Australia (Australian Government 2019) when comparing the regulations pertaining to coral restoration. Probably the lack of regulation of coral reef restoration in Mexico is a determining factor for the lack of clear and formal results, lack of information sharing and poor organization among practitioners.

And finally, most of the information shared by the interviewees was a corroboration of what was previously analyzed in the Peer-reviewed and Non peer-reviewed chapters; such as the duration of the restoration, species used, type of materials, sites where the restoration was carried out and the techniques applied.

2.4.4 Final thoughts

Considering the research in this study, more results from coral restoration projects and research need to be published in scientific journals (especially from all the efforts at the Mexican Caribbean). This will provide the means to better evaluate the usefulness and effectiveness of these initiatives designed to improve the health and future of coral reefs.

On another note, all of the studies reviewed here were conducted by government agencies, researchers, civil organizations or companies and there has been little involvement of local communities, which may have been detrimental to the success of some projects. If the community approves the project and considers it useful, it is quite possibly local people will take an active role and help in the monitoring or maintenance of coral fragments, thus potentially diminishing mortality. Involvement of local residents is important in building what Brightsmith *et al.* (2008) call “conservation constituencies,” an educated and committed group of people that, in turn, can educate the rest of the community, thereby reducing reef damage and detriment (Garrison & Ward 2012).

There is good information to think coral restoration can be a good tool to improve coral ecosystems health, always having in consideration reefs are in a challenging transition due to anthropogenic impacts and climate change transition and practitioners have to consider new approaches, large scale efforts and work with ecological engineering (Rinkevich 2019).

Finally, restoration programs can be considered a feasible option for improving coral reefs condition in Mexico; but it is still important to develop effective inter

institutional collaborations in order to reduce costs, improve monitoring and ensure long-term commitment, whilst including efforts in a federal adaptive management plan. To this end, there is an urgent need for legislation that can be applied both inside and outside of NPAs. Also, to standardizing techniques, monitoring, analyses and find a developing way – other than through publications – to exchange information in the rapidly evolving field of reef restoration.

Table 1. Peer-reviewed publications relating to coral restoration in Mexico. NPA: Natural Protected Area, N/S: Not Specified.

Year	Site	Authors	Species	Project duration	Coral survival (%)	Coral Growth rate	Techniques/ Materials used
1997	Cozumel Island NPA, Quintana Roo	Muñoz Chagín	<i>Manicina areolata</i> , <i>Gorgonia ventalina</i> , <i>Agaricia agaricites</i> , <i>Porites astreoides</i> , <i>Dichocoenia stokesii</i> , <i>Siderastrea radians</i> , <i>Madracis decactis</i> , <i>Montastrea annularis</i> , <i>Eusmilia fastigiata</i> , <i>Briareum asbestinum</i>	One month	Hard corals: 96%, and soft corals: 98.6%	N/S	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: transplantation of coral fragments to concrete structures with cement or epoxy
2010	Cozumel Island NPA, Quintana Roo	Edwards	<i>Acropora palmata</i> , <i>Agaricia agaricites</i> , <i>A. tenuifolia</i> , <i>Porites porites</i> , <i>P. Astreoides</i> , <i>Siderastrea siderea</i> , <i>Eunicea sp.</i> , <i>Pseudoplexaura sp.</i> and <i>Plexaura homomalla</i>	One year	73%	N/S	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: coral fragments fixed in cement plugs in nurseries at 1m deep, phase 2: cement plugs attached with epoxy to “Reef Balls”
2010	Carrizales Bay, Colima	Liñan Cabello <i>et al.</i>	<i>Pocillopora spp.</i>	270 days	95.5% - 89%	N/S	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Coral fragments were attached with plastic straps between rocks

2011	Mujeres Island NPA, Quintana Roo and Anegada de Adentro, Veracruz.	Johnson <i>et al.</i>	<i>Acropora palmata</i> , <i>Acropora cervicornis</i> and <i>Agaricia agaricites</i> .	N/S	> 70% Mujeres Island and 85% Anegada de Adentro.	N/S	Isla Mujeres: <i>In situ</i> and <i>Ex situ</i> nurseries. Phase 1: square blocks of concrete and silica to attached coral fragments with plastic connectors. Phase 2: square blocks transplanted with concrete Anegada: <i>In situ</i> transplantation. Phase 1: PVC, PET, rope and cement to attached coral fragments. Phase: Re-attachment to reef with cement and PET bottlenecks
2014	Marietas Islands NPA, Nayarit	Tortolero-Langarica <i>et al.</i>	<i>Pocillopora damicornis</i> , <i>P. Capitata</i> and <i>P. Verrucosa</i>	One year	87% artificial structures and 67% natural substrate	Max. 6.38 ± 2.11 cm yr-1 and min. 5.18 ± 1.79 cm yr-1	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Coral fragments were transplanted to concrete structures, steel-stacks and plastic straps
2015	Veracruz Reef System NPA	Nava-Martínez <i>et al.</i>	<i>Acropora palmata</i>	Three months	>80% in nurseries and 100% shallow sites.	1.06 cm/month in nurseries	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Coral fragments were transplanted to PVC structures, with PET, aluminum and plastic straps. Phase 2: Re-attachment of corals to the reef with cement

2015	Alacranes Reef NPA, Yucatán	Arias-González <i>et al.</i>	<i>Acropora palmata</i> and <i>A. cervicornis</i>	Two years	N/S	N/S	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Coral nurseries were made of PVC structures, metal rod, cement, plastic straps, ropes, cement blocks, and plastic gallons. Phase 2: Re-attachment of corals to the substratum with steel snail and plastic straps.
2015	NP Isabel Island, Nayarit	Pérez <i>et al.</i>	<i>Pocillopora verrucosa</i>	One and a half year	80%	3.1 mm month	<i>In situ</i> transplantation: Concrete, unicell moulds and screws
2017	Carrizales and Juluapan Bays, Manzanillo, Colima	Muñiz-Anguiano <i>et al.</i>	<i>Pocillopora</i> spp.	One year	90% Carrizales	0.081 Carrizales and 0.078 cm* month-1 Juluapan	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Coral clusters were joined together with plastic straps directly to the reef substratum
2017	Las Gatas, Zihutanejo, Guerrero.	Nava & Figueroa-Camacho	<i>Pocillopora</i> spp.	Two years	90.9 and 62.8%	N/E	<i>In situ</i> transplantation. Phase 1: Corals were attached to metal meshes with plastic straps

Table 2. Non-peer-reviewed publications featuring coral restoration projects in Mexico. N/S: Not Specified, CIBNOR: Northwest Biological Research Center, CONANP: National Commission of Natural and Protected Areas, CONABIO: National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity, INAPESCA: National Institute of Fisheries, NPA: Natural Protected Area, PEMEX: Mexican National Petroleum Company, PROFEPA: Federal Environmental Protection Agency, PVC: Polyvinyl Chloride, PET: polyethylene terephthalate), UdeG: Universidad de Guadalajara, UNAM: Universidad Nacional Autónoma de México.

Year	Site	Title	Species	Time	Collaborators	Source	Materials	Techniques
2005-2011	NP Xcalak Reefs, Quintana Roo	Prevention and Management of Stranded Vessels in the National Park “Arrecifes de Xcalak”, Mexico: An Early Response to the Success	<i>Acropora palmata</i>	Six years	CONANP, Procuraduría General de la República (PGR), Secretaría de Marina, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, Secretaría de Comunicaciones y Transporte, tourism service providers and fishermen.	Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute	Plastic straps and metal screws.	Asexual reproduction
2006	NP West Coast Mujeres Island, Punta Cancún and Punta Nizuc	Coral reefs are also been restored	<i>Acropora palmata</i> and <i>Acropora cervicornis</i> .	4 years and a half	CONANP	ACCIONES Journal	Plastic straps, fast-setting cement and metal rod	Asexual reproduction
2006-2017	Mesoamerican Reef System MBRS and Gulf of Mexico	Active restoration	<i>Acropora palmata</i>	11 years	Oceanus A.C., Healthy Reefs for Healthy People, Mesoamerican Reef Found and every NPA from MBRS	RRA-SAM/ Cienciamx Noticias /Conacyt prensa / Veracruz Informa/ Página 66/ Sin Embargo	Coral nurseries with PVC, PET bottle necks, aluminum and cement	Asexual reproduction

2007	Veracruz Reef System	Veracruz Coral Restoration	<i>Acropora palmata</i>	10 years	Oceanus, A.C., NP Veracruz Reef System and Veracruz aquarium, A.C., CONANP	Electronic journal "Al calor político"/ UnoTV/ Veracruz Informa	N/S	N/S
2012	NP Chankanaab, Quintana Roo.	Reef Restoration Program	<i>Acropora palmata</i>	6 years	Cozumel Parks and Museums Foundation (FPMC), Oceanus A.C.	Diario de Yucatán / Coordinación General de Comunicación del Gobierno de Quintana Roo / galucomunicación.com/ sipse.com/ cancunactivo/ POSTA	PVC	Coral nurseries and asexual reproduction
2011-2018	NP Mujeres Island, Punta Cancún and Punta Nizuc: Cuevones and Manchones Reefs, Quintana Roo.	Interdisciplinary active restoration program to compensate anthropogenic damage to coral reefs in the Mexican Caribbean	<i>Acropora palmata</i> , <i>A. cervicornis</i> , <i>Montastrea cavernosa</i> , <i>Porites porites</i> , <i>Orbicella annularis</i> , <i>Orbicella flaveolata</i> , <i>Undaria tenuifolia</i> .	6 years	Government, academic and private sector institutions (INAPESCA, CONABIO, UNAM, CONANP, ECOSUR, SECORE and XCARET park, CRIP Puerto Morelos)	CONABIO web page/ La Jornada/ El Financiero/ NITU/ Tecnología Ambiental / Ecosur.mx/ Palco Quintanarroense/ Noticias en Línea/ Inforural/ ADN40/ Galucomunicación	Aquaculture System: tubs, chemical supplements for coral aquariums, concrete modules, PVC pipe, rope, marks, cement, bags, cutting tools, brushes. Outdoor coral culture system: live food (<i>Artemia</i> sp. and rotifers) combined	Asexual reproduction in coral nurseries and sexual reproduction.

							with chemical supplements.	
2015	La Paz Bay and NP Loreto, Baja California Sur.	Coraline Bay Sharkers using transplant techniques, in the marine area of Isla Isabel National Park, Nayarit	<i>Pocillopora</i> spp.	13 years	CONABIO, PEMEX, CIBNOR and PROFEPA	CONABIO web page	Concrete structures and plastic straps.	Asexual reproduction
2016	PN Marietas Islands, Nayarit.	University from Guadalajara (CUC)	<i>Pocillopora</i> spp.	N/S	CONANP, Universidad de Guadalajara	Universidad de Guadalajara Bulletin/ Cienciamx Noticias/ Informador/ PROZONA Web Facebook/ CiudadOLINKA/ xataka/ Milenio 2020/	N/S	Asexual reproduction
2017-2022	From Contoy Island to Tulum, Mexican Caribbean.	Coral Reef Restoration in the Mexican Caribbean	<i>Acropora palmata</i> , <i>Dendrogyra cylindrus</i> , <i>Dichocoenia stokesii</i> , <i>Montastrea cavernosa</i> , <i>Pseudodiploria strigosa</i> , <i>Siderastrea siderea</i> , <i>Orbicella annularis</i> , <i>Orbicella faveolata</i> .	5 years	INAPESCA, Quintana Roo Government, CONANP	Secretaria de Gobernación/ La Jornada Maya/ AGUA/ Turquesa News/ Luces del Siglo/ Excelsior/ INAPESCA Web Facebook/ Infórmate.com/ El Financiero	Aquaculture equipment in situ and ex situ	Clonal propagation (microfragmentation, multipode and assisted dispersion) and sexual propagation and reproduction

2018	Reef System Lobos Tuxpan, Veracruz	Reef Restoration Completed in Veracruz	164 coral species	One year	Técnicas Marítimas Avanzadas S. A., CONANP, PROFEPA	RadioTele/ Diario de Yucatán/ Gobierno de México	PVC	N/S
2018	NP Cabo Pulmo and NP Espíritu Santo, Baja California Sur.	Reefs Restored in Baja California Sur	<i>Pocillopora spp.</i>	1 year	CONANP, Universidad Autónoma de Baja California Sur (Reef Systems Laboratory)	Conacyt prensa / Revista electrónica "Teorema Ambiental" / @BCSNoticias /El Informante BCS/ Mexicampo/ UnoTV/ Diario El Independiente/ AGUA/ Ecoticias/ Cienciamx Noticias/ UABCS.mx	Plastic straps and epoxy resin	Asexual reproduction

Table 3. Coral restoration survey.

User	hreyes@uabcs.mx	diana.martinez@conanp.gob.mx	linanmarco@hotmail.com	adolfotortolero@hotmail.com	ebalart04@cibnor.mx	mcgarcia@conanp.gob.mx	cgodinez@conanp.gob.mx	amilcar.cupul@gmail.com
1) ¿Where in Mexico have you done coral restoration?	Gulf of California	Caribbean	Pacific	Pacific	Gulf of California	Caribbean	Gulf of California	Pacific
2) ¿Which specific site?	Espiritu Santo Island, Cabo Pulmo	Cozumel	Manzanillo, Colima	Marietas Islands and Punta de Mita	La Paz Bay, BCS	NP's Contoy Island, Puerto Morelos Reef and Xcalak Reef	NP Cabo Pulmo	NP's Marietas Islands and Isabel Island
3) ¿What type of coral did you use with the Restoration techniques?	<i>Pocillopora</i> spp.	<i>Acropora</i> spp.; <i>Porites</i> spp.; Gorgoneas, Agaricias	<i>Pocillopora</i> spp.	<i>Pocillopora</i> spp.	<i>Pocillopora</i> spp.	<i>Acropora</i> spp.; <i>Orbicella</i> , <i>Pseudodiploria</i> , soft corals	<i>Pocillopora</i> spp.	<i>Pocillopora</i> spp.

4) ¿Did you follow up or monitor your Restoration effort??	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
5) ¿For how long?		Every year	One year	Until now	aprox 10 years	Until now	Two and a half years	Seven years until now
6) In case you didn't follow up. Why didn't you?	Lack of funding		Lack of funding					
7) ¿Do you consider Coral Restoration as a potential alternative to rescue the reef ecosystem?	No	Yes	Maybe	Yes	Maybe	Yes	Maybe	Yes

<p>8) ¿Why?</p>	<p>Very expensive</p>			<p>Due to low growth and sexual reproduction rates</p>	<p>In the short term the results are good. In the medium term it depends on the technique and design of the restoration among other variables.</p>	<p>In the event of events such as ship groundings or hurricanes, we implement immediate actions to mitigate deterioration (first aid)</p>	<p>It may be that successful restoration will allow the repopulation of sites in the Park that have high loss of coral cover</p>	<p>It increases the coral cover and the structural complexity of the substrate, allowing refuge sites for other species.</p>
<p>11) Do you request any permission to carry out the Restoration?</p>	<p>No</p>		<p>No</p>	<p>Yes</p>	<p>Yes</p>	<p>Yes</p>	<p>Yes</p>	<p>Yes</p>

12) ¿Wich institutuion?				Semarnat-Conanp	PROFEPA	PGR and PROFEPA	Both the General Department of Wildlife and CONAPE SCA, and both reported that they do not issue such permits	National Parks Department
14) Have you done any publications or documentation on your Coral Restoration effort?	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	No	Yes
15) What type of publication?			Publication in scientific journal; popular article in magazine and newspaper	Publication in scientific journal	Publication in scientific journal; technical reports, conference proceedings	Magazine or newspaper article, website, GCFI		Publication in scientific journals, technical reports, tv, interviews and public presentations

<p>16) Please add the publication link</p>			<p>Muñiz-Anguiano <i>et al.</i> 2017. Liñán-Cabello <i>et al.</i> 2010</p>	<p>http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020</p>	<p>http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfCT001.pdf https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00338-012-0941-9?LI=true http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfGD001.pdf</p>	<p>http://nsgl.sos.uri.edu/flsgp/flsgpw11001/papers/038.pdf</p>	<p>https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569114001227</p>
---	--	--	--	--	--	--	--

CAPÍTULO III. EVALUACIÓN DE TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN CORALINA

3.1 Introducción

Los arrecifes coralinos son de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta, y proveen de servicios ecosistémicos a más de 850 millones de personas alrededor del mundo (Burke *et al.* 2011). A pesar de su gran importancia, se han deteriorado dramáticamente en las últimas tres décadas (Moritz *et al.* 2018). El motivo de su deterioro se debe a un conjunto de perturbaciones agudas como la disminución de la calidad del agua, las prácticas pesqueras destructivas, la sobreexplotación de las especies de los arrecifes, los brotes de depredadores, enfermedades de los corales, y también por tormentas tropicales o huracanes; pero en las dos últimas décadas el cambio climático se ha convertido en la principal amenaza para los arrecifes de coral (Bellwood 2004, Hoegh-Guldberg 2012, Spalding & Brown 2015).

Aunque los sistemas dinámicos como los arrecifes de coral tienen una capacidad innata de recuperación natural (Gouezo *et al.* 2019), la frecuencia, intensidad y gravedad de la decoloración masiva de los corales y de los fenómenos meteorológicos extremos va en aumento (Cheal *et al.* 2017), lo que disminuye el tiempo y la capacidad de recuperación entre acontecimientos catastróficos. La falta de reclutamiento natural y de tiempo para la recuperación coralina entre eventos de perturbación conspiran para que la recuperación natural sea improbable, o imposible en muchos lugares.

Combatir la pérdida de hábitat a múltiples niveles será probablemente una tarea fundamental para mantener los arrecifes coralinos, lo que ha llevado a un creciente impulso e interés por las intervenciones que puedan aumentar la resiliencia de los arrecifes o ayudar a la preservación y restauración de la estructura y función de los mismos (Anthony *et al.* 2017). Por lo anterior, en las últimas décadas ha crecido el

interés en tratar de reducir la pérdida de arrecifes coralinos a nivel global (Boström-Einarsson *et al.* 2020), y una de las formas para lograrlo es promover y favorecer la protección “pasiva” del hábitat de los arrecifes coralinos, así como mejorar el entorno de los arrecifes y promover su recuperación natural. Sin embargo para lograr esto se requiere un manejo efectivo y un fondo de apoyo alto para implementar acciones de gestión tanto sociales, como políticas y económicas. Por ejemplo, en los lugares en los que hay un impacto humano significativo en el arrecife, es necesario establecer alguna forma de control de la gestión que promueva la restauración “pasiva” (Edwards 2010).

Otra manera de lograr la conservación marina es mediante la restauración “activa”, que son aquellas actividades directas y prácticas humanas mediante métodos como trasplantes coralinos, la preservación de especies coralinas en riesgo y su biodiversidad genética, la eliminación de algas o la sustitución del sustrato (Edwards & Gomez 2007, Edwards 2010, Boström-Einarsson *et al.* 2018).

En este sentido, existen muchas metodologías para la restauración de corales. Los más utilizados son los trasplantes asexuales producidos por unidades (p.e. fragmentos coralinos), que se trasladan de una zona a otra para repoblarla por medio de reproducción asexual (Fig. 13), o bien el proceso se hace *in situ* (dentro del mismo arrecife) con fragmentos coralinos fijados sobre el fondo por medio de diversos materiales como la resina epóxica y los cinchos de plástico (Fig. 14 y Fig. 15 respectivamente).



Figura 13. Recolocación de fragmentos coralinos *Pocillopora* spp. *in situ* en Punta Diablo, Baja California Sur, México.



Figura 14. Fragmento coralino *Pocillopora* spp. adherido con resina epóxica directamente al sustrato arrecifal en Punta Diablo, Baja California Sur, México.



Figura 15. Fragmento coralino *Pocillopora* spp. adherido con cinchos de plástico directamente al sustrato arrecifal en Roca Swan, Baja California Sur, México.

Los corales que se emplean de manera frecuente para este tipo de labores son los de morfología ramificada de las familias Acroporidae y Pocilloporidae, ya que están ampliamente distribuidos, presentan rápido crecimiento, y llegan a alcanzar tallas de hasta 3 metros o más cuando se encuentran en condiciones óptimas (Dullo 2005, Tortolero-Langarica *et al.* 2019). Debido a sus estructuras ramificadas y de gran tamaño, las colonias tienden a fragmentarse fácilmente por los cambios de marea, oleajes fuertes o eventos como tormentas tropicales o huracanes (Shafir & Rinkevich 2010), y debido al rápido crecimiento de las piezas desprendidas, estos géneros de coral se utilizan muy a menudo en proyectos de restauración coralina.

Una manera de medir el éxito de la restauración coralina es el análisis de rasgos de la historia de vida tales como la edad o las tasas de crecimiento, los cuales influyen en la estructura y la dinámica poblacional (McGill *et al.* 2006). Para organismos modulares como los corales, aspectos demográficos como el crecimiento, la fecundidad y la mortalidad, tienden a depender más del tamaño (número de módulos individuales, o pólipos) que de la edad (Edmunds & Riegl 2020), ya que en este tipo de organismos, los módulos (pólipos) se pueden propagar

asexualmente y posteriormente crear nuevas colonias por fragmentación secundaria y luego por reproducción sexual (Madin *et al.* 2014).

Los corales constructores de arrecifes están expuestos a muchos agentes de mortalidad como el daño ocasionado por tormentas tropicales, enterramiento con arena o escombros (Lenihan *et al.* 2011), depredación (Rotjan & Lewis 2008), muerte de tejido por enfermedades, e inanición por blanqueamiento (Glynn 1993), y estos agentes se han exacerbado por efectos antropogénicos en los arrecifes (Hughes *et al.* 2003). Debido a estos efectos el tamaño de las colonias coralinas está en constante cambio por la fragmentación, lo que puede limitar el tamaño máximo de las colonias e influenciar la cobertura coralina arrecifal (De'ath *et al.* 2012).

Los corales son organismos que están expuestos a una variedad de agentes que promueven su mortalidad y recientemente se han desarrollado múltiples programas de restauración e investigación para dar seguimiento a los arrecifes coralinos, principalmente en Estados Unidos; pero ninguno de estos esfuerzos de conservación y restauración se basa en análisis demográficos (Williams *et al.* 2006). Las estrategias de gestión de la conservación deben depender de predicciones cuantitativas que sólo pueden lograrse mediante el empleo de análisis demográficos continuos y a lo largo de un rango de tiempo duradero.

Por lo tanto, en el presente estudio se aplicaron análisis demográficos finos en corales restaurados del género *Pocillopora*, en tres sitios de la Bahía de La Paz, para conocer rasgos demográficos como la sobrevivencia-mortalidad y crecimiento; empleando dos técnicas de fijación (cinchos de plástico y resina epóxica) a lo largo de 18 meses.

3.2 Hipótesis

Se conoce que los corales del género *Pocillopora* presentan variedad de respuestas fisiológicas y morfológicas con respecto a los factores ambientales como profundidad, temperatura del agua, nutrientes, luz, entre otros (Rodríguez-Troncoso

et al. 2010). En este estudio se hipotetiza que los fragmentos coralinos de *Pocillopora* spp. colocados en sitios profundos (> 10 m) y expuestos a frecuentes cambios de intensidad de la corriente, cantidad de luz y otros factores (el arrecife Roca Swan) presentarán características demográficas diferentes a otros que cuentan con una comunidad arrecifal muy somera (no más de 5 m) y se ubican protegidos dentro de bahías (El Corralito y Punta Diablo). Por otra parte, en lo que respecta a las técnicas de aplicación, también esperamos diferencias ya que la fijación al sustrato debe influir directamente en el coral; se espera que los corales fijados con resina epóxica registren un mayor crecimiento que los corales atados con cinchos de plástico.

3.3 Objetivo

Evaluar la tasa de sobrevivencia y crecimiento de corales *Pocillopora* spp., con dos técnicas de fijación, en los sitios Roca Swan, Punta Diablo y El Corralito (Fig. 16) a lo largo de 18 meses.

3.4 Metodología

3.4.1 Área de estudio

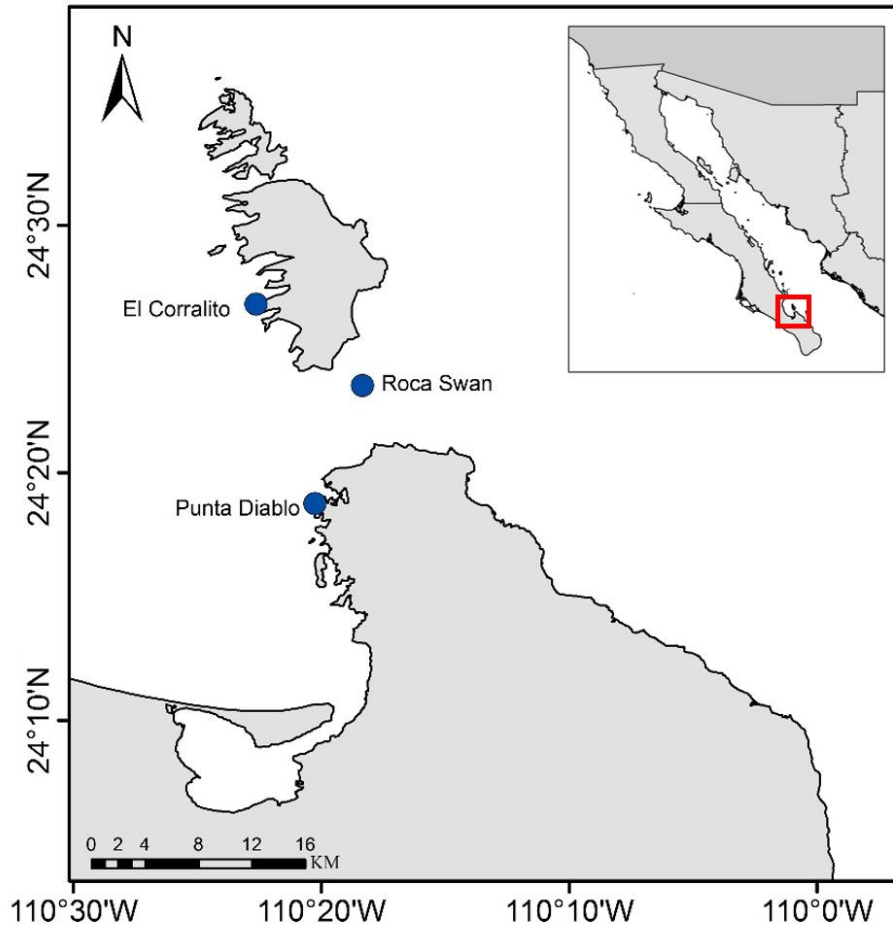


Figura 16. Área de estudio. El Corralito, Punta Diablo y Roca Swan en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México.

