

**RESPUESTA DE LOS CORALES ESCLERACTINIOS *Orbicella faveolata*,
Montastraea cavernosa, *Diploria labyrinthiformis* y *Acropora palmata* A LA
MICROFRAGMENTACIÓN EN GUARDERÍAS *IN SITU* EN EL PARQUE
NACIONAL NATURAL LOS CORALES DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO,
CARIBE COLOMBIANO**

MARÍA JOSÉ HERRERA REYES

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
ÁREA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA D.T.C.H**

2024

**RESPUESTA DE LOS CORALES ESCLERACTINIOS *Orbicella faveolata*,
Montastraea cavernosa, *Diploria labyrinthiformis* y *Acropora palmata* A LA
MICROFRAGMENTACIÓN EN GUARDERÍAS *IN SITU* EN EL PARQUE
NACIONAL NATURAL LOS CORALES DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO,
CARIBE COLOMBIANO**

MARÍA JOSÉ HERRERA REYES

Trabajo de formación para la investigación para optar al título de Bióloga Marina

Directora

ELVIRA MARIA ALVARADO CHACON

Bióloga Marina, Dr.Sc.

Asesora

NIRETH PAOLA SIERRA SABALZA

Bióloga Marina MSc.

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
ÁREA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA D.T.C.H**

2024

“Sin océano no hay vida, sin azul no hay verde”

-Sylvia Earle

Agradecimientos

Quiero agradecerle a mi directora de tesis Elvira Alvarado y mi asesora Nireth Sierra por sus ideas y acompañamiento durante todo el proceso, tanto de escritura como en el trabajo de campo. Ayudándome a abrir paso en este hermoso mundo de la restauración marina.

Sobre todo, quiero expresar mi profundo agradecimiento a mi mamá, cuya luz y apoyo me brinda el mejor de los acompañamientos. “Las madres no son perfectas, pero tú, madre mía, le llegas demasiado cerca”. También a mi papá y a mi hermano por ser la guía indispensable que necesito en momentos de incertidumbre. Gracias a mi familia por creer en mí más de lo que yo he llegado a hacerlo.

A mis amigos durante toda la carrera, especialmente a Gabriela, Javier y Alejandra, que hemos ido de la mano en este proceso de convertirnos en profesionales, y que, sin ellos mi experiencia universitaria no hubiese sido la misma. Además de resaltar el maravilloso equipo que somos, y seguiremos siendo como futuros colegas. Por otra parte, también agradezco a mis amigos que me alentaban y me ayudaban a decidir sobre ciertos aspectos mientras estaba en la redacción. Entre esos a Jose, Edgar, Sebastián, Daniel, Richard y Valentina. Se les agradece los debates y la motivación. Así como a Sebastián, Dhayan, Sarita y Daniel de alentarme cuando más lo necesitaba. Cabe una mención especial a Gabriela que ha sido mi compañera en todo este camino, a Jose con el que intercambiábamos códigos para hacernos más llevadera la experiencia de RStudio y también a Gabriel Gutiérrez por su apoyo en la elaboración de los mapas de temperatura.

Y claramente como toda investigación conlleva un trabajo en equipo, agradezco también a las instituciones que lo hicieron posible. Tales como el apoyo de parte de Conservación Internacional, Corales de Paz, Diving Planet Cartagena, El CEINER, el Oceanario de Investigación de Islas del Rosario, Parques Nacionales Naturales de Colombia, en especial al personal que trabaja en el PNN los Corales del Rosario y de San Bernardo, y al Ministerio de Ambiente de Colombia. Resaltando la participación de nuestro equipo compuesto por Jorge Herrera, César Cely, Camilo Valcárcel, Lina Romero, Daniela Quintero, Nireth Sierra, Junior Ramirez, Mauricio Arbeláez, Alejandro Villegas y mi directora, Elvira Alvarado.

Tabla de contenido

1.	INTRODUCCIÓN	9
2.	JUSTIFICACIÓN	11
3.	MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE.....	13
3.1	Marco teórico	13
3.1.1	Guarderías	13
3.1.2	Microfragmentación	16
3.2	Estado del arte.....	18
3.2.1	Generalidades de las especies.....	22
4.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	25
5.	OBJETIVOS.....	26
5.1	Objetivo general.....	26
5.2	Objetivos específicos	26
7.	METODOLOGÍA	27
7.1	Área de estudio.....	27
7.2	Diseño metodológico	31
7.2.1	Selección de colonias	31
7.2.2	Microfragmentación	32
7.2.3	Montaje de las camas.....	34
7.2.4	Limpieza de las guarderías y toma de fotografías.....	36
7.3.	Análisis estadístico	37
8.	RESULTADOS	39
8.1	Crecimiento	39
8.1.1.	Crecimiento de las especies	39
8.1.2	Crecimiento de microfragmentos según su colonia donante.....	45
8.2	Sobrevivencia.....	48
8.3	Fusión.....	49
9.	DISCUSIÓN	50
10.	CONCLUSIONES	60
11.	RECOMENDACIONES.....	61
12.	BIBLIOGRAFÍA	62
13.	ANEXOS.....	73

Lista de tablas

Tabla 1. Códigos de las colonias recolectadas in situ para cada especie ubicada en las guarderías de Isla Tesoro, PNNCRSB, Caribe colombiano.	32
Tabla 2. Distribución de las áreas superficiales (cm ²) de cada especie para los microfragmentos en sus bases de cemento a lo largo del tiempo (días), expresados según su primer cuartil (Q1), mediana (Q2) y tercer cuartil (Q3).	41
Tabla 3. Tasas de crecimiento promedio (cm ² /mes ± error estándar) de las especies microfragmentadas en el tiempo de estudio.	42
Tabla 4. Tasas de crecimiento promedio (cm ² /mes ± error estándar) de los microfragmentos de las especies a lo largo del tiempo de estudio (días).	42
Tabla 5. Promedio (± error estándar) de las áreas superficiales (cm ² /mes ± error estándar) de cada colonia de <i>Orbicella faveolata</i> , <i>Montastraea cavernosa</i> y <i>Diploria labyrinthiformis</i> durante el tiempo de estudio.	47
Tabla 6. Promedio (± error estándar) de la tasa de crecimiento (cm ² /mes ± error estándar) de cada colonia de <i>Orbicella faveolata</i> , <i>Montastraea cavernosa</i> y <i>Diploria labyrinthiformis</i> durante el tiempo de estudio.	48

Lista de figuras

Figura 1. Mapa del área de estudio en Isla Tesoro, PNNCRSB, Caribe colombiano. El círculo blanco representa el sitio donde se encuentran las guarderías de coral.	28
Figura 2. Temperatura superficial del mar (TSM) en Islas del Rosario, PNNCRSB, durante el tiempo de estudio (junio a diciembre del 2022).	29
Figura 3. Anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en Islas del Rosario, PNNCRSB, durante el tiempo de estudio (junio a diciembre del 2022).	30
Figura 4. Mapa del área de estudio en el PNNCRSB, Caribe colombiano. Los círculos naranjas representan los sitios donde se recolectaron las colonias, el morado donde se realizó la fragmentación y el círculo verde donde se encuentran las guarderías.	31
Figura 5. Colonias donantes colocadas en canastas con agua de mar, antes de ser fragmentadas. (A) <i>Orbicella faveolata</i> (B) <i>Montastraea cavernosa</i> (C) <i>Diploria labyrinthiformis</i> (D) <i>Acropora palmata</i>	32

Figura 6. Pasos para realizar la microfragmentación. (A) Fragmentación de colonias (B) Microfragmentación (C) Limpieza de mucus (D) Recolección de microfragmentos limpios.....	34
Figura 7. (A) Microfragmentos de <i>Orbicella faveolata</i> luego de la remoción de mucus. (B) Disposición de los microfragmentos en las bases de cemento. (C) Bases de cemento con microfragmentos posterior a su instalación en las guarderías.....	34
Figura 8. Esquema de las guarderías (A) Camas (B) Ejemplo de la disposición de las colonias en las camas.	35
Figura 9. (A) Limpieza de las guarderías (B) Fotografías de monitoreo.	37
Figura 10. Área superficial (cm ²) de los microfragmentos de (A) <i>Orbicella faveolata</i> (n = 43), (B) <i>Montastraea cavernosa</i> (n = 30) y (C) <i>Diploria labyrinthiformis</i> (n = 14) durante el tiempo de estudio.	40
Figura 11. Tasa (cm ² /mes ± error estándar) de crecimiento de los microfragmentos de (A) <i>Orbicella faveolata</i> (n = 43), (B) <i>Montastraea cavernosa</i> (n = 30) y (C) <i>Diploria labyrinthiformis</i> (n = 14) durante el tiempo de estudio.	43
Figura 12. Promedio (± error estándar) del área superficial (cm ²) y altura (cm) de los microfragmentos de (A) <i>Orbicella faveolata</i> (n = 43), (B) <i>Montastraea cavernosa</i> (n = 30) y (C) <i>Diploria labyrinthiformis</i> (n = 14) durante el tiempo de estudio. Las líneas punteadas representan la tendencia general de los datos a lo largo del tiempo.....	45
Figura 13. Área (cm ²) de los microfragmentos según su colonia donante (A) <i>Orbicella faveolata</i> (n = 43), (B) <i>Montastraea cavernosa</i> (n = 30) y (C) <i>Diploria labyrinthiformis</i> (n = 14) durante el tiempo de estudio.	46
Figura 14. Supervivencia (%) de los microfragmentos de <i>Orbicella faveolata</i> (Ofav), <i>Montastraea cavernosa</i> (Mcav), <i>Diploria labyrinthiformis</i> (Dlab) y <i>Acropora palmata</i> (Apal) durante el tiempo de estudio.....	49
Figura 15. Fusión (%) de los microfragmentos de <i>Orbicella faveolata</i> (Ofav) y <i>Diploria labyrinthiformis</i> (Dlab) durante el tiempo de estudio.	50

Lista de anexos

Anexo 1. Bases de cemento monitoreados con microfragmentos, detallando eventos de mortalidad parcial, mortalidad total y colonización de sustrato por céspedes algales.	73
Anexo 2. Microfragmentos no sujetos a monitoreo, exhibiendo procesos de fusión y un marcado crecimiento.....	73

Anexo 3. Microfragmentos de <i>Acropora palmata</i> (A-B) desprendidos y (C-D) en las bases de cemento	74
Anexo 4. Observación de la presencia de grupo de peces en las guarderías que albergan microfragmentos de distintas especies durante el periodo de estudio.....	74
Anexo 5. Demás organismos asociados a los microfragmentos (A) <i>Mithraculus sculptus</i> en fragmentos de <i>Porites porites</i> (B) <i>Stenorrinchus seticornis</i> (C) <i>Odontodactylus sp.</i> dentro de fragmento de <i>A. palmata</i> (D) <i>Elysia crispata</i> en base de cemento de <i>M. cavernosa</i>	75
Anexo 6. Proceso de trasplante de microfragmentos a un arrecife degradado en Isla Grande. (A) Selección y disposición de las colonias para ser transportadas (B-C-D) Instalación de las bases de cemento en el arrecife degradado.....	75

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, aproximadamente 197 especies de corales escleractinios están registrados en el Atlántico Tropical Occidental, de los cuales, el 60% están en el Caribe colombiano. Estos, que en su mayoría son conocidos por ser constructores de arrecifes, se caracterizan por ser organismos clonales, lo que les proporciona la posibilidad de reproducirse también asexualmente, de modo que los pólipos producen uno o más clones genéticamente idénticos, ya sea mediante gemación, partenogénesis o fragmentación (Reyes *et al.*, 2010; Papke *et al.*, 2021). El esqueleto de carbonato de calcio de estos organismos contribuye significativamente a la formación de los ecosistemas arrecifales, los cuales se caracterizan por su compleja estructura tridimensional. Estos ecosistemas, si bien no son los únicos en presentar esta característica, son reconocidos por albergar una notable diversidad de especies. De hecho, son considerados uno de los ecosistemas más biodiversos del planeta en término de especies asociadas por unidad de área (Knowlton *et al.*, 2010; Pizarro *et al.*, 2014). Sin embargo, los corales escleractinios han presentado altas disminuciones en cobertura viva dentro de los arrecifes debido a estresores locales y globales, como métodos de pesca destructivos, sobreexplotación de recursos pesqueros, escorrentía terrestre, enfermedades coralinas, sobrecrecimiento de macroalgas, recurrencias del Fenómeno de El Niño y La Niña, entre otros (Mumby & Steneck, 2008; Alvarez-Filip *et al.*, 2009; Acosta *et al.*, 2011; Chamberland *et al.*, 2015). Por ello, es importante establecer alternativas para la recuperación de estas especies clave asociados a estos arrecifes (Knowlton *et al.*, 2010).

Entre las estrategias de restauración ecológica que han sido implementadas para disminuir el deterioro de estos ecosistemas, se encuentran las medidas pasivas y activas. En las pasivas no hay manipulación directa, teniendo como ejemplo las Áreas Marinas Protegidas y reservas marinas, donde los procesos naturales mitigan los impactos con poca o mínima interferencia humana; mientras que en las activas sí hay una intervención directa, tales como la cría de larvas por medio de la propagación sexual y fragmentación por medio de la asexual con guarderías *in situ* y *ex situ* (Rinkevich, 2005; Pizarro *et al.*, 2014). Cuando la degradación del ecosistema arrecifal coralino se encuentra avanzado, las medidas pasivas no son suficientes para una recuperación efectiva. Por lo tanto, la restauración activa ha sido ampliamente aceptada como la opción principal para llevar a cabo este objetivo, mientras que las pasivas se enfocan en la conservación biológica (Rinkevich, 2005).

Como se menciona anteriormente, entre las medidas activas se encuentra la fragmentación con el uso de guarderías *in situ* o *ex situ*. El concepto de guarderías de coral (Rinkevich, 1995, 2000, 2005) fue

propuesto como alternativa debido al alto estrés que conlleva la fragmentación y trasplante inmediato al ambiente natural degradado, que resulta en tasas de supervivencia y crecimiento menores en comparación con el mantenimiento en guarderías. Por lo tanto, se estableció una etapa intermedia en la que se recolectan fragmentos, colonias pequeñas o ‘nubbins’ de áreas protegidas y se trasladan a las guarderías protegidas. En estas guarderías *in situ*, los fragmentos se mantienen en un entorno natural pero protegido, lo que les permite adaptarse gradualmente a las condiciones del arrecife de una manera controlada y segura. Al estar protegidos de factores estresantes (como daño físico por actividad humana), los fragmentos pueden centrarse en su crecimiento y recuperación. Además, la presencia de un sustrato adecuado en las guarderías facilita la fijación y el establecimiento de los fragmentos, lo cual contribuye significativamente a su supervivencia y crecimiento a largo plazo (Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2005). Los fragmentos se crían en guarderías específicas hasta alcanzar el tamaño necesario (aproximadamente entre 10 a 15 cm de diámetro; Shafir *et al.*, 2006; Amar & Rinkevich, 2007) para su trasplante en ambientes degradados, donde crearán colonias genéticamente idénticas a las originales (Pizarro *et al.*, 2014; Papke *et al.*, 2021).

Estas guarderías, que tienen como objetivo la generación de nuevos individuos clonales por fragmentación, aparte de generar alta supervivencia y tasas de crecimiento, también presentan ventajas como el uso de una metodología relativamente sencilla y tener la capacidad de producir en grandes cantidades para periodos cortos de tiempo. Por ejemplo, Shafir *et al.* (2006) reporta tasas de crecimiento promedio de 1.67% por día en viveros durante los primeros diez meses, en contraste con tan solo 0.1% a 2% por año en ambientes naturales. Esto aumenta la probabilidad de propagar la mayor cantidad de genotipos a gran escala para maximizar el éxito de la restauración (Papke *et al.*, 2021). Esta medida de restauración es fundamental para recuperar la cobertura de coral vivo en los arrecifes degradados, mediante la producción de nuevas colonias. Sin embargo, los inconvenientes de este método recaen en la baja variabilidad genética, al restaurar colonias idénticas a las donadoras, por lo que limita a la formación de nuevos genotipos que puedan llegar a estar mejor adaptados a ambientes con condiciones alteradas (Pizarro *et al.*, 2014; Chamberland *et al.*, 2015). Aun así, con base en los beneficios de la fragmentación, con la técnica reciente de la microfragmentación, se han obtenido resultados exitosos al permitir un crecimiento mayor y eficiente a partir de un tamaño muy pequeño de fragmentos ($\sim 1\text{cm}^2$), especialmente en especies de crecimiento masivo, que tienden a crecer lentamente. Por ejemplo, Tortolero-Langarica *et al.* (2020) encontraron que fragmentos de colonias del género *Pocillopora*, después de un año en guarderías *in situ*, experimentaron un aumento del doble en el crecimiento tanto vertical como horizontal, con una extensión anual de 2.74 cm al año.

Estos autores también registraron que fragmentos de colonias del género *Pavona* aumentaron 2.5 veces su tejido vivo, en su ancho y largo con el uso de este método. De manera similar, Forsman *et al.* (2015), al utilizar fracciones de colonias donantes de *Orbicella faveolata*, *Pseudodiploria clivosa* y *Porites lobata* fragmentados en $0.69 \pm 0.33 \text{ cm}^2$, obtuvieron un aumento del área de los distintos fragmentos con un promedio de 63, 48, y 23 cm^2 , respectivamente. Asimismo, Broquet (2019) afirma que el crecimiento de fragmentos de 5 genotipos de *P. lobata* obtuvieron una extensión media mensual del tejido de $43.24 \text{ cm}^2/\text{mes}$ durante los 132 días (aproximadamente 4 meses) que duró el período de estudio.

En cuanto al Caribe, se ha usado esta técnica para fragmentos de corales masivos, con especies como *Orbicella faveolata* y *Montastraea cavernosa*, donde Page *et al.*, 2018 y Boström-Einarsson *et al.*, 2020. encuentran tanto altas tasas de sobrevivencia como de crecimiento hasta después de trasplantadas. Por otro lado, aparte de las tasas de sobrevivencia y crecimiento, es importante tener en cuenta la fusión, dado que según Forsman *et al.* (2015), está asociada a la historia de vida de los corales escleractinios que les brinda una mayor área superficial para obtener un mayor acceso a recursos compartidos, espacio para competencia y resiliencia para recuperarse de perturbaciones.

El presente estudio evaluó la respuesta a la microfragmentación en términos de crecimiento, sobrevivencia y fusión de las especies de corales escleractinios masivos como *Diploria labyrinthiformis*, *Montastraea cavernosa* y *Orbicella faveolata*, y una especie ramificada, *Acropora palmata* dispuestas en guarderías *in situ* ubicadas en Isla Tesoro dentro del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). Esta investigación está enmarcada dentro del macroproyecto “Un Millón de Corales por Colombia” en convenio con la Fundación ECOMARES y Conservación Internacional Colombia, financiado por el Ministerio de Ambiente de Colombia con el Fondo Colombia en Paz.

2. JUSTIFICACIÓN

Las reducciones de las coberturas coralinas alrededor del mundo han persistido en tasas de aproximadamente 5-20% por década (Acosta *et al.*, 2011). En Colombia, las causas de la pérdida de coberturas coralinas son diversas y se pueden dividir en factores naturales y antrópicos. Entre las causas naturales se encuentran las recurrencias del Fenómeno de El Niño y La Niña, la enfermedad de la banda blanca desde finales de los años 70 (con pérdidas de hasta el 95% en la abundancia de las especies *Acropora palmata* y *A. cervicornis*), eventos de blanqueamiento coralino en los años 1979-80, 1982-3, 1987-88, 1989-91, 1995-96, 1997-99, 2005-06, 2010 y 2017, además ciclones tropicales

como el huracán Beta, y el sobrecrecimiento de macroalgas y esponjas debido a mortalidades masivas del erizo de mar negro, *Diadema antillarum* (Mumby & Steneck, 2008; Alvarez-Filip *et al.*, 2009; Acosta *et al.*, 2011; Gómez-Campo *et al.*, 2011; Chamberland *et al.*, 2015). Por otro lado, las causas antrópicas incluyen métodos de pesca destructivos, sobreexplotación de recursos pesqueros, escorrentía terrestre, entre otros (Mumby & Steneck, 2008; Alvarez-Filip *et al.*, 2009; Acosta *et al.*, 2011; Chamberland *et al.*, 2015). Estos factores pueden ocasionar no solo reducciones en la cobertura de los corales, sino también una pérdida significativa de la complejidad del hábitat marino, si al reducir la cobertura de corales se exhibe un aumento de cambio de fase a macroalgas. Esto puede causar efectos devastadores en la biodiversidad y la salud general de los ecosistemas marinos. Debido a todo lo anteriormente mencionado, para afrontar las perturbaciones naturales y antrópicas, se recurre al concepto de restauración activa con el objetivo de rehabilitar, en la medida de lo posible, un ecosistema degradado a sus condiciones prístinas (Edwards & Gomez, 2007).