El trabajo de campo se desarrolló en Bahía de La Paz, en la parte suroeste del Golfo de California, localizada entre los paralelos $24^{\circ}26'$ y $24^{\circ}07'$ latitud Norte y en los meridianos $110^{\circ}18'$ y 110° longitud Oeste (Balart *et al.* 1995; Figura 16). El promedio anual de la temperatura del agua de mar varia de 22° a 26° C, registrando una máxima radiación solar al final del verano y una mínima al principio de invierno. La salinidad fluctúa desde 34 a 35 ups y la concentración de oxígeno disuelto está entre 4.0 a 4.7 ml / l (Monteforte & Cariño 1992).

El Parque Nacional (PN) Archipiélago de Espíritu Santo está localizado a 20 km NE de la ciudad de La Paz, y cuenta con comunidades coralinas que caracterizan

varias bahías de la isla (Rodríguez-Romero *et al.* 2005). Una de ellas es El Corralito (EC), localizada en la parte sureste y que presenta agrupaciones de colonias de coral del género *Pocillopora* en forma de franjas y desde cerca de la playa hasta una profundidad de 6 metros aproximadamente. La segunda localidad de trabajo fue Roca Swan (RS), que también pertenece al perímetro del PN; es un arrecife rocoso en medio del canal San Lorenzo, expuesto a corrientes y marejadas, y cuenta con abundantes parches de *Pocillopora* spp. El sitio es el más profundo de los tres estudiados con un máximo de 11 metros, y es utilizado como atractivo turístico para actividades de buceo. Finalmente, Punta Diablo (PD) está en la línea costera de la Bahía de La Paz frente al canal San Lorenzo; es una pequeña bahía semiprotegida del oleaje y fuertes vientos, y presenta comunidades coralinas de la parte somera hasta los 5 metros de profundidad, también dominadas por *Pocillopora* spp.

3.4.2 Trabajo de campo

Para el trabajo de restauración coralina se realizaron buceos con equipo autónomo, visitando cada sitio cada tres meses aproximadamente. En el sitio Roca Swan se trabajó de noviembre 2017 a mayo 2019, en Punta Diablo de marzo 2018 a septiembre 2019 y en El Corralito de diciembre 2017 a marzo 2019.

Durante las salidas se buscaron fragmentos coralinos del género *Pocillopora* spp., llamados “fragmentos de oportunidad” (“FO”; reclutas asexuales) que estuvieran a la deriva en el arrecife resultado de tormentas, oleaje fuerte o erosión biológica (Garrison & Ward 2012). Las piezas se revisaron para confirmar que estuvieran sanas y sin evidencia de blanqueamiento, enfermedades, sobrecrecimiento de algas o esponjas. Se seleccionaron 200 fragmentos, en cada uno de los tres sitios de estudio, los cuales se depositaron en baldes de plástico para ser transportados dentro del mismo arrecife al área de restauración donde fueron fijados por medio de dos técnicas: resina epóxica (RE) y cinchos de plástico (CP). Se cuidó colocar cada fragmento a una distancia aproximada de 30 cm. de otra colonia coralina, esto para ofrecer espacio suficiente al momento del crecimiento. Con la técnica de RE se buscaron espacios de sustrato rocoso para colocar la masilla

y fijar el fragmento (Fig. 17), mientras que con CP la dinámica fue buscar espacios en el sustrato arrecifal con orificios de entrada y salida para poder introducir los cinchos y después atar el fragmento de coral (Fig. 18).



Figuras 17. Fragmento de *Pocillopora* sp. fijado a sustrato rocoso con masilla de resina epóxica.



Figuras 18. Fragmento de *Pocillopora* sp. fijado con cincho de plástico a grietas del sustrato arrecifal.

Una vez colocados los fragmentos en el fondo, se etiquetaron y se registraron tres medidas: diámetro mayor (DM), diámetro menor (dme) y altura (ALT) con un vernier manual (± 0.1 mm de precisión; Fig. 19). El vernier fue utilizado en los

primeros muestreos cuando el coral aún media menos de 17 cm, y cuando la colonia sobrepasó esta medida se usaron cintas métricas (± 1 mm de precisión).

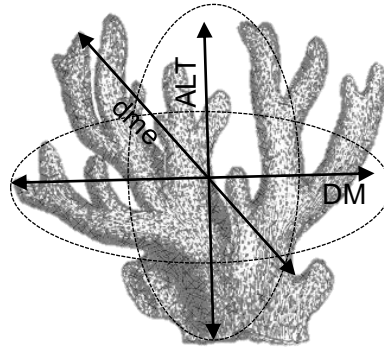


Figura 19. Figura representativa en 3D de un fragmento coralino y las mediciones realizadas por cada lado; diámetro mayor (DM), diámetro menor (dme) y altura (ALT).

Se le dio seguimiento a la sobrevivencia, es decir, en cada salida se observó a los corales que habían muerto y a los fragmentos coralinos que continuaban vivos se le realizaron las mediciones correspondientes. Se repitió este procedimiento cada salida de campo. El sitio El Corralito se monitoreó menos días de los planeado debido a que por la alta mortalidad que se presentó con ambas técnicas el sitio quedó con muy pocas colonias sobrevivientes y se optó por concluir el monitoreo a los 14 meses. Las muertes de los corales se debieron principalmente a la depredación causada por la estrella de mar “Corona de Espinas” *Acanthaster* cf. *solaris* (Capítulo 5 de esta tesis; Fig. 20), y se consideran anómalas.

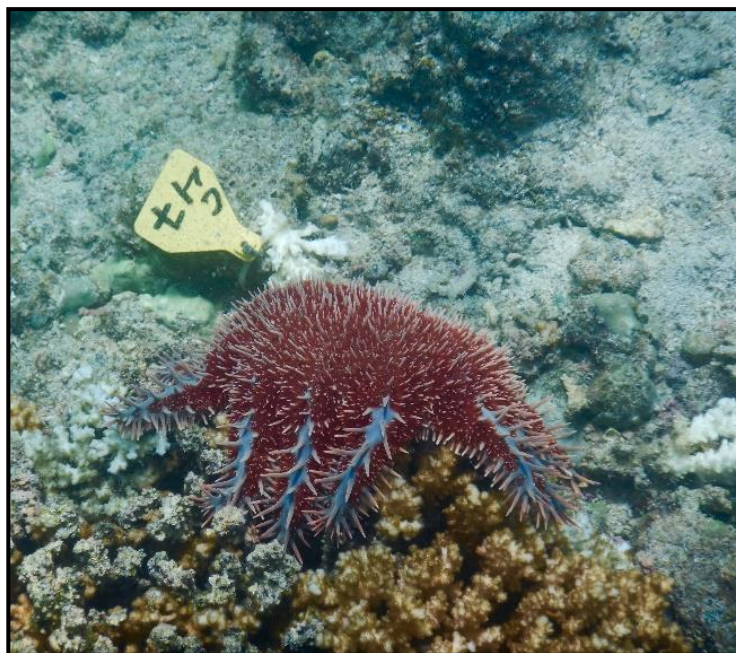


Figura 20. Estrella de mar “Corona de Espinas” – *Acanthaster cf. solaris* alimentándose de *Pocillopora damicornis* en El Corralito, Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo , B.C.S.

3.4.3 Análisis de sobrevivencia

La tasa de sobrevivencia de los corales por sitio y por técnica (tratamientos) se determinó usando el análisis no paramétrico Kaplan-Meier (KM; Lee 1992,). Este método es usado para analizar datos de ‘tiempo-al evento’, en este caso el evento es la mortalidad. El método de KM calcula primero la probabilidad de sobrevivir un día concreto, que se multiplica por la probabilidad de haber sobrevivido hasta ese día (dando como resultado la supervivencia acumulada en un día determinado, Stel *et al.* 2011). La curva de sobrevivencia KM esta definida como la probabilidad de sobrevivencia en un tiempo determinado considerando muchos intervalos de tiempo; y consiste en multiplicar estas probabilidades sucesivas por cualquier probabilidad calculada anteriormente para obtener la estimación final. Puede calcularse para dos grupos de estudio y también analiza sus diferencias estadísticas entre supervivencias (Goel *et al.* 2010). KM utiliza la prueba de rango logarítmico (Log-rank) para comparar la sobrevivencia entre grupos (en este caso sitios), teniendo en cuenta todo el período de seguimiento (Stel *et al.* 2011), y mediante la prueba de

distribución X^2 (log rank) se determina el resultado de la prueba de hipótesis (Bland & Altman 2004).

Para la obtención de los datos de sobrevivencia se realizaron unas tablas de tres columnas en las cual la primera columna correspondía a los sitios, la segunda a los días del evento y la tercer columna al tipo de evento ya sea muerto o vivo; las tablas se separaron dependiendo de los analisis deseados, en las cuales una correspondía a la sobrevivencia acumulada de los sitios con cinchos de plástico, otra a los sitios con resina epóxica, la siguiente juntando los tres sitios para comparar entre tecnicas de fijacion, y el último análisis para comparar entre sitios juntando ambas técnicas. Se realizaron las tablas de vida y curvas de sobrevivencia en el programa excel con el complemento llamado “Real Statistics”; para conocer las diferencias estadísticas se realizaron pruebas de long Rank con el mismo complemento de Excel. A su vez, para corroborar las curvas de sobrevivencia y los análisis estadísticos realizaron con el Software “R” y R Commander, en el cual se corrieron los mismos datos y se compararon los resultados.

3.4.4 Análisis de crecimiento

Finalmente, para determinar el crecimiento coralino se obtuvieron los crecimientos en milímetros por coral de sus tres lados (DM, dme y alt) en cada muestreo, por sitio; y con estos datos se obtuvieron las tasas de crecimiento coralino, esto se hizo mediante el cálculo del crecimiento (mm) de cada muestreo por coral entre el número de días transcurridos, por cada sitio y por técnica. De esta manera se logro conocer la pendiente de crecimiento coralino a través de los días. A su vez se realizó un análisis multivariado de permutaciones (PERMANOVA) para conocer si existían diferencias entre los distintos tratamientos analizados, como el crecimiento de los corales por sitio con respecto a la técnica aplicada, de cada una de las medidas.

3.5 Resultados

3.5.1 Supervivencia

Supervivencia entre sitios con resina epóxica

De acuerdo al análisis Kaplan-Meier, después de 566 días (aproximadamente 18 meses) de la colocación de los fragmentos con la técnica de resina epóxica, en el sitio Roca Swan se presentó una supervivencia acumulada final del 80%, seguido por Punta Diablo con 24% al día 565 (18 meses) y El Corralito con la supervivencia más baja de 14% el día 441 (14 meses; Fig. 21; Tabla 4).

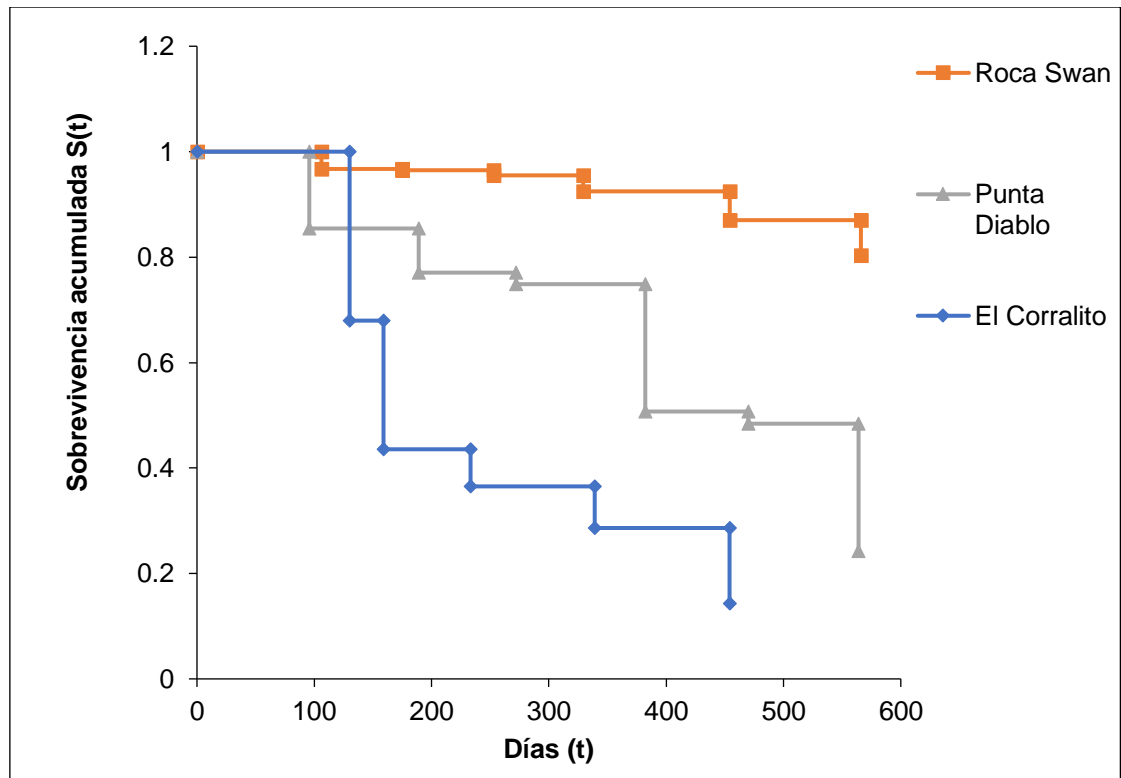


Figura 21. Curva de supervivencia acumulada Kaplan-Meier (a través de los días) de los corales *Pocillopora* trasplantados con la técnica de resina epóxica, en los tres sitios de estudio.

Tabla 4. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas a través de los días en los tres sitios de estudio con la técnica de resina epóxica. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, $s.e.$ = error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior.

t	d	n	1-d/n	S(t)	s.e.	LI	LS
Roca Swan							
0		485		1			
106	16	485	0.96701	0.96701	0.00811	0.946714	0.979659
175	1	385	0.997403	0.964499	0.008469	0.943471	0.977796
253	3	301	0.990033	0.954886	0.01004	0.930401	0.970891
329	7	218	0.96789	0.924224	0.014981	0.88876	0.948707
454	8	138	0.942029	0.870646	0.023177	0.817192	0.909332
566	5	65	0.923077	0.803673	0.035858	0.721739	0.863733
Punta Diablo							
0		261		1			
96	38	261	0.854406	0.854406	0.021831	0.805481	0.891851
189	16	164	0.902439	0.771049	0.027929	0.710606	0.820472
272	3	105	0.971429	0.749019	0.029888	0.684681	0.80214
382	20	62	0.677419	0.5074	0.04886	0.408177	0.598279
470	1	22	0.954545	0.484337	0.051797	0.379831	0.581033
564	1	2	0.5	0.242168	0.173186	0.02214	0.589909
El Corralito							
0		175		1			
130	56	175	0.68	0.68	0.035262	0.605349	0.743553
159	27	75	0.64	0.4352	0.04393	0.34809	0.518988
233	5	31	0.83871	0.365006	0.046733	0.274505	0.4558
339	3	14	0.785714	0.286791	0.054319	0.186134	0.395397
454	1	2	0.5	0.143395	0.10497	0.017154	0.395428

En la Tabla 4 podemos observar las tasas de sobrevivencia acumulada por cada intervalo de tiempo ($1-d/n$), así como la sobrevivencia acumulada ($S(t)$) para el día de medición a partir del tiempo cero. Para ejemplificar la lectura de la tabla, en la columna de sobrevivencia por intervalos individuales ($1-d/n$) puede verse que en Punta Diablo entre los días 0 y 96 sobrevivió el 85.4% de los corales presentes,

mientras que en el intervalo entre los días 189 a 272 la sobrevivencia fue muy alta (97.1%), y entre el 470 y 564 apenas alcanzó el 50%. La sobrevivencia acumulada (columna $S(t)$) siempre es decreciente, y al final presenta el valor final del parámetro de sobrevivencia (80.4% en Roca Swan, 24.2% en Punta Diablo y 14.3% en El Corralito).

Finalmente, la prueba de comparación de curvas de sobrevivencia mostró diferencias significativas entre los sitios, con Roca Swan diferente a los dos otros (mayor sobrevivencia), y sin diferencias entre El Corralito y Punta Diablo ($\chi^2_{2,921}=231, p= <2E-16$; Fig. 20).

Sobrevivencia entre sitios con cinchos de plástico

Para la técnica de cinchos de plástico el sitio Roca Swan después de 454 días (15 meses) tuvo un porcentaje de sobrevivencia acumulada de 81%, el sitio Punta Diablo pasados 564 días (18 meses) registro 67%, y en El Corralito con 339 días (14 meses) se encontró 51% de sobrevivencia (Tabla 5, Fig. 22). También se mostraron diferencias significativas entre sitios ($\chi^2_{2,926}=52.4, p = 4.8E-12$), con El Corralito diferente a Roca Swan con una menor sobrevivencia, aunque los tratamientos El Corralito-Punta Diablo, y Punta Diablo-Roca Swan fueron estadísticamente similares.

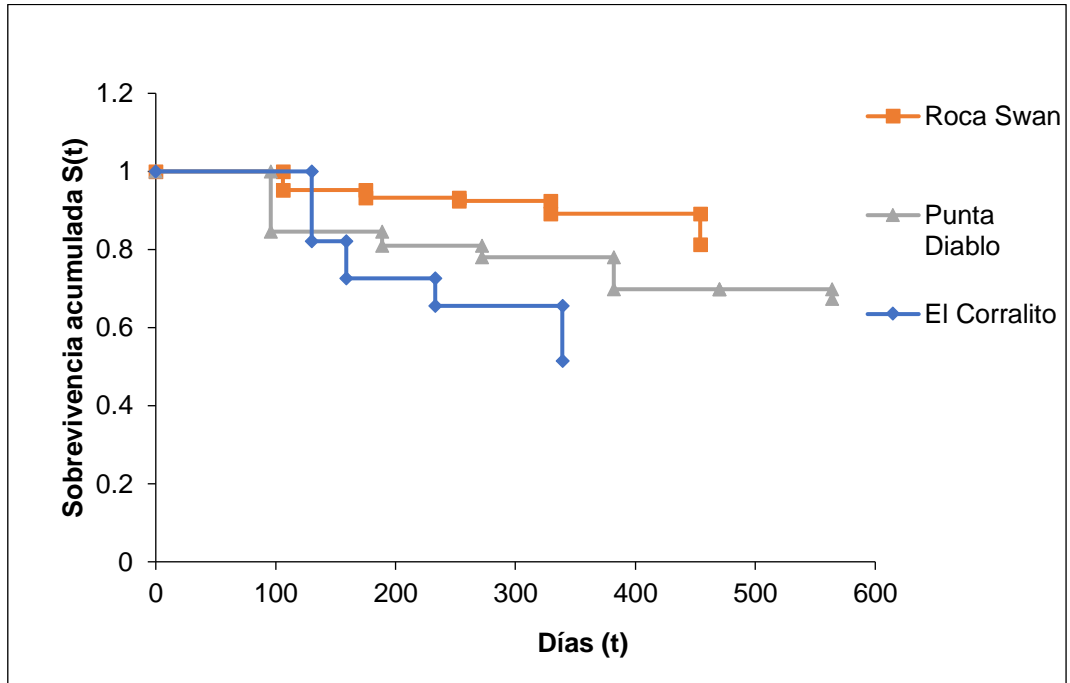


Figura 22. Curva de supervivencia acumulada Kaplan-Meier (a través de los días) de los corales *Pocillopora* trasplantados con la técnica de cinchos de plástico, en los tres sitios de estudio.

Tabla 5. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas en los tres sitios de estudio con la técnica de cinchos de plástico. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, s.e.= error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior.

t	d	n	1-d/n	S(t)	s.e.	LI	LS
Roca							
Swan							
0		397		1			
106	19	397	0.952141	0.952141	0.010714	0.925992	0.969204
175	6	297	0.979798	0.932906	0.013062	0.902032	0.954296
253	2	216	0.990741	0.924268	0.014298	0.89071	0.947822
329	5	141	0.964539	0.891492	0.019935	0.845166	0.924573
454	6	68	0.911765	0.812831	0.035646	0.7307	0.872079
Punta							
Diablo							
0		284		1			
96	44	284	0.84507	0.84507	0.021471	0.797493	0.882296
189	8	189	0.957672	0.8093	0.023999	0.756938	0.851494
272	5	138	0.963768	0.779978	0.026471	0.7227	0.826851
382	10	95	0.894737	0.697875	0.034119	0.625307	0.759121
470	0	57	1	0.697875	0.034119	0.625307	0.759121
564	1	29	0.965517	0.67381	0.04055	0.587269	0.746139
EI							
Corralito							
0		245		1			
130	44	245	0.820408	0.820408	0.024523	0.766339	0.863086
159	17	147	0.884354	0.725531	0.030637	0.660163	0.780437
233	9	93	0.903226	0.655318	0.035503	0.5808	0.719832
339	12	56	0.785714	0.514893	0.04549	0.42247	0.599667

Sobrevivencia entre técnicas de fijación

A continuación se muestra el análisis de comparación de curvas de sobrevivencia acumulada para conocer si existen diferencias significativas entre ambas técnicas de fijación, cabe mencionar que se fusionaron los tres sitios para

analizar exclusivamente si la técnica tuvo algún efecto (Tabla 6, Fig. 23). A los 564 días de muestreo con la técnica de cinchos de plástico se registró el 64% de sobrevivencia acumulada y con resina epóxica el 57%. No se encontraron diferencias significativas entre ambas técnicas de fijación ($\chi^2_{1,1847}=0.6, p = 0.4$).

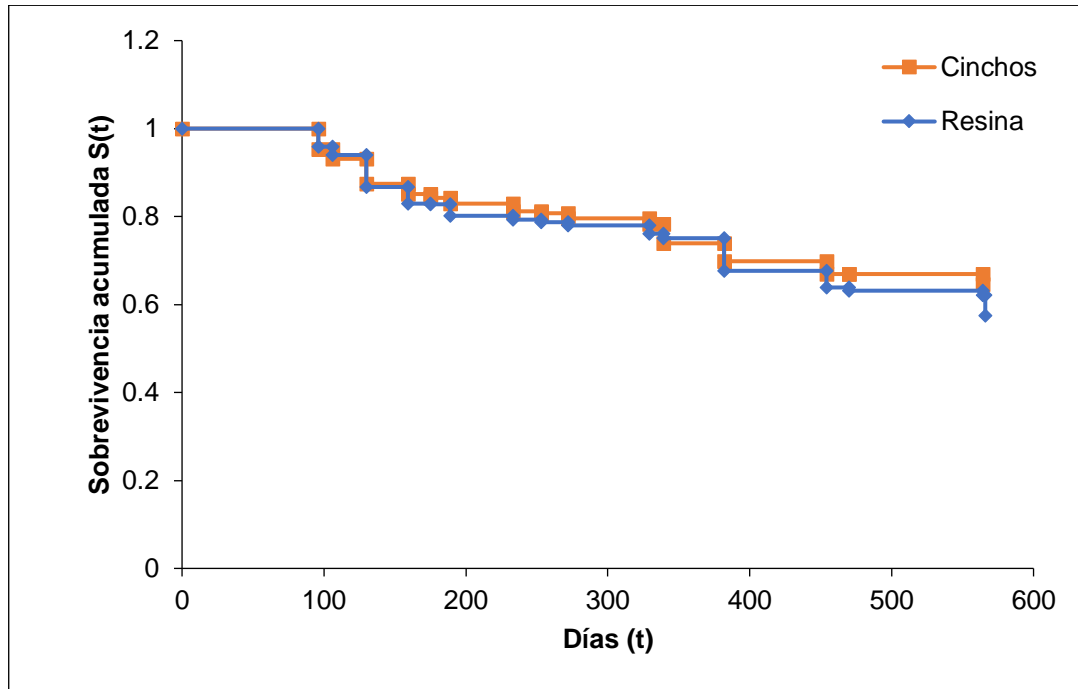


Figura 23. Curva de sobrevivencia (Kaplan-Meier) a través de los días respecto a los corales *Pocillopora* trasplantados con la técnica de resina epóxica y con cinchos de plástico.

Tabla 6. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas de ambas técnicas de fijación, cinchos de plástico y resina epóxica. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, $s.e.$ = error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI = límite inferior, LS = límite superior.

Cinchos							
t	d	n	1-d/n	S(t)	s.e.	LI	LS
0		926		1			
96	44	926	0.952484	0.952484	0.006991	0.936675	0.964421
106	19	831	0.977136	0.930706	0.008429	0.912151	0.94546
130	44	731	0.939808	0.874686	0.011393	0.850428	0.895253
159	17	633	0.973144	0.851195	0.01243	0.824948	0.873811
175	6	579	0.989637	0.842374	0.012812	0.81539	0.865743
189	8	498	0.983936	0.828842	0.01347	0.800563	0.853484
233	9	447	0.979866	0.812154	0.014301	0.78223	0.838398
253	2	410	0.995122	0.808192	0.014503	0.777868	0.834824
272	5	335	0.985075	0.79613	0.015257	0.764277	0.824183
329	5	292	0.982877	0.782497	0.016168	0.74879	0.81226
339	12	219	0.945205	0.739621	0.019451	0.699192	0.775508
382	10	179	0.944134	0.698301	0.022326	0.652093	0.739631
454	6	141	0.957447	0.668586	0.024451	0.618138	0.713958
470	0	57	1	0.668586	0.024451	0.618138	0.713958
564	1	29	0.965517	0.645531	0.032719	0.577412	0.705529
Resina							
0		921		1			
96	38	921	0.95874	0.95874	0.006554	0.943737	0.969807
106	16	824	0.980583	0.940124	0.007908	0.922525	0.953826
130	56	724	0.922652	0.867407	0.011847	0.842231	0.888834
159	27	624	0.956731	0.829875	0.013356	0.801838	0.854312
175	1	580	0.998276	0.828445	0.01341	0.800306	0.852988
189	16	496	0.967742	0.801721	0.014546	0.771377	0.828493
233	5	437	0.988558	0.792548	0.014947	0.761422	0.820102
253	3	420	0.992857	0.786886	0.015194	0.75528	0.814921
272	3	337	0.991098	0.779882	0.015587	0.747484	0.808665
329	7	294	0.97619	0.761313	0.016722	0.726625	0.792243
339	3	214	0.985981	0.75064	0.017586	0.714175	0.783176
382	20	202	0.90099	0.676319	0.022358	0.630299	0.717933
454	9	162	0.944444	0.638746	0.024373	0.588819	0.684295

470	1	87	0.988506	0.631404	0.025174	0.57985	0.67845
564	1	67	0.985075	0.62198	0.026504	0.567701	0.671487
566	5	65	0.923077	0.574136	0.031955	0.508933	0.633906

Sobrevivencia entre sitios

La siguiente gráfica (Fig. 24) nos muestra la sobrevivencia acumulada entre sitios fusionando las técnicas de fijación. El sitio Roca Swan después de 566 días (18 meses) tuvo un porcentaje de sobrevivencia acumulada de 78%, Punta Diablo pasados 564 días (18 meses) registro 57%, y El Corralito con 454 días (14 meses) presentó 40% de sobrevivencia (Tabla 7). En este caso si se presentaron diferencias significativas entre sitios ($\chi^2_{2,1847}=231, p = <2E-16$), y se encontró que cada sitio fue diferente de los demás, indicando que la sobrevivencia en Roca Swan fue superior a la de Punta Diablo, y ambas mejores que en El Corralito.