Para ello se usa el método de fragmentación que le da a las nuevas colonias (fragmentos) la capacidad de sobrevivir, propagarse y mantener una tasa de crecimiento más alta comparada con la de su medio natural degradado (Lirman, 2000). La fragmentación es generalmente aplicada en especies ramificadas, tal como *Acropora palmata* y *A. cervicornis*, de la cual cabe destacar que no ha presentado señales significativas de recuperación en sus coberturas, de tal manera que su escasa distribución en arrecifes de coral no les brinda las condiciones necesarias para reproducirse exitosamente sin necesidad de intervención directa humana (Papke *et al.*, 2021). A pesar de la importancia ecológica de las especies masivas, debido a su contribución a la tridimensionalidad y complejidad del hábitat y su alta resiliencia al estrés térmico, no es común el uso de fragmentos de gran tamaño. Esto se debe a factores como su morfología, que dificulta la fragmentación de la colonia en piezas pequeñas sin causar daños significativos en ella, y sus tasas de regeneración y crecimiento, que son más lentas en comparación con las especies ramificadas (Broquet, 2019). Sin embargo, se ha demostrado que la microfragmentación es una buena alternativa para especies masivas como *Orbicella faveolata* (Forsman *et al.*, 2015; Broquet, 2019), estando basada en el uso de fragmentos de menor tamaño, con un área de 1 a 3 cm² aproximadamente, para posteriormente ser pegados en bases de cemento y ubicados en guarderías. En este se obtienen tasas de crecimiento más altas en comparación con la fragmentación tradicional, debido a que, según Lirman (2000) las tasas disminuyen proporcionalmente al aumento del tamaño de la colonia. Por lo tanto, también es necesario enfocarse en colonias masivas para lograr una restauración eficaz (Shafir *et al.*, 2006; Page *et al.*, 2018). Además, la microfragmentación puede ser más económica y práctica en ciertos contextos, especialmente cuando se considera la eficiencia y el control del proceso, como el control

preciso del tamaño y genotipo de las colonias donantes, maximizando la eficiencia y reduciendo costos (Knapp *et al.*, 2022). Sin embargo, los costos asociados con el mantenimiento prolongado en viveros y los requerimientos de espacio que afectan la escalabilidad de los esfuerzos de restauración, pueden presentar mayores desafíos en comparación con la fragmentación tradicional (Knapp *et al.*, 2022). Por ello, la optimización del tamaño de los fragmentos para asegurar una alta supervivencia y reducir la necesidad de material es crucial para mejorar la eficiencia de los costos.

Por ello, para la restauración tanto de especies masivas como ramificadas, la microfragmentación es una alternativa que brinda la posibilidad de obtener pequeños fragmentos de las colonias con tasas de crecimiento altas, en periodos de tiempo relativamente cortos. Por todo lo mencionado anteriormente, este estudio evaluó la respuesta de microfragmentos de las especies masivas como *Orbicella faveolata* que está categorizada como Casi Amenazada (NT) en Colombia (Pizarro *et al.*, 2022) *Montastraea cavernosa* al ser una de las especies dominantes en el PNNCRSB (Vega-Sequeda *et al.*, 2020), categorizada a nivel global como Preocupación Menor (LC) y conocida por ser altamente tolerante a niveles elevados de temperaturas del agua de mar (Lesser *et al.*, 2010), *Diploria labyrinthiformis* categorizada mundialmente en Peligro Crítico (CR) la cual ha sufrido reducciones significativas por diversas enfermedades coralinas a lo largo del caribe (Precht *et al.*, 2016); y una especie ramificada, *Acropora palmata*, que se encuentra registrada En Peligro (EN) en Colombia (García-Urueña *et al.*, 2022).

3. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

3.1 Marco teórico

3.1.1 Guarderías

El concepto de las guarderías *in situ* sugerido por Rinkevich (1995, 2000, 2005) da pie a una etapa previa al trasplante a los arrecifes. En esta etapa, se utilizan distintos materiales como cables, cuerdas, tubos de PVC o varas de metal para colocar los fragmentos en áreas protegidas con baja sedimentación, corrientes, interferencia antropogénica, depredadores y contaminación para que alcancen un determinado tamaño para su trasplante que depende de la especie, pero en términos generales se encuentra entre los 10 a 15 cm de diámetro (Shafir *et al.*, 2006; Amar & Rinkevich, 2007). Estas guarderías también pueden ser *ex situ*, donde se controlan los parámetros fisicoquímicos en instalaciones terrestres hasta que los fragmentos crezcan lo suficiente para su traslado a arrecifes naturales.

En general, las guarderías proporcionan condiciones óptimas (adaptadas a las necesidades específicas de cada especie) para la aclimatación de las colonias a los cambios ambientales y al estrés derivado del proceso de fragmentación (Mbije *et al.*, 2010; Dela Cruz *et al.*, 2015). En adición, esta fase de vivero (caracterizada por el seguimiento continuo durante un periodo determinado) les suministra mejores condiciones locales para facilitar el crecimiento y la supervivencia de las colonias (Rinkevich, 2021). Este método fue tomado como una alternativa al trasplante directo de corales fragmentados a arrecifes degradados, debido a que estos han registrado desventajas importantes como altas mortalidades por el alto estrés que presentan las colonias luego de ser fragmentadas (Rinkevich, 1995, 2000, 2005).

En general, los resultados de estas guarderías resaltan que las colonias, después de trasplantadas, tienen un rendimiento similar o mejor que las colonias natales, con mejores estados de salud y reproducción (Dela Cruz *et al.*, 2015; Forsman *et al.*, 2015; Broquet, 2019; Tortolero-Langarica *et al.*, 2020; Rinkevich, 2021). Por lo general, estas colonias están libres de enfermedades y presentan tasas de sobrevivencia significativas cuando ya se encuentran en el ambiente natural (Rinkevich, 2021). Existe una tendencia en la que los pequeños fragmentos de coral de especies ramificadas y de rápido crecimiento crecen hasta formar grandes colonias en menos de un año, sin embargo, los fragmentos de especies de corales masivas de crecimiento lento requieren periodos prolongados en las guarderías durante varios años (Dela Cruz *et al.*, 2015).

A pesar de ello, esto puede variar en el tipo de guardería que sea utilizada y el método de fragmentación. Dentro de las guarderías *in situ* se encuentran tanto las fijas como las flotantes (Pizarro *et al.*, 2014). Las fijas suelen estar cerca al arrecife (aproximadamente entre 1 y 2 metros de profundidad) y son viveros generalmente compuestos por mesas construidas con tubos de plástico y mallas sobre los cuales crecen los fragmentos de coral. Las fijas suelen tener diseño de tipo mesa con bandejas modulares fijas o con cuerdas. El vivero de mesas puede ser construido con tubos de PVC o varillas de hierro que deben ser ancladas firmemente al sustrato (recomendado en sustratos en sedimentos blandos y no en arrecifes con pendientes) y se pueden adherir los fragmentos entre mallas plásticas (Edwards, 2010). Por otro lado, si se buscan estructuras más simples y a menores costos, se pueden realizar viveros fijos con cuerda, utilizando líneas de monofilamento y cuerdas de polietileno. Este tiene ventajas como requerir bajo mantenimiento y que el mismo sustrato de la guardería (las cuerdas) pueden servir como el medio de fijación del sustrato, dado que los fragmentos suelen amarrarse en estas mismas cuerdas. Tal cual, Bernal *et al.* (2023) encontraron que con las estructuras tipo cuerda (o tendadero) obtuvieron una mayor eficiencia, viabilidad y tasas de supervivencia y

crecimiento en comparación con estructuras fijas como tipo mesa (en este caso, con PVC y bases de cemento). Y similar a ello, Zarza *et al.* (2014) presentaron un porcentaje de supervivencia del 100% en esta fase de guardería y crecimiento exponencial en sus fragmentos. Sin embargo, las desventajas del vivero de cuerdas están en que no es óptimo para las especies de corales con crecimiento masivo, sino sólo para especies ramificadas debido a sus altas tasas de regeneración y crecimiento ramificado (Shafir *et al.*, 2006); por ello, generalmente en este se usan especies como *Acropora palmata* y *A. cervicornis* (Edwards, 2010; Zarza *et al.*, 2014; Bernal *et al.*, 2023), reduciendo las opciones de uso de especies de coral de las que también se necesitan restaurar.

Por otra parte, las guarderías flotantes pueden estar suspendidos tanto en profundidades medias como en lagunas o altamar con profundidades mayores a 20 m, también con el uso de cuerdas (Rinkevich, 2005; Edwards, 2010; Pizarro *et al.*, 2014). En estas guarderías se han obtenido registros de tasas de crecimiento rápidas y menores de mortalidad, probablemente debido al incremento de circulación del agua que les reduce los efectos de sedimentación, depredación y menos enfermedades (Edwards, 2010; Griffin *et al.*, 2012; Pizarro *et al.*, 2014).

En general se busca que los sitios escogidos tengan una buena estabilización del sustrato, debido a que se ha encontrado en mayor frecuencia el desprendimiento de los corales como problema de este método, lo cual también llega a variar de acuerdo con la profundidad, obteniendo más desprendimientos en profundidades menores por acción de oleaje y daños por tormentas (Dehnert *et al.*, 2023). Esto también varía de acuerdo con el material con que se fijan los fragmentos, que va desde el uso de masilla epoxi o pegamento de cianocrilato hasta uso de pasadores de plásticos en la malla (Edwards, 2010; Papke *et al.*, 2021). El sustrato en el que se fijan los fragmentos también influye en la manera que crecen, por lo que se necesita una superficie plana y ancha para que los fragmentos tengan la capacidad de extenderse horizontalmente (Edwards, 2010; Papke *et al.*, 2021).

Cabe destacar, como mencionado anteriormente, que dependiendo del tipo de guardería también varía la necesidad de mayor o menor mantenimiento. Por ejemplo, las guarderías flotantes en profundidades medias suelen presentar una mayor circulación de agua y menor sedimentación por lo que el mantenimiento es más bajo que en guarderías fijas a 2-3 metros, que al estar más próximos al arrecifes presentan una mayor cantidad de sedimentos resuspendidos sobre los fragmentos (Edwards, 2010; Pizarro *et al.*, 2014).

Además de las guarderías *in situ* anteriormente mencionadas, también se han usado instalaciones *ex situ* que tienen ventajas como la capacidad de generar el ambiente idóneo (según los parámetros de

cada especie) para mejorar el crecimiento y sobrevivencia, y reducir los costos de los buceos para su constante monitoreo; sin embargo, los mayores gastos se encuentran en la implementación de equipos en tierra que les brinden un correcto mantenimiento a los fragmentos (Schmidt-Roach *et al.*, 2020).

Cuando finaliza el tiempo de esta fase intermedia en las guarderías para las colonias, es necesario trasplantarlas al arrecife. Para lograr un trasplante exitosamente, se deben tener en cuenta ciertos criterios, como la cobertura de coral existente, el sustrato limpio disponible, la profundidad, la presencia de potenciales competidores bentónicos, la presencia de peces herbívoros, exposición a tormentas estacionales, estrés térmico durante periodos más cálidos, entre otros (Ladd *et al.*, 2018; Dehnert *et al.*, 2023). Además, es crucial seleccionar los sitios de trasplante dentro del arrecife cuidadosamente, asegurando que las colonias se ubiquen en el mejor sustrato disponible y distribuyendo las colonias de manera uniforme por todo el sitio de restauración, preferentemente cerca de corales existentes (Ladd *et al.*, 2018). Esto se toma en consideración porque el uso de las guarderías no finaliza con monitoreos constantes, sino que en cierto punto la acción final para este método de restauración activo es el trasplante de las colonias cultivadas en arrecifes.

Por otra parte, según Schmidt-Roach *et al.* (2020) se debe optimizar este método de restauración para lograr una “jardinería de coral adaptativa”, es decir, integrar planes de acción para reducir los efectos de tensores (como contaminación, sobrepesca, entre otros) en los procesos de este método de restauración activa. Entre las acciones sugeridas por parte de Schmidt-Roach *et al.* (2020) se encuentra que los proyectos de restauración deberían registrar y caracterizar el hábitat original y el genotipo de cada donante o colonia parental, que permite examinar hasta los rasgos genéticos asociados con el desempeño fenotípico. Por ello, la creación de registros detallados es vital para realizar un seguimiento cuidadoso de los esfuerzos de trasplante, catalogando y examinando los registros de cada ramet de coral individual trasplantado.

3.1.2 Microfragmentación

Mediante el uso de guarderías, se ha probado otro método de restauración por reproducción asexual, que se basa en usar fragmentos con áreas más pequeñas ($\sim 1 \text{ cm}^2$), los cuales han probado obtener mejores resultados en cuanto a crecimiento y supervivencia que usando fragmentos de mayores áreas (Page *et al.*, 2018; Koval *et al.*, 2020). Sin embargo, este método puede presentar desventajas como la reducción de la variabilidad genética dentro de las poblaciones de coral, debido a que los microfragmentos que son generados vienen siendo clones genéticos de la colonia parental, por lo cual existe el riesgo de la pérdida de la diversidad, haciendo que posiblemente se reduzca la capacidad de

estos fragmentos para adaptarse a futuros cambios ambientales u otros factores estresantes (Ladd *et al.*, 2018).

A pesar de lo anteriormente mencionado, la microfragmentación ofrece ventajas como la generación de numerosos fragmentos de coral que tendrán la capacidad de reproducirse sexualmente en los arrecifes naturales (luego de su crecimiento en guarderías y trasplante). En estos casos, la microfragmentación maximizará la eficiencia en producir nuevos individuos o colonias, a partir de solo un parental (Page *et al.*, 2018; Papke *et al.*, 2021). Además, si se hace un correcto seguimiento de genotipos óptimos y resistentes, en futuros proyectos de restauración esos podrían ser usados para generar más fragmentos con características aptas para sobrevivir en ambientes degradados o que estén sometidos a tenses ambientales u antrópicos (Ladd *et al.*, 2018; Papke *et al.*, 2021). En este método con fragmentos más pequeños, se obtienen tasas de crecimiento más rápidas debido a que estos se enfocan en la utilización de la energía en el crecimiento en vez de la producción de células sexuales por medio de la gametogénesis, lo que permitirá que alcancen el tamaño adecuado para el trasplante en un periodo de tiempo más corto (aproximadamente un año), beneficiando en situaciones donde es necesaria una restauración rápida en arrecifes degradados, tales como la recuperación tras un evento de blanqueamiento masivo, el impacto de huracanes o tormentas, la pérdida de biodiversidad de especies y/o daños causados por actividades humanas (Page *et al.*, 2018; Knapp *et al.*, 2022).

Entre otras ventajas se encuentra el uso del sustrato plano (con las bases de cemento) que le brinda un crecimiento inicial ininterrumpido y, que, gracias la posición del corte con la máquina microfragmentadora, les da la opción de tener varios extremos terminales para nuevo crecimiento, y a medida que vayan creciendo horizontalmente pueden comenzar a extenderse verticalmente, en altura y volumen (Griffin *et al.*, 2012; Papke *et al.*, 2021; Knapp *et al.*, 2022). Asimismo, la microfragmentación brinda la oportunidad de una mayor selección de especies, ya que es posible emplearla tanto en especies masivas como ramificadas (Knapp *et al.*, 2022). Por ello, se han usado tanto especies como *Acropora palmata* y *Orbicella faveolata* empleando este mismo método.

A pesar de ser un método registrado como exitoso, hay que considerar los riesgos como el daño adicional que se le dan a las colonias parentales en el proceso de fragmentación (Rinkevich, 2000). Por lo cual, debe realizarse el procedimiento de manera meticulosa y con sus respectivos lineamientos, para que el estrés en el paso de microfragmentación no les cause altas tasas de mortalidad.

Aparte de las ventajas y desventajas de la microfragmentación mencionadas anteriormente, es importante considerar el proceso específico que sigue a la microfragmentación. Luego de ser microfragmentados, se colocan en las guarderías para ser monitoreados, hasta que, después de aproximadamente 8 meses o hasta que alcancen los bordes de las bases de cemento (periodo que puede variar según la especie y sus condiciones específicas de crecimiento), puedan ser trasplantados (Page, 2015; Knapp *et al.*, 2022). Este proceso de monitoreo y trasplante es crucial para asegurar el éxito de este método de restauración coralina.

3.2 Estado del arte

Como se mencionó anteriormente, generalmente la restauración por medio de fragmentación ha sido ampliamente usada para especies ramificadas debido a su morfología, y a su historia de vida caracterizada por la propagación asexual, lo cual se traduce en altas tasas de crecimiento (Rinkevich, 2014; Lirman & Schopmeyer, 2016; Steinberg, 2021). Griffin *et al.* (2012), quienes examinaron los efectos que el genotipo, profundidad y método de fijación tienen sobre corales del género *Acropora* por medio de fragmentación en guarderías de fijas de cuerdas en Puerto Rico, encontraron diferencias significativas de crecimiento entre genotipos y profundidad. En este obtuvieron tasas de sobrevivencia muy altas (entre 94-100%), con tan sólo una mortalidad total anual del 4,5%, a pesar de pasar por diversos huracanes, destacando que los fragmentos trasplantados en profundidades mayores (de 11,2 a 12,4 m) alcanzaron tasas de crecimiento mayores que los que se encontraban a menores (9 a 10,3 m), con $56,8 \pm 4,3$ cm/año y $25,4 \pm 3,7$ cm/año, respectivamente. De manera similar, VanWynen (2020) también subraya la importancia de factores como la especie, el genotipo, la profundidad, la ubicación del sitio y el tipo de fragmento. En su estudio, se encontraron diferencias en la supervivencia y el crecimiento de los fragmentos según la ubicación del sitio, lo que pone de relieve la relevancia de este factor por encima de otros. Esto sugiere que, si bien las diferencias genéticas entre especies y genotipos son importantes, las condiciones específicas del sitio de trasplante pueden tener un impacto mayor en los esfuerzos de restauración.

A pesar de que las especies masivas han sido tradicionalmente excluidas de los métodos de restauración debido a su lento crecimiento, se han realizado esfuerzos importantes para incluirlas en programas de fragmentación (Forsman *et al.*, 2006; Berzins *et al.*, 2008; Page, 2015; Page *et al.*, 2018; Steinberg, 2021). Page (2015), el 2010 trasplantaron fragmentos cultivados *ex situ* durante seis años de las especies *Orbicella faveolata*, *Monastrea cavernosa*, *Stephanocoenia intersepta* y *Siderastrea siderea*, y reportaron que después de 3 años, el 90% de las colonias seguían saludables y creciendo debidamente.

Actualmente, los esfuerzos para la restauración coralina por medio de microfragmentación ha dejado en claro que dos variables influyen en el crecimiento de la supervivencia de los fragmentos: el genotipo de la colonia y el sustrato en el que crecen (Forsman *et al.*, 2015; Knapp *et al.*, 2022; Tortolero-Langarica *et al.*, 2020; Papke *et al.*, 2021). Para un exitoso asentamiento de las colonias, es necesario un adecuado sustrato estable, por ello, varios estudios han comparado la diferencia entre sustratos, como lo pueden ser de cemento, cerámica o plástico (Yap, 2004; Dizon *et al.*, 2008). Papke *et al.* (2021) afirman que, para condiciones de laboratorio, todos los microfragmentos de *A. palmata* tuvieron diferencias significativas en el crecimiento comparando entre estas variables, donde los que estaban sobre bases de cemento presentaron aumento sobre los de cerámica. Aun así, se observó que el genotipo de la colonia tenía una mayor influencia en el crecimiento, donde los genotipos de crecimiento más rápido se pueden fragmentar con mayor frecuencia, para obtener un mayor número de trasplantes. De manera similar, Lirman *et al.* (2014) afirman que los distintos genotipos pueden exhibir diferencias significativas respecto al crecimiento y supervivencia, aunque estén en el mismo ambiente, por lo que es necesario evaluar las respuestas de crecimiento de corales a condiciones ambientales y experimentales tomando en cuenta la influencia de esta variable, para así, minimizar el tiempo de recuperación del ecosistema de la mano con la diversidad genética y genotípica. Drury *et al.* (2017) también concluyen que el genotipo es uno de los factores más importantes para el éxito de la colonia, seguido por el medio ambiente y la plasticidad fenotípica. Esto, por medio de un experimento de trasplante recíproco donde cada arrecife donante, después de la fase de guardería, recibe genotipos de los otros arrecifes donantes además del de su propio sitio. En este encontraron que había genotipos generalistas con tasas de crecimiento y supervivencia altas y consistentes en los diferentes arrecifes, a comparación de otros genotipos especialistas que tenían un rápido crecimiento en ciertos sitios y más lento en otros.

Aparte del sustrato y el genotipo, los materiales con los que se unen los fragmentos también deben ser tenidos en cuenta debido a que, como exponen Dizon *et al.* (2008) y Koval *et al.* (2020), el problema consiste en el desprendimiento de estos del sustrato, el cual es significativamente mayor en corales fijados con pegamento de cianocrilato que con masillas epoxi. Dizon *et al.* (2008) utilizaron de sustrato natural conchas de la almeja gigante, *Tridacna gigas*, similar al esqueleto del coral, para comparar la aplicación, efectividad en la fijación, supervivencia de fragmentos y costo-efectividad para tres adhesivos disponibles (pegamento de cianocrilato o “Super Glue” de Loctite, masilla epoxi y epoxi marino) en 12 especies de coral en el sistema de arrecifes de Bolinao, noroeste de Filipinas. Analizaron supervivencia, costos, efectividad en la fijación, supervivencia, tiempo de fijación y

dificultad de fijación para cada adhesivo. Concluyen que el pegamento de cianocrilato es más fácil de usar, más económico y efectivo en sitios donde no hay oleaje o corrientes, razón por la que es comúnmente usado en guarderías de coral, que están generalmente ubicados en ambientes protegidos. Mientras que las masillas de epoxi y el epoxi marino, a pesar de ser efectivos en la fijación de fragmentos y supervivencia en el trasplante, tienen mayores costos, tiempo y dificultad al aplicarlos.

Según Steinberg (2021), una variable importante en el crecimiento es la especie y el tamaño de los fragmentos, ya que diferentes estructuras, como el tamaño de pólipos, la longitud de los tentáculos, la expresión genética y el tipo de simbiosis, influyen en el crecimiento. Además, la localización del sitio también juega un papel crucial. En el estudio mencionado, la investigación se llevó a cabo en una zona cercana a un puerto de embarque, donde la alta influencia antropogénica afectada la calidad del agua. La turbidez y la entrada de sedimentos en estas áreas impactan negativamente las tasas de crecimiento de las especies fragmentadas.

En términos generales, teniendo en cuenta la influencia del tamaño en el crecimiento de los fragmentos, se cree que para fragmentos con tamaños mayores (más de los 5cm² usuales en microfragmentación) hay menor depredación (Jayewardene *et al.*, 2009; Lirman *et al.*, 2014; Forsman *et al.*, 2015; Page *et al.*, 2018). Por otra parte, para fragmentos con tamaños menores se han encontrado tasas de crecimiento mayores (Jayewardene *et al.*, 2009; Steinberg, 2021). Sin embargo, estas dos variables aún son estudiadas y se encuentran actualmente debatidas en cómo varía la respuesta (si positiva o negativamente) según el tamaño del fragmento. Como ejemplo de ello, en cuanto a la depredación, Steinberg (2021) concluyó que es más viable mantener fragmentos en guarderías *ex situ* y con fragmentos mayores a 5 cm², debido a problemas con la depredación. Similarmente, Jayewardene *et al.* (2009) también comparten este resultado, debido a que los fragmentos más pequeños, definidos como “nubbins”, fueron completamente removidos debido a una alta depredación de peces coralívoros, mientras que los que tenían un promedio mayor de áreas a 4 cm² sólo eran parcialmente consumidos. Otro punto de la discusión lo exponen Page *et al.* (2018), que compararon la supervivencia y crecimiento entre microfragmentos de aproximadamente 1 cm² con otros de mayor tamaño (16-64 cm²) de *O. faveolata* y *M. cavernosa* en arrecifes coralinos de Florida Keys. Estos autores observaron que la depredación inicial ocurrió en los microfragmentos, debido a depredación de peces y otros factores, pero fue ausente en fragmentos más largos, como similarmente ocurre en los estudios anteriormente mencionados de Steinberg (2021) y Jayewardene *et al.* (2009). Aun así, no encontraron diferencias significativas de supervivencia y crecimiento entre fragmentos y microfragmentos. Además, sus resultados expusieron que los microfragmentos de la

especie *O. faveolata* produjeron 10 veces más tejido que los fragmentos más grandes. Y contrarrestando también lo expuesto por Koval *et al.* (2020) en el sureste de Florida, por medio de la microfragmentación de 4 especies de coral masivos (*O. faveolata*, *M. cavernosa*, *Pseudodiploria cavernosa* y *P. strigosa*), afirman que los fragmentos con áreas mayores a 5 cm² son los que presentan mayor depredación en comparación con menores tallas. Registran que, a una semana de haber sido trasplantados, un 8-27% de los fragmentos fueron removidos por peces.

El siguiente paso para futuras investigaciones es impulsar una mayor supervivencia de las colonias después de ser trasplantadas (la fase después de la guardería). Para ello, se debe seleccionar el microhábitat adecuado para una efectiva restauración de los ecosistemas arrecifales coralinos (Edwards, 2010; Ladd *et al.*, 2018; Dehnert *et al.*, 2023; Lustic *et al.*, 2020). Lustic *et al.* (2020), monitoreando las colonias trasplantadas de *M. cavernosa*, *O. faveolata* y *A. cervicornis* durante 18 meses, obtuvieron tasas de supervivencia altas, en los que ningún tipo de mortalidad se presentó durante los primeros tres meses para las especies *M. cavernosa* y *O. faveolata*. Sin embargo, a pesar de la alta supervivencia, las colonias de estas especies masivas presentaron un crecimiento limitado y pérdida de tejido, debido a factores como depredación de caracoles, mordeduras de peces, blanqueamiento de tejido y enfermedades coralinas. En contraste, *A. cervicornis* mostró un crecimiento exponencial, aunque su supervivencia se vio afectada negativamente por el contacto con macroalgas y el zoántido *Palythoa caribaeorum*. Estos resultados resaltan que, aunque las especies masivas pueden ser trasplantadas con bajas tasas de mortalidad inicial, sus tasas de crecimiento lento y la pérdida de tejido representan un desafío a largo plazo. Por otro lado, Schopmeyer *et al.* (2017) respaldan estos hallazgos al mostrar que las especies de acropóridos como *A. cervicornis*, al ser trasplantadas, se comportaron como colonias nativas, presentando supervivencias de más del 70%. Estos estudios sugieren que, aunque tanto las especies masivas como las ramificadas pueden tener altas tasas de supervivencia inicial, las especies masivas enfrentan más desafíos a largo plazo debido a su crecimiento más lento, tasas de regeneración más lentas y mayor susceptibilidad a factores estresantes. Por ello, concluyen que es necesario experimentos controlados en guarderías *ex situ* e *in situ* para determinar el tamaño más efectivo para trasplantar las colonias y así maximizar su crecimiento y supervivencia (Lustic *et al.*, 2020).

3.2.1 Generalidades de las especies

Phylum Cnidaria

Subphylum Anthozoa

Clase Hexacorallia

Orden Scleractinia

Familia Merulinidae

Orbicella faveolata (Ellis & Sollander, 1786)

Según Reyes *et al.* (2010) y Reyes & Santodomingo (2002) esta especie “forma colonias masivas, plocoides, con forma de hongos o platos y puede construir grandes montículos con sus bordes altamente delimitados”. Además, “presenta coloraciones café, gris o verde, en casos especiales hasta tonalidades rojizas y habita en aguas someras entre 0 a 10 m de profundidad, diferenciándose las colonias de menores profundidades en que presentan grandes tamaños y crecen de forma redonda, mientras que las que están en mayores profundidades crecen en protuberancias de manera cónica”.

Esta especie es una de las más abundantes en el PNNCRSB, con una cobertura de aproximadamente 29,9% (Alvarado-Chacón *et al.*, 2020). Sin embargo, actualmente se encuentra categorizada En Peligro (EN) a nivel global, pero Casi Amenazada (NT) en Colombia (Chasqui *et al.*, 2022). Se han reportado presencia de enfermedades como la banda negra (BBD, siglas en inglés) y la manifestación de la enfermedad de manchas oscuras (DSD, siglas en inglés) como “bandas negras” para poblaciones de esta especie desde comienzos de la década de los 2000 (Weil & Rogers, 2011). Además, *O. faveolata* fue la primera especie reportada en los Cayos de Florida en 1997 con la enfermedad de la banda amarilla del Caribe (YBD, siglas en inglés) pero con posibles registros de que pudo haberse visto afectada desde la década de 1980 (Weil & Rogers, 2011). Así como la presencia de otras enfermedades como la pérdida de tejido de coral duro (SCTLD, siglas en inglés) y demás eventos de blanqueamiento que se ven exacerbados por aumentos de la temperatura superficial del mar, bajas salinidades y altos nutrientes (Porto-Hannes *et al.*, 2014; Alvarado-Chacón *et al.*, 2020; Muller *et al.*, 2020). Otras causas de la disminución en sus coberturas van de la mano con factores ambientales locales causados por actividades antrópicas, tales como sobrepesca, sedimentación, contaminación, desarrollo costero, entre otros (Pizarro *et al.*, 2017).

Su historia de vida se caracteriza por ser una especie “robusta”, hermafrodita, con un ciclo gametogénico anual, sin embargo, presenta bajo reclutamiento con una baja abundancia de juveniles en el PNNCRSB (Alvarado-Chacón *et al.*, 2020).

Familia Montastraeidae

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)

Generalmente conocida como “gran coral de estrellas”. Según Reyes *et al.* (2010), las colonias “presentan un crecimiento masivo o incrustante con diámetros de hasta más de dos m, poseen cálices redondos y protruidos con coloraciones amarillas, café, verde o gris, y menos comunes con naranjas intensos”. En el Caribe abarca una variedad de profundidades, desde someras a partir de los 3 m hasta mesofóticas de 100 m, desde plataformas someras con ambientes arrecifales hasta zonas profundas, con colonias de formas plocoides y de menor tamaño (Lesser *et al.*, 2010). Sin embargo, presenta mayores ocurrencias entre los 10 a 60 m a lo largo del Caribe (Budd *et al.*, 2012). Por otra parte, en Colombia también presenta un amplio rango, con registros desde los 5 a 95 m de profundidad (Reyes & Santodomingo, 2002; Reyes *et al.*, 2010).

Esta especie se vio afectada en un segundo evento epizootico de la enfermedad de la peste blanca (WPD-I, siglas en inglés) en los años 1999, además en la década de los 2000 con una cuarta epizootia más virulenta (WPD-III) afectando a *M. cavernosa* en Florida, Islas Vírgenes, Puerto Rico y Venezuela (Weil & Rogers, 2011). En el Caribe, específicamente en el PNNCRSB, esta especie ha sido afectada por la enfermedad de las manchas oscuras (DSD, siglas en inglés) y por la manifestación de su enfermedad como “manchas oscuras tipo II” (Weil & Rogers, 2011). Sin embargo, sus poblaciones no se encuentran reportadas por la IUCN en ninguna categoría de amenaza, ni en el Libro Rojo de invertebrados marinos de Colombia.

Su historia de vida se encuentra caracterizada por presentar una alta tolerancia a niveles elevados de temperaturas, presentar una alta variación fenotípica y capacidad de absorber y utilizar bajas irradiaciones de luz de manera efectiva (Lesser *et al.*, 2010). Sin embargo, existe una falta de información acerca de la manera en la que esta especie responde a formas de reproducción asexual como la fragmentación, que debido a su forma de crecimiento masiva y sus pólipos de gran tamaño (Reyes *et al.*, 2010) pueden hacer que varíe su respuesta a este tipo de métodos de restauración.

Familia Faviidae

Diploria labyrinthiformis (Linnaeus, 1758)

Comúnmente conocida como “coral cerebro común”. Según Reyes *et al.* (2010) presenta “colonias masivas de coloraciones entre naranjas y café amarillento, con crecimiento hemisférico y valles distintivos con surcos profundos por debajo de las crestas. Se encuentra generalmente a 2 m de profundidad, con límites de 50 m si hay incidencia lumínica, y con rangos de temperatura de entre 25 a 29°C (Reyes & Santodomingo, 2002; Reyes *et al.*, 2010). Para esta especie se ha reportado presencia de enfermedades coralinas como la de la peste blanca (WPD, siglas en inglés), banda negra (BBD, siglas en inglés) y pérdida de tejido de coral duro (SCTLD, siglas en inglés) por todo el caribe (Weil & Rogers, 2011). Sin embargo, SCTLD fue reportada recientemente en Florida por Precht *et al.* (2016) en el condado de Miami-Dade donde afectó al 83% de las colonias y redujo las poblaciones a menos del 25% en esa área. Esta enfermedad ha tenido un impacto significativo en las composición de las comunidades coralinas y en los ecosistemas asociados a ellas (Muller *et al.*, 2020; Williamson *et al.*, 2022). A pesar de esto, actualmente no se encuentra reportada por la IUCN en ninguna categoría de amenaza, ni en el Libro Rojo de invertebrados marinos de Colombia.

Su historia de vida está caracterizada por ser una especie hermafrodita simultánea y por ser una de las dos únicas del Caribe que desovan en la primavera. Además, se ha registrado que la eutrofización no es un problema para esta especie debido a aumentos de su cobertura en arrecifes con alta eutrofización en Curaçao (Chamberland *et al.*, 2016). Por otra parte, las colonias de esta especie son generalmente restauradas por medio de procesos de reproducción sexual, con la recolección de gametos de colonias genéticamente diversas, asistiendo en la fertilización a condiciones óptimas (Chamberland *et al.*, 2016; Zepeda-Centeno *et al.*, 2018).

Familia Acroporidae

Acropora palmata (Lamarck, 1816)

Comúnmente conocido como “coral cuerno de alce”. Según Reyes & Santodomingo (2002) y Reyes *et al.* (2010) presentan “colonias plocoides, ramificadas y aborescentes que pueden llegar a medir hasta 2 m de altura y 4 de diámetro, con ramas cónicas paralelas, inclinadas oblicuamente, muy anchas y planas hacia el extremo apical”, con “coralites tubulares de tamaño irregular” y “coloraciones café-amarillo”.

Las poblaciones actuales de esta especie se encuentran En Peligro (EN) desde el año 2000, debido a disminuciones del 60% de cobertura, siendo el Parque Nacional Corales del Rosario

donde mayores reducciones de la especie hay en el Caribe colombiano (García-Urueña *et al.*, 2020, 2022). Esta especie ha presentado una alta disminución, actualmente debido a que, tanto *A. palmata* como *A. cervicornis*, se han visto afectados desde la década de 1980 por el brote de la enfermedad de la banda blanca (WBD, siglas en inglés) y la mortandad masiva de los erizos de mar negros, *Diadema antillarum*. Aunque se había especulado que un patógeno desconocido causaba la mortandad de los erizos, investigaciones recientes han identificado a los escuticociliados, particularmente *Philaster apodigitiformis*, como los responsables de estas mortalidades masivas (Cunning *et al.*, 2023). Sin embargo, las poblaciones de *A. palmata* no se han recuperado a sus densidades anteriores (Weil & Rogers, 2011). Según Weil & Rogers (2011), la mortalidad de las poblaciones sobrevivientes han continuado a lo largo de años debido a la alta recurrencia de la enfermedad de la banda blanca, además de huracanes, tormentas, blanqueamiento, depredación y factores estresantes locales como sedimentación, turbidez, entre otros.

Al ser una de las especies constructoras de arrecife con mayor dominancia en la zona somera, causa una mayor preocupación, que debería conllevar un mayor esfuerzo para la restauración de este (Alvarez-Filip *et al.*, 2009; Pizarro *et al.*, 2014). Su historia de vida está caracterizada por sus altas tasas de crecimiento, por su forma de crecimiento ramificado, además de que estas ramificaciones son consideradas adaptaciones para soportar fuertes oleajes en el ecosistema arrecifal coralino (Reyes & Santodomingo, 2002). Por lo que, a pesar de sus disminuciones, su tipo de crecimiento hace que sea considerada una especie con ventajas en la reproducción asexual por fragmentación, ya que presentan una colonización del sustrato con una tasa de crecimiento más alta en menor tiempo (García-Urueña *et al.*, 2020). Todo lo anteriormente mencionado hace que *A. palmata* sea una buena candidata para la recuperación de sus poblaciones usando guarderías de coral y reproducción asexual (Lirman *et al.*, 2014).

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario ha presentado disminución significativa en sus formaciones coralinas a lo largo de los años (Acosta *et al.*, 2011), debido a enfermedades coralinas y eventos de blanqueamiento, así como contaminantes, sedimentación, sobrepesca y desarrollo costero por actividades antrópicas, causando alta mortalidad parcial en colonias adultas y baja producción de reclutas (Alvarez-Filip *et al.*, 2009; Chamberland *et al.*, 2016; Mumby & Steneck, 2008). Por ello, medidas de restauración deben ser llevadas a cabo. Dentro de estas, la microfragmentación es una

alternativa destacada alrededor del mundo, pero con poca información para el Caribe colombiano. De esta manera surge la pregunta de ¿cómo es el crecimiento, sobrevivencia y fusión de las especies coralinas *Orbicella faveolata*, *Montastraea cavernosa*, *Diploria labyrinthiformis* y *Acropora palmata* en respuesta a la metodología de microfragmentación durante los primeros seis meses posteriores a su instalación en guarderías en una zona intangible como Isla Tesoro en el PNNCRSB?

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar el crecimiento, sobrevivencia y tiempo de fusión de los microfragmentos de *Orbicella faveolata*, *Diploria labyrinthiformis*, *Montastraea cavernosa*, *Diploria labyrinthiformis* y *Acropora palmata* en guarderías localizadas en la Isla Tesoro, PNNCRSB, durante los seis meses posteriores a su instalación en las guarderías.

5.2 Objetivos específicos

1. Determinar la tasa de crecimiento de los microfragmentos para cada especie y para cada colonia donante, durante seis meses.
2. Estimar el porcentaje de sobrevivencia de los microfragmentos de las especies escogidas durante los seis meses posteriores a su instalación en las guarderías.
3. Determinar el porcentaje y tiempo para la fusión de los microfragmentos en los seis meses de estudio.

6. HIPÓTESIS

- La respuesta a la implementación del método de microfragmentación varía de acuerdo con la especie, por lo que se espera que *A. palmata* exhiba una tasa de crecimiento superior, seguida por *O. faveolata*. Por otra parte, tanto *D. labyrinthiformis* como *M. cavernosa* mostrarán tasas de crecimiento más lentas. A parte de esto, el crecimiento también va a variar entre las colonias de cada especie.
- *O. faveolata* y *A. palmata* tendrán los porcentajes de sobrevivencia más altos en las guarderías *in situ*, seguido por *D. labyrinthiformis*. *M. cavernosa* exhibirá porcentajes más bajos en comparación.
- *O. faveolata* y *A. palmata* serán los primeros en presentar fusión de sus microfragmentos a través de la extensión esquelética en sus respectivos sustratos. En contraste, *M. cavernosa* mostrará los porcentajes más bajos de fusión.

7. METODOLOGÍA

7.1 Área de estudio

El Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), específicamente el archipiélago de las Islas del Rosario, localizado en la costa Caribe colombiana, se compone de 28 islas de origen coralino y varios bancos (Navas *et al.*, 1998). El PNNCRSB presenta un clima tropical, con una época climática seca (de diciembre a abril) y una de lluvias (de mayo a noviembre), estando el periodo de estudio en esta última, generalmente con aguas más cálidas, de aproximadamente 29°C debido al debilitamiento de los vientos alisios, lluvias frecuentes y mayores descargas del Canal del Dique que incrementa la turbidez (Solano *et al.*, 1993; Cendales *et al.*, 2002; Restrepo *et al.*, 2016; Vega-Sequeda *et al.*, 2017). Se encuentra dentro de la Zona de Convergencia Intertropical bajo los vientos alisios de noroeste a sureste, con temperatura media anual de agua de mar de 27.5°C, salinidad promedio de 35 mg/l y precipitación media anual de 1013,1 mm. Durante la época lluviosa (de mayo a noviembre), el archipiélago presenta influencias temporales por escorrentías continentales desde la Bahía de Barbacoas (Sánchez, 1995).