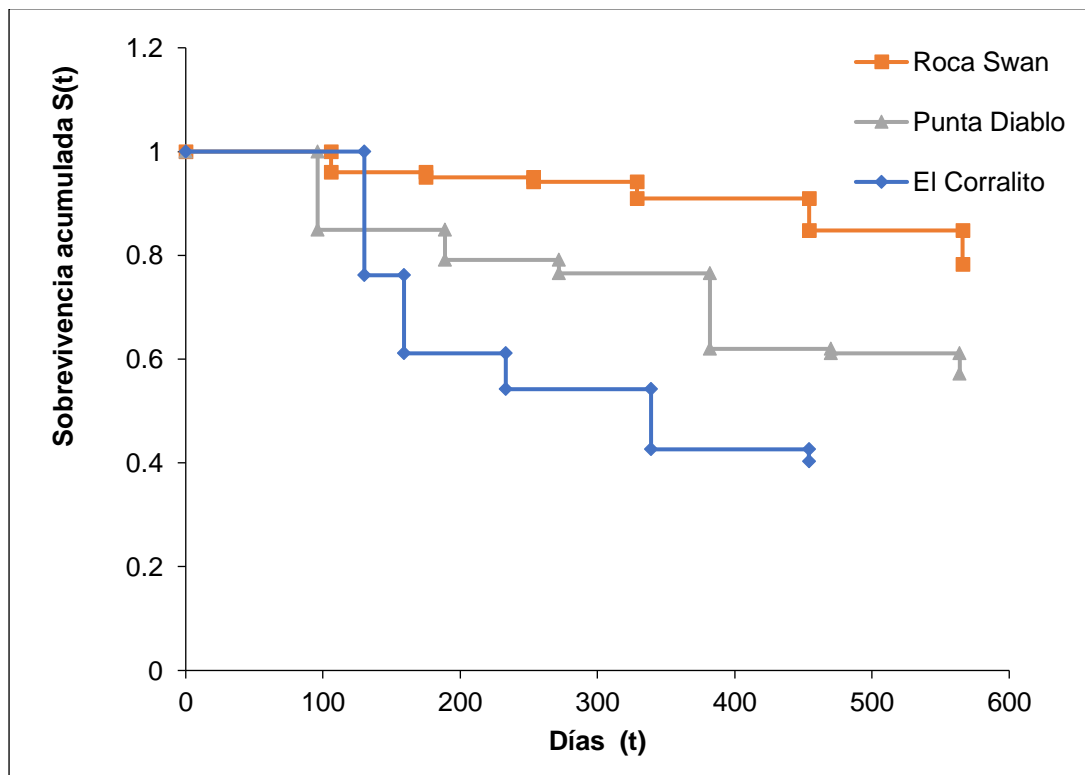


Figura 24. Curva de sobrevivencia (Kaplan-Meier) a través de los días respecto a los corales *Pocillopora* trasplantados por sitios considerando ambas técnicas.

Tabla 7. Tabla de sobrevivencia acumulada de las colonias coralinas entre los sitios Roca Swan, Punta Diablo y El Corralito. t = días, d = muertes, n = número de eventos de sobrevivientes y muertos registrados en cada muestreo, $1-d/n$ = sobrevivencia por intervalo temporal, $S(t)$ = sobrevivencia acumulada, s.e.= error típico del parámetro de sobrevivencia acumulada. LI= límite inferior, LS= límite superior.

t	d	n	1-d/n	S(t)	s.e.	LI	LS
Roca Swan							
0		882		1			
106	35	882	0.960317	0.960317	0.006573	0.945164	0.971347
175	7	682	0.989736	0.950461	0.007487	0.933466	0.9632
253	5	517	0.990329	0.941269	0.008469	0.922196	0.955778
329	12	359	0.966574	0.909806	0.012114	0.882869	0.930791
454	14	206	0.932039	0.847974	0.019545	0.805032	0.882153
566	5	65	0.923077	0.782745	0.033331	0.708653	0.840112
Punta Diablo							
0		545		1			
96	82	545	0.849541	0.849541	0.015314	0.816678	0.876961
189	24	353	0.932011	0.791782	0.018256	0.753272	0.824991
272	8	243	0.967078	0.765715	0.019845	0.724048	0.801966
382	30	157	0.808917	0.6194	0.028896	0.56004	0.673164
470	1	79	0.987342	0.61156	0.029574	0.55086	0.66662
564	2	31	0.935484	0.572104	0.038647	0.492704	0.643676
El Corralito							
0		420		1			
130	100	420	0.761905	0.761905	0.020783	0.718195	0.799796
159	44	222	0.801802	0.610897	0.026329	0.557122	0.660209
233	14	124	0.887097	0.541924	0.029102	0.483132	0.596951
339	15	70	0.785714	0.425798	0.035061	0.356494	0.493249
454	1	18	0.944444	0.402142	0.040311	0.322965	0.479877

3.5.2 Crecimiento

Las tasas de crecimiento de cada medida (DM, dme, ALT) de los corales restaurados se analizaron para conocer si existen diferencias en cuanto al crecimiento por sitios, y también con respecto a las técnicas (Fig. 25).

La figura 25 muestra las tasas de crecimiento mensual con las tres medidas obtenidas por sitios y por técnicas de fijación. Se puede observar a El Corralito como el sitio que presentó los menores crecimientos de diámetro mayor con respecto a los otros dos sitios con la técnica de cinchos de plástico. De acuerdo al análisis estadístico con la medida de diámetro mayor si se encontraron diferencias significativas respecto al sitio al igual que la técnica (Tabla 8).

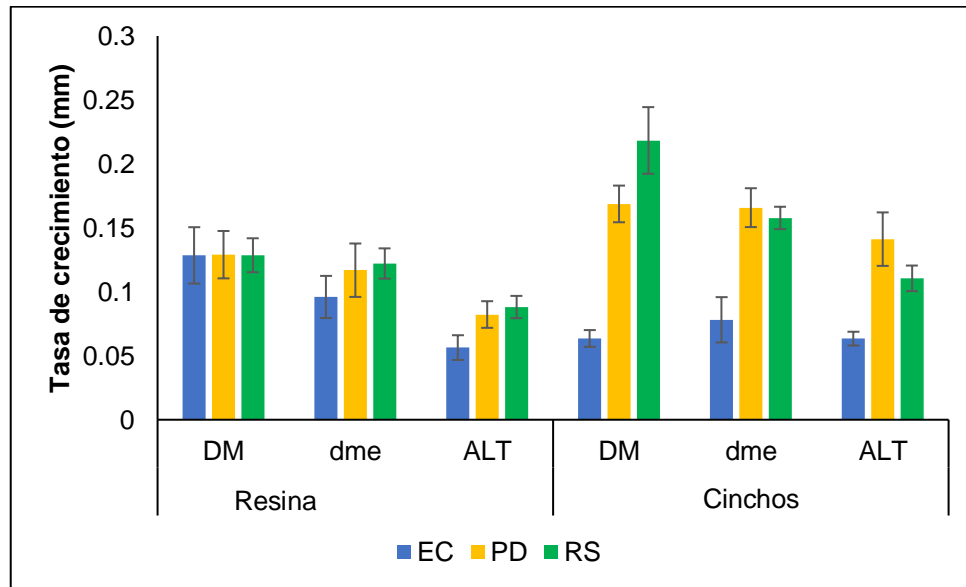


Figura 25. Gráfica de tasa de crecimiento (mm por día) de los corales restaurados en los tres sitios (EC= El Corralito, PD= Punta Diablo y RS= Roca Swan) por cada medida, con las técnicas de cinchos de plástico y resina epóxica.

Tabla 8. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Diámetro mayor de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Valor de F	Valor de p
Sitios	0.0040835	2	0.002042	8.4772	0.0004
Técnica	0.0008769	1	0.000877	3.6409	0.044
Interacción	-0.011826	2	-0.00591	-24.55	0.6166
Residual	0.085745	356	0.000241		
Total	0.078879	361			

Respecto a la medida de diámetro menor se nota a El Corralito como el sitio con menor crecimiento. De acuerdo al análisis Permanova sí se encontraron diferencias significativas entre sitios pero no entre técnicas (Fig. 25, Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Diámetro menor de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Valor de F	Valor de <i>p</i>
Sitios	0.0024348	2	0.001217	12.407	0.0001
Técnica	0.0002038	1	0.000204	2.0773	0.1219
Interacción	0.0010685	2	0.000534	5.4449	0.0129
Residual	0.034932	356	9.81E-05		
Total	0.038639	361			

Los análisis demostraron que la altura del sitio El Corralito se mostró diferente a Roca Swan y a Punta Diablo, registrando las tasas de crecimiento más bajas. A su vez se encontraron diferencias entre técnicas, con los valores más altos para la técnicas de cinchos de plástico (Fig. 25, Tabla 10).

Tabla 10. Resultados del PERMANOVA de dos vías basado en los datos de crecimiento respecto a las medida de Altura de los fragmentos coralinos, con sitios y técnicas de fijación.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Valor de F	Valor de <i>p</i>
Sitios	0.00156	2	0.00078	10.697	0.0001
Técnica	0.0004239	1	0.000424	5.8138	0.0096
Interacción	0.0001852	2	9.26E-05	1.2699	0.0736
Residual	0.025959	356	7.29E-05		
Total	0.028129	361			

Finalmente (Tabla 11) se muestran los datos de crecimiento coralino al día, y también una extrapolación anual, como referencia comparativa con otros estudios.

Tabla 11. Tasa de crecimiento en milímetros al día y extrapolados a un año, de los corales *Pocillopora* spp. trasplantados en los tres sitios de restauración, con ambas técnicas de fijación. *n*= número de corales, DM= diámetro mayor, dme= diámetro menor y ALT= Altura, *= medida anual.

Cinchos de plástico							
	<i>n</i>	DM	dme	ALT	DM*	dme*	ALT*
El Corralito	55	0.06 ± 0.01	0.08 ± 0.02	0.06 ± 0.01	23.20	28.52	23.14
Punta Diablo	50	0.17 ± 0.01	0.17 ± 0.02	0.14 ± 0.02	61.58	60.51	51.53
Roca Swan	83	0.22 ± 0.03	0.16 ± 0.01	0.11 ± 0.01	79.69	57.57	40.35
Resina Epóxica							
	<i>n</i>	DM	dme	ALT	DM*	dme*	ALT*
El Corralito	34	0.13 ± 0.02	0.1 ± 0.02	0.06 ± 0.01	46.90	35.03	20.58
Punta Diablo	49	0.13 ± 0.02	0.12 ± 0.02	0.08 ± 0.01	47.10	42.67	30.03
Roca Swan	91	0.13 ± 0.01	0.12 ± 0.01	0.09 ± 0.01	46.93	44.58	32.16

Con los crecimientos coralinos extrapolados a un año y con las técnica de cinchos de plástico podemos notar que El Corralito tiene los valores más bajos, mientras que Punta Diablo y Roca Swan presentan crecimientos muy similares. Es interesante ver que en todos los casos el crecimiento en altura fue menor al del diámetro.

3.6 Discusión

3.6.1 Sobrevivencia

En el presente estudio se trabajó con el género *Pocillopora*, un coral ramificado muy utilizado en proyectos de restauración en México (Liñán-Cabello *et al.* 2010, Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Muñiz-Anguiano *et al.* 2017, Nava & Figueroa-Camacho 2017). Comúnmente es aplicado a la restauración debido a que este género es muy abundante en las costas del Pacífico mexicano (Reyes Bonilla *et al.* 2005), cuenta con una notable capacidad adaptativa (Liñán-Cabello *et al.* 2010b), es fácil de manejar debido a su morfología, y según Edwards y Gomez (2007) incrementa su porcentaje de cobertura coralina en corto tiempo.

La técnica utilizada usando fragmentos de oportunidad se considera como no-destructiva y ha mostrado resultados positivos en diversos estudios del Pacífico mexicano (Edwards 2010, Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Nava & Figueroa-Camacho 2017, Tortolero-Langarica *et al.* 2019). Lo novedoso en este caso fue que se aplicaron dos técnicas para sujetar los fragmentos al arrecife, la de cinchos de plástico y la técnica de resina epóxica, nunca antes experimentadas en la zona.

Sobrevivencia entre sitios con técnica de resina epóxica

El sitio Roca Swan fue el que registró la mejor sobrevivencia acumulada (80%) al final de los 18 meses de colocación. Este sitio cuenta con condiciones ambientales diferentes a Punta Diablo y El Corralito, el arrecife de Roca Swan se encuentra a mayor profundidad (10 metros) que los otros sitios por lo que la luz obtenida por los corales varía con respecto a los otros sitios (someros, aprox. > 5 metros), al igual que la temperatura pues al estar a mayor profundidad los corales habitan en agua más fría por mayor tiempo; y por último, es un sitio con fuertes cambios de corriente al estar ubicado en medio del canal San Lorenzo. Se conoce que la luz y la temperatura son de los factores más importantes para mantener diversos procesos fisiológicos energéticos (Rodríguez-Troncoso & Tortolero-Langarica 2014) que mantienen saludables a los corales. Muy probablemente debido a este conjunto de condiciones ambientales los corales del sitio Roca Swan presentaron las mejores sobrevivencias.

A su vez la técnica de resina epóxica mantiene al fragmento coralino fijo envolviendo el coral, creando muchos puntos de contacto entre el coral y la resina (Hollarsmith *et al.* 2012), sujetándolo al sustrato arrecifal desde un inicio, lo que permite que resista el impacto constante de los cambios de corriente y mareas; por lo que asumimos que este es otro factor clave por el cual dicha técnica fue más exitosa que la de cinchos de plástico.

Se realizaron comparaciones con otros resultados de sobrevivencia coralina en proyectos de restauración con la técnica de resina en México, y se encontró solamente un único dato de un proyecto en el PN de Cozumel, Quintana Roo; en el cual reportaron una sobrevivencia de 73% después de un año con *Acropora palmata* y *Plexaura homomalla*, con la ayuda de resina y estructuras artificiales (“Reef Balls”) *in situ* (Edwards 2010). Al ser un sitio ubicado en el Caribe mexicano no puede ser comparable con los sitios del presente estudio, pero vale la pena mencionar que la técnica de resina epóxica es muy utilizada por los practicantes de restauración coralina en México y el mundo (Edwards 2010, Medellín-Maldonado *et al.* 2016, Boström-Einarsson *et al.* 2020). Por lo que para aplicarla siempre hay que considerar las condiciones ambientales donde se planean fijar los fragmentos coralinos, pues va depender de éstas si la técnica es la adecuada.

En lo que respecta a las bajas tasas de sobrevivencia acumulada para los sitios de Punta Diablo 24% y El Corralito 14%, se relacionan a la depredación de la estrella de mar “Corona de Espinas” *Acanthaster cf. solaris*, debido a un brote ocasionado durante la temporada (2017-2018) de restauración (Martínez-Sarabia & Reyes-Bonilla 2021), dicho brote causó un efecto negativo en las sobrevivencias de Punta Diablo y El Corralito.

Sobrevivencia entre sitios con técnica de cinchos de plástico

La sobrevivencia acumulada final de los sitios Roca Swan (81%) y Punta Diablo (67%) se presentaron estadísticamente similares; es interesante analizar que con la técnica de cinchos de plástico ambos sitios presentaron buenas sobrevivencias.

A diferencia del sitio Roca Swan que presenta una serie de condiciones particulares mencionadas anteriormente, el sitio Punta Diablo se encuentra ubicado en una bahía semiprotegida frente el canal San Lorenzo; por lo que al estar localizado de lado de la costa no está constantemente impactado por los fuertes cambios de corrientes como Roca Swan. Debido a esto asumimos que la técnica de cinchos de plástico también resultó ser exitosa en Punta Diablo, pues los cinchos de

plástico fijan el fragmento coralino al sustrato arrecifal lo suficiente para resistir las condiciones moderadas de cambios de corriente y marea a la que se ven sujetos los corales recién restaurados.

Se buscó comparar los porcentajes de sobrevivencia coralina en otros estudios de restauración realizados con la técnica de cinchos de plástico en México respecto a los del presente estudio. Se encontraron varios trabajos con porcentajes de sobrevivencia similares a los encontrados en RS (81%) y PD (67%), dichos resultados varían de 67% al 100% en aproximadamente un año o menos. Entre ellos están Liñán-Cabello *et al.* (2010) con 89% con *Pocillopora* spp., García-Rivas *et al.* (2012) con 91% con *Acropora palmata*, Tortolero-Langarica *et al.* (2014) 75% con *Pocillopora* spp., Figueroa-Camacho & Nava (2015) 90% con *Pocillopora* spp., Nava-Martínez *et al.* (2015) entre 80% y 100% con *Acropora palmata*, Pérez-Lozano *et al.* (2015) con 80% con *Pocillopora* spp., y Muñiz-Anguiano *et al.* (2017) con 90% con *Pocillopora* spp.

En la región del Pacífico mexicano se encontraron tasas de sobrevivencias muy parecidas a las del presente estudio con el mismo género y con la técnica de cinchos de plástico. Éstas son en Islas Marietas, Nayarit (Tortolero-Langarica *et al.* 2014), Colima (Muñiz-Anguiano *et al.* 2017), y Zihuatanejo Guerrero (Figueroa-Camacho & Nava 2015), lo cual corrobora que dicha técnica es exitosa y ampliamente utilizada.

Las sobrevivencias encontradas en los sitios de restauración con cinchos de plástico fueron buenas y van de acuerdo en los estudios encontrados previamente para la región, por lo se concluye que dicha técnica de restauración es recomendable. También se sugiere realizar proyectos de restauración a una escala mayor de tiempo para ampliar el esfuerzo (Boström-Einarsson *et al.* 2018) y a su vez conocer su comportamiento en cuanto a sobrevivencia.

Sobrevivencia entre técnicas de fijación

En lo que respecta a la sobrevivencia encontrada entre cinchos de plástico y resina epóxica tomando en conjunto los tres sitios de estudio, no se encontraron diferencias significativas (Figura 23), por lo que puede afirmarse que ambas resultan ser buenas técnicas de fijación coralina para la zona, siempre y cuando se apliquen correctamente (Williams & Miller 2010, Garrison & Ward 2012). Alrededor del mundo se han utilizado ambas técnicas aunque rara vez en conjunto, solamente se encontró un estudio con *Acropora cervicornis* en Puerto Rico en el que se realizó una comparación entre las técnicas de resina y cinchos (Hollarsmith *et al.* 2012), en el cual tampoco se encontraron diferencias significativas luego de 12 meses.

La aplicación de ambas técnicas de restauración coralina es buena para la estabilización y fijación de fragmentos coralinos, sin embargo la logística de ambos métodos varía mucho en cuanto a complejidad de aplicación y costos. Por lo que siempre debe evaluarse previamente la situación para cada estudio o proyecto en específico y conocer sus alcances en cuanto a espacio, tiempo y fondo económico.

Sobrevivencia entre sitios

Al comparar la sobrevivencia entre sitios, juntando ambas técnicas de fijación, notamos diferencias entre los tres bajo análisis. Roca Swan tuvo el mayor valor de sobrevivencia final (78%) a comparación de Punta Diablo con 57% y El Corralito con 40%. Se ha documentado (Fabricius *et al.* 2005, Nava & Ramírez-Herrera 2012) que las comunidades coralinas reaccionan a las condiciones ambientales en las que se encuentran, como puede ser la turbidez del agua, entrada de nutrientes, o actividades antropogénicas como erosión costera, turismo, asentamientos urbanos cercanos a la línea de costa entre otros (Fabricius *et al.* 2005, Diaz-Pulido *et al.* 2009). Tomando esto en cuenta, se sugiere que Roca Swan registró mejor sobrevivencia debido a que es el sitio con un menor impacto humano, al estar ubicada en medio de un canal entre la Isla Espíritu Santo y a la línea de costa de Bahía de La Paz, y también a que su ubicación en el canal propicia la ocurrencia de aguas claras (mas irradiancia que mejora la fotosíntesis del coral) y un buen flujo de

nutrientes. Punta Diablo cuenta con una dinámica diferente pues se ubica en la línea de costa, y aunque no es un sitio muy visitado por turistas, si es de fácil acceso y además ha sido usado para realizar actividades de acuicultura de moluscos y peces, por lo que puede haber algún efecto en este sentido. Finalmente, El Corralito tuvo la menor sobrevivencia debido al efecto de depredación excesiva por *Acanthaster* cf. *solaris*, posiblemente actuando de manera sinérgica con el uso constante que tiene la bahía, que es visitada constantemente por turistas.

Recapitulando, el sitio Roca Swan registró los mayores porcentajes de sobrevivencia (alrededor del 80% en 550 días), y de acuerdo con Boström-Einarsson *et al.* (2018) quienes compararon cifras análogas en proyectos de restauración coralina alrededor del mundo con diferentes géneros de corales, el valor promedio es menor de 69% de sobrevivencia en 12 meses o menos. Por otra parte, en proyectos de restauración coralina a largo plazo llevados a cabo en arrecifes del Caribe, la sobrevivencia fue del 3.4 % después de 912 días (Chamberland *et al.* 2015). Por lo que podemos concluir que la sobrevivencia final de Roca Swan es altamente exitosa comparada con estudios de restauración coralina a nivel mundial.

3.6.2 Crecimiento en corales restaurados

Referente al crecimiento coralino en los sitios de restauración, se encontraron resultados muy similares a los reportados en otras áreas del país que restauraron con el género *Pocillopora*. Todas las medidas (DM, dme, Alt) de crecimiento van de acuerdo a lo reportado en estudios realizados anteriormente en la costa del Pacífico Mexicano (Tortolero-Langarica *et al.* 2014, Pérez-Lozano *et al.* 2015, Nava & Figueroa-Camacho 2017, Muñiz-Anguiano *et al.* 2017, Tortolero-Langarica *et al.* 2019). Se mostraron diferencias entre las medidas de diámetro mayor y altura, en las cuales la técnica de cinchos de plástico tuvo las tasas más altas.

Respecto a los valores anuales, el sitio Roca Swan tuvo un crecimiento de 59 mm año⁻¹ con Cinchos y de 41 mm año⁻¹ con resina, Punta Diablo 58 mm año⁻¹ con Cinchos y 40 mm año⁻¹ con resina; valores muy parecidos a crecimientos

previamente reportados en la zona del Pacífico Mexicano. Como ejemplos tenemos los datos de Islas Marietas de 51.8 ± 17.9 mm año⁻¹ (Tortolero-Langarica *et al.* 2014) y 44.7 ± 10.7 mm año⁻¹ (Tortolero-Langarica *et al.* 2019); de Isla Isabel con crecimiento promedio de 47 mm en un año tres meses (Pérez-Lozano *et al.* 2015); y por último en Playa Las Gatas, Guerrero con 63 ± 17.2 mm año (Nava & Figueroa-Camacho 2017). También encontramos valores bajos como en El Corralito de 25 mm año⁻¹ con Cinchos y 34 mm año⁻¹ con resina, y otro ejemplo en Carrizales con 9.72 mm año⁻¹ y en Juluapan de 9.36 mm año⁻¹ ambos ubicados en Manzanillo (Muñiz-Anguiano *et al.* 2017). Sin embargo estos crecimientos siguen acorde a los reportados en la literatura para la parte del Pacífico Tropical Oriental, como en el Pacífico Sur de México (Medellín-Maldonado *et al.* 2016), Panamá (Manzanillo 2010) y Costa Rica (Guzmán & Cortés 1989). En los cuales es notorio un decremento en las tasas de crecimiento conforme desciende la latitud hacia la parte sur; lo que sugiere una buena capacidad adaptativa por el género *Pocillopora* para aclimatarse a sitios con condiciones diferentes (Gates & Edmunds 1999, Tortolero-Langarica *et al.* 2017).

Los resultados de este estudio mostraron que el uso de la técnica de re-colocación de fragmentos de oportunidad sobre el sustrato arrecifal fue una buena y rápida alternativa de restauración coralina, ya que no implica un proceso previo de aclimatación en guarderías *in situ* o *ex situ* (Young *et al.* 2012; Rinkevich 2014, Tortolero-Langarica *et al.* 2019), y el crecimiento que se registró fue bueno.

3.6.3 Recomendaciones finales

Cada vez se argumenta más que el riesgo de no hacer nada supera por mucho los riesgos o incertidumbres de las intervenciones activas (Anthony *et al.* 2017, 2020). El rápido aumento de la aplicación de estrategias de restauración de coral en los arrecifes de todo el mundo está impulsado por un sentido de urgencia tras las catastróficas pérdidas de la cubierta coralina en la última década.

La restauración de los arrecifes de coral no debe considerarse como una solución por sí sola para los arrecifes de coral, sino como parte de un marco de gestión integrado basado en la resiliencia (por ejemplo, McLeod *et al.* 2019) que incluye un orden jerárquico de acciones que van desde la reducción de amenazas (es decir, mitigación del cambio climático, controles de la calidad del agua, regulaciones pesqueras, impacto del turismo), hasta acciones que apoyan la recuperación y resistencia de los procesos del ecosistema, como las áreas marinas protegidas o la eliminación de depredadores del coral (por ejemplo, la estrella de mar corona de espinas; Hein *et al.* 2020.)

Recomendamos continuar realizando esfuerzos de restauración coralina en México, siguiendo una serie de decisiones (Anexo 1) que plantean preguntas claves para conocer si aplicar o no la restauración y que líneas seguir. A su vez es de suma importancia prolongar los estudios de restauración coralina lo más posible a través del tiempo, darles continuidad, así como conocer aspectos demográficos mediante monitoreos de sobrevivencia y crecimiento.

CAPÍTULO IV. COMPOSICIÓN DE LA ICTIOFAUNA ASOCIADA A LOS CORALES RESTAURADOS

4.1 Introducción

Los arrecifes coralinos albergan una alta diversidad de peces que dependen de los corales para sobrevivir debido a la complejidad física del sustrato que proporciona a las comunidades residentes, sitios de alimentación y áreas de reproducción (Sale 2013). Sin embargo, el impacto a largo plazo en la degradación de las poblaciones de peces es desconocido (Jones *et al.* 2004). Muchos ecólogos han expresado su preocupación acerca del declive en la cobertura coralina debido al calentamiento global, sobrepesca y contaminación costera (Gardner *et al.* 2003), lo que se traduce en una disminución de la diversidad y abundancia de peces (Paddack *et al.* 2009).