En cuanto a las características oceanográficas, las Islas del Rosario han presentado un incremento en la frecuencia e intensidad de eventos oceánicos extremos, donde las condiciones oceanográficas y meteorológicas sobrepasan los niveles “normales”. Entre estos, las altas temperaturas han generado eventos de blanqueamiento coralino, como los ocurridos en el 2005 y 2010, que conllevó un papel en la pérdida de cobertura coralina. Por otra parte, también los fuertes oleajes junto con descargas continentales provocados por fuertes lluvias (Restrepo *et al.*, 2016; Vega-Sequeda *et al.*, 2017).

Dentro del PNNCRSB, se encuentra Isla Tesoro (10°14'05.85" N - 75°44'19.05" O, Figura 1), declarada como una zona intangible, por ello, no hay actividades turísticas, y presenta un oleaje moderado debido a la presencia de una barrera arrecifal con funciones protectoras con 7.5 m de extensión (Díaz *et al.*, 2000; Cortés-Useche & Mendoza, 2012) En Tesoro se han reportado incrementos en los eventos de blanqueamiento y enfermedades después de perturbaciones naturales. Según la base de datos MUR (Multiscale Ultrahigh Resolution) con resolución espacial de 1 km (GHRSSST Level 4 MUR Global Foundation Sea Surface Temperature Analysis) obtenido en el PODAAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center) de la NASA, para los meses entre junio y diciembre del 2022 se han presentado temperaturas altas de hasta 29.8°C en Isla del Tesoro (Figura 2) y anomalías de hasta por encima de los 0.5°C de lo registrado desde el año 2003 hasta el 2022 (Figura 3).

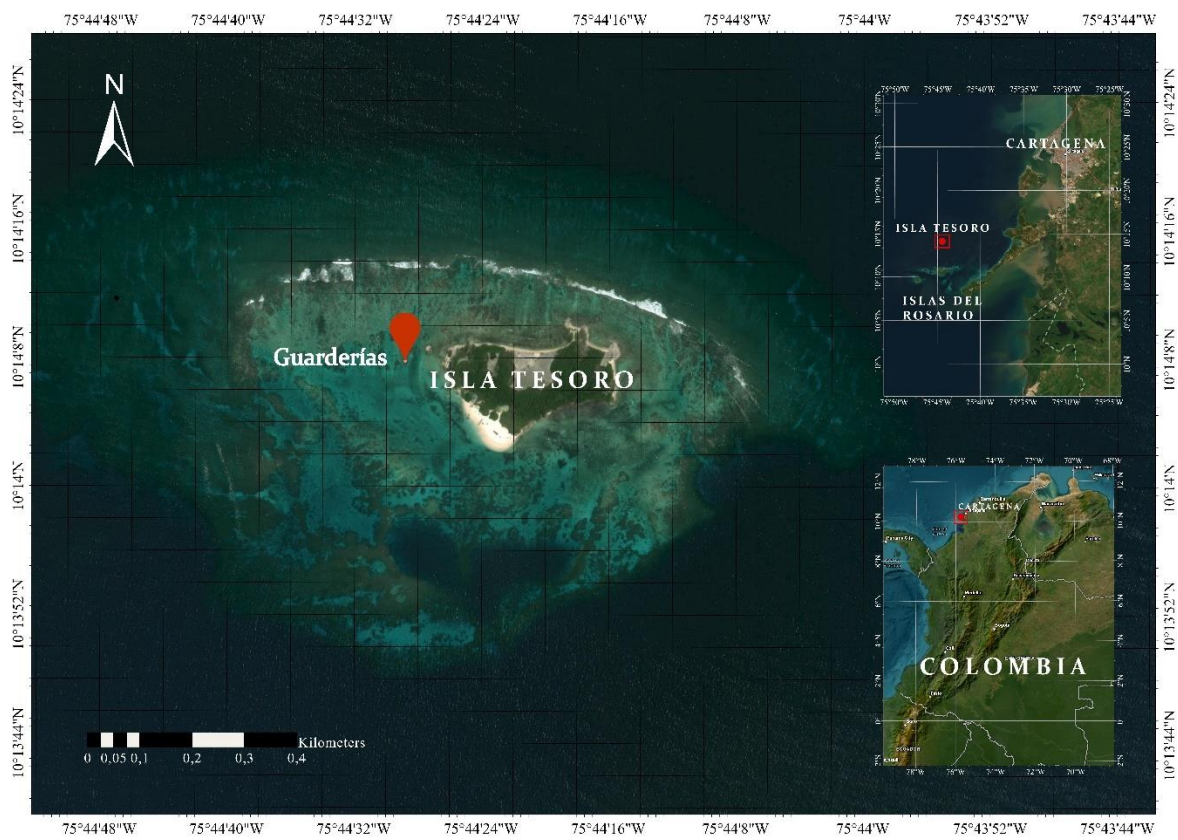


Figura 1. Mapa del área de estudio en Isla Tesoro, PNNCRSB, Caribe colombiano. El círculo blanco representa el sitio donde se encuentran las guarderías de coral.

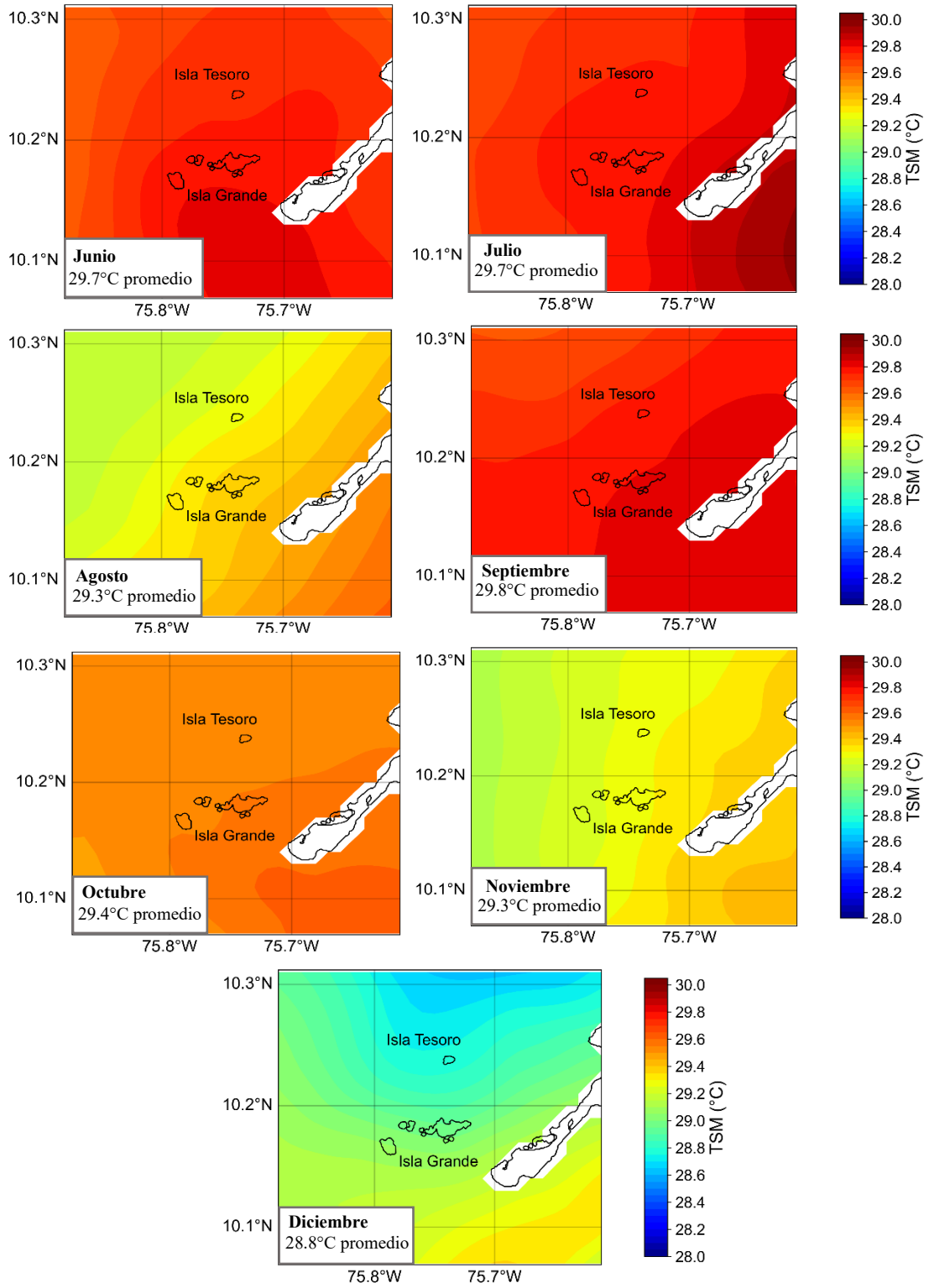


Figura 2. Temperatura superficial del mar (TSM) en Islas del Rosario, PNNCRSB, durante el tiempo de estudio (junio a diciembre del 2022).

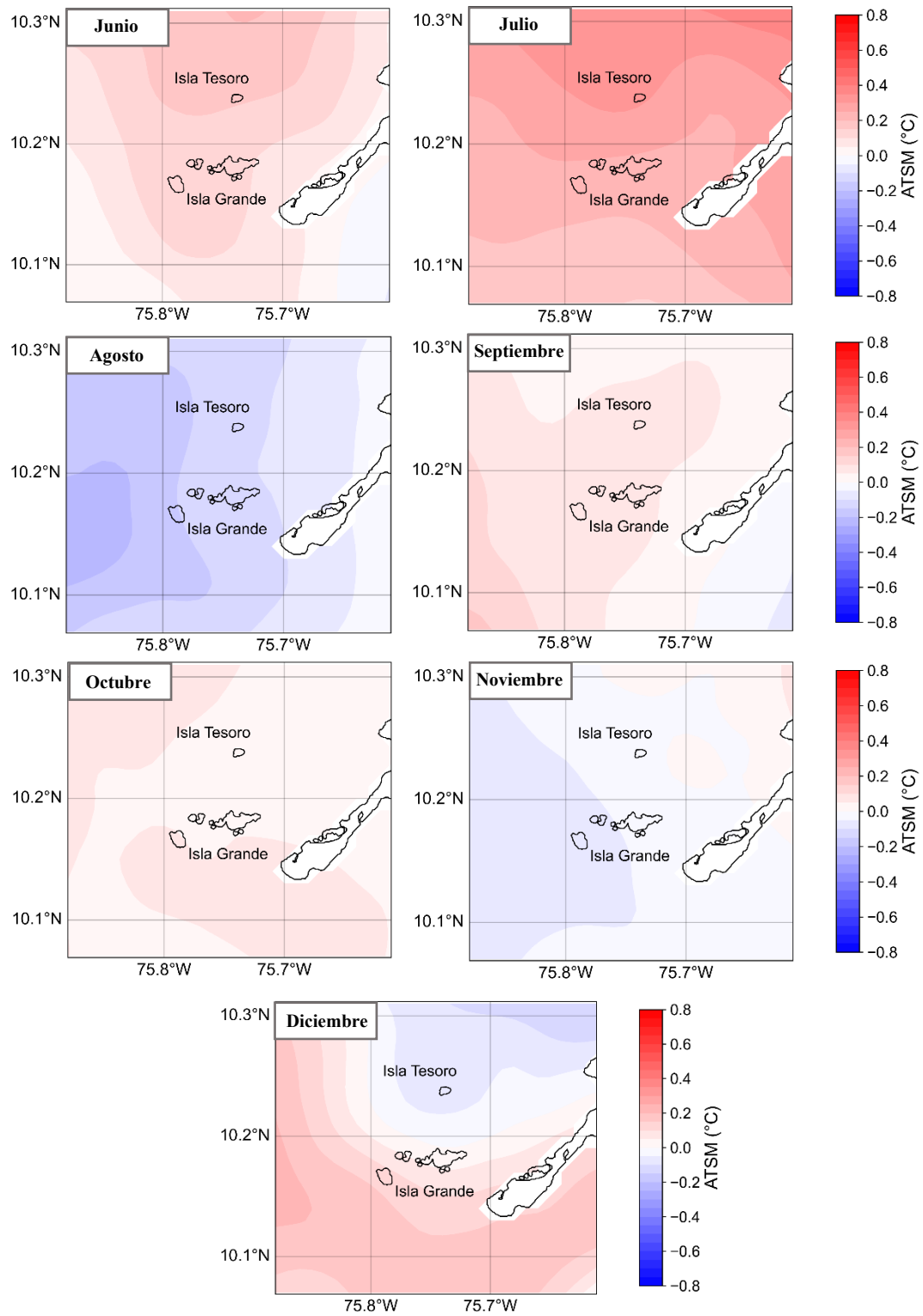


Figura 3. Anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en Islas del Rosario, PNNCRSB, durante el tiempo de estudio (junio a diciembre del 2022).

7.2 Diseño metodológico

7.2.1 Selección de colonias

Se seleccionaron y recolectaron colonias donantes de cuatro especies de coral por parte de miembros de Parques Nacionales Naturales y la fundación ECOMARES, para comparar la respuesta de tres especies masivas (*O. faveolata*, *M. cavernosa* y *D. labyrinthiformis*) que están siendo actualmente más usadas en la restauración gracias a que son especies constructoras de arrecife y resilientes a estrés térmico (Page *et al.*, 2018). Además, por solicitud expresada de funcionarios del sistema de Parques Nacionales Naturales, se seleccionó una colonia de la especie ramificada (*Acropora palmata*), perteneciente al género más empleado en mecanismos de fragmentación debido a sus altas tasas de crecimiento y facilidad para el trasplante, (Koval *et al.*, 2020), pero que es muy escasa en el PNNCRSB. Se obtuvieron colonias saludables de al menos 20x20 cm, distanciadas al menos a unos 5 metros para maximizar la posibilidad de muestrear colonias genotípicamente distintas y no clones (Baums *et al.*, 2006, 2019; Foster *et al.*; 2007). La cantidad de colonias colectadas se debió a la disponibilidad de estas saludables en el sitio de muestreo: 14 colonias de *O. faveolata* y 8 de *M. cavernosa* (en las coordenadas 10°11'12.73"N, 75°43'39.47"W, Figura 4), 4 colonias de *D. labyrinthiformis* (10°10'13.44"N, 75°45'17.42"W, Figura 4) y 1 colonia de *A. palmata* (10°11'12.36"N, 75°43'41.71"W, Figura 4).

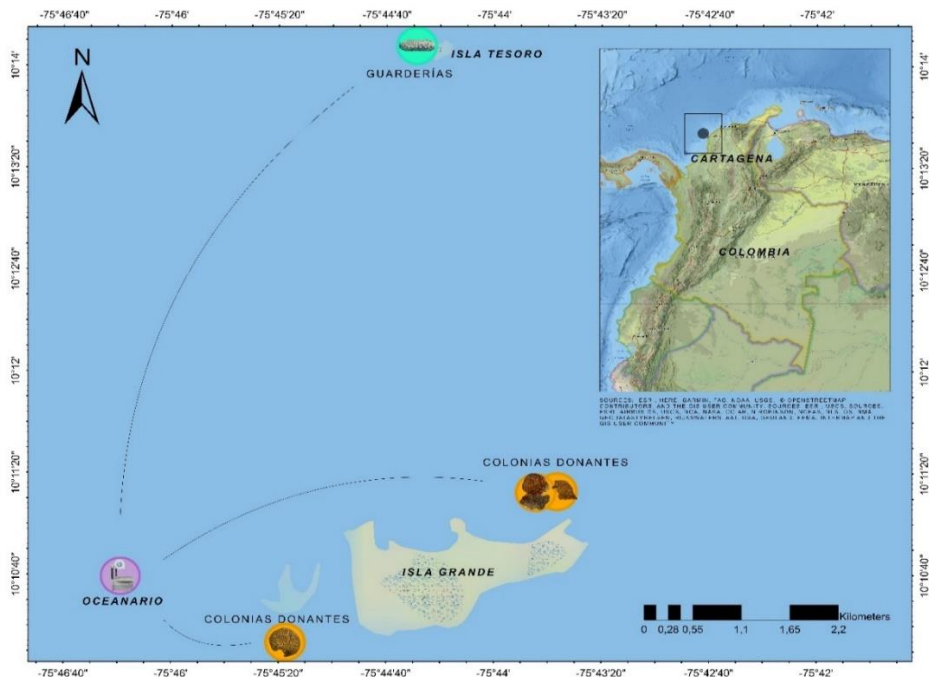


Figura 4. Mapa del área de estudio en el PNNCRSB, Caribe colombiano. Los círculos naranjas representan los sitios donde se recolectaron las colonias, el morado donde se realizó la fragmentación y el círculo verde donde se encuentran las guarderías.

7.2.2 Microfragmentación

Las colonias recientemente recolectadas, se diferenciaron con distintos códigos (Tabla 1) y se colocaron en cajas plásticas grandes con agua recién recolectada del mar y lejos de la incidencia solar (Figura 5).

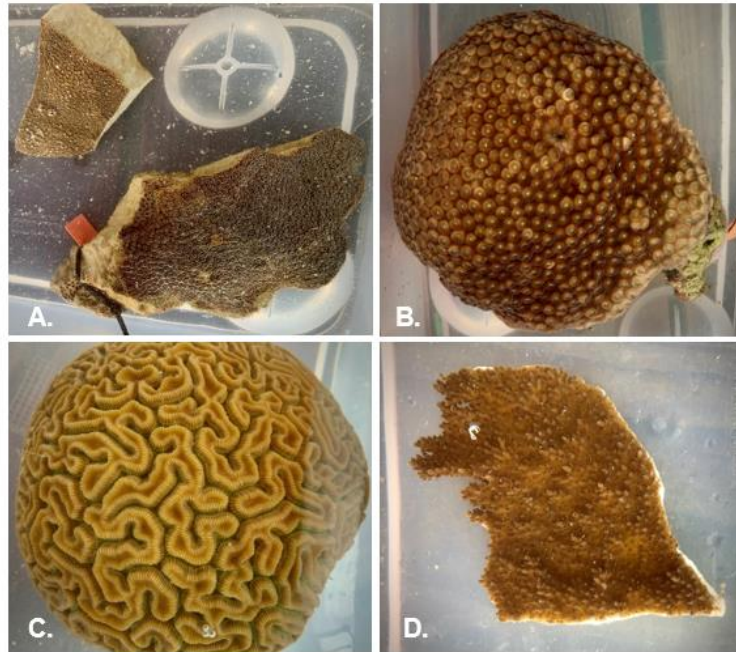


Figura 5. Colonias donantes colocadas en canastas con agua de mar, antes de ser fragmentadas. (A) *Orbicella faveolata* (B) *Montastraea cavernosa* (C) *Diploria labyrinthiformis* (D) *Acropora palmata*.

Como mencionado anteriormente, se asignaron códigos específicos a las colonias recolectadas (Tabla 1), con el fin de facilitar su seguimiento en las guarderías. Esto permitió mantener un registro ordenado de cada colonia donante y su correspondiente base de cemento.

Tabla 1. Códigos de las colonias recolectadas *in situ* para cada especie ubicada en las guarderías de Isla Tesoro, PNNCRSB, Caribe colombiano.