Los ensamblajes de peces tienden a mostrar asociaciones específicas con las estructuras coralinas (Arias *et al.* 2006, Coker *et al.* 2013) y son responsables de los flujos de materia y energía en las redes tróficas, así como gran parte de las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) que suceden en estos ecosistemas (Bellwood *et al.* 2006, Mouillot *et al.* 2014).

La presión humana sobre los ecosistemas coralinos ha causado disminución en la riqueza (Parravicini *et al.* 2013), pero más allá de la pérdida de especies, la pérdida de funciones particulares parece ser la principal amenaza (Naeem *et al.* 2012), por lo que la evaluación de la diversidad funcional está siendo un tema importante de análisis (Sommerfield *et al.* 2008); y es una medida necesaria para entender la relación entre la identidad taxonómica, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Córdova-Tapia & Zambrano 2015).

Tradicionalmente los cambios en la diversidad han sido evaluados utilizando numerosos índices que tienen en cuenta la riqueza de especies, la diversidad y la equidad de la distribución de la abundancia de los individuos entre las especies

(Pielou 1975). Aunque dichos índices son relativamente fáciles de medir y han sido el enfoque de estudios para detectar los cambios en arrecifes coralinos, la preocupación por la disminución en la complejidad funcional abre la necesidad de diseñar enfoques más amplios (Álvarez-Filip *et al.* 2006).

La ecología funcional se define como la integración de los fenómenos biológicos (por ej: respiración, fisiología, morfología, etc.) y la ecología clásica (Irschick *et al.* 2013), ofreciendo herramientas para crear vínculos entre las características de las comunidades y las funciones del ecosistema (Cornelissen *et al.* 2003, Lavorel *et al.* 2007). La diversidad funcional resume varios aspectos de la composición biológica y por lo tanto el papel de las poblaciones en una comunidad (Pla *et al.* 2012). Esta se puede medir de varias maneras: desde el análisis del valor, el rango y la distribución de los rasgos funcionales en una comunidad, hasta la formación de grupos funcionales definidos como especies que comparten rasgos y desempeñan papeles ecológicos similares (Micheli y Halpern 2005, Bellwood *et al.* 2006, Stuart-Smith *et al.* 2013, Micheli *et al.* 2014, Mouillot *et al.* 2014). Sobre la base de estos estudios, es posible comprender los diferentes tipos de relaciones que pueden observarse entre la riqueza, diversidad de especies y la riqueza funcional, tanto en sistemas no perturbados como en otros empobrecidos, y para ello se usan los índices de diversidad funcional (Botta-Dukat *et al.* 2005, Mason *et al.*, 2005, Petchey & Gaston 2006, Villegger *et al.* 2008, Cadotte *et al.* 2011, Stuart-Smith *et al.* 2013).

La relevancia de comprender la diversidad funcional en arrecifes es evidente; por ejemplo, los peces herbívoros contribuyen a mantener la dominancia de coral a través de la remoción de algas (Goatley & Bellwood 2010), impulsando el ciclo de los nutrientes (Francis & Côté 2018), y controlando el crecimiento de tapetes algales y macroalgas (Vergés *et al.* 2012), evitando con ello los cambios de fase (Ladd & Collado-Vides 2013).

Los peces arrecifales pueden ser divididos en dos grandes grupos de acuerdo a sus hábitats y características morfológicas: peces crípticos y conspicuos (Allen &

Robertson 1998). Dentro del ecosistema arrecifal los peces conspicuos son relativamente bien conocidos, pero los peces crípticos han sido poco estudiados debido a la dificultad de colectarlos (Willis 2001); estos se definen como (Ackerman & Bellwood 2000); por lo que son un componente importante en la riqueza biológica de estos ecosistemas (Allen *et al.* 1992). A los peces crípticos también se les conoce como la “mitad oculta” de la biodiversidad de vertebrados en los arrecifes coralinos; son difíciles de observar debido a su tamaño diminuto, colores poco llamativos, camuflaje, comportamiento errático y larga residencia, esto ha favorecido a que sean menos estudiados (Brandl *et al.* 2018).

En el Golfo de California existe alta riqueza de peces arrecifales (Thompson *et al.* 2000), y se han registrado 33 especies crípticas, con las familias más abundantes como Gobiidae, Labrisomidae, Pomacentridae y Tripterygiidae (Aburto-Oropeza & Balart 2002, Balart *et al.* 2006). Sin embargo son pocos los estudios ecológicos sobre estas especies en la región, y hay virtual ausencia de información en relación con el efecto de la restauración ecosistémica sobre sus ensamblajes. Dado que la restauración de corales busca hacer frente al problema de la disminución de coral (Bayraktarov *et al.* 2016, Ladd *et al.* 2018), en los últimos años está surgiendo el interés de investigar cómo la restauración impacta la comunidad de peces arrecifales y sus procesos ecológicos (Ladd *et al.* 2018).

Considerando lo anterior, y debido a la falta de información que existe acerca del papel ecológico y funcional que ejercen los corales restaurados sobre la comunidad de peces crípticos y conspicuos, el presente estudio se enfocó en conocer la composición y las diversas funciones desarrolladas por la ictiofauna asociada a los corales *Pocillopora* spp. restaurados en dos sitios de estudio (Roca Swan y Punta Diablo) de la Bahía de La Paz.

4.2 Objetivo

Evaluar la influencia de los corales restaurados sobre la estructura comunitaria de la ictiofauna a través de un año; y conocer las diferencias entre las asociaciones de peces en corales restaurados y corales naturales.

4.3 Hipótesis

Los corales restaurados brindarán un nuevo hábitat de refugio y alimentación para los peces de la comunidad arrecifal conforme pasen los meses. A su vez, se espera que al realizar las comparaciones de peces capturados en corales naturales (CN) y restaurados (CR) del mismo tamaño existan diferencias significativas en los índices ecológicos y funcionales. Se espera que los corales naturales estén conformados por una comunidad más diversa, abundante y funcionales que los corales restaurados.

4.4 Metodología

4.4.1 Trabajo de Campo

Grabaciones de peces en corales restaurados

La evaluación de las comunidades ícticas asociadas a los corales *Pocillopora* restaurados se llevó a cabo en Roca Swan de octubre 2018 a septiembre 2019, y en Punta Diablo de septiembre 2018 a noviembre 2019. En cada sitio se seleccionaron 15 colonias coralinas restauradas del mismo tamaño, y se realizaron videos tomados con una cámara Nikon acuática Coolpix W300, montada en una estructura de soporte hecha de tubos de policloruro de vinilo (PVC, Fig. 26). Dicha estructura se colocó sobre la colonia y se dejó grabando 5 minutos, mientras que el buzo se retiraba del área para disminuir el efecto de disturbio.

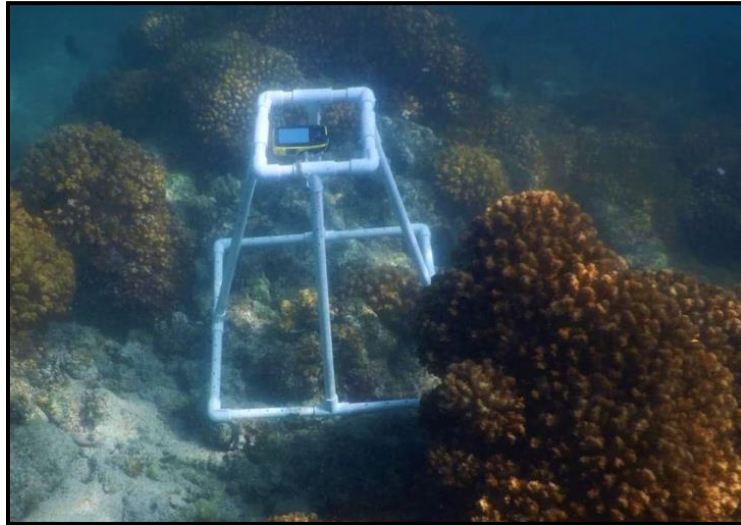


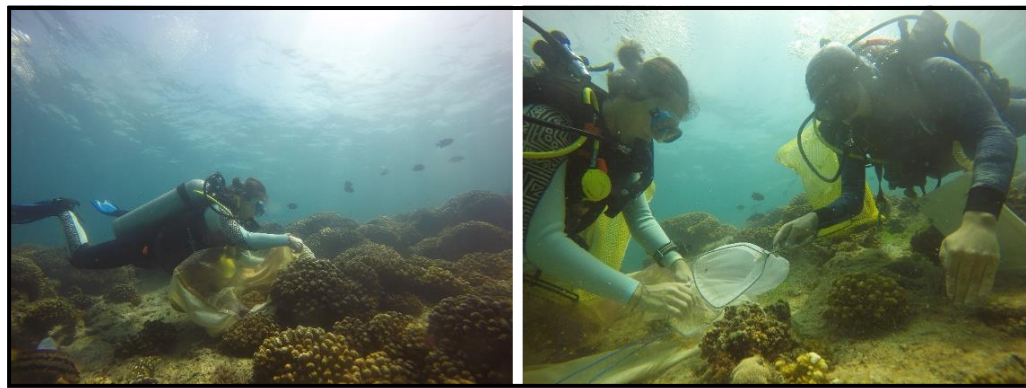
Figura 26. Estructura soporte para la grabación de colonias coralinas de *Pocillopora* restauradas.

Se registró la clave del coral restaurado (previamente etiquetado) y sus medidas (diámetro mayor, diámetro menor y altura), esto se repitió con los mismos corales por cada sitio con monitoreos trimensuales durante un año (2018-2019). Una vez grabados los videos se descargaron en un disco duro y se analizaron, registrando e identificando los peces que aparecían con la ayuda de dos colaboradores. Se identificaron las especies con ayuda de imágenes de FishBase (2020), y claves de identificación y guías de peces como Thomson *et al.* (2000), Humann & DeLoach (2004) y Robertson & Allen (2002) Robertson y Allen (2015).

Capturas de peces en corales naturales y restaurados

Debido a la diversidad en cuanto a formas, su tamaño reducido, coloración, comportamiento y ubicación en el hábitat, los peces crípticos son difíciles de identificar y generalmente son subestimados en censos visuales o erróneamente identificados (Ackerman y Bellwood 2000, Willis 2001). Por eso decidimos realizar capturas directamente en corales naturales (CN) y corales restaurados (CR) del mismo tamaño como control del experimento, esto para corroborar la presencia de las especies encontradas en las grabaciones de los corales restaurados.

En noviembre de 2019 se capturaron peces en 16 colonias restauradas y 16 colonias control por sitio (Punta Diablo y Roca Swan; Fig. 27). Las capturas se realizaron con la técnica del ictiocida y anestésico aceite de clavo, el cual se aplica directamente sobre cada colonia de coral, y es una alternativa eficaz y de bajo costo para la extracción de peces (García-Gomez *et al.* 2002). Después de 40 segundos se atraparon los peces adormecidos con una red de malla, se trasladaron al laboratorio y se fijaron con etanol al 100% para su posterior identificación en el Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la UABCS y en la Colección Ictiológica de Peces de CIBNOR (Fig. 28).



Figuras 27. Capturas de peces en el sitio Roca Swan.



Figuras 28. Identificaciones de peces en el laboratorio de Sistemas Arrecifales-UABCS y en la Colección Ictiológica de Peces de CIBNOR.

4.4.2 Análisis de datos

Índices ecológicos de los peces grabados y capturados asociados a corales restaurados

Se evaluaron los índices ecológicos de abundancia (N), riqueza específica (S), diversidad de Shannon-Wiener (H'), uniformidad o equidad de Pielou (J') y distinción taxonómica (Δ^+) (Clarke & Warwick 1999, 2001; Magurran 2004) de los peces. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software PAST 4.04 (Hammer *et al.* 2001).

- Abundancia (N): es el número total de individuos presentes de cada especie. Refleja la situación de dicha especie dentro de un área específica.
- Riqueza específica (S): La riqueza específica es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, únicamente se basa en el número de especies presentes.
- Índice de diversidad Shannon-Wiener (H'): Mide el grado promedio de la incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar en una colección.

$$H' = \sum \frac{ni}{N} * \ln \frac{N}{ni}$$

Donde:

N = número total de individuos de todas las especies en el censo.

ni = número de individuos de la especie i en un censo.

- Equitatividad de Pielou (J'): Proporciona información sobre la forma en que la abundancia está repartida entre las especies; midiendo la proporción de la diversidad observada y la diversidad máxima esperada en la comunidad.

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde:

H' = diversidad de Shannon-Wiener en el censo.

H_{max} = diversidad máxima esperada para S (número de especies) con igual número de abundancias.

○ Distinción taxonómica (Δ^+): La cual se entiende como la distancia taxonómica promedio entre dos individuos elegidos al azar (Clarke y Warwick 2001).

$$\Delta = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{N(N-1)/2}$$

Donde:

ω_{ij} : es la distancia taxonómica

x_i y x_j : es la abundancia de la especie i o j

$N = \sum_i x_i$: el número total de individuos de la muestra.

A los índices ecológicos de las grabaciones y las capturas de peces se les realizó una prueba de homogeneidad de varianzas de Bartlett y de normalidad de Shapiro-Wilk para determinar si se realizaría estadística paramétrica o no paramétrica; posteriormente un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA), es una prueba multivariante no paramétrica (Anderson 2014) que en este caso se aplicó para conocer la interacción entre los distintos factores para el caso de grabaciones (sitios fechas), y para las capturas (sitio y tipo de coral).

Rasgos funcionales de los peces asociados a corales restaurados

No existe un número correcto de rasgos a usarse en una clasificación, sino que su elección debe estar justificada en cuanto a la ecología y al conocimiento de los caracteres funcionalmente importantes de las especies (Walker *et al.* 1999). La selección precisa permite evaluar de forma robusta la función de las especies en su ambiente (Wright *et al.* 2006).

Algunos de los rasgos funcionales seleccionados fueron descritos previamente por Moulliot y colaboradores (2014) con algunas modificaciones que se adecúan a los peces del presente experimento, también se incluyeron rasgos nuevos propuestos en este estudio para definir ciertas características de comportamiento de los peces crípticos y conspicuos (Tabla 12). Los rasgos usados previamente en otros estudios son “Posición o movimiento”, “Dieta”, “Actividad” y “Talla” (Moulliot *et al.* 2014); y los sugeridos en el presente estudio son “Estrategias reproductivas” y “Estrategias de sobrevivencia”. A continuación se describen las relevancias funcionales de cada rasgo:

1. Posición o Movimiento: La movilidad determina las necesidades energéticas, ya que las especies móviles requieren mucha energía por unidad de masa en comparación con las especies sedentarias. La movilidad también afecta a la extensión espacial en la que los peces controlan sus recursos y transfieren nutrientes, especialmente entre los hábitats alrededor de los arrecifes.

2. Dieta: La dieta, al igual que el tamaño, es un componente esencial del nicho ecológico de los peces de arrecife, (Burkepile & Hay 2008). En particular, la dieta determina el impacto de los peces en el funcionamiento del ecosistema a través de las interacciones tróficas con otros componentes de la red alimentaria y, en consecuencia, en el ciclo de los nutrientes (Vanni 2002).

3. Actividad: El periodo del día en el que los peces están activos tiene implicaciones en el papel trófico que una especie desempeña en la red trófica a través de controles ascendentes [es decir, el conjunto de recursos a los que puede dirigirse (Fox & Bellwood 2011) y descendentes (es decir, la susceptibilidad que tiene a ser depredada). Por ejemplo, la mayoría de las especies nocturnas escapan a la depredación de los depredadores activos durante el día y viceversa.

4. Talla: El tamaño corporal desempeña un papel fundamental en la definición del nicho ecológico de los peces. El tamaño determina las

necesidades energéticas a través de la cantidad de energía requerida por unidad de masa corporal y limita las relaciones entre presas y depredadores, ya que la separación de la boca se escala con el tamaño corporal. El tamaño también influye en la tasa de crecimiento, ya que los peces pequeños crecen más rápido que los grandes. La tasa de mortalidad tiende a ser mayor en los peces más pequeños (Fisher *et al.* 2010).

5. Estrategias reproductivas: El tipo de reproducción influye en la aptitud y la demografía de los peces, por lo que afecta indirectamente a la resistencia y la resiliencia de la comunidad a las perturbaciones, así como a los efectos de los peces en los procesos del ecosistema (Winemiller *et al.* 2015). Diversos factores como el tiempo de maduración reproductiva de cada individuo, tamaño de la puesta de huevos o de larvas, tiempo que tardan en eclosionar, cuidado parental y su modo de reproducción influyen en su éxito reproductivo.

6. Estrategias de sobrevivencia: Los peces son depredados por muchos animales (incluidos otros peces) y, por tanto, su diversidad y biomasa afectan a la demografía de los principales depredadores acuáticos (por ejemplo, los atunes, los tiburones, los mamíferos marinos) y, a la estructura de las redes tróficas. Por lo tanto, es importante caracterizar las estrategias de defensa de los peces, ya que estos rasgos funcionales influyen en la aptitud de las especies, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La probabilidad de que un pez se encuentre con un depredador se ve afectada por el solapamiento en el uso de su hábitat, este solapamiento puede variar entre especies e individuos en función de su capacidad para detectar a los depredadores (por ejemplo, señales visuales o químicas) y su comportamiento (coloraciones, métodos de huida, métodos de defensa; (Januchowski-Hartley *et al.* 2013,).

Para la obtención de la información de las categorías de cada rasgo se consultaron los buscadores de la web Google Académico, Scielo, RefSeek,

Academia.edu bases de datos digitales de FishBase, ShoreFishes y libros como Cole (2010).

Tabla 12. Rasgos funcionales utilizados en el presente estudio. Categorías tomadas y modificadas de Mouillot *et al.* 2014.

Rasgos funcionales	Categorías
Estrategias reproductivas	1) Sistemas sociales complejos, 2) Hermafroditismo, 3) Dioecismo
Estrategias de sobrevivencia	1) Refugios, 2) Cripsis o camuflaje, 3) Toxicidad, 4) Estructuras de defensa, 5) Agrupaciones
Posición o Movimiento	1) Béntico (fondo suave), 2) Béntico (fondo duro), 3) Béntico pelágico, 4) Pelágico arrecifal
Dieta	1) Herbívoro-detritívoro, 2) Invertebrado sin movilidad, 3) Invertebrado con movilidad, 4) Zooplanctívoro, 5) Piscívoro, 6) Omnívoro
Actividad	1) Diurno, 2) Nocturno
Talla	1) 0-7 cm, 2) 7.1 a 15 cm, 3) 15.1 a 30 cm, 4) 30.1 a 50 cm, 5) 50.1 a 80 cm.

Diversidad funcional.

Con el fin de describir el espacio funcional ocupado por los peces en la comunidad, que es un espacio geométrico multidimensional definido por los rasgos (Villéger *et al.* 2008).

El espacio funcional está conformado por los sitios (Roca Swan y Punta Diablo) donde se realizaron las capturas de peces y las combinaciones de los rasgos funcionales definidas como “Entidades Funcionales (EF)”. En el programa, el espacio funcional de los peces se midió mediante la distancia entre EF utilizando el índice de Gower (Legendre & Legendre 2012).

Después se realizó un análisis de coordenadas principales (PCoA) con los datos de la Riqueza funcional (FRic), utilizando la matriz de distancia funcional (Legendre & Legendre 2012, Maire *et al.* 2015), esto para construir un espacio multidimensional de cuatro ejes principales con las coordenadas de las entidades funcionales (Villéger *et al.* 2011).

Una vez construido el espacio funcional se calcularon tres indicadores.

1. El índice de FRic, que representa la cantidad del espacio funcional total que es ocupado por un ensamblaje particular de especies; en este caso, el de las especies de peces encontradas en cada colonia de coral por sitio.
2. La equidad funcional (FEve), que mide la regularidad en la distribución de la abundancia de las especies en el espacio funcional que ocupa la unidad de muestreo (Villéger *et al.* 2008); altos valores de FEve indican una distribución regular de las especies en el ecosistema (Schleuter *et al.* 2010).
3. La originalidad funcional (FOri), es la distancia media por pares entre una especie y sus especies vecinas más cercanas en el espacio de nicho sintético (Brandl *et al.* 2016).

Para obtener los índices de diversidad funcional se utilizó el software FDiversity ("FD"; Casanoves *et al.* 2011), una herramienta que permite calcular los índices de diversidad funcional utilizando rutinas del lenguaje R (R Development Team 2010). Finalmente, los análisis estadísticos de normalidad y homocedasticidad fueron realizados y al no encontrar normalidad se procedió a aplicar los análogos no-parámétricos de Kruskal-Wallis, todo ello también con el paquete de R (R Development Team 2010) ó PERMANOVA en el software PAST 4.04 (Hammer *et al.* 2001). Para el caso de las comparaciones de los peces capturados entre sitios se aplicó Kruskal-Wallis al tener sólo un factor (sitio); y en el caso de las comparaciones

de peces capturados entre sitios y tipo de coral (natural o restaurado) se aplicó PERMANOVA por contar con los dos factores (sitio y tipo de coral).

Debido a que los datos en las presencias y abundancias de peces fueron pocos en las grabaciones de corales restaurados los primeros meses de muestreo no se pudieron obtener suficientes datos para generar los análisis de diversidad funcional con el paquete “FD” en R (software). Por lo que los análisis de diversidad funcional no se aplicaron a las grabaciones de los peces en corales restaurados, solamente se realizaron dichos análisis a las capturas de peces.

4.5 Resultados

4.5.1 Grabaciones de peces en corales restaurados

Se identificó un total de 38 especies de peces en las grabaciones de corales restaurados en el sitio Roca Swan, de las cuales 24 de ellas pertenecen al grupo de los peces crípticos y 14 a los conspicuos (Tabla 13). En el sitio Punta Diablo se identificaron 31 especies de peces en las grabaciones de corales restaurados, de las cuales 22 fueron peces crípticos y 9 conspicuos (Tabla 13).

Tabla 13. Peces crípticos y conspicuos asociados a los corales restaurados en Roca Swan y Punta Diablo, con sus abundancias absoluta (Ai) y abundancia relativa (Ai%). Especies registradas mediante grabaciones.

Espece	Sitio	Ai	Ai%	Espece	Sitio	Ai	Ai%
<i>Lythrypnus dalli</i>	Roca Swan	10	1.87	<i>Lythrypnus dalli</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	Roca Swan	139	25.93	<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	Punta Diablo	218	25.29
<i>Coryphopterus urosphilus</i>	Roca Swan	6	1.12	<i>Coryphopterus urosphilus</i>	Punta Diablo	5	0.58
<i>Canthigaster punctatissima</i>	Roca Swan	28	5.22	<i>Canthigaster punctatissima</i>	Punta Diablo	20	2.32
<i>Diodon holocanthus</i>	Roca Swan	3	0.56	<i>Cirrhichtys oxycephalus</i>	Punta Diablo	17	1.97

<i>Arothron meleagris</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Bodianus diplotaenia</i>	Punta Diablo	5	0.58
<i>Cirrhichtys oxycephalus</i>	Roca Swan	40	7.46	<i>Thalassoma lucasanum</i>	Punta Diablo	132	15.31
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Halichoeres chierchiae</i>	Punta Diablo	23	2.67
<i>Bodianus diplotaenia</i>	Roca Swan	7	1.31	<i>Epinephelus labriformis</i>	Punta Diablo	4	0.46
<i>Thalassoma lucasanum</i>	Roca Swan	87	16.23	<i>Cephalopholis panamensis</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Thalassoma grammaticum</i>	Roca Swan	5	0.93	<i>Serranus psitactinus</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Halichoeres chierchiae</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	Punta Diablo	9	1.04
<i>Paranthias colonus</i>	Roca Swan	6	1.12	<i>Axoclinus nigricaudus</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Epinephelus niphobles</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Crocodilichthys gracilis</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Epinephelus analogus</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Enneanectes reticulatus</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Epinephelus labriformis</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Enneanectes sexmaculatus</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Cephalopholis panamensis</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Axoclinus lucillae</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Serranus psitactinus</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Acanthemblemaria macrospilus</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Acanthemblemaria crockeri</i>	Punta Diablo	77	8.93
<i>Plagiotremus azaelus</i>	Roca Swan	3	0.56	<i>Coralliozetus micropes</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	Roca Swan	3	0.56	<i>Protemblemaria bicirrus</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Myripristis leiognathus</i>	Roca Swan	4	0.75	<i>Acanthurus triostegus</i>	Punta Diablo	2	0.23
<i>Enneanectes carinalis</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Chromis atrilobata</i>	Punta Diablo	32	3.71
<i>Enneanectes reticulatus</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Microspathodon dorsalis</i>	Punta Diablo	5	0.58
<i>Acanthemblemaria hastingsi</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Stegastes flavilatus</i>	Punta Diablo	6	0.70

<i>Acanthemblemaria crockeri</i>	Roca Swan	12	2.24	<i>Stegastes rectifraenum</i>	Punta Diablo	56	6.50
<i>Prothemblemaria bicirrus</i>	Roca Swan	1	0.19	<i>Abudefduf troscheli</i>	Punta Diablo	219	25.41
<i>Anisotremus interruptus</i>	Roca Swan	5	0.93	<i>Scorpaenodes xyris</i>	Punta Diablo	1	0.12
<i>Acanthurus triostegus</i>	Roca Swan	15	2.80	<i>Holacanthus passer</i>	Punta Diablo	3	0.35
<i>Chromis atrilobata</i>	Roca Swan	48	8.96	<i>Pomacanthus zonipectus</i>	Punta Diablo	6	0.70
<i>Microspathodon dorsalis</i>	Roca Swan	2	0.37	<i>Gillellus semicinctus</i>	Punta Diablo	6	0.70
<i>Stegastes flavilatus</i>	Roca Swan	9	1.68				
<i>Stegastes rectifraenum</i>	Roca Swan	50	9.33				
<i>Abudefduf troscheli</i>	Roca Swan	7	1.31				
<i>Scarus ghobban</i>	Roca Swan	8	1.49				
<i>Holacanthus passer</i>	Roca Swan	11	2.05				
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	Roca Swan	4	0.75				
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	Roca Swan	6	1.12				

Índices ecológicos de las grabaciones de peces en corales restaurados

En Roca Swan se registró una abundancia total de 536 organismos. El último mes de muestreo (septiembre 2019) fue el que registró la mayor abundancia con 307 (57.28 %) y el primer muestreo (octubre 2018) el de menor abundancia con tan solo 35 individuos (6.53%). En Punta Diablo se registró una abundancia total de 862 organismos; noviembre 2019 fue el mes que registró la mayor abundancia de individuos con 342 (39.67 %) pero en noviembre 2018 se observó el menor número con apenas 50 (5.80 %, Fig. 29).

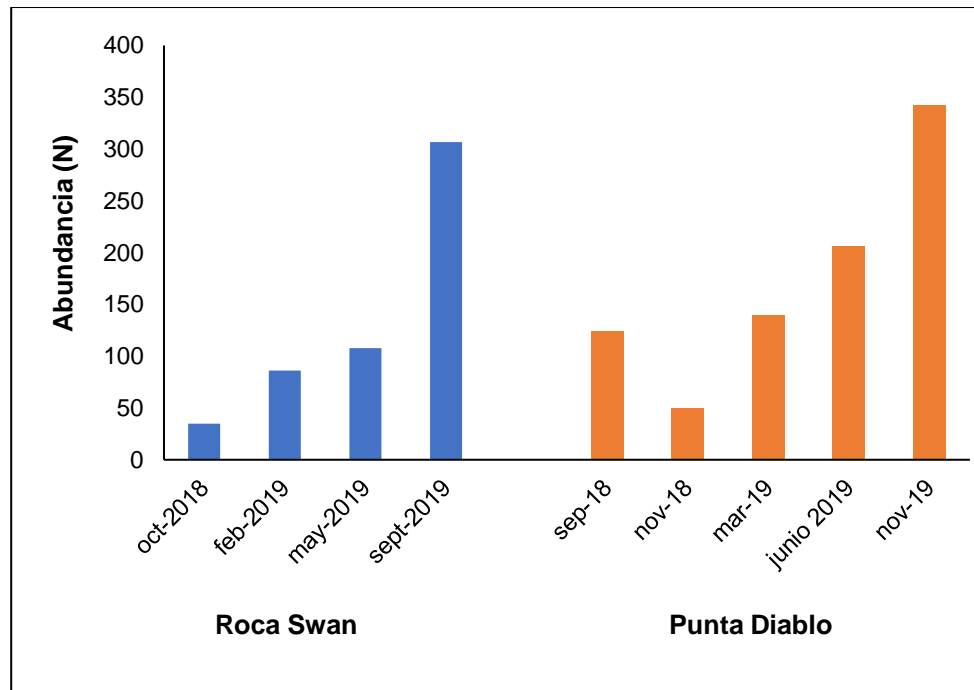


Figura 29. Abundancia de individuos obtenida de las grabaciones en los sitios de restauración RS-Roca Swan (azul) y PD-Punta Diablo (naranja).

En Roca Swan se registró una riqueza de 38 especies, de las cuales 17 presentaron abundancia relativa mayor al 1%, conformando el 91.2% del total censado (Fig. 30).

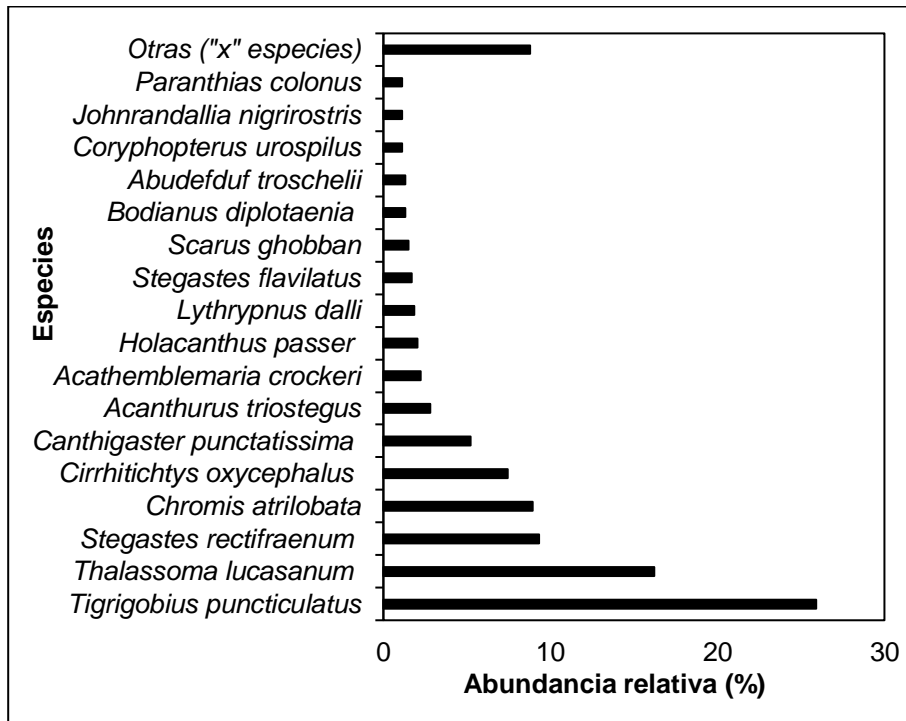


Figura 30. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las grabaciones en el sitio Roca Swan.

Punta Diablo presentó una riqueza de 31 especies, de las cuales solo 8 presentaron abundancia relativa mayor al 1%, conformando ellas el 65.5% del total (Fig. 31).

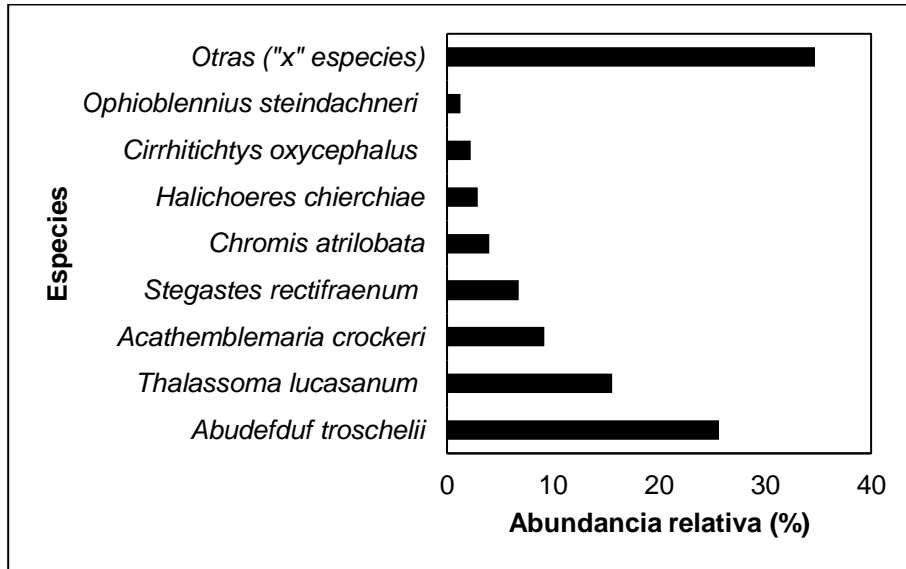


Figura 31. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las grabaciones en el sitio Punta Diablo.

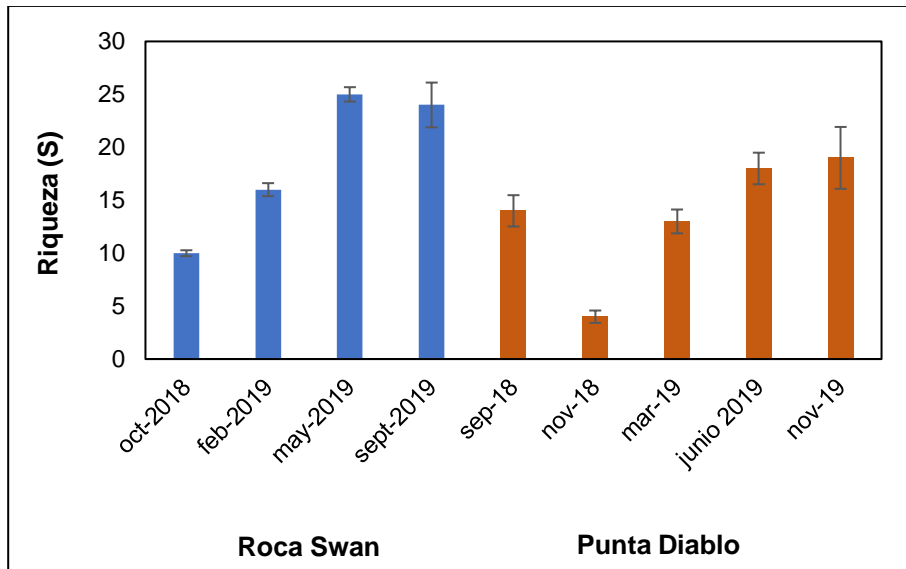


Figura 32. Riqueza de especies obtenida de los videos en los sitios de restauración Roca Swan (azul) y Punta Diablo (naranja).

Aunque no se encontraron diferencias significativas en la riqueza de las especies de los sitios (Fig. 32) podemos observar que en Roca Swan las especies fueron aumentando conforme avanzo el muestreo y a su vez los corales adquirieron

más tamaño, para estabilizarse al final del muestreo de mayo 2019 a septiembre 2019. En Punta Diablo se nota una caída de especies en el segundo muestreo en noviembre 2018 y a partir de marzo 2019 comienzan a aumentar las especies presentes en los corales y se estabilizan en los últimos dos muestreos de junio 2019 a noviembre 2019 (Fig. 32).

Tabla 14. Valores promedio \pm error estándar de los índices ecológicos de abundancia (N), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon-Wiener (H'), equidad de Pielou (J') y distinción taxonómica ($\Delta+$) de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

Roca Swan	N	S	H'	J'	$\Delta+$
oct-18	2.33 \pm 0.27	2 \pm 0.23	0.57 \pm 0.12	0.65 \pm 0.12	3.07 \pm 0.14
feb-19	5.73 \pm 1.09	3.46 \pm 0.35	1.06 \pm 0.10	0.86 \pm 0.06	3.12 \pm 0.06
may-19	7.2 \pm 0.81	4.47 \pm 0.58	1.27 \pm 0.15	0.82 \pm 0.09	3.02 \pm 0.06
sep-19	13.95 \pm 1.63	4.82 \pm 0.29	1.30 \pm 0.07	0.84 \pm 0.03	3.15 \pm 0.04
Punta Diablo					
sep-18	7.75 \pm 0.70	3 \pm 0.23	0.85 \pm 0.07	0.81 \pm 0.035	2.96 \pm 0.08
nov-18	3.85 \pm 0.50	1.62 \pm 0.21	0.35 \pm 0.11	0.41 \pm 0.13	1.37 \pm 0.42
mar-19	8.75 \pm 0.96	4.13 \pm 0.35	1.20 \pm 0.08	0.88 \pm 0.025	3.09 \pm 0.06
jun-19	12.88 \pm 1.48	4.69 \pm 0.38	1.25 \pm 0.08	0.84 \pm 0.023	2.94 \pm 0.04
nov-19	21.38 \pm 1.93	5.69 \pm 0.33	1.37 \pm 0.06	0.80 \pm 0.02	2.98 \pm 0.04

De acuerdo a los análisis PERMANOVA para cada índice ecológico (Tabla 14) de las grabaciones de los peces en corales restaurados, sólo se encontraron diferencias significativas en el índice de abundancia entre sitios (Tabla 15); respecto a las fechas se encontraron diferencias significativas en cada uno de los cinco índices analizados (N, S, H' , J' y $\Delta+$; Tablas 15, 16, 17, 18, 19).

Tabla 15. Análisis PERMANOVA de la abundancia de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	365.67	1	11.04	0.0006
Fecha	4123.6	4	31.13	0.0001
Interacción	-1067.2	4	8.06	1
Residual	4437.6	134		
Total	7859.8	143		

Tabla 16. Análisis PERMANOVA de la riqueza de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.3809	1	0.16	0.6551
Fecha	190.11	4	20.71	0.0001
Interacción	-12.69	4	-1.38	0.003
Residual	307.43	134		
Total	485.22	143		

Tabla 17. Análisis PERMANOVA del índice de Shannon-Wiener de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.0812	1	0.45	0.4711
Fecha	10.8	4	15.16	0.0001
Interacción	1.3808	4	1.94	0.001
Residual	23.85	134		
Total	36.12	143		

Tabla 18. Análisis PERMANOVA del índice de equidad de Pielou de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.0457	1	0.6052	0.3969
Fecha	0.8337	4	2.7568	0.013
Interacción	1.0138	4	3.3519	0.0001
Residual	10.13	134		
Total	12.03	143		

Tabla 19. Análisis PERMANOVA de la distinción taxonómica de los peces presentes en las grabaciones a corales restaurados.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.0050	1	0.0070	0.9274
Fecha	15.08	4	5.23	0.0005
Interacción	21.83	4	7.58	0.0001
Residual	96.51	134		
Total	133.43	143		

Capturas de peces en corales naturales y restaurados

Respecto a los peces capturados en corales naturales (CN) y corales restaurados (CR) en el sitio Roca Swan se encontraron un total 16 de especies crípticas en CN y 0 de especies conspicuas; 16 especies crípticas y 3 conspicuas en CR (Tabla 20). Y en Punta Diablo, se encontraron un total 13 especies crípticas en CN y 1 conspicua en CN; 13 especies crípticas en CR y 0 especies conspicuas en CR (Tabla 20).

Tabla 20. Peces críticos y conspicuos asociados a los corales naturales (CN) y restaurados (CR) en Roca Swan (RS) y Punta Diablo (PD), con sus abundancias absoluta (Ai) y abundancia relativa (Ai%). Especies registradas mediante capturas.

Espece	Sitio	Tipo de coral	Ai	Ai%	Espece	Sitio	Tipo de coral	Ai	Ai%
<i>Acathemblemara crockeri</i>	RS	CN	4	4.35	<i>Acathemblemara crockeri</i>	PD	CN	44	34.9
<i>Apogon retrosella</i>	RS	CN	3	3.26	<i>Apogon retrosella</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Canthigaster punctatissima</i>	RS	CN	1	1.09	<i>Axoclinus lucillae</i>	PD	CN	6	4.76
<i>Cirrhichtys oxycephalus</i>	RS	CN	10	10.87	<i>Barbulifer pantherinus</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Coryphopterus urosphilus</i>	RS	CN	8	8.70	<i>Coralliozetus micropes</i>	PD	CN	2	1.59
<i>Lythrypnus dalli</i>	RS	CN	9	9.78	<i>Coryphopterus urosphilus</i>	PD	CN	28	22.2
<i>Lythrypnus pulchellus</i>	RS	CN	3	3.26	<i>Lythrypnus pulchellus</i>	PD	CN	8	6.35
<i>Malacoctenus mexicanus</i>	RS	CN	1	1.09	<i>Malacoctenus hubbsi</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	RS	CN	1	1.09	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Paraclinus sini</i>	RS	CN	3	3.26	<i>Scorpaenodes xyris</i>	PD	CN	2	1.59
<i>Protemblemara bicirrus</i>	RS	CN	4	4.35	<i>Starksia spinipens</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Scorpaena sonorae</i>	RS	CN	1	1.09	<i>Stegastes rectifraenum</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Scorpaenodes xyris</i>	RS	CN	3	3.26	<i>Synodus lacertinus</i>	PD	CN	1	0.79
<i>Starksia spinipens</i>	RS	CN	1	1.09	<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	PD	CN	29	23
<i>Thalassoma lucasanum</i>	RS	CN	6	6.52	<i>Acathemblemara crockeri</i>	PD	CR	43	26.5
<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	RS	CN	34	36.96	<i>Axoclinus lucillae</i>	PD	CR	4	2.47
<i>Acathemblemara crockeri</i>	RS	CR	13	10.00	<i>Axoclinus multicinctus</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Apogon retrosella</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Axoclinus nigricaudus</i>	PD	CR	1	0.62

<i>Canthigaster punctatissima</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Barbulifer pantherinus</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	RS	CR	7	5.38	<i>Coryphopterus urosphilus</i>	PD	CR	36	22.2
<i>Coralliozetus micropes</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Enneanectes carinalis</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Coryphopterus urosphilus</i>	RS	CR	9	6.92	<i>Malacoctenus hubbsi</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Gobulus hancocki</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Malacoctenus margaritae</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Halichoeres insularis</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Protemblemaria bicirrus</i>	PD	CR	5	3.09
<i>Lythrypnus dalli</i>	RS	CR	8	6.15	<i>Stathmonotus cul ebrai</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Malacoctenus hubbsi</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	PD	CR	66	40.7
<i>Malacoctenus mexicanus</i>	RS	CR	1	0.77	<i>Xenomedea rhodopyga</i>	PD	CR	1	0.62
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	RS	CR	1	0.77					
<i>Protemblemaria bicirrus</i>	RS	CR	14	10.77					
<i>Scorpaena mystes</i>	RS	CR	1	0.77					
<i>Thalassoma lucasanum</i>	RS	CR	5	3.85					
<i>Tigrigobius puncticulatus</i>	RS	CR	62	47.69					
<i>Chromis atrilobata</i>	RS	CR	1	0.77					
<i>Paranthias colonus</i>	RS	CR	1	0.77					
<i>Stegastes rectifraenum</i>	RS	CR	1	0.77					

4.5.2 Capturas de peces en corales naturales y restaurados entre sitios

En Roca Swan se registró una abundancia total de 92 organismos en CN y 130 en CR, y una riqueza de 16 y 19 especies respectivamente. De ellas, 16 especies presentaron abundancia relativa mayor al 1% en CN conformando el 100 % (Fig. 33), y en CR se contabilizaron solo 6 especies representando mas del 1% de la muestra, conformando en conjunto el 80.8% del total (Fig. 34).

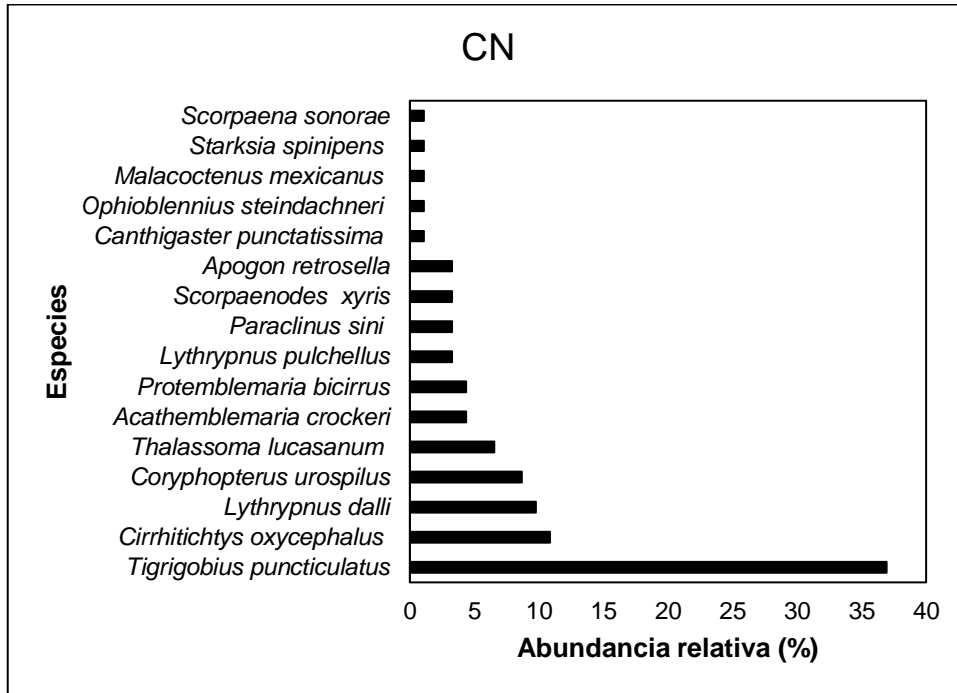


Figura 33. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 % en Corales Naturales, resultado de las capturas en corales naturales de Roca Swan.

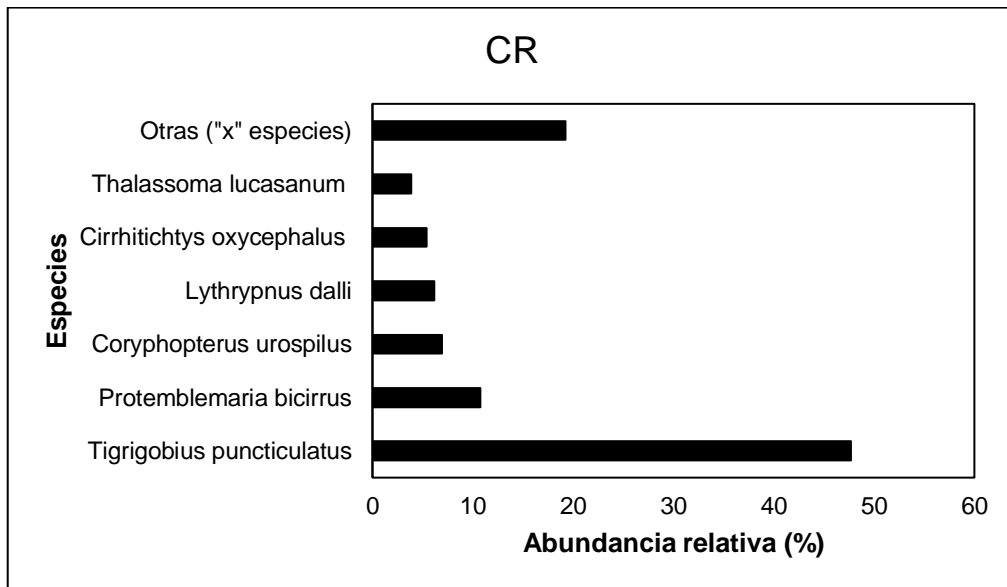


Figura 34. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y "otras" representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales restaurados de Roca Swan.

En Punta Diablo se registró una abundancia total de 126 organismos en CN y 162 en CR, con riqueza de 14 y 13 especies respectivamente. Solo 7 presentaron abundancia relativa mayor al 1% en CN conformando el 94.4% (Fig. 35), y en CR 5 especies pasaron el umbral del 1%, conformando el 95.1% de la muestra (Fig. 36).

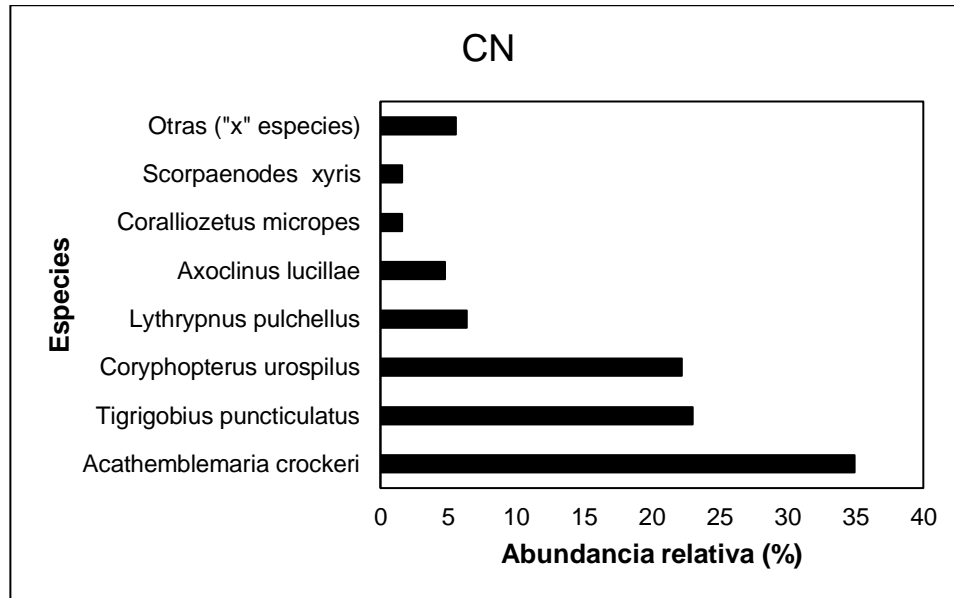


Figura 35. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales naturales de Punta Diablo.

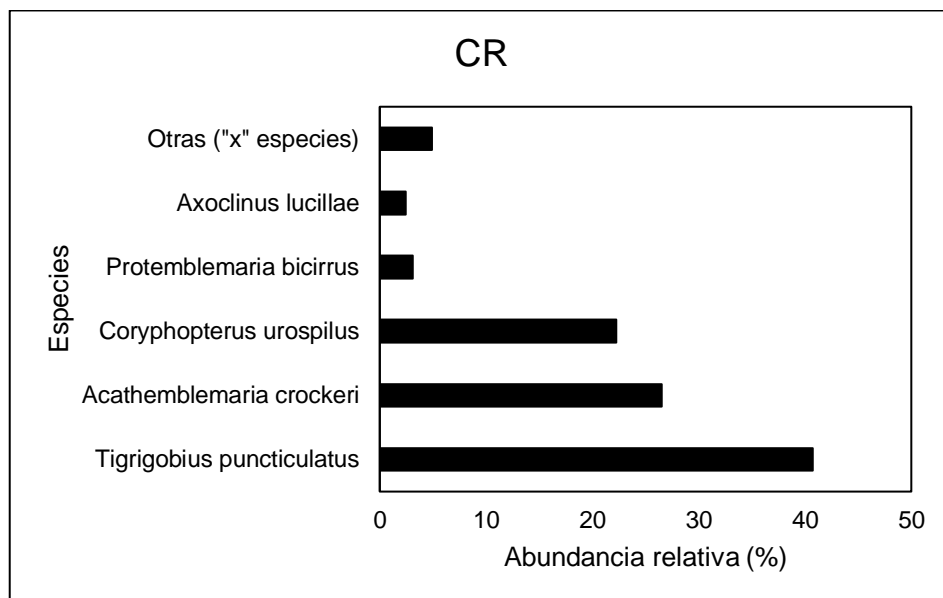


Figura 36. Especies de peces con abundancia relativa mayor al 1 %, por orden de abundancia, y “otras” representan todas las especies con abundancia relativa menor al 1%; resultado de las capturas en corales restaurados de Punta Diablo.

Tabla 21. Valores promedio \pm error estándar de los índices ecológicos de abundancia (N), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon-Wiener (H'), equidad de Pielou (J') y distinción taxonómica ($\Delta+$) de los peces extraídos en las capturas a corales naturales (CN) y corales restaurados (CR).

	N	S	H'	J'	$\Delta+$
Roca Swan					
CN	5.75 \pm 1.06	3.25 \pm 0.49	0.88 \pm 0.15	0.90 \pm 0.02	2.85 \pm 0.12
CR	7.65 \pm 1.28	3.29 \pm 0.42	0.90 \pm 0.14	0.86 \pm 0.03	2.91 \pm 0.03
Punta Diablo					
CN	7.87 \pm 1.38	3.18 \pm 0.29	0.96 \pm 0.09	0.87 \pm 0.03	2.78 \pm 0.10
CR	10.12 \pm 1.35	3.44 \pm 0.27	1.05 \pm 0.06	0.89 \pm 0.02	2.70 \pm 0.07

El análisis de permutaciones (PERMANOVA) por factores (sitios y tipo de coral), muestra que los índices de abundancia (Tabla 22), equidad de Pielou (Tabla 25) y distinción taxonómica (Tabla 26) fueron diferentes entre los sitios, con Punta Diablo con las mayores abundancias, la equidad fue mayor en Roca Swan al igual que la distinción taxonómica. Y ninguno de los cinco índices (N, S, H' , J' y $\Delta+$)

analizados tuvo diferencias significativas entre corales naturales y corales restaurados o entre las interacciones sitio-tipo de coral (Tabla 22, 23, 24, 25, 26).