Cama 1		Cama 2		Cama 3	
Especie	Código	Especie	Código	Especie	Código
<i>Montastraea cavernosa</i>	72N	<i>Orbicella faveolata</i>	6N	<i>Montastraea cavernosa</i>	64N
<i>Montastraea cavernosa</i>	68N	<i>Orbicella faveolata</i>	8N	<i>Orbicella faveolata</i>	26N
<i>Orbicella faveolata</i>	14N	<i>Orbicella faveolata</i>	24N	<i>Orbicella faveolata</i>	22N
<i>Montastraea cavernosa</i>	70N	<i>Orbicella faveolata</i>	20N	<i>Orbicella faveolata</i>	18N
<i>Acropora palmata</i>	13A	<i>Orbicella faveolata</i>	2N	<i>Montastraea cavernosa</i>	74N
<i>Orbicella faveolata</i>	30N	<i>Montastraea cavernosa</i>	62N	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	114Y
<i>Orbicella faveolata</i>	12N	<i>Orbicella faveolata</i>	10N	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	110Y
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	109Y	<i>Diploria labyrinthiformis</i>	113Y	<i>Montastraea cavernosa</i>	65N
<i>Orbicella faveolata</i>	104Y	<i>Montastraea cavernosa</i>	116Y	-	-
-	-	<i>Orbicella faveolata</i>	16N	-	-

La microfragmentación se dividió en cuatro pasos (Figura 6). Como primer paso, con la ayuda de cincel y martillo, se fragmentaron las colonias y se removió la mayor parte de tejido esquelético, teniendo cuidado de hacer el menor contacto posible con el tejido vivo. Luego se llevó a cabo la microfragmentación haciendo uso de la máquina Gryphon Aqua Saw Diamond con bandas de diamante. En esta, al remover la mayor cantidad de tejido esquelético, no causa un esfuerzo mayor a la máquina microfragmentadora y así se alarga la vida útil de las bandas de diamante. En este paso, se eliminó el esqueleto restante, dejando la cantidad necesaria para que el tejido vivo no resultara afectado y proporcionando una base adecuada para su fijación al sustrato. Además, se hicieron los respectivos cortes transversales al tejido vivo, con el fin de que queden de aproximadamente 1 cm² de área superficial, Figura 7A (Koval *et al.*, 2020; Page *et al.*, 2018). Según cada especie, se observaron ciertos aspectos biológicos. Para *O. faveolata* se observó la presencia de al menos 6 pólipos por microfragmento, lo cual generalmente corresponde aproximadamente a 1 cm² de área superficial en esta especie. En el caso de *M. cavernosa*, se necesitaba sólo un pólipo completo para cubrir 1 cm² debido a su mayor tamaño. Esto se tiene en cuenta debido a que su método de reproducción asexual involucra la gemación extratentacular, que implica la formación de un nuevo pólipo a través de la invaginación del tejido epidérmico del pólipo madre (Reyes *et al.*, 2010). En contraste, *D. labyrinthiformis* se fragmentó de tal manera que garantizara la presencia de al menos 2 crestas y 1 valle para facilitar la correcta ejecución de su reproducción intratentacular, que conlleva la formación de las láminas que formarán los mesenterios (Reyes *et al.*, 2010). En el caso de *A. palmata*, se requería únicamente la presencia de pólipos en las dos caras del fragmento, dada su naturaleza de crecimiento ramificado.

El tercer paso consistió en la eliminación del mucus con tres contenedores con agua de mar colocados de manera consecutiva (Figura 6C), y usando jeringas para provocar una pequeña corriente de agua sobre el tejido vivo para remover el mucus causado por el estrés de los microfragmentos. Finalmente, los microfragmentos fueron secados rápidamente y pegados en las bases de cemento con el uso de pegamento de cianoacrilato, conocido como Super Bonder de la marca de Loctite. Los microfragmentos eran posteriormente dispuestos en grupos de cinco sobre cada base de cemento (Figura 7B). Estas bases, junto con los microfragmentos adheridos, fueron colocados en mallas contenidas dentro de canastas adicionales llenas de agua de mar (Figura 7C), con el propósito de facilitar su posterior instalación en las guarderías.

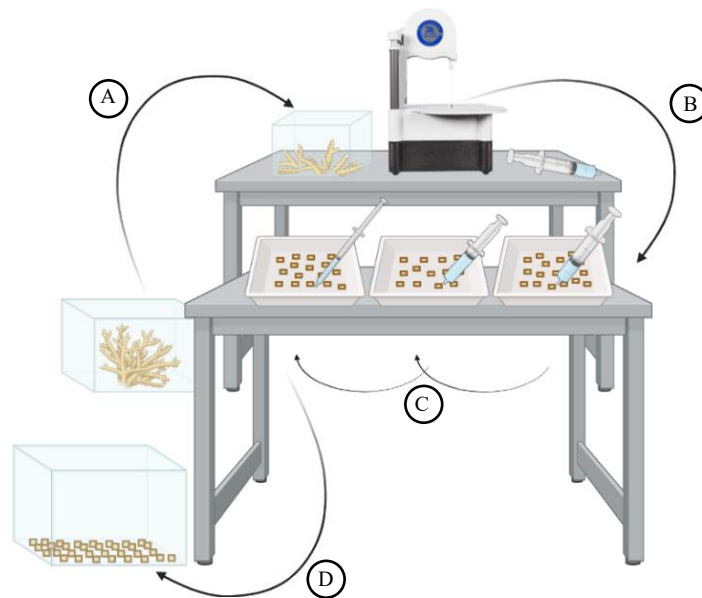


Figura 6. Pasos para realizar la microfragmentación. (A) Fragmentación de colonias (B) Microfragmentación (C) Limpieza de mucus (D) Recolección de microfragmentos limpios.

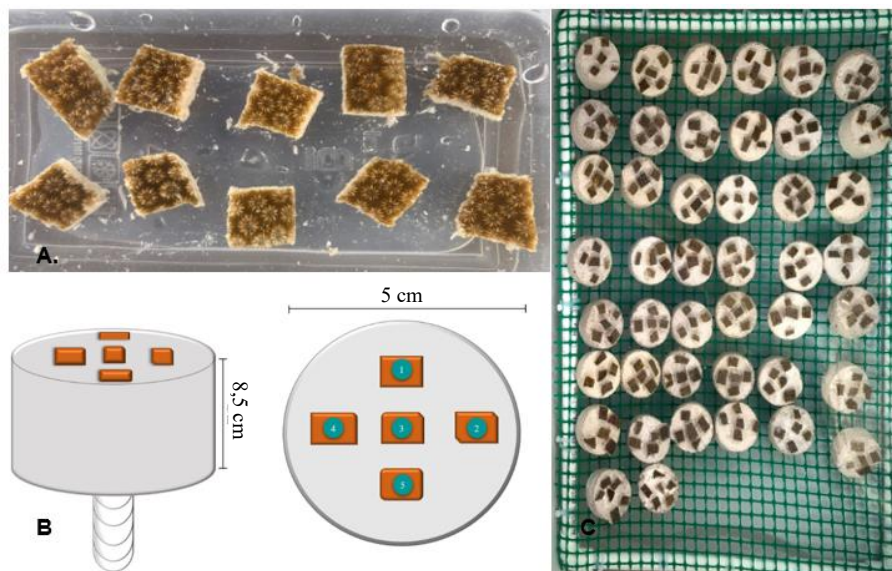


Figura 7. (A) Microfragmentos de *Orbicella faveolata* luego de la remoción de mucus. (B) Disposición de los microfragmentos en las bases de cemento. (C) Bases de cemento con microfragmentos posterior a su instalación en las guarderías.

7.2.3 Montaje de las camas

Se instalaron 3 camas ubicadas a 5 m de profundidad en Isla Tesoro, debido a que es una zona protegida de los vientos, lejos de arrecifes para evitar competencia y depredación, y es fácil de manejar si no se cuenta con buceo autónomo. Estas camas estaban compuestas por armazones de

varillas de hierro $\frac{5}{8}$ ' con dimensiones de 1.5 metros de altura y 3 metros de ancho. De estas estructuras, 1 metro de altura se encontraba enterrado en la arena submarina. Encima de las varillas, se ubicó una malla gris, donde se insertaron las bases de cemento que contenían los microfragmentos adheridos (Figura 8A). Estas bases fueron transportadas en canastas con agua de mar desde el lugar de trabajo de microfragmentación hasta Isla Tesoro (Figura 4). Una vez allí, y diferenciadas por sus respectivas colonias mediante etiquetas y códigos numéricos (Tabla 1), se distribuyeron aleatoriamente en las diferentes camas. Este enfoque busca mitigar el riesgo de mortalidad total de una especie que podría ocurrir por factores externos, distribuyendo el orden de las especies en las diversas camas de manera estratégica (como se ejemplifica en la Figura 8B).

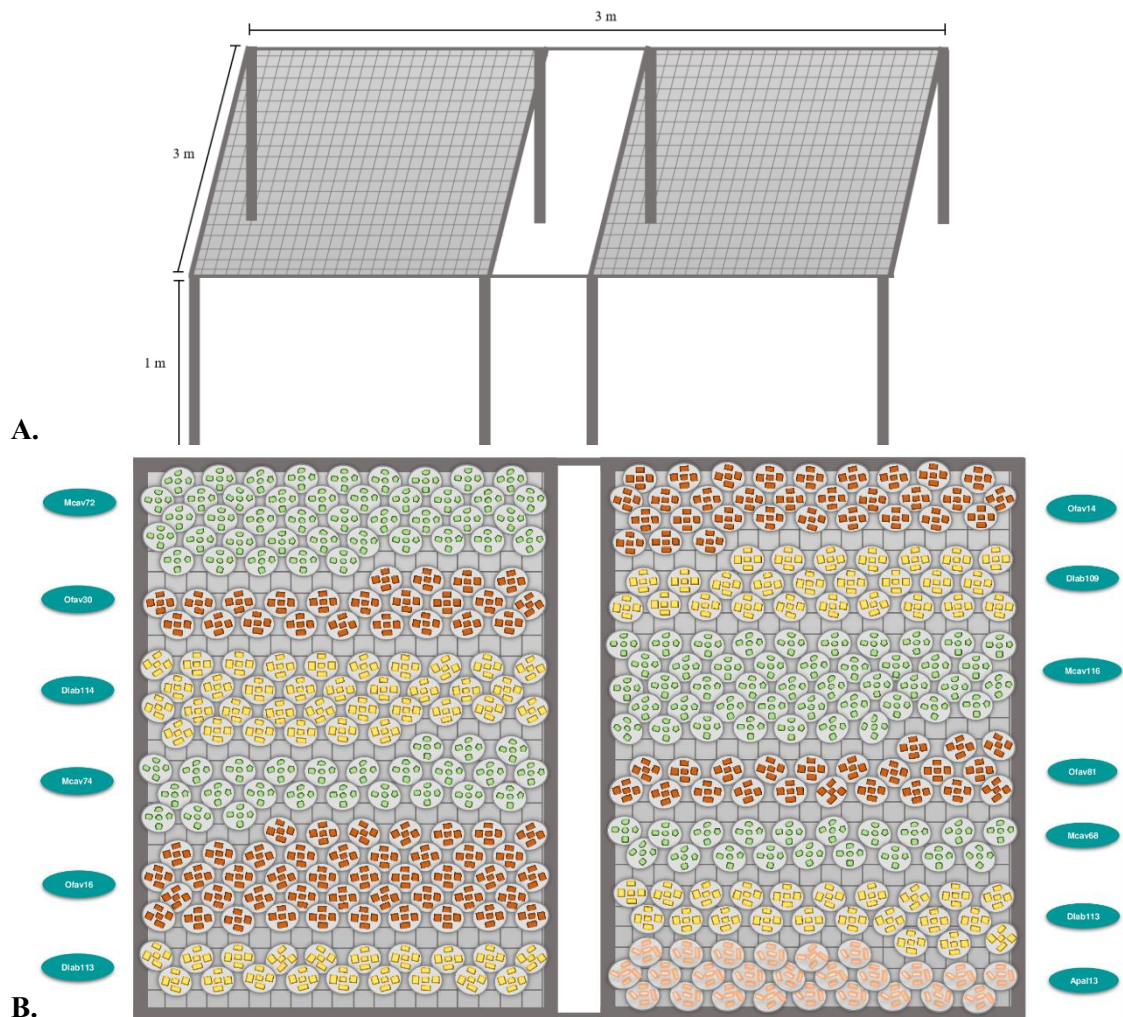


Figura 8. Esquema de las guarderías (A) Camas (B) Ejemplo de la disposición de las colonias en las camas.

7.2.4 Limpieza de las guarderías y toma de fotografías

Para la limpieza de las guarderías que se llevó a cabo mensualmente, dos “jardineros de coral” de Conservación Internacional, usaron tres tipos de cepillos: de dientes (pequeño), mediano y grande, con los cuales se limpian las bases de cemento, camas y mallas. Esto para evitar que organismos asociados a los corales, tales como algas, cangrejos y gusanos de fuego afecten negativamente al crecimiento de los fragmentos. De cada especie, se llevó a cabo un monitoreo mensual, desde junio a diciembre del 2022, del 10% de las bases de cemento sembradas (comúnmente llamada galletas), lo cual fue una meta acordada en conjunto con Conservación Internacional para asegurar un seguimiento representativo de las colonias restauradas, resultando en un total de 144 bases. Para *O. faveolata* se monitorearon 4 bases de cemento por colonia (con un total de 69 bases); para *D. labyrinthiformis* 4 bases por colonia (total 16 bases); para *M. cavernosa* 8 bases por colonia (total 53 bases); y para *A. palmata* 6 bases por colonia (total 6 bases). El monitoreo consistió en la toma de fotografías para su posterior análisis, utilizando una cámara Olympus OM System Tough TG-7. Estas fotografías se tomaron de tal forma que se pudiera observar la extensión horizontal y la altura de los fragmentos. Para la extensión, las fotos se tomaron horizontalmente, determinando el área superficial de cada microfragmento en la galleta; mientras que la altura se registró verticalmente, tratando de obtener un ángulo de 90° (Madin *et al.*, 2014). Para todo tipo de fotografía se usa un calibrador para obtener la escala y así, posteriormente, utilizar el programa de proceso de imágenes digitales *ImageJ*, que arroja datos del área de cobertura superficial y la longitud de cada fragmento (Schneider *et al.*, 2012). Con esto, también es posible observar el tiempo de fusión y porcentaje de supervivencia de cada colonia.

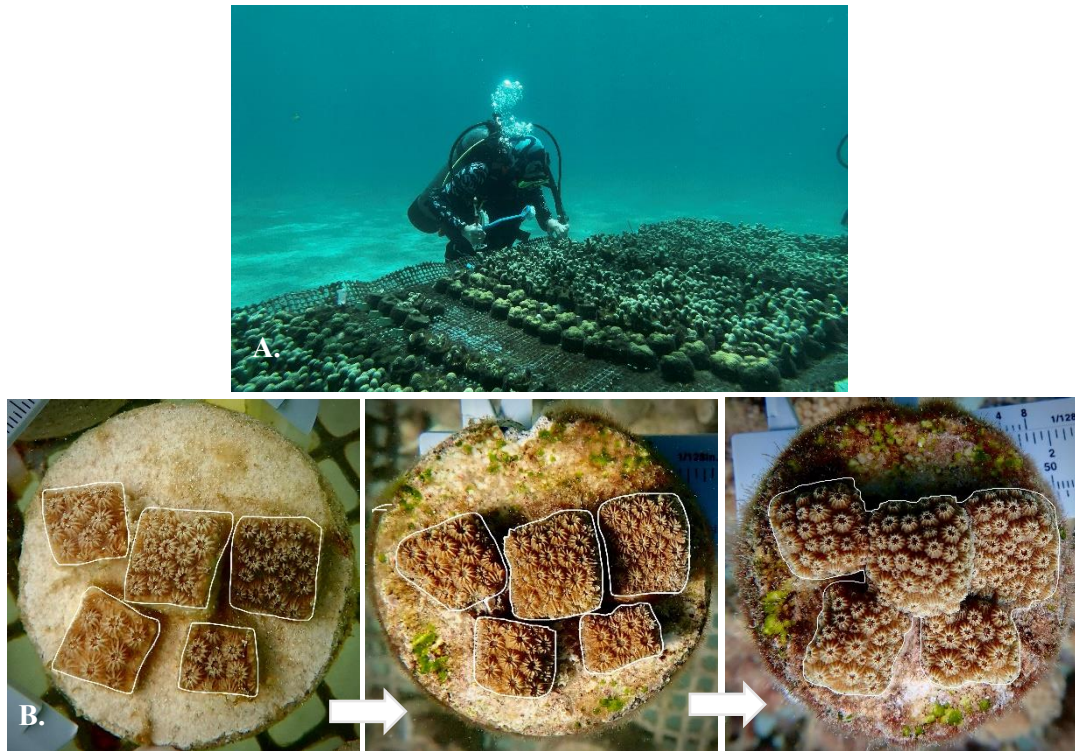


Figura 9. (A) Limpieza de las guarderías (B) Fotografías de monitoreo.

7.3. Análisis estadístico

La unidad muestral era la base de cemento con 3 a 5 microfragmentos, dependiendo de la especie. Aunque se monitorearon distintas colonias de cada especie (14 colonias para *O. faveolata*, 8 para *M. cavernosa*, 4 para *D. labyrinthiformis* y 1 para *A. palmata*), el análisis se centró en la respuesta de los microfragmentos según la colonia donante y la especie correspondiente. Para cada variable se realizaron comparaciones entre genets de la misma especie y entre especies.

El área superficial (cm^2), altura (cm), sobrevivencia (%) y fusión (%), fueron sometidos a evaluaciones de normalidad para determinar la idoneidad de aplicar pruebas estadísticas paramétricas o no paramétricas. La normalidad se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilks, y la homocedasticidad de varianzas se examinó mediante la prueba de Levene con el uso del software Statgraphics Centurion 19 (Zar, 2010). Los resultados se expresan como promedio \pm desviación estándar.

Para los datos que cumplieron con los supuestos de normalidad de Shapiro-Wilk y homocedasticidad de Levene, se realizó un ANOVA de medidas repetidas para investigar posibles diferencias significativas entre especies y colonias a lo largo de los meses de estudio. En casos donde la

normalidad o la homocedasticidad no se cumplían, se optó por la prueba de Friedman (Zar, 2010). Posteriormente, se empleó la prueba de Tukey para identificar pares específicos entre especies, colonias donantes y meses que mostraran diferencias significativas.

Para la especie *A. palmata*, el seguimiento del crecimiento se vio limitado debido a la disponibilidad de esta especie en la zona de estudio. Sólo se monitoreó una colonia, y de las pocas bases de cemento con microfragmentos disponibles ($n = 6$), sólo una sobrevivió para el adecuado monitoreo de esta variable durante el estudio. Debido a esta limitación en la cantidad de datos disponibles, *A. palmata* no fue incluida en los análisis de crecimiento de igual manera como se presentan las otras especies.

El seguimiento del crecimiento de *O. faveolata*, *M. cavernosa* y *D. labyrinthiformis*, se realizó analizando las áreas superficiales (cm^2) y tasas de crecimiento (cm^2/mes). Para evaluar las áreas superficiales, se utilizaron gráficos boxplot-violín realizados en RStudio. Estos gráficos (Figura 10, y con sus respectivos valores en la Tabla 2) presentan los rangos de los cuartiles y la mediana de las áreas superficiales (cm^2) de los microfragmentos de cada especie. El valor del cuartil 1 (Q1) deja por debajo el 25% de los datos. El segundo cuartil, o mediana, acumula el 50% de los datos por debajo y el otro 50% por encima. Mientras que el cuartil 3 (Q3) deja por debajo el 75% de los datos y por encima el 25%. Lo que significa que los valores externos de cada cuartil son los que conforman la caja en el boxplot, que abarca el 50%, denominado rango intercuartil (IQR). Estos valores se expresan gráficamente en la Figura 10, siendo información esencial para interpretar la variabilidad y distribución del crecimiento entre especies, ya que permite identificar de forma visual las diferencias en la dispersión y densidad de los datos, así facilitando una comparación más detallada entre los patrones de crecimiento y distribución de las áreas superficiales.

Para evaluar la sobrevivencia de los microfragmentos de coral, se clasificó el estado de cada base de cemento en una de cuatro categorías, según el número de microfragmentos vivos en cada base de cemento: “totalmente vivo” cuando los cinco fragmentos estaban vivos; “mayoría vivo” cuando tres o cuatro microfragmentos permanecían vivos; “mayoría muerto” si solo uno o dos microfragmentos sobrevivían; y “totalmente muerto” cuando ninguno sobrevivía. Estas categorías permitieron una evaluación detallada del estado de los microfragmentos a lo largo del tiempo. Estas categorías, establecidas y definidas en conformidad con lo acordado en el convenio con Conservación Internacional, permitieron una evaluación detallada del estado de los microfragmentos a lo largo del tiempo.

De manera similar, para evaluar la fusión de los microfragmentos, se clasificó cada base de cemento entre dos categorías: “presentó fusión”, cuando al menos dos microfragmentos se habían fusionado entre sí, y “no presentó fusión”, cuando no se observó ninguna.

Tanto para sobrevivencia como fusión se utilizaron pruebas de χ^2 -cuadrado (chi-cuadrado) para evaluar la existencia de relaciones significativas entre estas variables durante el periodo de estudio con el uso del software Statgraphics Centurion 19.

8. RESULTADOS

En total se monitorearon el 10% de las bases de cemento de coral, siendo un total de 144 bases (cada una con 5 microfragmentos): 69 de *Orbicella faveolata*, 53 de *Montastraea cavernosa*, 16 de *Diploria labyrinthiformis* y 6 de *Acropora palmata* en tres guarderías que se instalaron en Isla Tesoro, PNNCRSB. A estas se les hizo el seguimiento en cuanto a crecimiento, sobrevivencia y fusión durante 183 días (\approx 6 meses).

8.1 Crecimiento

8.1.1. Crecimiento de las especies

Sólo se tomaron en cuenta las bases de cemento con microfragmentos que permanecieron vivos durante todo el monitoreo (*O. faveolata* n=43, *M. cavernosa* n=30, *D. labyrinthiformis* n=14 y *A. palmata* n=1). Esta decisión se tomó para asegurar que los datos de crecimiento reflejaran el desarrollo continuo a lo largo del tiempo. Se encontraron diferencias significativas entre las especies para el área superficial (cm^2) a través de los meses (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,004$), siendo estas diferencias entre los dos pares de especies *D. labyrinthiformis* – *M. cavernosa* y *A. palmata* – *M. cavernosa* (Tukey, $p < 0,05$). En cuanto a *A. palmata*, sólo los microfragmentos de una base de cemento presentó sobrevivencia, por lo que no se pudo incluir en el análisis completo de crecimiento.

Para *O. faveolata*, la mediana de las áreas superficiales tiende a aumentar del día 1 al 160, para luego disminuir ligeramente en el día 183 (Figura 10A y Tabla 2). *M. cavernosa* tuvo una tendencia de aumentar hasta el día 109, para luego disminuir del día 128 al 183 (Figura 10B y Tabla 2). Una tendencia similar ocurrió en *D. labyrinthiformis*, en el que las medianas aumentaron progresivamente hasta el día 109, disminuyeron en el día 128, aumentaron ligeramente en el día 160 y volvieron a disminuir en el 183 (Figura 10C y Tabla 2). Este patrón sugiere que los microfragmentos de coral tendieron a experimentar un crecimiento inicial rápido seguido de una estabilización. Se encontraron diferencias significativas en las áreas superficiales dentro de cada periodo de tiempo para cada especie (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,004$). Además, se encontraron algunos datos atípicos en los

datos (Figura 10) sugiriendo heterogeneidad en la respuesta de los microfragmentos. En términos de crecimiento relativo, los microfragmentos de *O. faveolata* aumentaron su área superficial 2,23 veces, los de *M. cavernosa* 1,30 veces y los de *D. labyrinthiformis* 1,65 veces en comparación con sus áreas iniciales.

Por otra parte, la única base de cemento de *A. palmata* que se pudo tener en cuenta para la variable de crecimiento mostró un aumento continuo en el área superficial, pasando de 5,736 cm² en el primer día de monitoreo a 18,169 cm² en el último, lo que representa un incremento de más del triple de su extensión inicial (3,17 veces). Aunque no se pudieron realizar comparaciones significativas debido a la limitada cantidad de datos, los pocos fragmentos en esta base de cemento que sobrevivieron presentaron un crecimiento continuo durante el periodo de estudio.

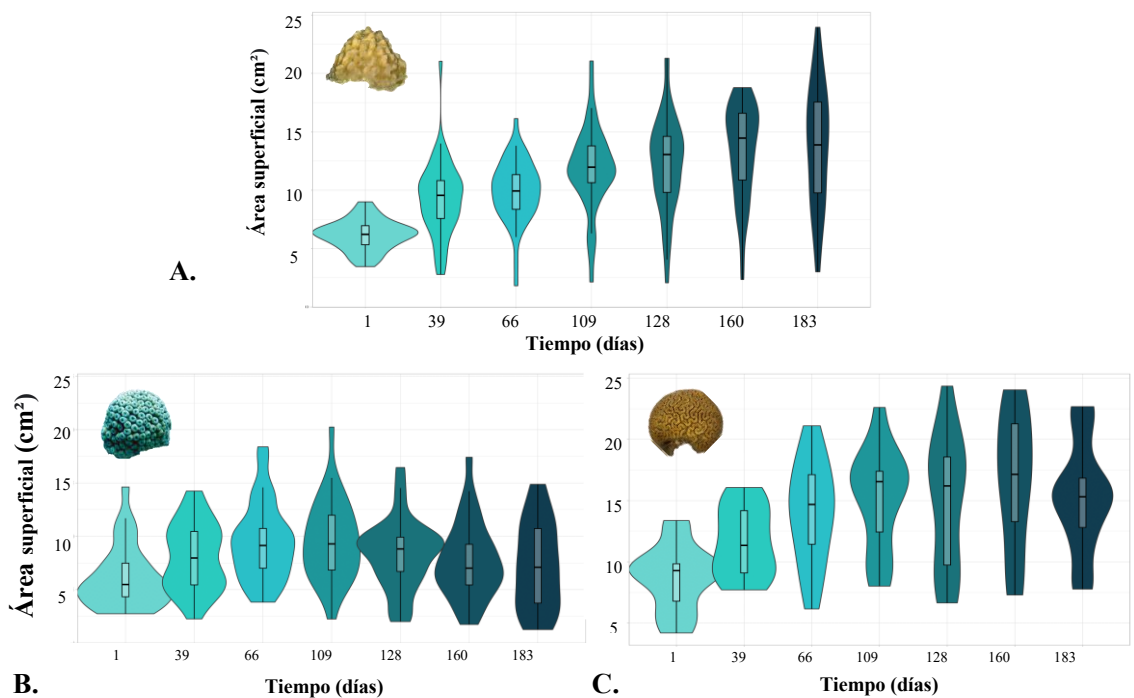


Figura 10. Área superficial (cm²) de los microfragmentos de (A) *Orbicella faveolata* (n = 43), (B) *Montastraea cavernosa* (n = 30) y (C) *Diploria labyrinthiformis* (n = 14) durante el tiempo de estudio.

Tabla 2. Distribución de las áreas superficiales (cm²) de cada especie para los microfragmentos en sus bases de cemento a lo largo del tiempo (días), expresados según su primer cuartil (Q1), mediana (Q2) y tercer cuartil (Q3).

Especie	Tiempo (días)	Primer cuartil (Q1)	Mediana (Q2)	Tercer cuartil (Q3)
<i>Orbicella faveolata</i>	1	5,327	6,218	6,955
	39	7,575	9,557	10,819
	66	8,361	9,932	11,330
	109	10,642	11,969	13,788
	128	9,811	13,053	14,606
	160	10,868	14,458	16,584
	183	9,766	13,877	17,545
<i>Montastraea cavernosa</i>	1	4,331	5,479	7,479
	39	5,440	7,966	10,455
	66	7,006	9,140	10,740
	109	6,839	9,288	11,974
	128	6,704	8,816	9,917
	160	5,438	7,015	9,245
	183	3,738	7,099	10,726
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1	6,791	9,285	9,844
	39	9,095	11,347	14,183
	66	11,438	14,686	17,121
	109	12,437	16,547	17,393
	128	9,737	16,199	18,565
	160	13,286	17,146	21,269
	183	12,809	15,347	14,183

En cuanto a las tasas de crecimiento, no hubo diferencias significativas entre las especies (Friedman, $p = 0,102$). Sin embargo, la especie con una mayor tasa de crecimiento es *O. faveolata*, mientras que la obtuvo una menor tasa fue *M. cavernosa* (Tabla 3). Las tasas de crecimiento promedio están acompañadas de errores estándar, lo que refleja la variabilidad en las estimaciones dentro de cada especie. Por lo tanto, aunque no se detectaron diferencias significativas en la comparación global, la variabilidad en las tasas de crecimiento puede influir en la interpretación de los resultados y debería ser considerada al evaluar la diferencia entre especies.

Tabla 3. Tasas de crecimiento promedio (cm²/mes ± error estándar) de las especies microfragmentadas en el tiempo de estudio.

Especie	n	Tasa de crecimiento promedio (cm ² /mes ± error estándar)
<i>Orbicella faveolata</i>	43	1,274 ± 0,406
<i>Montastraea cavernosa</i>	30	0,182 ± 0,451
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	14	1,093 ± 0,739
<i>Acropora palmata</i>	1	1,239

Para *O. faveolata* hay diferencias significativas de las tasas entre los periodos de tiempo (Friedman, $p < 0,001$), con su mayor valor en el día 39 y luego disminuyendo conforme pasa el tiempo, aunque hay picos de aumento en los días de 109 y 160 (Figura 11A y Tabla 4). Aun así, la tasa de crecimiento tiende a disminuir a lo largo del estudio. Para *M. cavernosa* también hay diferencias significativas (Friedman, $p < 0,001$) con una tendencia de disminución, comenzando con su valor más alto en el día 39 para luego disminuir hasta el día 128 y sólo aumentar muy ligeramente en los días 160 y 183 (Figura 11B y Tabla 4). *D. labyrinthiformis* presenta diferencias significativas entre los días de monitoreo (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,005$), se observó que la tasa de crecimiento promedio también comenzó con su valor más alto en el día 39 para luego disminuir progresivamente hasta el día 128, sin embargo, ocurre un aumento en el día 160, pero vuelve a disminuir drásticamente para el día 183.

Tabla 4. Tasas de crecimiento promedio (cm²/mes ± error estándar) de los microfragmentos de las especies a lo largo del tiempo de estudio (días).

Especie	Tiempo (días)	Tasa de crecimiento promedio (cm ² /mes ± error estándar)
<i>Orbicella faveolata</i>	39	3,099 ± 0,395
	66	0,671 ± 0,578
	109	1,891 ± 0,374
	128	0,407 ± 0,353
	160	1,104 ± 0,320
	183	0,471 ± 0,413
<i>Montastraea cavernosa</i>	39	1,927 ± 0,572
	66	1,415 ± 0,516
	109	0,112 ± 0,479
	128	-1,224 ± 0,459
	160	-0,646 ± 0,293
	183	-0,492 ± 0,387

	39	$2,865 \pm 0,753$
	66	$2,399 \pm 1,006$
<i>Diploria</i>	109	$1,205 \pm 0,750$
<i>labyrinthiformis</i>	128	$-0,229 \pm 0,487$
	160	$1,615 \pm 0,558$
	183	$-1,296 \pm 0,877$

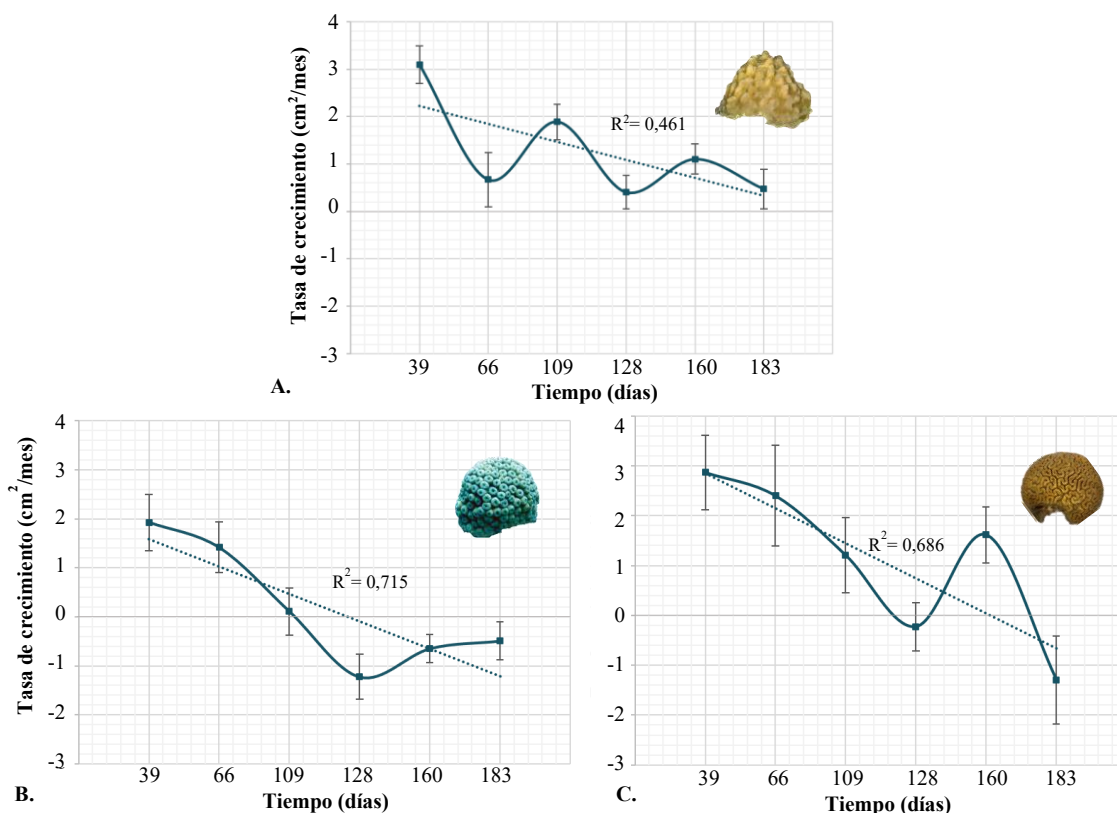


Figura 11. Tasa ($\text{cm}^2/\text{mes} \pm$ error estándar) de crecimiento de los microfragmentos de (A) *Orbicella faveolata* (n = 43), (B) *Montastraea cavernosa* (n = 30) y (C) *Diploria labyrinthiformis* (n = 14) durante el tiempo de estudio.

Por otra parte, no se encontró una correlación clara entre las áreas superficiales (cm^2) y alturas (cm) de los microfragmentos para cada especie lo largo del tiempo. Para la especie *O. faveolata*, el valor de R^2 fue aproximadamente 0,773, indicando una relación positiva fuerte entre el área y la altura de los microfragmentos. En contraste, para *M. cavernosa*, el fue de aproximadamente 0,319, lo que sugiere una relación débil entre las variables. Finalmente, para *D. labyrinthiformis*, el fue de

aproximadamente 0,451, indicando una relación moderada entre el área y la altura. Esto sugiere que la relación entre estas variables varía según la especie. Las líneas punteadas en la Figura 12 representan la tendencia general de los datos a lo largo del tiempo, proporcionando una visualización de la dirección y el patrón de cambio en las áreas superficiales y altura de los microfragmentos. Estas indican el ajuste general de los datos, permitiendo observar cómo evolucionan las variables a lo largo del tiempo.

Para *O. faveolata* las áreas superficiales tienden a aumentar progresivamente a lo largo del tiempo (Figura 13A), por otro lado *M. cavernosa* aumenta ligeramente del día 1 hasta el 109 y luego disminuye hasta el día 183 (Figura 13B), y para *D. labyrinthiformis* las áreas aumentan desde el día 1 hasta el 160, donde disminuye ligeramente hasta el día 183 (Figura 12C).

En cuanto a las alturas, aunque también mostraron variaciones entre los distintos días de monitoreo para cada especie, se puede observar una leve tendencia de aumento conforme pasaban los periodos de tiempo. Sin embargo, no se encuentra una relación clara relación clara en las tendencias de las variaciones de altura y los aumentos en el área superficial (Figura 12).

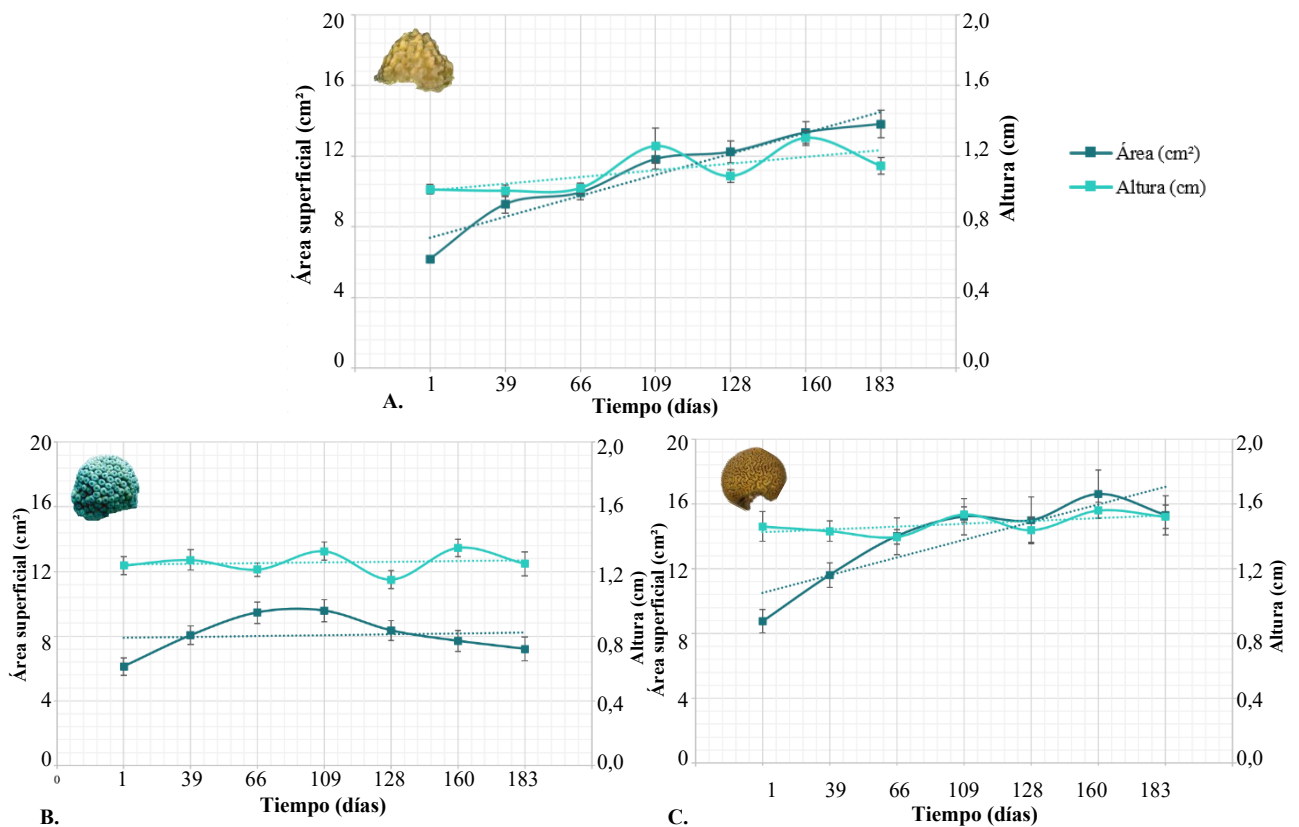


Figura 12. Promedio (\pm error estándar) del área superficial (cm^2) y altura (cm) de los microfragmentos de (A) *Orbicella faveolata* ($n = 43$), (B) *Montastraea cavernosa* ($n = 30$) y (C) *Diploria labyrinthiformis* ($n = 14$) durante el tiempo de estudio. Las líneas punteadas representan la tendencia general de los datos a lo largo del tiempo.

8.1.2 Crecimiento de microfragmentos según su colonia donante

Tanto para *O. faveolata*, como para *M. cavernosa* y *D. labyrinthiformis* se observaron diferencias significativas entre las áreas superficiales (cm^2) dependientes de sus colonias donantes a lo largo del tiempo de estudio (ANOVA de medidas repetidas, $p < 0,001$). En la Figura 14 se presenta la distribución de las áreas superficiales a lo largo del tiempo para cada especie, exhibiendo que hay una variabilidad considerable entre las diferentes colonias donantes.