Tabla 22. Análisis PERMANOVA de la abundancia de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	83.92	1	3.13	0.07
Tipo de coral	67.34	1	2.51	0.12
Interacción	-25.05	1	-0.93	0.82
Residual	1636.3	61		
Total	1762.5	64		

Tabla 23. Análisis PERMANOVA de la riqueza de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.02	1	0.01	0.93
Tipo de coral	0.34	1	0.14	0.74
Interacción	-2.79	1	-1.15	0.90
Residual	147.88	61		
Total	145.45	64		

Tabla 24. Análisis PERMANOVA del índice de Shannon-Wiener de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.21	1	0.97	0.33
Tipo de coral	0.045	1	0.21	0.65
Interacción	-0.30	1	-1.37	0.98
Residual	13.462	61		
Total	13.418	64		

Tabla 25. Análisis PERMANOVA del índice de equidad de Pielou de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.57	1	6.96	0.01
Tipo de coral	0.01	1	0.14	0.71
Interacción	-0.12	1	-1.53	0.98
Residual	4.97	61		
Total	5.42	64		

Tabla 26. Análisis PERMANOVA del índice de distinción taxonómica de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	3.57	1	4.1282	0.04
Tipo de coral	0.14	1	0.15722	0.69
Interacción	-0.83	1	-0.95517	0.78
Residual	52.80	61		
Total	55.68	64		

4.5.3 Índices de diversidad funcional

Se analizaron los peces capturados de un total de 32 colonias coralinas en Roca Swan, 16 en corales naturales y 16 en corales restaurados; para el sitio Punta Diablo fueron el mismo número de colonias coralinas.

En el Análisis de Coordenadas Principales podemos observar el volumen funcional ocupado por los ensamblajes de peces, la varianza explicada entre Roca Swan y Punta Diablo es de 43% en PC1 y 21% en PC2 (Fig. 37); de 15% en PC3 y 11% en PC4 (Fig. 38).

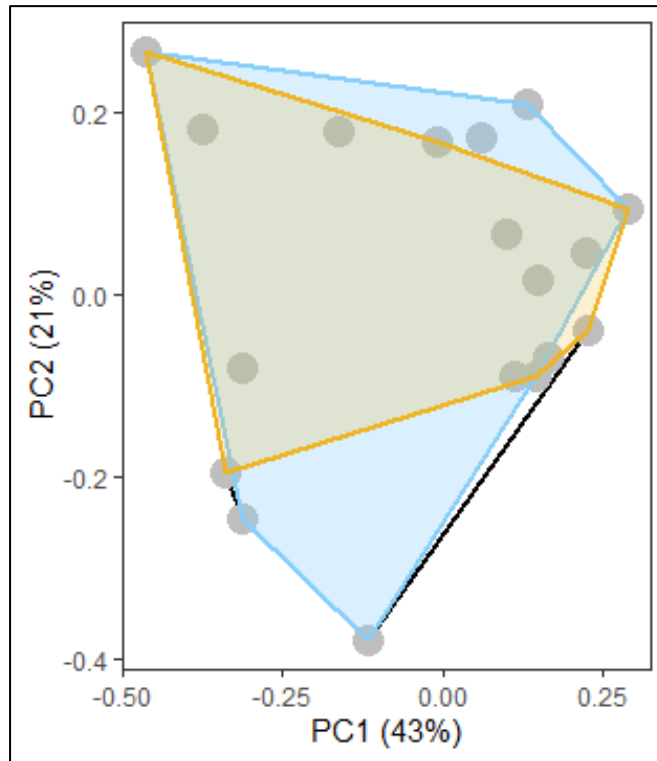


Figura 37. Análisis de Coordenadas Principales sobre los rasgos funcionales encontrados en los peces capturados en Roca Swan (color azul) y Punta Diablo (color naranja). Se muestra la distribución de las entidades funcionales (puntos grises) en los espacios funcionales de los ejes PC1-PC2.

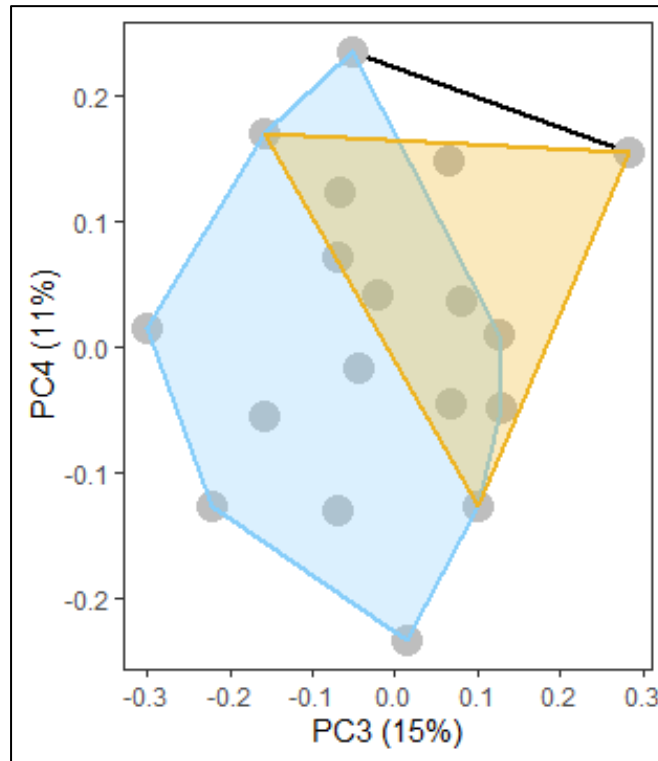


Figura 38. Análisis de Coordenadas Principales sobre los rasgos funcionales encontrados en los peces capturados en Roca Swan (color azul) y Punta Diablo (color naranja). Se muestra la distribución de las entidades funcionales (puntos grises) en los espacios funcionales de los ejes PC3-PC4.

Podemos observar que el ensamblaje de peces de la comunidad en Roca Swan ocupa más espacio funcional que el sitio Punta Diablo.

Diversidad funcional de peces capturados entre sitios

Se determinaron los índices de diversidad funcional de Riqueza, Homogeneidad y Originalidad para los sitios Roca Swan y Punta Diablo (Tabla 27).

Tabla 27. Índices de diversidad funcional obtenidos para la Riqueza (FRic), Originalidad (FOri) y Homogeneidad (Feve) para cada uno de los sitios con su respectivo error estándar (\pm).

Sitio	FRic	Feve	FOri
Roca Swan	0.15 \pm 0.01	4.13 \pm 0.07	1.81 \pm 0.06
Punta Diablo	0.06 \pm 0.01	2.93 \pm 0.04	1.13 \pm 0.03

La riqueza funcional entre sitios nos indica que Roca Swan tiene una mayor ocupación de las especies de peces en el nicho de la comunidad comparado a Punta Diablo. La homogeneidad de las especies ocupan una mejor distribución de la biomasa en el nicho comunitario de Roca Swan comparado con Punta Diablo. Y por último, la originalidad funcional nos señala que en el sitio Roca Swan los nichos ocupados por las especies están ocupando distancias más separadas para cumplir ciertas funciones esenciales en la comunidad. Aunque estos valores en los índices de diversidad funcional se mostraron ligeramente más altos en Roca Swan que en Punta Diablo, es importante resaltar que los análisis estadísticos de Kruskal-Wallis no presentaron diferencias significativas entre los sitios (Tabla 28).

Tabla 28. Análisis de Kruskal-Wallis (H') de los índices de diversidad funcional de la Riqueza (FRic), Homogeneidad (Feve) y Originalidad (FOri) entre sitios.

Índice	H'	Grados de libertad	Valor de p
FRic	0.57	1	0.45
FEve	0.42	1	0.52
FOri	0.47	1	0.49

Diversidad funcional de peces capturados entre corales naturales y corales restaurados

Para determinar los índices de diversidad funcional de Riqueza, Originalidad y Homogeneidad (Tabla 29) para los tipos de coral (Corales Naturales y Corales Restaurados) se separaron los CN de los CR por sitio y se hicieron los análisis de PERMANOVA.

Tabla 29. Índices de diversidad funcional de Riqueza (FRic), Homogeneidad (FEve) y Originalidad (FOri) para corales naturales (CN) y corales restaurados (CR) por sitio.

	FRic	FEve	FOri
Roca Swan			
CN	0.029 ± 0.01	0.73 ± 0.13	0.39 ± 0.08
CR	0.021 ± 0.00	0.64 ± 0.02	0.22 ± 0.06
Punta Diablo			
CN	0.023 ± 0.01	0.721 ± 0.08	0.303 ± 0.04
CR	0.007 ± 0.00	0.371 ± 0.35	0.148 ± 0.13

Los índices de diversidad funcional de los corales naturales se muestran ligeramente más altos a los valores de los corales restaurados, esto sucede en ambos sitios. Sin embargo, al ver los análisis estadísticos podemos notar que no aparecieron diferencias significativas entre sitios, tampoco entre tipos de coral, ni entre interacción (Tabla 30, 31, 32).

Tabla 30. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Riqueza de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.0002	1	0.67	0.40
Tipo de Coral	0.0003	1	0.95	0.31
Interacción	-0.0005	1	-1.43	0.69
Residual	0.0021	6		
Total	0.0021	9		

Tabla 31. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Homogeneidad de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.05	1	0.66	0.44
Tipo de Coral	0.10	1	1.30	0.25
Interacción	-0.02	1	-0.24	0.38
Residual	0.44	6		
Total	0.57	9		

Tabla 32. Análisis PERMANOVA del índice de diversidad funcional de Originalidad de las capturas de peces de Corales Restaurados y Corales Naturales en Roca Swan y Punta Diablo.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Valor de F	Valor de p
Sitio	0.01	1	0.56	0.40
Tipo de Coral	0.07	1	2.72	0.12
Interacción	-0.04	1	-1.42	0.73
Residual	0.15	6		
Total	0.19	9		

Los resultados muestran que la comunidad de peces que habita en los corales naturales es igual a la de corales restaurados. Así como entre sitios, pues los análisis estadísticos nos muestran que ambos sitios albergan la misma comunidad de peces.

4.6 Discusión

Es de vital importancia definir nuevas estrategias para proteger y conservar a los arrecifes coralinos así como los componentes que conforman su ecosistema, esto debido a su gran susceptibilidad a los cambios ambientales (Oliver *et al.* 2004). Dentro de los arrecifes coralinos, los peces son un componente que obviamente está envuelto en una gran variedad de flujos bioquímicos (Allgeier *et al.* 2014; Barneche *et al.* 2014) y son una llave para el enlace entre los ecosistemas marinos y los humanos.

Alrededor del mundo la restauración coralina cada vez es más aplicada, sin embargo son muy pocos los estudios enfocados en la respuesta de los peces ante los esfuerzos de restauración coralina (Hein *et al.* 2017; Hungtington *et al.* 2017; Boström-Einarsson *et al.* 2018; Ladd *et al.* 2019, Hein *et al.* 2020). Este tema de estudio se considera importante ya que el grupo de peces funciona como indicador clave del éxito en cuanto a recuperación y respuesta de la restauración coralina en un sistema (Hein *et al.* 2020). También son una pieza importante a ser reestablecida después de disturbios en el ecosistema arrecifal, ya que las asociaciones y funciones ecológicas que conforman los peces ayudan a mejorar las condiciones del hábitat y su resiliencia (Palmer & Filoso 2009, Maynard *et al.* 2017).

El presente estudio muestra el efecto de la restauración coralina en las asociaciones de peces en tres sitios de la Bahía de La Paz, usando como indicadores los índices ecológicos y de diversidad funcional que resultaron de los muestreos a lo largo de 18 meses.

4.6.1 Grabaciones de peces en corales restaurados

En las grabaciones de los peces en corales restaurados pudimos notar una dominancia de especies de talla pequeña y crecimiento rápido, entre ellas representando a las familias Chaenopsidea, Labridae, Pomacentridae, Serranidae y Tripterygiidae, semejante a estudios previos por diversos autores en la Bahía de La Paz (Viescas-Lobatón 2005, Balart *et al.* 2006, Zayas-Álvarez 2005, Sánchez-Alcántara 2007, Zayas-Álvarez 2016).

De los cinco índices ecológicos analizados (N, S, H', J' y Δ^+), la abundancia fue el único que mostro diferencias significativas entre sitios, Roca Swan se diferenció como el sitio que alberga mayores concentraciones de criptofauna en las colonias coralinas. También se notó un incremento en las abundancias respecto a las fechas, conforme avanzaron los muestreos las colonias coralinas crecieron más y, proporcionaron mayores espacios disponibles para albergar más peces, éstos como refugio, alimentación y/o vivienda. En un estudio previo realizado en el Golfo de California se mencionan las altas asociaciones en las densidades de peces conforme aumenta la cobertura de cabezas de coral (González 2003).

Las diferencias significativas encontradas entre fechas para todos los índices en ambos sitios, van de acuerdo a lo esperado, pues mientras las colonias coralinas van creciendo y aumentando sus ramificaciones también aumentan las dinámicas ecológicas entre los peces que habitan en ellas (González 2003). Conforme avanzaron los muestreos se encontró mayor diversidad de especies (S), mayor heterogeneidad entre las especies de cada sitio (H'), la abundancia entre las especie sí aumento conforme avanzaron las fechas pero se mantuvo así los últimos tres muestreos (J'), y para finalizar la distancia taxónomica entre las especies también creció de la mano de los muestreos (Δ^+).

Estos resultados nos muestran que las especies crípticas forman vínculos muy fuertes con los esfuerzos de restauración, debido a su naturaleza adherida al sitio y dependiente de los corales con microhábitats particulares para el espacio vital y/o el alimento (Wilson *et al.* 2007). La relaciones que forman los peces cripto-bentónicos son de gran importancia pues desempeñan una variedad de relaciones simbióticas y de comensalismo que ayudan a incrementar la biodiversidad (Bshary 2003) y la producción de biomasa de los arrecifes (Stachowicz 2001), forman parte del ciclo trófico de intercambio de energía desde presas microscópicas hasta largo consumidores (Brandl *et al.* 2018) y también son buenos indicadores que reflejan

pequeños cambios en las condiciones ambientales debido a su poca tolerancia a los cambios en el ambiente y a su rápido cambio generacional (Goatley *et al.* 2016).

Por otra parte, consideramos que el método de grabación de peces con la ayuda de una estructura de PVC reduce altamente los disturbios hacia la comunidad criptobentónica y posiblemente debido a esto registramos una buena diversidad comunitaria de peces, en su mayoría peces crípticos. La mayoría de los censos que se desarrollan visualmente tienden a subestimar o ignorar las densidades de peces pequeños, bénticos, y de coloraciones crípticas (Galland *et al.* 2017); así como a alterar el comportamiento de los peces asociados a corales (Pereira *et al.* 2016).

4.6.2 Capturas de peces en corales naturales y corales restaurados

Las capturas de peces en corales restaurados y naturales también presentaron especies mayormente crípticas, siendo las familias más abundantes Chaenopsidae, Gobiidae, Labridae y Tripterygiidae; semejante a los resultados encontrados por diversos autores en la Bahía de La Paz (Viescas-Lobatón 2005, Zayas-Álvarez 2005, Balart *et al.* 2006, Sánchez-Alcántara 2007, Zayas-Álvarez 2016).

La abundancia, equidad y distinción taxonómica mostraron diferencias entre los sitios, lo cual nos señala que dadas las condiciones ambientales y ecológicas de Roca Swan y Punta Diablo los peces muestran preferencias y comportamientos particulares. Se encontraron mayores abundancias de peces en las cabezas de *Pocillopora* spp. de Punta Diablo, sin embargo en Roca Swan están mejor repartidas las abundancias entre las especies (J'), y a su vez la separación entre la taxonomía de las especies está mejor representada en Roca Swan.

Es interesante notar que los índices ecológicos analizados entre la criptofauna capturada no presentó diferencias significativas entre los tipos de coral (corales naturales y restaurados). Entre los pocos estudios que analizan las respuestas de la comunidad de peces ante proyectos de restauración coralina se destaca el estudio de Ladd y colaboradores (2019) desarrollado en el Caribe, en el que nos muestran el

trabajo realizado en cuatro sitios donde ya se cuenta con este tipo de esfuerzos desde dos hasta 11 años atrás; examinaron la diversidad, estructura comunitaria y procesos ecológicos de los peces relacionados con la estructura y complejidad coralina. En los cuales encontraron efectos en la herbivoría de peces con aumentos en las abundancias de peces herbívoros y de asociaciones de peces *Damisela- Stegastes rectrifaenum* en corales ya restaurados comparados a los corales control.

La colonización de especies como las “Damiselas” en el Caribe y sobre todo en esfuerzos de restauración que llevan varios años de ser aplicados (más de tres años) nos demuestra que el proceso de sucesión ecológica en esa región toma tiempo. Y al comparar con nuestro estudio en la Bahía de La Paz (tiempo relativamente corto, 18 meses) con esfuerzos de duraciones más largas en el tiempo (más de tres años; Ladd *et al.* 2019, Hein *et al.* 2020) notamos que el proceso de sucesión ecológica en ésta área del Pacífico fue más rápido al no encontrar diferencias significativas de los índices analizados entre los peces capturados en corales naturales y restaurados. Esto nos indica que la historia de la vida de los peces en distintas áreas (Pacífico y Caribe) son diferentes y puede desempeñar un papel clave a la hora de determinar qué especies son capaces de aprovechar el aumento de hábitat que generan los corales restaurados y la velocidad a la que son capaces de colonizar estos nuevos hábitats (Ladd *et al.* 2019).

4.6.3 Índices de diversidad funcional en capturas de peces

En los índices de diversidad funcional de riqueza, homogeneidad y originalidad observamos que los sitios y los tipos de coral cumplen el mismo efecto entre sí, pues no presentaron diferencias. El aumento de colonias coralinas restauradas se traslado a cambios positivos en las respuestas de las comunidades de peces al presentar valores muy similares a la comunidad de peces de los corales naturales. La fauna cripto-bentónica fue la más beneficiada debido a que su ciclo de vida está estrechamente relacionado a las cabezas de coral, son dependientes del coral con asociaciones particulares en micro espacios para vivir y/ó alimentarse (Wilson *et al.* 2007).

4.6.4 Recomendaciones finales

La respuesta de los peces a la restauración del coral es muy compleja, por lo que en la planificación y el diseño de las actividades de restauración del coral deben tenerse en cuenta de forma sistemática los requisitos de hábitat de las especies de peces, la diversidad específica del lugar, la abundancia y la dinámica de distribución. Así como registros más detallados sobre las etapas del ciclo vital de los peces observados, junto con los registros de las especies y el tamaño del cuerpo, pues nos indicaría si los lugares restaurados son funcionalmente similares a las zonas de arrecife sanas cercanas, o si se encuentran en un estado de sucesión (Ladd *et al.* 2019). Los lugares restaurados deben estar conectados ecológicamente con poblaciones de peces diversas y abundantes, si los objetivos de la restauración incluyen la mejora de los conjuntos de peces (Hein *et al.* 2020).

Es importante señalar que no existe un enfoque único para la restauración cuando se trata de maximizar la respuesta de las comunidades de peces. Más bien, para alcanzar ese objetivo es necesario conocer la comunidad en su lugar de origen, lo que deberá incorporarse en todas las etapas del diseño de las actividades de restauración, desde la selección del lugar hasta el diseño de la plantación y el régimen de seguimiento (Hein *et al.* 2020).

La respuesta de los peces a la restauración es un elemento clave para entender la función del arrecife, la resistencia del mismo, y en última instancia si puede ser restaurado. Se necesitan programas de restauración e investigación bien planificados para identificar los diseños de restauración que puedan aumentar la abundancia, la biomasa y la diversidad de las comunidades de peces, así como la funcionalidad de los procesos que se desarrollan dentro de un arrecife.

CAPÍTULO V. DAMAGE CAUSED BY CROWN-OF-THORNS STARFISH (*Acanthaster cf. solaris*) OUTBREAK TO RESTORED CORALS AT SOUTHERN GULF OF CALIFORNIA, MEXICO

5.1 Introduction

Coral reefs around the world are being heavily impacted by human activities at local and global scale due to factors, such as pollution, overfishing, species introduction and physical reef destruction (Rinkevich 2015, Spalding and Brown 2015), and also by the effects of climate change that alters normal conditions of ocean temperature and seawater chemistry (Hoegh-Guldberg *et al.* 2017). Altogether, these perturbations have dramatically altered distribution, health and long-term survival probability of coral ecosystems (Hoegh-Guldberg *et al.* 2017), so an urgent need exists to provide strategies to facilitate restoration of degraded reefs (Ladd *et al.* 2018). One of the ways that has become popular worldwide to speed up the recovery of reefs that have suffered damage from natural and anthropogenic sources is active reef restoration (Bayraktarov *et al.* 2016, Ladd *et al.* 2018, Boström-Einarsson *et al.* 2020).

One of the regions in the world where coral communities and reefs are under recurrent stress is the Eastern Tropical Pacific (ETP), where hurricanes, floods, plankton blooms and other thermal anomalies frequently occur (Fiedler and Lavín 2017). ETP coral reefs are dominated by populations of branching *Pocillopora* spp. and secondarily, by massive *Porites* spp. and *Pavona* spp. (Glynn *et al.* 2017). Coral communities distributed along the western coast of Mexico have been strongly affected by the El Niño Southern Oscillation, which associated to positive thermal anomalies has led to mass mortalities. However, surviving communities have gradually recovered and are considered to be resistant and highly resilient to thermal stress events (LaJeunesse *et al.* 2010, Rodríguez-Troncoso *et al.* 2010). Notwithstanding, other natural perturbations also occur including the occurrence of hurricanes, diseases and predation (Guzmán 1988, Glynn 2017).

Among the most relevant coral predators in the ETP is the Crown-of-Thorns starfish (CoTS) *Acanthaster* sp. cf. *solaris*, which is distributed along the Gulf of California, at the oceanic Revillagigedo Islands, and from Costa Rica to Colombia (Enochs and Glynn 2017). Species of this genus are renowned for their ability to devastate coral reef ecosystems (Pratchett *et al.* 2014) since adult CoTS can kill even very large coral colonies. High densities of CoTS can, therefore, cause rapid and extensive short- to long-term coral depletion (Pratchett *et al.* 2017).

In 2017 and 2018, local dive guides noticed an increase in the number of starfish at several reefs located at La Paz Bay, Baja California Sur (Rodríguez-Villalobos and Ayala-Bocos 2018), which is the first one reported in the ETP to date. Population increases affected corals of the three dominant genera (*Pocillopora*, *Porites*, and *Pavona*). Therefore, the objective of this study was to assess CoTS abundance and evaluate the outbreak effect of on survival of restored *Pocillopora* fragments. This is the first report of its kind in the eastern Pacific and highly relevant because restoration efforts are being conducted along the region in areas of Central and South America where starfish also resides (Boström-Einarsson *et al.* 2020).

5.2 Methods

Field work was conducted in three sites: (1) El Corralito Bay (EC; 24° 26' 48.62" N, 110° 22' 36.48" W); (2) Roca Swan (RS; 24° 23' 24.89" N, 110° 19' 2.24" W) and (3) Punta Diablo Bay (PD; 24° 18' 46.07" N, 110° 20' 15.23" W), all situated in the southwestern Gulf of California (Fig. 16). El Corralito is a small protected bay located in the east side of Espiritu Santo Island (ESI) – a National Park located about 20 km northwest of the city of La Paz. The area is characterized by a predominantly rocky substrate with interspersed coral patches dominated by *Pocillopora* spp., at maximum depths of 6 m (Rodríguez-Romero *et al.* 2005). Roca Swan is a rocky reef with numerous *Pocillopora* spp. colonies growing at a maximum depth of 9 m; this reef is also part of Espiritu Santo National Park but located at San Lorenzo Channel – an area exposed to strong tidal currents and wind-induced swells. Finally, Punta Diablo is a semi-protected bay located in front of Espiritu Santo Island on the southern side

and also influenced by the San Lorenzo Channel dynamics. This small reef shows *Pocillopora* spp. formation communities from the intertidal zone to a depth of 5 m.

The restoration experiment was designed to learn about survival and growth of recovered *Pocillopora* fragments for the Gulf of California region. At each study site, small, healthy fragments (~ 5 cm in length) of *Pocillopora* spp. were transferred to experimental plots (50 m x 25 m). The fragments were fixed to the substrate using plastic straps and epoxy resin. At El Corralito, transplanted corals were placed at 3-6 m in depth; in Punta Diablo at 1.5-5 m; and at Roca Swan at 3-9 m. Corals were tagged for tracking.

After the detection of unusual high abundances of *Acanthaster* sp. cf. *solaris*, each site was visited five times. El Corralito was visited from March 2018-March 2019, Roca Swan from February 2018-May 2019, and Punta Diablo from June 2018-June 2019. During the surveys, the status of each tagged coral was determined visually, and mortality was recorded when corals were completely white with no living polyps or if covered by algae (Fig. 39). In the same day of coral health assessment, the number of CoTS present at each reef was determined within two belt transects (2 m x 25 m), for a total of 10 transects per year at each site.



Figure 39. *Acanthaster cf. solaris* feeding on transplanted *Pocillopora* spp. fragments at Punta Diablo Bay.

Survival rate of the restored corals at each site was determined using the Kaplan-Meier analysis followed by Log-Rank tests to compare survivorship curves (Kaplan and Meier 1958, Gallagher and Doropoulos 2017, Stel *et al.* 2011). Finally, the non-parametric Kruskal-Wallis (a posteriori) test was used to compare *A. sp. cf. solaris* density (ind/m²) among sites because data were heteroscedastic (Zar 2010).

5.3 Results

The site with the highest fragment mortality was El Corralito where only 24 fragments survived out of 200 (88% mortality), followed by Punta Diablo with only 44 that remained out of 192 at (78%), and the lowest mortality in Roca Swan with 122 out of 200 (39%).

The estimated fragment survivorship time at Roca Swan was the highest with 297.43 ± 16.38 days (average \pm standard error), compared to Punta Diablo with 185.25 ± 9.63 days and the lowest El Corralito with 133.81 ± 7.73 days (Fig. 40). Survivorship was significantly different among all sites ($\chi^2_{2,405}=5.99$, $p < 0.0001$).