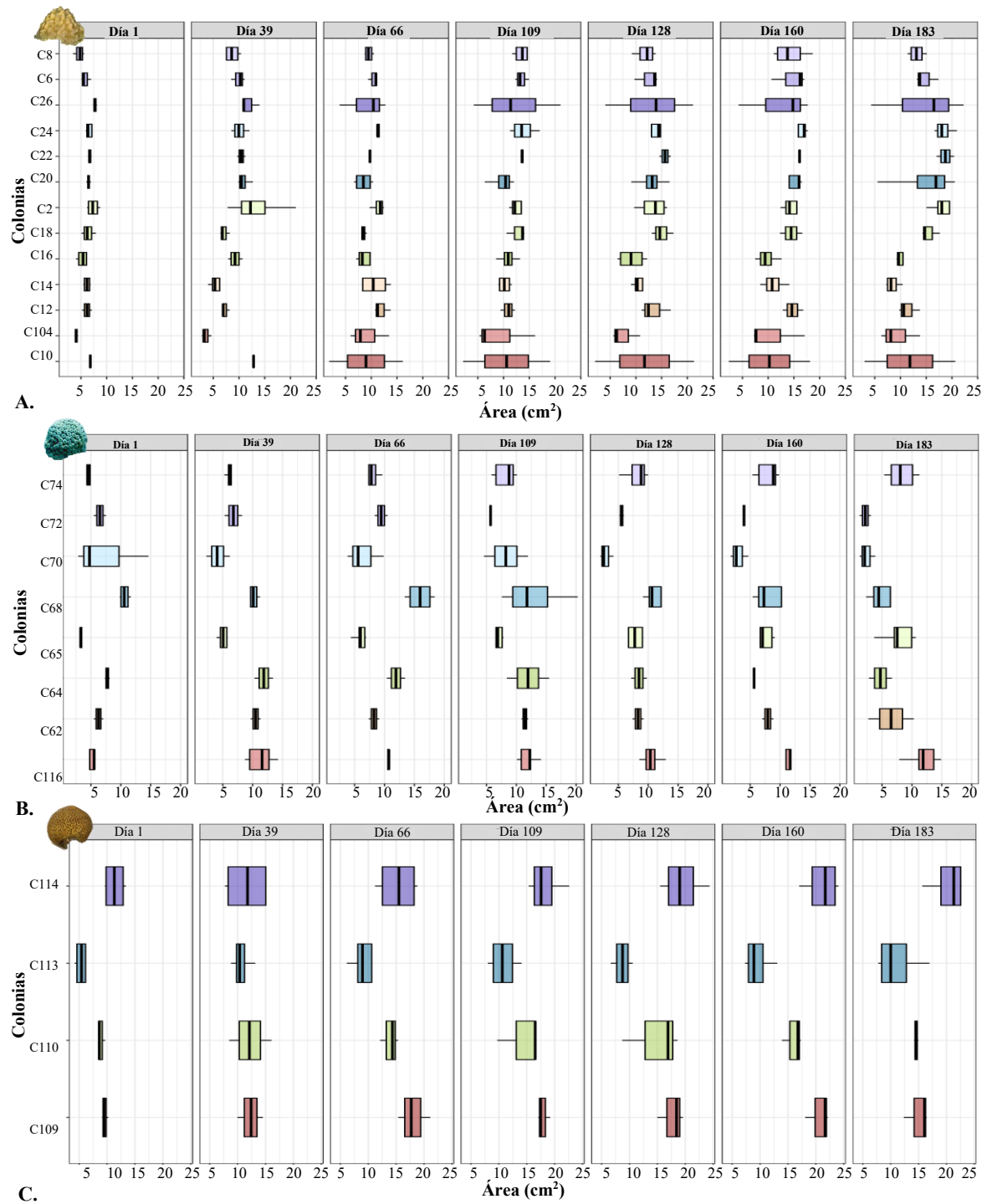


Figura 13. Área (cm²) de los microfragmentos según su colonia donante (A) *Orbicella faveolata* (n = 43), (B) *Montastraea cavernosa* (n = 30) y (C) *Diploria labyrinthiformis* (n = 14) durante el tiempo de estudio.

Existe una tendencia general de incremento en el tamaño de las áreas a medida que avanzan los días, aunque con variaciones notables entre las especies y las colonias donantes (Figura 13). Para *O. faveolata* los microfragmentos con mayores áreas superficiales promedio según su colonia donante llegan a valores de $13,611 \pm 1,107 \text{ cm}^2/\text{mes}$, en *M. cavernosa* a $10,526 \pm 0,828$ y *D. labyrinthiformis* a $16,619 \pm 1,542 \text{ cm}^2/\text{mes}$ (Tabla 5). Mientras que los microfragmentos con menores valores de áreas superficiales promedios según su colonia es de $6,284 \pm 0,913 \text{ cm}^2/\text{mes}$, en *M. cavernosa* a $4,057 \pm 0,766 \text{ cm}^2/\text{mes}$ y *D. labyrinthiformis* a $8,997 \pm 1,124 \text{ cm}^2/\text{mes}$ (Tabla 5).

Tabla 5. Promedio (\pm error estándar) de las áreas superficiales ($\text{cm}^2/\text{mes} \pm$ error estándar) de cada colonia de *Orbicella faveolata*, *Montastraea cavernosa* y *Diploria labyrinthiformis* durante el tiempo de estudio.

Especie	Colonia donante	Área superficial promedio ($\text{cm}^2/\text{mes} \pm$ error estándar)
<i>Orbicella faveolata</i>	C2	$12,404 \pm 0,808$
	C8	$11,212 \pm 0,680$
	C6	$11,087 \pm 0,753$
	C10	$9,899 \pm 2,042$
	C12	$10,999 \pm 0,724$
	C14	$8,877 \pm 0,518$
	C16	$9,059 \pm 0,466$
	C18	$12,289 \pm 0,870$
	C20	$10,304 \pm 0,787$
	C22	$13,611 \pm 1,107$
	C24	$12,403 \pm 0,750$
<i>Montastraea cavernosa</i>	C26	$10,934 \pm 1,294$
	C104	$6,284 \pm 0,913$
	C62	$9,000 \pm 0,666$
	C64	$8,278 \pm 0,934$
	C65	$6,730 \pm 0,519$
	C68	$10,526 \pm 0,828$
	C70	$4,057 \pm 0,766$
	C72	$5,551 \pm 0,634$
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	C74	$7,480 \pm 0,315$
	C116	$10,821 \pm 0,469$
	C109	$16,121 \pm 0,602$
	C110	$14,054 \pm 1,226$
	C113	$8,997 \pm 1,124$
	C114	$16,619 \pm 1,542$

En cuanto a las colonias, no hubo diferencias significativas a lo largo del tiempo de estudio para *O. faveolata* (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,987$), tampoco para *M. cavernosa* (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,634$) ni *D. labyrinthiformis* (ANOVA de medidas repetidas, $p = 0,968$). Sin embargo, en la Tabla 3 se puede observar que las tasas de crecimiento varían dependiendo de la colonia. Para *O. faveolata*, la colonia con mayor tasa es C22 con un promedio de $2,001 \pm 0,961$

cm²/mes, mientras que la menor es C14 con un promedio de 0,388 ± 0,876 cm²/mes. En cuanto a *M. cavernosa*, la colonia con mayor tasa es C116 con 1,102 ± 0,771 cm²/mes, mientras que la menor es C68 con -0,845 ± 1,164 cm²/mes. Y, por último, en *D. labyrinthiformis* la mayor tasa de crecimiento es de la colonia C114 con 1,472 ± 0,792 cm²/mes de promedio y la menor es C109 con 0,892 ± 1,332 cm²/mes.

Tabla 6. Promedio (± error estándar) de la tasa de crecimiento (cm²/mes ± error estándar) de cada colonia de *Orbicella faveolata*, *Montastraea cavernosa* y *Diploria labyrinthiformis* durante el tiempo de estudio.

Especie	Código de la colonia	Tasa de crecimiento promedio (cm ² /mes ± error estándar)
<i>Orbicella faveolata</i>	C2	1,897 ± 1,450
	C6	1,489 ± 0,920
	C8	1,416 ± 0,633
	C10	0,837 ± 2,078
	C12	0,871 ± 0,781
	C14	0,388 ± 0,876
	C16	0,841 ± 0,774
	C18	1,525 ± 1,042
	C20	1,415 ± 0,893
	C22	2,001 ± 0,961
	C24	1,915 ± 0,746
	C26	1,103 ± 1,495
C104	0,885 ± 1,341	
<i>Montastraea cavernosa</i>	C62	0,041 ± 1,069
	C64	-0,501 ± 1,386
	C65	0,754 ± 0,428
	C68	-0,845 ± 1,164
	C70	-0,834 ± 1,094
	C72	-0,718 ± 0,905
	C74	0,608 ± 0,483
	C116	1,102 ± 0,771
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	C109	0,892 ± 1,332
	C110	0,942 ± 1,766
	C113	0,978 ± 0,937
	C114	1,472 ± 0,792

8.2 Sobrevivencia

Usando tablas de contingencia, se identificó una dependencia significativa entre las especies microfragmentadas y las categorías de sobrevivencia. Específicamente, *O. faveolata* mostró una asociación significativa entre las categorías analizadas ($\chi^2 = 47,758$, $p = 0,002$), al igual que *M. cavernosa* ($\chi^2 = 209,076$, $p = 0,000$), *D. labyrinthiformis* ($\chi^2 = 29,669$, $p = 0,048$) y *A. palmata* ($\chi^2 = 44,233$, $p = 0,005$). Estos resultados sugieren que la distribución de las categorías de sobrevivencia no es aleatoria y está influenciada significativamente por la especie coralina, indicando patrones diferenciados en la sobrevivencia de los microfragmentos entre las distintas especies analizadas.

D. labyrinthiformis es la especie que presentó mayor sobrevivencia durante el tiempo de estudio (Figura 14), con un 100% vivo hasta el día 66 y disminuyó a un 93,75% para el día 109, manteniéndose constante hasta el día 183. *O. faveolata* tuvo un 100% de sobrevivencia hasta el día 39, disminuyendo hasta un 82,14% para el día 128 y manteniéndose así hasta el día 183. Similar a *D. labyrinthiformis* ocurre con *M. cavernosa* con un 100% de sobrevivencia hasta el día 66, pero luego disminuye progresivamente hasta un 70,83% para el día 183. Por otra parte, es importante incluir los resultados de la sobrevivencia de los pocos microfragmentos de una única colonia donante de *A. palmata*, ya que para el PNNCRSB es de su interés particular. En este caso, se observó una disminución abrupta de la sobrevivencia a un 33% para el día 66 y siguió disminuyendo a un 16,67% para el día 109 y así se mantuvo constante hasta el día 183.

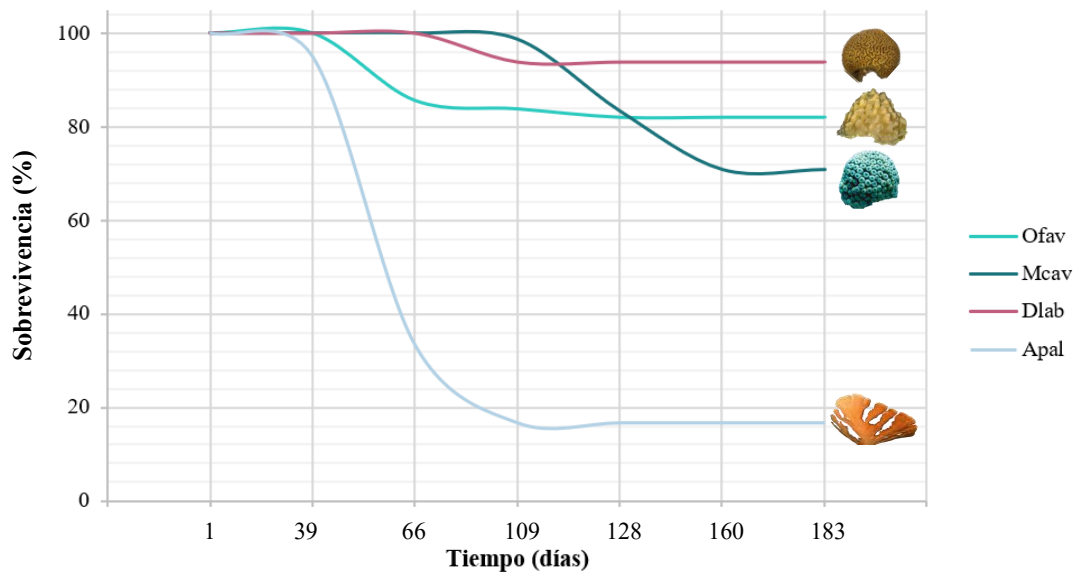


Figura 14. Sobrevivencia (%) de los microfragmentos de *Orbicella faveolata* (Ofav), *Montastraea cavernosa* (Mcav), *Diploria labyrinthiformis* (Dlab) y *Acropora palmata* (Apal) durante el tiempo de estudio.

8.3 Fusión

El análisis de tablas de contingencia reveló una dependencia significativa entre las especies microfragmentadas y la fusión que presentaban. En particular, *O. faveolata* mostró una asociación significativa entre las categorías de fusión ($\chi^2 = 45,958$, $p = 0,0045$), al igual que *M. cavernosa* ($\chi^2 = 209,076$, $p < 0,001$). Sin embargo, *D. labyrinthiformis* no mostró una relación significativa en la distribución de fusión ($\chi^2 = 20,273$, $p = 0,3176$), lo que indica que la tendencia a la fusión en esta especie podría estar influenciada por otros factores. Estos resultados sugieren que la capacidad de fusión de los microfragmentos varía significativamente entre las especies estudiadas, con un comportamiento diferenciado observado en cada una de ellas.

En este caso, no se tuvo en cuenta *M. cavernosa* ni *A. palmata* debido a que no presentaron fusión entre microfragmentos. *D. labyrinthiformis* presentó mayores porcentajes de fusión, comenzando con un 25 % en el día 66 y aumentando progresivamente hasta obtener un 50% para el día 183 (Figura 15). Por otra parte, *O. faveolata* presentó fusiones desde el día 109 con un 7,14% y aumentó progresivamente hasta finalizar con un 23,21% de fusión en el día 183.

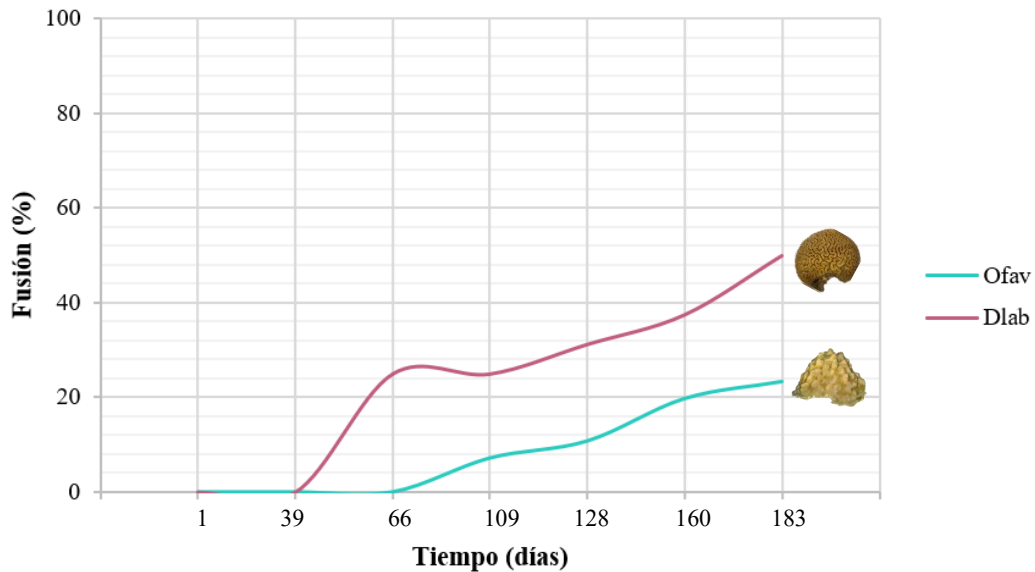


Figura 15. Fusión (%) de los microfragmentos de *Orbicella faveolata* (Ofav) y *Diploria labyrinthiformis* (Dlab) durante el tiempo de estudio.

9. DISCUSIÓN

La microfragmentación de *O. faveolata* y *D. labyrinthiformis* mostró un mayor crecimiento en área superficial (cm²), así como una mejor sobrevivencia y fusión en comparación con las otras dos especies, *M. cavernosa* y *A. palmata*. Entre todas las especies estudiadas, *M. cavernosa* presentó la mayor pérdida de tejido, mientras que *A. palmata* experimentó una mortalidad casi total en los microfragmentos de la única colonia donante.

Crecimiento

Para las tres especies masivas, hubo un incremento en la extensión superficial del tejido de los microfragmentos sobre los sustratos a lo largo del tiempo de estudio. Este resultado puede explicarse por la notable capacidad de expansión colonial de los corales escleractinios, facilitada por su reproducción asexual, la cual genera y expande pólipos mediante fisión, gemación y fragmentación (Reitzel *et al.*, 2011). Para los dos primeros, la generación de dos o más pólipos “hijos” a partir de un

pólipo parental es lo que permite la expansión colonial que observamos en las especies masivas. Este crecimiento lateral es crucial para el aumento del área superficial de los microfragmentos. En estudios previos se documentan patrones de crecimiento similares en especies masivas. Page y Vaughan (2014) observaron que al adherir microfragmentos de especies masivas, de aproximadamente 1 cm², en baldosas de 2,5 cm de diámetro, inicialmente se estimulaba la extensión lateral del tejido antes de hacerlo tridimensionalmente, cubriendo la totalidad de toda la baldosa en un periodo de 4 a 12 meses, dependiendo de la especie. De igual modo, en Tailandia, Suttacheep *et al.* (2023) reportaron tasas de crecimiento de hasta 51,32% en microfragmentos de 1 cm² de *Porites lutea*, en comparación con tamaños de 2 y 3 cm² en esta misma especie. Asimismo, Page *et al.* (2018) encontraron que, en sitios cercanos a la costa durante un periodo de 2,5 años, los conjuntos de microfragmentos produjeron hasta 6,5 veces más tejido en *O. faveolata* (2,62 ± 0,87 cm² de tejido adicional por cm² inicial) y 2 veces más tejido en *M. cavernosa* (1,02 ± 0,48 cm² de tejido adicional por cm² inicial), en comparación fragmentos más grandes. Estos resultados sugieren un potencial beneficio en el uso de microfragmentos en términos de crecimiento, lo cual concuerda con lo observado en el presente trabajo, donde los microfragmentos alcanzaron áreas superficiales significativamente mayores en comparación con los tamaños iniciales. Específicamente, al finalizar el tiempo de estudio, las medianas de las áreas superficiales fueron de 13,877 cm² para *O. faveolata*, 7,099 cm² para *M. cavernosa*, y 15,347 cm² para *D. labyrinthiformis*. Esto significa que los microfragmentos de *O. faveolata* aumentaron su área superficial 2,23 veces, los de *M. cavernosa* 1,30 veces y los de *D. labyrinthiformis* 1,65 veces en comparación con sus áreas iniciales. Los resultados aquí obtenidos sugieren que la técnica de microfragmentación, junto con las condiciones locales, podrían haber acelerado aún más el crecimiento, particularmente en *D. labyrinthiformis* y *O. faveolata*, reforzando lo que se ha confirmado en investigaciones previas, en las que se afirma que la microfragmentación sí acelera el crecimiento del coral.

Si bien el crecimiento es continuo, a partir de cierto tiempo las tasas de crecimiento disminuyen para todas las especies microfragmentadas. Se evidenció que el aumento de extensión superficial sobre el sustrato se redujo mes a mes, es decir que los microfragmentos crecieron a un ritmo más lento. Este patrón concuerda con lo reportado por Schlecker *et al.* (2022), quienes observaron que, aunque los microfragmentos muestran un crecimiento acelerado durante los primeros cuatro meses, posteriormente registran correlaciones negativas entre el crecimiento y el área superficial inicial del fragmento en especies masivas microfragmentadas, como *O. faveolata* y *M. cavernosa*, también estudiadas en el presente trabajo. Basados en el análisis de la expresión génica en los fragmentos,

estos autores sugieren que los microfragmentos que crecen más rápidos podrían estar invirtiendo menos en su defensa inmunológica, ya que lograron identificar diferencias en la expresión de genes asociados a la biomineralización y la respuesta inmune. Además, la evaluación de las actividades enzimáticas en estos mismos fragmentos indicó que aquellos con un crecimiento acelerado presentaban una menor actividad inmune. Por lo tanto, proponen un “trade-off” entre estas dos funciones biológicas de crecimiento y tolerancia al estrés, sugiriendo que los microfragmentos pueden enfrentar limitaciones a largo plazo debido a la necesidad de equilibrar esta inversión energética. Esto es especialmente relevante si, tras ser trasplantados, los corales microfragmentados en la guardería no pueden soportar factores estresantes, ya que el presupuesto energético previamente destinado al crecimiento, metabolismo y reproducción podría verse comprometido para respaldar respuestas al estrés. De manera similar, Lesser (2013) indica que los fragmentos pequeños de corales tienden a mostrar una disminución en sus tasas de crecimiento con el tiempo, lo cual se atribuye a una menor disponibilidad de energía y recursos. Esta disminución del crecimiento también la relaciona con el estrés ambiental, que aumenta los costos energéticos y reduce la energía disponible para el crecimiento y el desarrollo de los corales. Adicionalmente sugiere que los fragmentos más pequeños suelen tener menos reservas energéticas iniciales, lo que contribuye a un rendimiento inferior en comparación con fragmentos de mayor tamaño. Lock *et al.* (2022) también explican esta tendencia mediante la observación de que, inicialmente, los fragmentos de coral experimentan un rápido aumento en las tasas de crecimiento debido a la regeneración acelerada del tejido en los márgenes de las heridas. Este fenómeno se debe a la activación de genes relacionados con la homeostasis del calcio, crucial para la recuperación y curación de los fragmentos de *Porites lobata*. Posteriormente, el crecimiento se ralentiza a medida que la colonia se estabiliza y comienza a depositar nuevo tejido sobre el sustrato con la adición de nuevos pólipos a través de la reproducción asexual (Anthony *et al.*, 2002; Lock *et al.*, 2022; Reitzel *et al.*, 2011).