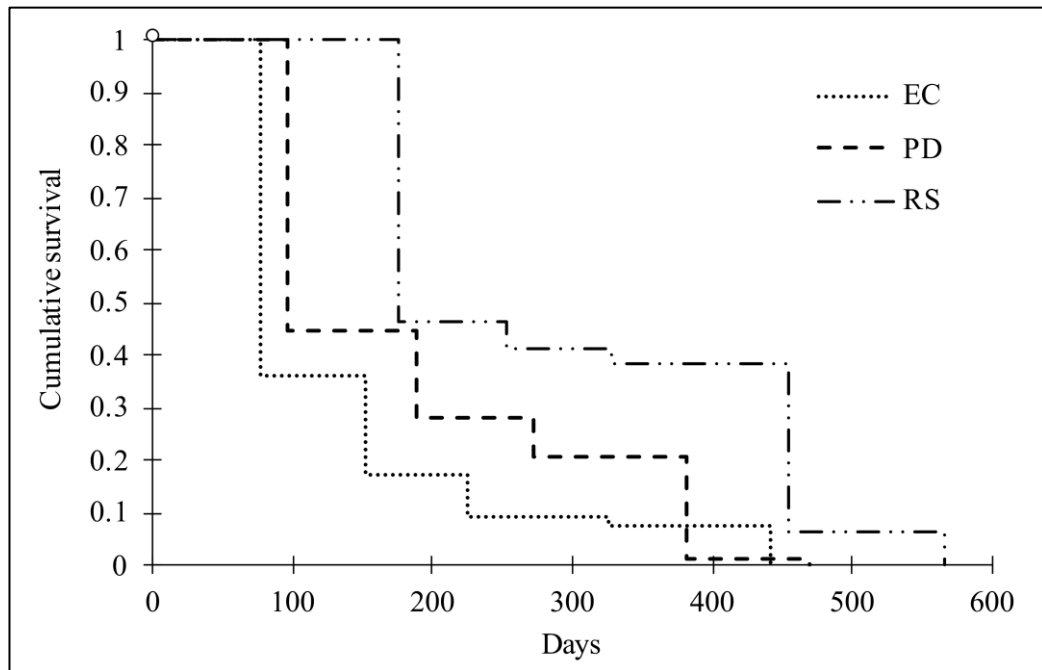


Figure 40. Survival of transplanted *Pocillopora* spp. fragments over time (d) at study sites El Corralito (EC), Punta Diablo (PD), and Roca Swan (RS) in La Paz Bay, Mexico.

In correspondence, *Acanthaster* sp. cf. *solaris* was significantly more abundant at El Corralito with 0.30 ± 0.14 ind/m² ($n = 10$; Kruskal-Wallis test, $H_{2,30} = 18.775$, $p = 0.0001$) while the other two areas had similar densities of 0.08-0.09 ind/m², with no difference in abundance according to the a posteriori test.

5.4 Discussion

CoTS caused significant mortality of out-planted fragments of *Pocillopora* in Baja California Sur (Fig. 41 and 42), mirroring impacts on wild coral colonies reported elsewhere along the Pacific Ocean when outbreaks occur (Kayal *et al.* 2012, Pratchett *et al.* 2017). Coral mortality varied among sites and was correlated with *Acanthaster* cf. abundance.

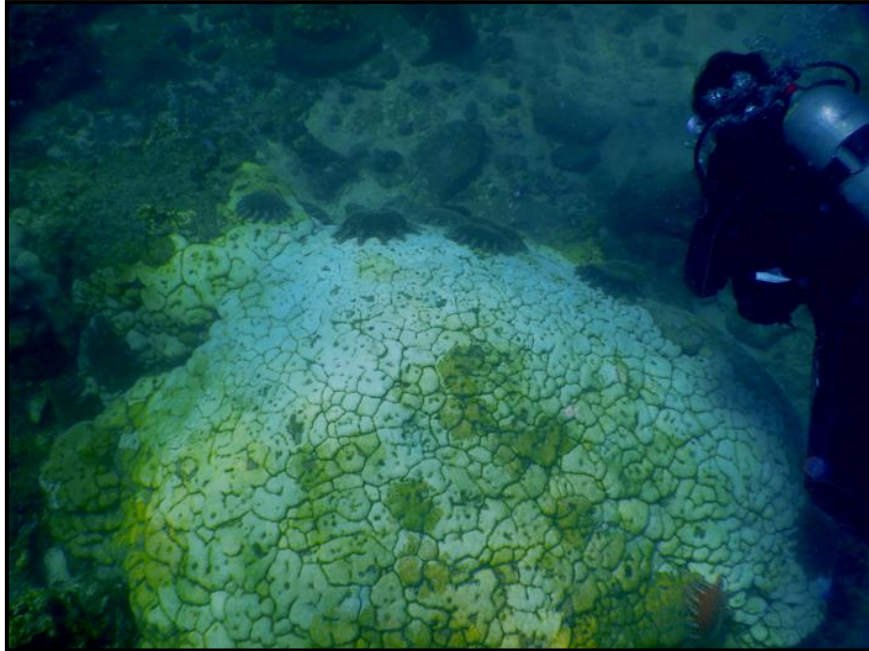


Figure 41. *A. cf. solaris* feeding on *Pavona gigantea* at El Corralito, Gulf of California.



Figure 42. *A. cf. solaris* feeding on *Pavona gigantea* at Punta Diablo, Gulf of California.

Few examples of predator species affecting corals in restored areas are available in the literature. The gastropods *Coralliophyllia abbreviata* and *Drupella rugosa* at the

Caribbean and Indo Pacific have been known to select mechanically damaged or otherwise stressed corals to feed on and tend to attack pieces whose tissue was partially consumed by other snails beforehand (Morton *et al.* 2002, Bright *et al.* 2015). These authors concluded that the unsatisfactory condition of coral fragments caused by different factors, such as cold, low salinity or previous damage from predators have driven further attacks, and this behavior may induce dangerous feedback since previously damaged corals may be preferred as targets. In the case of the pocilloporid corals used in the transplantation effort at La Paz Bay, the corals might have been relatively stressed and in substandard physiological condition because of manipulation by researchers, or maybe by tourists (snorkelers and SCUBA divers) that may have been in contact with coral fragments.

In addition, restored corals at La Paz Bay may be easy prey for *Acanthaster* individuals for other reasons. First, coral pieces were small, showing few ramifications and lacking associated *Trapezia* spp. crabs and the shrimp *Alpheus lottini*, which in the eastern Pacific play an important role by defending coral colonies against that starfish (Glynn 1987, Enochs and Glynn 2017). On the other hand, studies have demonstrated that CoTS in Panama prefers broken branches of pocilloporid corals that rest on the bottom (Glynn 1974, Enochs and Glynn 2017) or small colonies (Glynn 1987, Fong and Glynn 2000), both of which resemble restored fragments.

Previous restoration studies have reported 79-83% survivorship after three years in Costa Rica (Guzmán 1991) and over 85% per year in several locations in west Mexico, including Zihuatanejo (16°N; Muñiz-Anguiano *et al.* 2017, Nava and Figueroa-Camacho 2017), Manzanillo (18°N; Liñán-Cabello *et al.* 2011) and Banderas Bay (20°N; Tortolero-Langarica *et al.* 2014) where CoTS abundance was zero or low (Ríos-Jara *et al.* 2013, Rodríguez-Villalobos *et al.* 2015, Guzmán 1988, Hermosillo-Núñez *et al.* 2015, Sotelo-Casas *et al.* 2018, 2019, Rojas-Montiel *et al.* 2020), highlighting that the presence of CoTS had a significant effect on coral survival, negatively affecting restored corals in the southern Gulf of California.

In other areas of the Pacific, reefs were visited often to remove predators to control the impacts of CoTS, but these efforts required a significant effort and financial investment (Edwards 2010, Bayraktarov *et al.* 2016), making them impractical at large scales. At La Paz, management actions consisted of the removal and killing of starfishes, reducing the abundance of *Acanthaster* at the three study sites by early 2020. Thus, targeted removal at restoration sites can be applied to improve fragment survivorship. Nevertheless, other works should be planned on carrying out coral restoration endeavors along the ETP, attentive to sudden increments in CoTS abundance (or of other predator species) and conduct early removal activities, since these natural events can severely disturb the restored corals, thus affecting the success and cost of restoration efforts (Bayraktarov *et al.* 2016).

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES

6.1 Revisión sistemática de la restauración coralina en México

- Se encontró un total de diez artículos científicos indexados que llevaron a cabo restauración coralina en México.

- De acuerdo a los artículos indexados se ha trabajado mayormente con corales duros ramificados; seis de las publicaciones aplicaron restauración *in situ* directamente al sustrato arrecifal y las otras cuatro también *in situ* pero primero con una fase de guarderías con estructuras de diversos materiales.

- La mayoría de los artículos indexados duraron menos de un año, lo cual evidencía la falta de continuidad y realización de estudios a largo plazo.

- Respecto a la encuesta realizada solo se recibió un total de ocho respuestas de actores relacionados con la restauración coralina en México. La mayoría de ellos aplicaron la restauración en el Pacífico mexicano. Fueron muy pocas respuestas recibidas; hace falta mayor participación y colaboración entre los actores relacionados con restauración coralina en el país.

- En las encuestas realizadas también se mencionan a las especies de coral ramificadas como las mayormente utilizadas para los proyectos de restauración coralina, con muy poca presencia de corales masivos. Consideramos importante también trabajar con especies masivas e implementar técnicas novedosas que beneficien y se adecúen a este tipo de corales.

- En las encuestas la mayoría de los personajes menciona que solicitó un permiso para la realización de los proyectos de restauración, aunque cada uno fue a una institución/dependencia diferente. Por lo que, concluimos que hace falta una legislación específica para la restauración coralina en México, de esta manera todos los esfuerzos, metodologías y manejo sería sistemático pudiendo controlar mejor la restauración coralina del país.

- La mayoría de los encuestados coincide que la restauración coralina es una alternativa viable para la restauración de los ecosistemas arrecifales.

- Respecto a las publicaciones no indexadas se encontró un total de 54 publicaciones en diversos medios de comunicación que hablan acerca de proyectos

de restauración coralina en México, pero del total antes mencionado se identificó que provienen sólo de 11 proyectos diferentes.

- Las publicaciones no indexadas en su mayoría mencionan trabajos aplicados en el Pacífico mexicano, y fueron las especies ramificadas (*Acropora* sp. y *Pocillopora*) las más utilizadas.

- En las publicaciones no indexadas se encontró que en la parte del Caribe los fondos para la realización de la restauración coralina fueron patrocinados principalmente por el gobierno federal como CONANP e INAPESCA, y en el lado del Pacífico por CONANP e instituciones académicas (CIBNOR, UABCS, UdeG) .

- De acuerdo a la información no indexada los trasplantes de fragmentos coralinos (reproducción asexual) es la técnica popularmente más aplicada en todo el país.

6.2 Evaluación de técnicas de restauración coralina

- Con respecto a la sobrevivencia sí se encontraron diferencias significativas entre sitios con Punta Diablo diferente a Roca Swan, y El Corralito diferente a Roca Swan con la técnica de resina. Y con la técnica de cinchos solamente El Corralito fue diferente a Roca Swan.

- La sobrevivencia entre las técnicas de fijación considerando los tres sitios no presentó diferencias significativas.

- Y la sobrevivencia entre sitios considerando ambas técnicas de fijación tuvo diferencias, cada sitio fue diferente entre sí.

- El brote de la estrella de mar *Acanthaster* cf. *solaris* reportado en el año 2017-2018 repercutió en las sobrevivencias de los sitios Punta Diablo y El Corralito; pero sobre todo causó una depredación casi total de los fragmentos coralinos restaurados en el sitio El Corralito.

- En cuanto a las tasas de crecimiento; se encontraron diferencias entre los sitios con El Corralito como el que presentó las tasas más bajas.

- El crecimiento respecto a las técnicas de fijación también tuvo diferencias significativas con las tasas de crecimientos más bajas con resina epóxica.

- Entre ambas técnicas de fijación El Corralito fue el de menor crecimiento coralino con cinchos de plástico.

- Las tasas de crecimiento coralino registradas en los tres sitios de estudio fueron muy similares a los valores reportados en otros estudios realizados en el Pacífico Mexicano.

6.3 Composición de la ictiofauna asociada a los corales restaurados

- En su mayoría la ictiofauna asociada a los corales restaurados que se obtuvo de las grabaciones de videos estuvo compuesta por especies cripto-bentónicas, en ambos sitios.

- De acuerdo a las grabaciones de videos a los peces en corales restaurados sólo se encontraron diferencias significativas en el índice de abundancia entre Roca Swan y Punta Diablo, pero no hubo diferencias entre fechas.

- En las grabaciones, los índices de riqueza, Shannon-Wiener, equidad de Pielou y distinción taxonómica no presentaron diferencias significativas entre sitios ni entre fechas.

- Para el caso de las capturas de la ictiofauna asociada a los corales también predominaron las especies crípticas, en corales naturales y en corales restaurados.

- Respecto a las capturas de peces en corales naturales y restaurados, Punta Diablo presentó las mayores abundancias, la equidad de Pielou y la distinción taxonómica fueron mayor en Roca Swan; y los demás índices ecológicos no presentaron diferencias significativas entre sitios, fechas ni entre la interacción .

- Por último, en los índices de diversidad funcional analizados (FRic, FEve y FOri) de las capturas de peces entre Corales Naturales y Corales Restaurados no se encontraron diferencias significativas entre sitios, entre fechas ni entre las interacciones. Los resultados demostraron que los corales restaurados cumplen con las mismas características que los corales naturales, beneficiando a la ictiofauna asociada y a sus funciones desarrolladas en el arrecife.

6.4 Daño causado por el brote de la estrella de mar “Corona de Espinas” (*Acanthaster cf. solaris*) a corales restaurados en la parte sur de Golfo de California, México

- El Corralito fue el sitio mayormente afectado por la depredación de *Acanthaster cf. solaris*, con el 88% de mortalidad; seguido por Punta Diablo con 78% de mortalidad y por último, el de menor mortalidad fue Roca Swan con solamente 39%.

- El tiempo estimado de sobrevivencia fue mayor en Roca Swan, seguido por Punta Diablo, y El Corralito como es sitio con menor tiempo de sobrevivencia para los corales restaurados.

- La estrella de mar *Acanthaster cf. solaris* fue mucho más abundante en El Corralito comparado a los sitios de Punta Diablo y Roca Swan.

- El año 2017-2018 se presentó este brote anómalo de *Acanthaster cf. solaris*, sin embargo consideramos importante realizar inspecciones y desarrollar monitoreos periódicos para conocer el estado actual y el comportamiento de las comunidades de la estrella “Corona de espinas” en la Bahía de La Paz.

LITERATURA CITADA

Aburto-Oropeza, O., & Balart, E. F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine ecology*, 22(4), 283-305.

Ackerman, J. L., & D. R., Bellwood. (2000). Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Marine Ecology Progress Series*, 206, 227–237.

Allen, L.G., L. S., Bouvier, & R.E., Jensen. (1992). Abundance, diversity and seasonality of cryptic fishes and their contribution to a temperate reef fish assemblage off Santa Catalina Island, California. *Southern California Academy of Sciences*, 91(2), 55- 69.

Allen, G. R., & Robertson, D. R. (1998). *Peces del Pacífico oriental tropical* (No. Sirsi) i9789696397557).

Allgeier, J. E., Layman, C. A., Mumby, P. J., & Rosemond, A. D. (2014). Consistent nutrient storage and supply mediated by diverse fish communities in coral reef ecosystems. *Global Change Biology*, 20(8), 2459-2472.

Alvarez-Filip, L., & Reyes-Bonilla, H. (2006, June). Comparison of community structure and functional diversity of fishes at Cabo Pulmo coral reef, western Mexico between 1987 and 2003. In *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium* (Vol. 2, pp. 16-225). Okinawa.

Anderson, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley statsref: statistics reference online*, 1-15.

Anthony, K., Bay, L. K., Costanza, R., Firn, J., Gunn, J., Harrison, P., ... & Walshe, T. (2017). New interventions are needed to save coral reefs. *Nature Ecology & Evolution*, 1(10), 1420-1422.

Arias-González, J. E., Done, T. J., Page, C. A., Cheal, A., Kininmonth, S., & Garza-Pérez, J. R. (2006). Towards a reefscape ecology: relating biomass and trophic structure of fish assemblages to habitat at Davies Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 320, 29-41.

Authority, G. B. R. M. P. (2020). *Crown-of-thorns starfish Strategic Management Framework*. Great Barrier Reef Marine Park Authority.

Babcock, R. C., & Mundy, C. N. (1992). Reproductive biology, spawning and field fertilization rates of *Acanthaster planci*. *Marine and Freshwater Research*, 43(3), 525-533.

Baker, A. C., Glynn, P. W., & Riegl, B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, coastal and shelf science*, 80(4), 435-471.

Balart, E. F., González-Cabello, A., Romero-Ponce, R. C., Zayas-Alvarez, A., Calderón-Parra, M., Campos-Dávila, L., & Findley, L. T. (2006). Length–weight relationships of cryptic reef fishes from the southwestern Gulf of California, México. *Journal of applied Ichthyology*, 22(4), 316-318.

Barneche, D. R., Kulbicki, M., Floeter, S. R., Friedlander, A. M., Maina, J., & Allen, A. P. (2014). Scaling metabolism from individuals to reef-fish communities at broad spatial scales. *Ecology Letters*, 17(9), 1067-1076.

Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., ... & Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4), 1055-1074.

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833.

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., & Hoey, A. S. (2006). Sleeping functional group drives coral-reef recovery. *Current Biology*, 16(24), 2434-2439.

Bellwood, D. R., Pratchett, M. S., Morrison, T. H., Gurney, G. G., Hughes, T. P., Álvarez-Romero, J. G., ... & Cumming, G. S. (2019). Coral reef conservation in the Anthropocene: confronting spatial mismatches and prioritizing functions. *Biological conservation*, 236, 604-615.

Bindoff, N. L., Cheung, W. W., Kairo, J. G., Arístegui, J., Guinder, V. A., Hallberg, R., ... & Williamson, P. (2019). Changing ocean, marine ecosystems, and dependent communities. *IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate*, 477-587.

Birkeland, C. (1989). The Faustian traits of the crown-of-thorns starfish. *American scientist*, 77(2), 154-163.

Birkeland, C., & Lucas, J. (1990). *Acanthaster planci: major management problem of coral reefs*. CRC press.

Brandl, S. J., Emslie, M. J., Ceccarelli, D. M., & T. Richards, Z. (2016). Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01557.

Brandl, S.J., Goatley, C.H., Bellwood, D.R. & Tornabene, L. (2018). The hidden half: ecology and evolution of cryptobenthic fishes on coral reefs. *Biological Reviews*, 93(4), 1846-1873.

Boström-Einarsson, L., Ceccarelli, D., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Cook, N., Harrison, P., ... & McLeod, I. M. (2018). Coral restoration in a changing world—a global synthesis of methods and techniques.

Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C., ... & McLeod, I. M. (2020). Coral restoration—A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PloS one*, 15(1), e0226631.

Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science*, 16(5), 533-540.

Bright, A. J., Cameron, C. M., & Miller, M. W. (2015). Enhanced susceptibility to predation in corals of compromised condition. *PeerJ*, 3, e1239.

Brightsmith, D. J., Stronza, A., & Holle, K. (2008). Ecotourism, conservation biology, and volunteer tourism: A mutually beneficial triumvirate. *Biological conservation*, 141(11), 2832-2842.

Bshary, R. (2003). The cleaner wrasse, *Labroides dimidiatus*, is a key organism for reef fish diversity at Ras Mohammed National Park, Egypt. *Journal of Animal Ecology* 72, 169–176. Casewell, N.

Burke, L., Reytar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. World Resources Institute.

Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2008). Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(42), 16201-16206.

Cabral Tena, R. A. (2010). Reclutamiento coralino utilizado sustratos artificiales en la costa peninsular del Sur del Golfo de California.

Cadotte, M. W. (2011). The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1067-1069.

Carne, L., Kaufman, L., & Scavo, K. (2016, June). Measuring success for Caribbean acroporid restoration: key results from ten years of work in southern Belize. In *Proceedings 13th International Coral Reef Symposium, Honolulu, HI*.

Carreón-Palau, L., Parrish, C. C., & Perez-Espana, H. (2017). Urban sewage lipids in the suspended particulate matter of a coral reef under river influence in the South West Gulf of Mexico. *Water research*, 123, 192-205.

Carriquiry, J. D., Cupul-Magaña, A. L., Rodríguez-Zaragoza, F., & Medina-Rosas, P. (2001). Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997–98 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science*, 69(1), 237-249.

Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J., & Díaz, S. (2011). FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3), 233–237.

CGC Qroo. (11 de febrero 2020). La FPMC sembró mil 150 fragmentos de coral al programa estatal de Restauración de Arrecifes. Coordinación General de Comunicación de Quintana Roo-CGC Qroo. <http://cgc.qroo.gob.mx/la-fpmcsembro-mil-150-fragmentos-de-coral-al-programa-estatal-de-restauracion-de-arrecifes/>

Chamberland, V. F., Vermeij, M. J., Brittsan, M., Carl, M., Schick, M., Snowden, S., ... & Petersen, D. (2015). Restoration of critically endangered elkhorn coral (*Acropora palmata*) populations using larvae reared from wild-caught gametes. *Global Ecology and Conservation*, 4, 526-537.

Chávez-Romo, H.E. & H. Reyes-Bonilla. (2007). Reproducción sexual del coral *Pocillopora damicornis* al sur del golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 33(4): 495-501.

Cheal, A. J., MacNeil, M. A., Emslie, M. J., & Sweatman, H. (2017). The threat to coral reefs from more intense cyclones under climate change. *Global change biology*, 23(4), 1511-1524.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine ecology Progress series*, 216, 265-278.

Coker, D. J., Wilson, S. K., & Pratchett, M. S. (2014). Importance of live coral habitat for reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(1), 89-126.

Cole, K. S. (Ed.). (2010). *Reproduction and sexuality in marine fishes: patterns and processes*. Univ of California Press.

Córdova-Tapia, F. & Zambrano L. (2015). La diversidad funcional en la ecología
Cosío, J. (6 de agosto 2018). Restauran arrecifes de coral en Baja California Sur. CienciamxNoticias. <http://cienciamx.com/index.php/ciencia/ambiente/21171-arrecifes-coral-bajacaliforniasur>

De'ath, G., Fabricius, K. E., Sweatman, H., & Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44), 17995-17999.

Depczynski, M. & Bellwood, D.R. (2003). The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 256, 183–191.

Díaz-Pérez, L., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Ortiz, M., Cupul-Magaña, A. L., Carriquiry, J. D., Ríos-Jara, E., ... & García-Rivas, M. D. C. (2016). Correction: Coral Reef Health Indices versus the Biological, Ecological and Functional Diversity of Fish and Coral Assemblages in the Caribbean Sea. *PLoS One*, 11(11), e0167252.

Dizon, R. T., & Yap, H. T. (2006). Effects of coral transplantation in sites of varying distances and environmental conditions. *Marine Biology*, 148(5), 933-943.

Duffy, J. E., Lefcheck, J. S., Stuart-Smith, R. D., Navarrete, S. A., & Edgar, G. J. (2016). Biodiversity enhances reef fish biomass and resistance to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(22), 6230-6235.

Edmunds, P. J., & Riegl, B. (2020). Urgent need for coral demography in a world where corals are disappearing. *Marine Ecology Progress Series*, 635, 233–242. <https://doi.org/10.3354/MEPS13205>

Edwards, A. J. (2010). Reef rehabilitation manual.

Edwards, A., & Gómez, E. (2007). Restauración Arrecifal conceptos y recomendaciones: tomando decisiones de gestión sensatas ante la incertidumbre. *Sta Lucía, Australia: Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program*.

Edwards, A., & Clarck, S. (1999). Coral transplantation: a useful management tool or misguided meddling? *Marine Pollution Bulletin*. 37, 474-487.

Enochs, I. C., & Glynn, P. W. (2017). Corallivory in the eastern Pacific. In *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific* (pp. 315-337). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_10

Environmental Protection Agency. 2012. Evaluating the cost effectiveness of restoration. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA

Fabricius, K.E. (2013). *Acanthaster planci*. In: Lawrence JM editor. Starfish: biology and ecology of the Asteroidea. Maryland USA, JHU Press. p. 133-152

Ferse, S. C. A. (2008). Multivariate responses of the coral reef fish community to artificial structures and coral transplants. In *Proceedings of the 11 th International Coral Reef Symposium. Ft. Lauderdale, Florida* (pp. 1225-1229).

Fiedler, P. C., & Lavín, M. F. (2017). Oceanographic conditions of the eastern tropical Pacific. In *Coral reefs of the eastern tropical Pacific* (pp. 59-83). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_3

Fisher, J. A., Frank, K. T., & Leggett, W. C. (2010). Global variation in marine fish body size and its role in biodiversity–ecosystem functioning. *Marine ecology progress series*, 405, 1-13.

Fong, P., & Glynn, P. W. (2000). A regional model to predict coral population dynamics in response to El Niño–Southern Oscillation. *Ecological Applications*, 10(3), 842-854. <https://doi.org/10.2307/2641049>

Francis, F.T. & Côté, I.M. (2018) Fish movement drives spatial and temporal patterns of nutrient provisioning on coral reef patches. *Ecosphere*, 9, e0225

Friedlander, A. M., Brown, E. K., Jokiel, P. L., Smith, W. R., & Rodgers, K. S. (2003). Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral reefs*, 22(3), 291-305.

Fox, R. J., & Bellwood, D. R. (2011). Unconstrained by the clock? Plasticity of diel activity rhythm in a tropical reef fish, *Siganus lineatus*. *Functional Ecology*, 25(5), 1096-1105.

Gallagher, C., Doropoulos, C. (2017). Spatial refugia mediate juvenile coral survival during coral-predator interactions. *Coral Reefs*, 36, 51-61. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1518-9>

Galland, G. R., Erisman, B., Aburto-Oropeza, O., & Hastings, P. A. (2017). Contribution of cryptobenthic fishes to estimating community dynamics of sub-tropical reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 584, 175-184.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*. 27 (S1): S1-S46., 27(S1), S1-S46.

García-Gómez, A., de la Gándara, F., & Raja, T. (2011). Utilización del aceite de clavo, *Syzygium aromaticum* L.(Merr. & Perry), como anestésico eficaz y económico para labores rutinarias de manipulación de peces marinos cultivados. *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 18(1-4), 21-23.

Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *science*, 301(5635), 958-960.

Garrison, V. H., & Ward, G. (2012). Transplantation of storm-generated coral fragments to enhance Caribbean coral reefs: A successful method but not a solution. *Revista de Biología Tropical*, 60, 59-70.

Glassom, D., & Chadwick, N. E. (2006). Recruitment, growth and mortality of juvenile corals at Eilat, northern Red Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 111-122.

Glynn P. W. (1974). The impact of *Acanthaster* on corals and coral reefs in the Eastern Pacific. *Environmental Conservation*. 1, 295-304.

Glynn P. (1987). Some ecological consequences of coral-crustacean guard mutualisms in the Indian and Pacific Oceans. *Symbiosis* 4, 301-323.

Glynn, P. W., Alvarado, J. J., Banks, S., Cortés, J., Feingold, J. S., Jiménez, C., ... & Zapata, F. A. (2017). Eastern Pacific coral reef provinces, coral community structure and composition: an overview. *Coral reefs of the eastern tropical Pacific*, 107-176. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_5

Glynn, P. W. (1993). Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral reefs*, 12(1), 1-17.

Goatley, C. H. R. & Bellwood D. R. (2010) Biologically mediated sediment fluxes on coral reefs: sediment removal and off-reef transportation by the surgeonfish *Ctenochaetus striatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 415, 237-245

Goatley, C. H. R., Bonaldo R., Fox R. & Bellwood D. (2016). Sediments and herbivory as sensitive indicators of coral reef degradation. *Ecology and Society*, 21, 21–29.

González, Mariana. (8 de julio 2018). CUCosta restaurará Islas Marietas durante al menos cuatro meses. Universidad de Guadalajara Bulletin. <http://www.cga.udg.mx/?q=noticia/cucosta-restaurara-islas-marietas-durante-al-menos-cuatro-meses>

Gouezo, M., Golbuu, Y., Fabricius, K., Olsudong, D., Mereb, G., Nestor, V., ... & Doropoulos, C. (2019). Drivers of recovery and reassembly of coral reef communities. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1897), 20182908. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2908> PMID: 3096383413.

Gómez-Sala, B., Herranz, C., Díaz-Freitas, B., Hernández, P. E., Sala, A., & Cintas, L. M. (2016). Strategies to increase the hygienic and economic value of fresh fish: Biopreservation using lactic acid bacteria of marine origin. *International Journal of Food Microbiology*, 223, 41-49.

Great Barrier Reef Marine Park Authority. (2017). Great Barrier Reef blueprint for resilience.

Guest, J. (2010). Rearing coral larvae for reef rehabilitation. *Reef rehabilitation manual*, 73-92.

Gutiérrez-Ruiz, C. V., Román-Vives, M. A., Vergara, C. H., & Badano, E. I. (2011). Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals

in the Veracruz Reef System National Park. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(1), 249-260.

Guzmán, H. M. (1988). Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la Isla del Caño, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 191-207.

Guzmán, H. M. (1988). Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la Isla del Caño, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 191-207.

Hammer O., Harper D. A. T. & Ryan P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1), 9 pp.

Hein M.Y., Willis B.L., Beeden R., Birtles A. (2017). The need for broader ecological and socio-economic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. *Restoration Ecology*, 25:877–883

Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, R. A., Chase, T. J., Couture, F., Haskin, E., ... & Gardiner, N. M. (2020). Effects of coral restoration on fish communities: snapshots of long-term, multiregional responses and implications for practice. *Restoration Ecology*, 28(5), 1158-1171.

Hermosillo-Nuñez, B., Rodríguez-Zaragoza, F., Ortiz, M., Galván-Villa, C., Cupul-Magaña, A., & Ríos-Jara, E. (2015). Effect of habitat structure on the most frequent echinoderm species inhabiting coral reef communities at Isla Isabel National Park (Mexico). *Community ecology*, 16(1), 125-134. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.14>

Hoegh-Guldberg O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine Freshwater Resources*, 50, 839–866.

Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., ... & Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *science*, 318(5857), 1737-1742.

Hoegh-Guldberg, O., Poloczanska, E. S., Skirving, W., & Dove, S. (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, 4, 158. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>

Hughes, T. P., & Connell, J. H. (1987). Population dynamics based on size or age? A reef-coral analysis. *The American Naturalist*, 129(6), 818-829.

Hughes, T. P., & Jackson, J. B. C. (1985). Population dynamics and life histories of foliaceous corals. *Ecological monographs*, 55(2), 141-166.

Hughes, L. (2003). Climate change and Australia: trends, projections and impacts. *Austral Ecology*, 28(4), 423-443.

Hughes, T. P., Kerry, J. T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J. G., Anderson, K. D., Baird, A. H., ... & Wilson, S. K. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543(7645), 373-377.

Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., ... & Wilson, S. K. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, 359(6371), 80-83.

Humann, P., & DeLoach, N. (2004). *Reef fish identification: Baja to Panama*. New World Publications Incorporated.

Huntington, B. E., Miller, M. W., Pausch, R., & Richter, L. (2017). Facilitation in Caribbean coral reefs: high densities of staghorn coral foster greater coral condition and reef fish composition. *Oecologia*, 184(1), 247-257.

InfoQroo. (28 de agosto 2018). Avanza programa sobre protección de arrecifes coralinos en el Caribe Mexicano. Palco Quintanarroense <https://www.palcoquintanarroense.com.mx/noticias-de-quintana-roo/avanza-programa-sobre-proteccion-de-arrecifes-coralinos-en-el-caribe-mexicano/>

International Coral Reef Initiative-ICRI. (2018). The Coral Reef Economy: The Business Case for Investment in the Protection, Preservation and Enhancement of Coral Reef Health.

Irschick, D., Fox, C., Thompson, K., Knapp, A., Baker, L., y Meyer, J. (2013). Functional ecology: integrative research in the modern age of ecology. *Functional Ecology*, 27(1), 1-4.

Januchowski-Hartley, F. A., Graham, N. A., Cinner, J. E., & Russ, G. R. (2013). Spillover of fish naïveté from marine reserves. *Ecology letters*, 16(2), 191-197.

Jiang, L., Lei, X. M., Liu, S., & Huang, H. (2015). Fused embryos and pre-metamorphic conjoined larvae in a broadcast spawning reef coral. *F1000Research*, 4.

Jones, G. P., McCormick, M. I., Srinivasan, M., & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(21), 8251-8253.

Johnson, M. E., Lustic, C., & Bartels, E. (2011). *Caribbean Acropora restoration guide: best practices for propagation and population enhancement*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.

Kaplan, E. L., & Meier, P. (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American statistical association*, 53(282), 457-481.

Kayal, M., Vercelloni, J., Lison de Loma, T., Bosserelle, P., Chancerelle, Y., Geoffroy, S., ... & Adjeroud, M. (2012). Predator crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) outbreak, mass mortality of corals, and cascading effects on reef fish and benthic communities.

Knowlton, N., Lang, J. C., & Keller, B. D. (1990). Case study of natural population collapse: post-hurricane predation on Jamaican staghorn corals. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*.

Kovačić, M., Patzner R. A., & Schliewen, U. (2012). A first quantitative assessment of the ecology of cryptobenthic fishes in the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 159, 2731–2742.

Ladd, M. C., & Collado-Vides, L. (2013). Practical applications of monitoring results to improve managing for coral reef resilience: A case study in the Mexican Caribbean. *Biodiversity and Conservation*, 22:1591–1608.

Ladd, M. C., Burkepile, D. E., & Shantz, A. A. (2019). Near-term impacts of coral restoration on target species, coral reef community structure, and ecological processes. *Restoration Ecology*, 27(5), 1166-1176.

Ladd, M. C., Miller, M. W., Hunt, J. H., Sharp, W. C., & Burkepile, D. E. (2018). Harnessing ecological processes to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), 239-247.

La Jornada. (28 de julio 2019). Utilizan científicos mexicanos biotecnología para reproducir corales. <https://ljz.mx/?s=Utilizan+cient%C3%ADficos+mexicanos+biotecnolog%C3%ADa+para+reproducir+corales>.

LaJeunesse, T. C., Smith, R., Walther, M., Pinzón, J., Pettay, D. T., McGinley, M., ... & Warner, M. E. (2010). Host–symbiont recombination versus natural selection in the response of coral–dinoflagellate symbioses to environmental disturbance. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1696), 2925-2934. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.0385>

Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J. H. C., Garnier, E., Harrison, S. P., McIntyre, S., ... & Urcelay, C. (2007). Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail?. In *Terrestrial ecosystems in a changing world* (pp. 149-164). Springer, Berlin,

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.

Lenihan, H. S., Holbrook, S. J., Schmitt, R. J., & Brooks, A. J. (2011). Influence of corallivory, competition, and habitat structure on coral community shifts. *Ecology*, 92(10), 1959-1971.

Liew, Y. J., Zoccola, D., Li, Y., Tambutté, E., Venn, A. A., Michell, C. T., ... & Aranda, M. (2018). Epigenome-associated phenotypic acclimatization to ocean acidification in a reef-building coral. *Science advances*, 4(6), eaar8028.

Liñán-Cabello, M. A., Flores-Ramírez, L. A., Laurel-Sandoval, M. A., Mendoza, E. G., Santiago, O. S., & Delgadillo-Nuño, M. A. (2011). Acclimation in *Pocillopora* spp. during a coral restoration program in Carrizales Bay, Colima, Mexico. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 44(1), 61-72.

Lough, J. M., Anderson, K. D., & Hughes, T. P. (2018). Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. *Scientific reports*, 8(1), 1-8.

Madin, J. S., Baird, A. H., Dornelas, M., & Connolly, S. R. (2014). Mechanical vulnerability explains size-dependent mortality of reef corals. *Ecology letters*, 17(8), 1008-1015.

Magurran, A. E. (2003). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.

Maire, E., Grenouillet, G., Brosse, S., & Villéger, S. (2015). How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography*, 24(6), 728-740. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>

Martínez-Sarabia, P., & Reyes-Bonilla, H. (2021). Damage caused by crown-of-thorns starfish (*Acanthaster cf. solaris*) outbreak to restored corals in the southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 97(2), 329-336.

Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.

Maynard, J., Marshall, P., Parker, B., Mcleod, E., Ahmadi, G., van Hooijdonk, R., ... & Tamelander, J. (2017). *A Guide to Assessing Coral Reef Resilience for Decision Support*.

McLeod, I. M., Bourne, D., Ceccarelli, D. M., Boström-Einarsson, L., Cook, N., Fulton, S. E., ... & Hein, M. (2020). Best Practice Coral Restoration for the Great Barrier Reef.

McLeod, E., Anthony, K. R., Mumby, P. J., Maynard, J., Beeden, R., Graham, N. A., ... & Tamelander, J. (2019). The future of resilience-based management in coral reef ecosystems. *Journal of environmental management*, 233, 291-301.

Medellín-Maldonado, F., Cabral-Tena, R.A., López-Pérez, A., Calderón-Aguilera, L.E., Norzagaray-López, C.O., Chapa-Balcorta, C., Zepeta-Vilchis, R.C. (2016). Calcificación de las principales especies de corales constructoras de arrecifes en la costa del Pacífico del sur de México. *Ciencias Marinas*, 42: 209-225.

Mercado-Molina, A. E., Ruiz-Diaz, C. P., & Sabat, A. M. (2014). Survival, growth, and branch production of unattached fragments of the threatened hermatypic coral *Acropora cervicornis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 457, 215-219.

Micheli, F., & Halpern, B. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8, 391–400.

Micheli, F., Mumby, P. J., Brumbaugh, D. R., Broad, K., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., ... & Sanchirico, J. N. (2014). High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*, 171, 186-194.

Miller, M. W., Marmet, C., Cameron, C. M., & Williams, D. E. (2014). Prevalence, consequences, and mitigation of fireworm predation on endangered staghorn

coral. *Marine Ecology Progress Series*, 516, 187-194.
<https://doi.org/10.3354/meps10996>

Miranda, Ramírez, P. (2 de agosto 2019). Conservación de los arrecifes de occidente. *CienciamxaNoticias*.
<http://www.cienciamx.com/index.php/ciencia/ambiente/23900-conservacionarrecifesoccidente>

Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G., & Prisma Group. (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *PLoS medicine*, 6(7), e1000097.

Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D. F., Figuerola, L., Hereu, B., Ledoux, J. B., & Linares, C. (2018). Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation Letters*, 11(1), e12341.

Moran, P. J., & De'Ath, G. (1992). Estimates of the abundance of the crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* in outbreaking and non-outbreaking populations on reefs within the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 113(3), 509-515.

Moritz, C., Vii, J., Long, W. L., Tamelander, J., Thomassin, A., & Planes, S. (2018). Status and trends of coral reefs of the Pacific.

Morrison, T., Adger, N., Barnett, J., Brown, K., Possingham, H., Hughes, T.P. (2020). Advancing coral reef governance into the Anthropocene. *One Earth*, 2(1), 64-74. DOI:10.1016/j.oneear.2019.12.014

Morton, B., Blackmore, G., & Kwok, C. T. (2002). Corallivory and prey choice by *Drupella rugosa* (Gastropoda: Muricidae) in Hong Kong. *Journal of Molluscan Studies*, 68(3), 217-223.

Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., ... & Bellwood, D. R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757-13762.

Muñiz-Anguiano, D., Verduzco-Zapata, M., & Liñán-Cabello, M. A. (2017). Factores asociados a la respuesta de *Pocillopora* spp.(Anthozoa: Scleractinia) durante un proceso de restauración en la costa del Pacífico mexicano. *Revista de biología*

marina y oceanografía, 52(2), 299-310. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572017000200009>

Naeem, S., Duffy, J. E., Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087):1401–1406.

Nava, H., & Figueroa-Camacho, A. G. (2017). Rehabilitation of damaged reefs: Outcome of the use of recently broken coral fragments and healed coral fragments of pocilloporid corals on rocky boulders. *Marine Ecology*, 38(5), e12456.

Nava-Martínez, G. G., García-Salgado, M. A., Román, Vives, M. A., López Huerta, I., Rangel-Avalos, M., Dor, A., Samos, E. (2015). Evaluación de técnicas de viveros y trasplantes para la restauración del coral *Acropora palmata* (Anthozoa : Scleractinia) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *E-Bios*, 2:106–123.

Nikkel, L. E., Hollenbeak, C. S., Fox, E. J., Uemura, T., Ghahramani, N. (2009). Risk of fractures after renal transplantation in the United States. *Transplantation*, 87(12):1846-1851. <https://doi.org/10.1097/TP.0b013e3181a6bbda>

Oliver, J. (2004). *A global protocol for assessment and monitoring of coral bleaching*. Worldfish Center.

Paddack, M. J., Reynolds, J. D., Aguilar, C., Appeldoorn, R. S., Beets, J., Burkett, E. W., ... & Côté, I. M. (2009). Recent region-wide declines in Caribbean reef fish abundance. *Current Biology*, 19(7), 590-595. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.02.041>

Padilla, Souza, C. (15 de junio 2018). Programa interdisciplinario de restauración activa para compensar daños antropogénicos en arrecifes coralinos del Caribe mexicano. CONABIO- Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos.cgi?Letras=JA&Numero=9>

Page, C. A., & Vaughan, D. E. (2014). The cultivation of massive corals using “micro-fragmentation” for the “reskinning” of degraded coral reefs,”. In *Benthic Ecology Meeting*.

Palmer, M. A., & Filoso, S. (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science*, 325:575–576

Parravicini, V., Kulbicki, M., Bellwood, DR., Friedlander, A. M., Arias-Gonzalez, J. E., Chabanet, P., Floeter, S. R., Vigliola, L., D’Agata, S., & Mouillot, D. (2013).

Global patterns and predictors of tropical reef fish species richness. *Ecography*, 36: 1254- 1262.

Pereira, P. H. C., Leal, I. C. S., & de Araújo, M. E. (2016). Observer presence may alter the behaviour of reef fishes associated with coral colonies. *Marine Ecology*, 37(4), 760-769.

Perrow, M. R., & Davy, A. J. (Eds.). (2002). *Handbook of ecological restoration* (Vol. 2). Cambridge University Press.

Petchey, O., & Gaston, K. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741–58

Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity* (No. 574.524018 P5).

Pizarro, V., Carrillo, V., & García-Rueda, A. (2014). Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colombiana*, 15(2), 132–150.

Pla, L., Casanoves, F., & Di Rienzo, J. (2011). *Quantifying functional biodiversity*. Springer Science & Business Media.

Pratchett, M. S. (2001). *Dynamics of outbreak populations of crown-of-thorns starfish (Acanthaster planci L.), and their effects on coral reef ecosystems* (Doctoral dissertation, James Cook University).

Pratchett, M. S., Caballes, C. F., Rivera-Posada, J. A., Sweatman, H. (2014). Limits to understanding and managing outbreaks of crown-of-thorns starfish (*Acanthaster* spp.). *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52, 133-200.

Pratchett, M. S., Caballes, C. F., Wilmes, J. C., Matthews, S., Mellin, C., Sweatman, H., ... & Uthicke, S. (2017). Thirty years of research on crown-of-thorns starfish (1986–2016): scientific advances and emerging opportunities. *Diversity*, 9(4), 41. <https://doi.org/10.3390/d9040041>

Quigley, K. M., Bay, L. K., & Willis, B. L. (2018). Leveraging new knowledge of Symbiodinium community regulation in corals for conservation and reef restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 600, 245-253.

Reis, A., Bechara, F. C., & Tres, D. R. (2010). Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, 67(2), 244-250.

Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L.E. (1994). Parámetros poblacionales de *Porites panamensis* (Anthozoa: Scleractinia), en el arrecife de Cabo Pulmo, México *Revista Biología Tropical*, 42:121-128

Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J. D., Morales, G. E., & Cupul-Magaña, A. L. (2002). Effects of the 1997-99 El Niño and anti El Niño events on coral communities of the Pacific coast of México. *Coral Reefs*, 21, 368-372.

Richardson, L. E., Graham, N. A. J., Hoey, A. S. (2017) Cross-scale habitat structure driven by coral species composition on tropical reefs. *Scientific Reports*, 7:1–11.

Ríos-Jara, E., Galván-Villa, C. M., Rodríguez-Zaragoza, F. A., López-Uriarte, E., Bastida-Izaguirre, D., & Solís-Marín, F. A. (2013). Los equinodermos (Echinodermata) de bahía Chamela, Jalisco, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(1), 263-279. <https://doi.org/10.7550/rmb.30461>

Rinkevich, B. (2006). The coral gardening concept and the use of underwater nurseries: lessons learned from silvics and silviculture. *Coral reef restoration handbook*, 291-302.

Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs?. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28-36.

Rinkevich, B. (2015). Climate change and active reef restoration—ways of constructing the “reefs of tomorrow”. *Journal of Marine Science and Engineering*, 3(1), 111-127.

Rinkevich. (2019). The Active Reef Restoration Toolbox is a Vehicle for Coral Resilience and Adaptation in a Changing World. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(7), 201. <https://doi.org/10.3390/jmse7070201>

Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2002). Shorefishes of the tropical eastern Pacific: an information system. *Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama*.

Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. *Peces: Pacífico Oriental, Una guía para peces costeros del Pacífico Oriental Tropical*.

Rodríguez-Romero, J., Muhlia-Melo, A. F., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F. J., & Gracia-Lopez, V. (2005). Fish assemblages around Espíritu Santo Island and Espíritu Santo seamount in the lower Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 77(1), 33-50.

Rodríguez-Troncoso, A. P., Carpizo-Ituarte, E., & Cupul-Magaña, A. L. (2010). Differential response to cold and warm water conditions in Pocillopora colonies from the Central Mexican Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 391(1-2), 57-64. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.06.006>

Rodríguez-Troncoso, A. P., & Tortolero-Langarica, J. D. J. A. (2014). Corales: organismos base constructores de los ecosistemas arrecifales. *INVESTIGACIONES COSTERAS*, 33.

Rodríguez-Villalobos, J. C., Work, T. M., Calderon-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., & Hernández, L. (2015). Explained and unexplained tissue loss in corals from the Tropical Eastern Pacific. *Diseases of aquatic organisms*, 116(2), 121-131. <https://doi.org/10.3354/dao02914>

Rodríguez-Vilalobos, J. C., & Ayala-Bocos, A. (2018). Coral colonies in the eastern tropical Pacific: predation by *Acanthaster cf. solaris*. *Pacific Conservation Biology*, 24(4), 419-420. <https://doi.org/10.1071/>

Rojas-Montiel, B., Reyes-Bonilla, H., Calderon-Aguilera, L. E., Ramírez-Ortiz, G., López-Pérez, A., Hernández, L., & Rivera-Melo, F. F. (2020). Echinoderm functional diversity does not correlate with the protection level of marine protected areas in the Mexican Pacific. *Biodiversity and Conservation*, 29(6), 1871-1896. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01952-4>

Rosado, P. M., Leite, D. C., Duarte, G. A., Chaloub, R. M., Jospin, G., da Rocha, U. N., ... & Peixoto, R. S. (2019). Marine probiotics: increasing coral resistance to bleaching through microbiome manipulation. *The ISME journal*, 13(4), 921-936.

Rotjan, R. D., & Lewis, S. M. (2008). Impact of coral predators on tropical reefs. *Marine ecology progress series*, 367, 73-91.

Sale, P. F. (Ed.). (2013). *The ecology of fishes on coral reefs*. Elsevier.

Sánchez-Alcantara, I. (2007). Comparación de los peces asociados a un arrecife artificial y uno natural, en Isla Espíritu Santo, Bahía de La Paz, B.C.S. México. (Marine Biology dissertation, Universidad Autónoma de Baja California Sur).

Santander-Monsalvo, J., Espejel, I., Ortiz-Lozano, L. (2018). Distribution, uses, and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 165:39–51.

Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3), 469–484.

Shafir, S., Van Rijn, J., & Rinkevich, B. (2006). Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. *Marine Biology*, 149(3), 679-687.

Shafir, S., & Rinkevich, B. (2008). The underwater silviculture approach for reef restoration: an emergent aquaculture theme. *Aquaculture research trends*, 279-295.

Shaver, E. C., Courtney, C. A., West, J. M., Maynard, J., Hein, M., Wagner, C., ... & Koss, J. (2020). *A Manager's Guide to Coral Reef Restoration Planning and Design*. NOAA Coral Reef Conservation Program. NOAA Technical Memorandum CRCP 36.

Somerfield, P. J., Clarke, K. R., Warwick, R. M., & Dulvy, N. K. (2008). Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1462-1468. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn118>

Sotelo-Casas, R. C., Cupul-Magaña, A. L., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Solís-Marín, F. A., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2018). Structural and environmental effects on an assemblage of echinoderms associated with a coral community. *Marine Biodiversity*, 48(3), 1401-1411.

Sotelo-Casas, R. C., Rodríguez-Troncoso, A. P., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Solís-Marín, F. A., Godínez-Domínguez, E., & Cupul-Magaña, A. L. (2019). Spatial-temporal variations in echinoderm diversity within coral communities in a transitional region of the northeast of the eastern pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, 106346. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106346>

Spalding, M. D., Brown, B. E. (2015). Warm-water coral reefs and climate change. *Science*, 350:769-771. <https://doi.org/10.1126/science.aad0349>

Stachowicz J.J. (2001). Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities: positive interactions play a critical, but underappreciated, role in ecological communities by reducing physical or biotic stresses in existing habitats and by creating new habitats on which many species depend. *AIBS Bulletin*, 51, 235–246.

Stel, V. S., Dekker, F. W., Tripepi, G., Zoccali, C., & Jager, K. J. (2011). Survival analysis I: the Kaplan-Meier method. *Nephron Clinical Practice*, 119(1), c83-c88. <https://doi.org/10.1159/000324758>

Stuart-Smith, R. D., Bates, A. E., Lefcheck, J. S., Duffy, J. E., Baker, S. C., Thomson, R. J., ... & Edgar, G. J. (2013). Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501(7468), 539-542.

Thomson, D. A., Findley, L. T., & Kerstitch, A. N. (2000). *Reef fishes of the Sea of Cortez: the rocky-shore fishes of the Gulf of California* (Vol. 44). University of Texas Press.

Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2014). Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean & coastal management*, 96, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020>

Trapon, M. L., Pratchett, M. S., & Penin, L. (2011). Comparative effects of different disturbances in coral reef habitats in Moorea, French Polynesia. *Journal of Marine Biology*, 2011.

Van Hooidonk, R., Maynard, J. A., Manzello, D., & Planes, S. (2014). Opposite latitudinal gradients in projected ocean acidification and bleaching impacts on coral reefs. *Global change biology*, 20(1), 103-112.

Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 341-370.

Vergés, A., Bennett, S., & Bellwood, D. R. (2012) Diversity among Macroalgae-Consuming Fishes on Coral Reefs: A Transcontinental Comparison. *PlosOne*, 7(9), e45543.

Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., do Amaral Crispim, B., de Carvalho Cavalcante, D. N., Grisolia, A. B., & Lima-Junior, S. E. (2018). The response of

neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 75(3), 476-485.

Viesca-Lobatón, C. (2005). Evaluación preliminar del proceso de rehabilitación del arrecife coralino de San Lorenzo en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. (Masters dissertation, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste)

Villéger, S., Mason, N., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290– 2301.

Villéger, S., Novack-Gottshall, P. M., & Mouillot, D. (2011). The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. *Ecology Letters*, 14(6), 561-568.

Walker, B., Kinzig, A., & Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2, 95–113.

Werner, E. E., & Gilliam, J. F. (1984). The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1), 393-425.

Williams, D. E., & Miller, M. W. (2006). Morphology offers no clues to asexual vs. sexual origin of small *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) colonies. *Revista de Biología Tropical*, 54, 145-151.

Willis, T.J. (2001). Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology*, 59(5), 1408-1411.

Wilson, S. K., Burgess, S. T., Cheal, A. J., Emslie, M., Fisher, R., Miller, I., Polunin, N. V. C. & Sweatman, H. P. A. (2007). Habitat utilization by coral reef fish: implications for specialists vs. generalists in a changing environment. *Journal of Animal Ecology*, 77:220–228.

Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters*, 18(8), 737-751.

Wright, J. P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P. B., Schmid, B., & Tilman, D. (2006). Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 9(2), 111-120.

Yeemin, T., Sutthacheep, M., & Pettongma, R. (2006). Coral reef restoration projects in Thailand. *Ocean & coastal management*, 49(9-10), 562-575.

Young, C. N., Schopmeyer, S. A., & Lirman, D. (2012). A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 1075-1098.

Zar JH. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th ed. New Jersey: Prentice-Hall.

Zayas-Álvarez, J.A. (2005). *Análisis temporal de la estructura comunitaria de los peces crípticos asociados a un arrecife artificial en Punta Diablo, Bahía de La Paz, BCS, México* (Masters dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).

Zayas-Álvarez, J. A. (2018). *Sucesión y diversidad de la estructura comunitaria de peces crípticos en un arrecife artificial de sistema cerrado. México* (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Baja California Sur).

ANEXO

Anexo I. Árbol de toma de decisiones para asistir el proceso de decidir cuál es el potencial de recuperación de un sitio degradado, y cuáles serán las medidas apropiadas que se deben tomar, ya sea restauración pasiva o activa (Edwards y Gomez 2007).