Estos hallazgos soportan el resultado de este estudio en cuanto a la disminución en la tasa de crecimiento observada en los microfragmentos de todas las especies estudiadas. Sin embargo, es importante destacar que, aunque la rapidez del crecimiento disminuyó con el tiempo, los microfragmentos en este estudio continuaron expandiéndose en superficie (Figura 10).

A pesar de la disminución en el crecimiento a lo largo del tiempo, las tasas de crecimiento promedio mensual observadas en el presente estudio, calculadas a lo largo de un periodo de 6 meses, superan las reportadas por Steinberg (2021), que también analizó durante un periodo de 6 meses microfragmentos de especies masivas (de aproximadamente 1 cm²) de *O. faveolata* (0.089 ± 0.066

cm²/mes) y *D. labyrinthiformis* (0.008 ± 0.054 cm²/mes). En el presente estudio se encontraron tasas promedio mensual de crecimiento significativamente mayores, con un $1,274 \pm 0,406$ cm²/mes para *O. faveolata* y $1,093 \pm 0,739$ cm²/mes para *D. labyrinthiformis*. Lo anterior sugiere que la respuesta de estas especies a la microfragmentación en Isla Tesoro, PNNCRSB, es positiva y efectiva en comparación con estudios previos.

Por ello, aunque la disminución de la inversión energética en el crecimiento de los microfragmentos podría parecer una desventaja, es importante reconocer que, al alcanzar cierto tamaño, los recursos energéticos pueden pasar a otros procesos vitales. De hecho, la reproducción asexual mediante la microfragmentación no sólo promueve el crecimiento inicial, sino que también prepara a las especies microfragmentadas, una vez convertidas en colonias, para su eventual reproducción sexual, esencial para la sostenibilidad a largo plazo de los arrecifes restaurados (Page & Vaughan, 2014). De hecho, Baums *et al.* (2019), aseguran que la reproducción asexual por medio de fragmentación puede ser utilizada como el primer paso para maximizar el potencial de adaptación de colonias de corales formadores de arrecife, gracias al seguimiento de biométricas como mortalidad parcial y tasas de crecimiento esquelético. A través de este proceso, se seleccionan y propagan aquellos individuos con rasgos fenotípicos valiosos, que serán cruciales en arrecifes degradados. Posteriormente, estos corales podrán contribuir a la restauración mediante la reproducción sexual, completando así un ciclo integral de recuperación y adaptación. Precisamente este es parte del resultado de la fusión de los microfragmentos para lograr colonias resistentes en un menor tiempo.

Si bien el crecimiento de extensión superficial se da en todas las especies estudiadas, se observaron diferencias significativas entre ellas. Aunque todas muestran un incremento en su crecimiento, este es diferencial según la especie, lo cual es probablemente debido a sus estrategias de historia de vida y adaptaciones al entorno (Darling *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014). Para ello, es importante considerar que el crecimiento modular, impulsado por la reproducción asexual de pólipos genéticamente idénticos, no solo juega un papel crucial en la asignación de energía (Leuzinger *et al.*, 2012), sino que también influye en la determinación de las estrategias de historia de vida (Darling *et al.*, 2012; Pinzón *et al.*, 2014). Según Darling *et al.* (2013), estas estrategias, que describen las características de los organismos en términos de supervivencia, crecimiento y reproducción, son clave para predecir las respuestas de las especies a perturbaciones y múltiples factores estresantes. En este estudio, *A. palmata*, una especie competitiva caracterizada por un rápido crecimiento mostró una menor extensión superficial en comparación con las especies masivas de crecimiento lento como *O. faveolata*, *D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa*. Esto podría deberse a la alta susceptibilidad a las

anomalías de temperatura y al blanqueamiento, factores ante los cuales *A. palmata* es caracterizado por ser poco resistente, al ser categorizada como una especie ‘competitiva’ (Darling *et al.*, 2012) siempre y cuando las condiciones se mantengan “estables”. En contraste, las especies ‘tolerantes al estrés’, dentro de las que se encuentran *D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa*, con formas masivas y coralites grandes que les permite almacenar energía y mantener una alta fecundidad, mostraron un mejor desempeño en términos de crecimiento bajo las condiciones presentes durante el estudio. Esto concuerda con las expectativas basadas en su estrategia de historia de vida. Finalmente, la especie ‘generalista’ *O. faveolata*, que combina ciertas características tanto de las especies competitivas como de las tolerantes al estrés, obtuvo la mayor extensión superficial entre todas las especies estudiadas. Su flexibilidad para adaptarse a una variedad de condiciones ambientales, incluyendo tanto escenarios de estrés moderado como entornos más estables, podría explicar su ventaja en este contexto. Este comportamiento generalista le permite mantener un crecimiento significativo incluso bajo condiciones que podrían limitar el desarrollo de especies más especializadas. Estos resultados no solo apoyan las clasificaciones propuestas por Darling *et al.* (2013), sino que también resaltan cómo las condiciones específicas del entorno estudiado pueden influir en las diferencias de crecimiento entre las especies de coral. Es probable que los microfragmentos de *A. palmata* (especie competitiva sólo en ambientes estables) hayan sido afectados en sus tasas de crecimiento y sobrevivencia por el cambio en las condiciones oceanográficas prevalentes, como la temperatura superficial con valores cercanos a los 30°C, con anomalías térmicas de entre +0.2°C y +0.4°C, muy por encima de los promedios anuales entre 2003 y 2022 (Figura 2 y 3). Días *et al.* (2020) observaron que la exposición prolongada a temperaturas entre 30 y 32°C afecta negativamente al crecimiento, variando según la especie. En contraste, las especies tolerantes al estrés (*D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa*) y generalistas (*O. faveolata*), mostraron un mejor crecimiento a pesar de las condiciones.

Para entender la manera en la que la reproducción asexual influye significativamente en las tendencias de crecimiento observadas en este estudio, hay que tener en cuenta que las especies masivas estudiadas (*O. faveolata*, *D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa*) se reproducen mediante gemación. Este proceso implica la formación de nuevos pólipos a partir de una porción del pólipo madre, resultando en otros más pequeños y localizados adyacentes al pólipo parental (Reyes *et al.*, 2010). Debido a que cada pólipo adicional proporciona una oportunidad para la formación de más brotes entre los espacios de los cálices más antiguos, se cree que, en los microfragmentos con mayor cantidad de pólipos, tienden a mostrar un mayor crecimiento que aquellos con un solo pólipo. La presencia de más pólipos podría permitir una expansión más eficiente del área superficial. Este fenómeno puede explicar

parcialmente los resultados observados en los microfragmentos de nuestras especies de estudio. Por ejemplo, en el caso de *M. cavernosa*, cuyos pólipos podrían llegar a superar el cm² de la microfragmentación debido a su gran tamaño, la mayoría de microfragmentos requerían que el corte con la máquina microfragmentadora sólo tomara un pólipo. Por otro lado, en *O. faveolata*, cuyos pólipos eran de tamaño considerablemente más pequeño, los microfragmentos presentaban al menos 6 pólipos, lo que resultaba en una rápida extensión esquelética en el sustrato en comparación con las otras especies. Esta observación concuerda con estudios previos, como el de Page *et al.* (2018), donde los microfragmentos de *O. faveolata* mostraron un crecimiento significativamente mayor en comparación con especies como *M. cavernosa*. De manera similar, en el presente trabajo, *M. cavernosa* fue la especie microfragmentada que obtuvo las tasas de crecimiento significativamente menores y presentó la mayor pérdida de tejido en relación con su área superficial en comparación con las otras especies.

Por otra parte, Steinberg (2021) evaluó la respuesta de fragmentos y microfragmentos de varias especies masivas (*O. faveolata*, *Siderastrea siderea*, *D. labyrinthiformis* y *Pseudodiploria clivosa*) y encontró que los microfragmentos de *D. labyrinthiformis* presentaron tasas de crecimiento superiores a las demás especies, lo cual se asocia a sus largos pólipos interconectados. Este hallazgo es consistente con lo observado en el presente estudio, donde la morfología de los pólipos se identificó como un factor clave para el crecimiento diferencial entre especies. En efecto, en esta investigación, *D. labyrinthiformis* fue también una de las especies que mostró el mejor crecimiento a lo largo del tiempo. En nuestros microfragmentos, la presencia de suficientes valles y crestas (al menos 3 de cada uno) facilitó una reproducción asexual constante y rápida, lo que explica los resultados obtenidos.

En relación con el crecimiento de los microfragmentos según su colonia donante, los resultados de este estudio indican que varían significativamente, lo que sugiere que las características genotípicas de cada colonia donante juegan un papel crucial en su capacidad para aclimatarse y adaptarse a las condiciones cambiantes. Este hallazgo concuerda con estudios previos, como los de Madin *et al.* (2016), Baums *et al.* (2019) y Bernal *et al.* (2023), quienes señalan que la resistencia a diferentes tensesores, tanto naturales como antrópicos, puede estar determinada por estas características genotípicas, afectando directamente el crecimiento de los microfragmentos. Por ejemplo, en este estudio, algunas colonias de una determinada especie mostraron mayor crecimiento que otras, lo cual según Pisapia *et al.* (2014) podría estar relacionado con una mayor aptitud fisiológica o una mejor resistencia a la competencia interespecífica. Estas diferencias en aptitud y condición entre las colonias pueden verse reflejadas en los patrones de crecimiento observados, apoyando la idea de que las

variaciones genéticas dentro de una misma especie pueden tener un impacto significativo en el éxito tanto dentro de las guarderías como en el trasplante y la regeneración de los fragmentos de coral. Aunque no se realizaron análisis moleculares debido a limitaciones de presupuesto y tiempo, los resultados indican que la selección de colonias con diferencias morfológicas y a una distancia mínima de 5 metros, como se realizó, pudo haber contribuido a capturar esta diversidad genética. Esto es reflejado en la variabilidad observada en el crecimiento de los microfragmentos, lo que sugiere que las colonias muestreadas podrían ser genéticamente únicas o “genets”. Por ello, Baums *et al.* (2019) destacan la importancia de seleccionar colonias genéticamente diferenciadas para maximizar el potencial de adaptación de los corales trasplantados.

Finalmente, las diferencias observadas en el crecimiento según su colonia donante de *O. faveolata*, *D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa* bajo condiciones ambientales homogéneas subrayan la importancia de la variabilidad genotípica. Por lo tanto, futuros estudios deberían enfocarse en análisis genéticos y morfológicos de los fragmentos, para proporcionar una comprensión más completa de las colonias y su potencial en procesos de restauración.

Sobrevivencia

En general, se observó una alta sobrevivencia de los microfragmentos de las especies masivas a lo largo del tiempo. Por el contrario, la única colonia de la especie ramificada *A. palmata* presentó un disminución drástica de su sobrevivencia desde el inicio del estudio.

La sobrevivencia de los microfragmentos puede ser explicada, en parte, por el desprendimiento de estos de las bases de cemento, lo cual varía dependiendo del material de fijación seleccionado (Dizon *et al.*, 2008; Koval *et al.*, 2020). Para este estudio se usó el pegamento de cianocrilato de marca Loctite dada su facilidad de uso y una mejor relación costo-efectividad (Koval *et al.*, 2020). Sin embargo, es el que menor efectividad presenta en la fijación de los fragmentos a lo largo del tiempo en zonas con altas corrientes (Dizon *et al.*, 2008). En el presente estudio, se observó que varios microfragmentos se desprendieron de las bases de cemento, aunque la mayoría de ellos lograron mantenerse adheridos durante los seis meses de estudio. Esto sugiere que, aunque el pegamento de cianocrilato de marca Loctite permitió una fijación inicial adecuada, pudo haber incidido en la pérdida inicial de microfragmentos y por ende en la cuantificación de la sobrevivencia.

A pesar de la pérdida por desprendimiento mencionada anteriormente y en referencia a las especies microfragmentadas de crecimiento masivo, es relevante destacar que las tasas de sobrevivencia son altas, lo que indica una respuesta positiva de estas especies a la microfragmentación. Estos resultados

sugieren que la microfragmentación es un método efectivo para promover la recuperación y el crecimiento de corales en ambientes degradados. La consistencia de estas tasas de sobrevivencia con estudios previos, como los de Page *et al.* (2018) y Steinberg (2021), refuerza la validez de la microfragmentación como herramienta en estrategias de restauración.

Por otra parte, la tendencia de una alta tasa de sobrevivencia observada en *D. labyrinthiformis* en comparación con otras especies, podría ser atribuida a su adaptación a condiciones específicas del entorno o a características inherentes que le confieren una mayor resiliencia debido a una mayor capacidad para tolerar las condiciones cambiantes o tensores en comparación con otras especies. Asimismo, la sobrevivencia de *O. faveolata* se mantiene también relativamente alta, cercana al 80%, lo que sugiere que también está adaptada y es tolerante a las condiciones prevalentes del área de estudio. A partir del día 109, como se observa en la Figura 15, la tendencia en la sobrevivencia de *D. labyrinthiformis* y *O. faveolata* es mantenerse estable, lo que indica una alta capacidad de resistencia a las condiciones prevalentes. En contraste, *M. cavernosa* mostró fluctuaciones en la sobrevivencia, que pueden ser atribuibles a factores específicos como el crecimiento lento de un único pólipos y la posible pérdida o desprendimiento de microfragmentos, en lugar de una adaptación menos efectiva. Estudios existentes, como los de Page *et al.* (2018) y Koval *et al.* (2020), también respaldan esta interpretación, destacando que las especies masivas generalmente tienen una alta capacidad de sobrevivencia a la microfragmentación. Sin embargo, señalan que su crecimiento puede verse afectado por tensores externos adversos, como la depredación y factores ambientales, aunque esto no fue observado en las especies masivas estudiadas en el presente trabajo.

En el presente estudio se reportan tasas de sobrevivencia de entre 93% y 70% para los microfragmentos de especies masivas, lo que concuerda con otros estudios como Page *et al.* (2018) con un 80% para *O. faveolata* y Steinberg (2021) con 75% en fragmentos de especies masivas *O. faveolata*, *Siderastrea siderea*, *D. labyrinthiformis* y *Pseudodiploria clivosa*. Por ello, como resumen, nuestros resultados no sólo corroboran la eficacia de la microfragmentación en este tipo de especies masivas, sino que también subrayan la importancia de considerar características específicas de cada especie y, según otros estudios, las condiciones ambientales en el diseño y ejecución de estrategias de restauración coralina. Las diferencias en la resiliencia observadas entre las especies indican que un enfoque personalizado y adaptado a las necesidades ecológicas de cada especie podría mejorar significativamente los resultados de la restauración.

En este estudio, a pesar de que *A. palmata* solo contó con una colonia, y la mayoría de sus microfragmentos no sobrevivieron, se realizó un seguimiento detallado de los pocos que lograron sobrevivir. La baja sobrevivencia observada podría explicarse por los rasgos de historia de vida de la especie. Darling *et al.* (2012) señalan que las especies competitivas, como *A. palmata*, suelen tener altas tasas de mortalidad bajo condiciones de estrés térmico y otros tensores ambientales, como las anomalías de temperatura (Figura 2 y 3) y sedimentación por precipitaciones intensas durante los meses de estudio. Además, la alta proporción de esqueleto desnudo dejada en los microfragmentos (Anexo 3C-D) podría haber aumentado su vulnerabilidad a la colonización rápida por algas y patógenos, especialmente bajo condiciones de estrés ambiental como elevadas temperaturas y acidificación del océano, que favorecen el crecimiento de céspedes algales (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019; Knapp *et al.*, 2022). También es posible que las características genotípicas y fisiológicas de la única colonia utilizada hayan sido menos resistentes a estos tensores, lo que contribuyó a la mortalidad observada. Aunque las especies del género *Acropora* tienen una alta capacidad regenerativa, las lesiones significativas podrían haber comprometido su capacidad de recuperación (Pisapia *et al.*, 2014). Estos factores combinados sugieren que la historia de vida y la vulnerabilidad específica de la colonia utilizada influyeron considerablemente en los resultados observados para *A. palmata*.

Además, un hallazgo durante el estudio fue el desprendimiento de microfragmentos de *A. palmata* de las bases de cemento hacia la malla de las guarderías, en las cuales se observó que sobrevivieron, crecieron y se fusionaron exitosamente. Contrariamente, los microfragmentos en bases de cemento no mostraron el mismo éxito. Esta discrepancia sugiere la posible existencia de factores adicionales no identificados en el análisis, o la influencia de variables no contempladas en nuestra investigación, lo cual limita una explicación clara en el contexto de nuestros resultados.

Estos resultados subrayan que, a pesar de la variabilidad observada entre las distintas especies, hay que considerar diversos factores en el manejo de la restauración de corales. Por ejemplo, aunque algunas especies muestran altas tasas de sobrevivencia en condiciones controladas (Forsman *et al.*, 2015; Page *et al.*, 2018; Papke *et al.*, 2021), la efectividad de las técnicas de restauración puede verse afectada por factores incluyendo condiciones del entorno, la calidad del material de fijación, y los factores abióticos como la temperatura y la sedimentación. Estos hallazgos subrayan la importancia de adaptar las estrategias de restauración a las condiciones específicas del ambiente y a las características biológicas de las especies objetivo para maximizar el éxito en la recuperación de arrecifes degradados.

Fusión

En este estudio, observamos fusión exclusivamente en *O. faveolata* y *D. labyrinthiformis*, lo que indica una tendencia en estas especies a beneficiarse de este proceso. Precisamente, esta es una de las ventajas de la microfragmentación, que al colocar cierta cantidad de microfragmentos (del mismo genotipo) uniformemente distanciados sobre un sustrato duro y con rápida extensión esquelética, se favorece su eventual fusión durante el crecimiento. Esta fusión permite la formación de colonias en un tiempo significativamente menor, en comparación con el crecimiento de un único fragmento, y una mayor sobrevivencia en las colonias, tal como exponen Page y Vaughan (2014) y Raymundo y Aypa (2004). En ambas especies, la frecuencia de fusión aumentó progresivamente con el tiempo. En consonancia con esto, las colonias que lograron fusionarse en nuestro estudio continuaron sobreviviendo hasta el final del periodo de observación.

Estas especies no sólo mostraron una alta capacidad de fusión, sino que también registraron un mayor crecimiento, que según Raymundo y Aypa (2004), las colonias aumentan de tamaño y también aumentan su capacidad competitiva, optimizando el éxito de los procesos de restauración a través del crecimiento más rápido y la reducción de la mortalidad. Por otro lado, es probable que la rápida extensión del tejido de *O. faveolata* y *D. labyrinthiformis* haya facilitado también la autoadherencia de los microfragmentos al sustrato bentónico, tal como sugieren Forsman *et al.* (2015). Esta característica reduce significativamente la mortalidad, acelerando así los procesos de restauración. Por esto se cree que estas dos especies presentaron tanto una evidente fusión junto con una alta sobrevivencia y crecimiento a tan solo 6 meses de su instalación en las guarderías *in situ*, lo que sugiere que tienen un buen potencial para estos procesos de restauración.

El tiempo en que se inició la fusión varió entre las especies. *O. faveolata* mostró signos de fusión desde el tercer monitoreo, mientras que *D. labyrinthiformis* lo hizo en el cuarto. En contraste, *M. cavernosa* y *A. palmata* no mostraron fusión alguna. En el caso de *M. cavernosa*, su crecimiento disminuyó con el tiempo, lo que probablemente limitó la expansión del área superficial necesaria para que los microfragmentos pudieran encontrarse y fusionarse con otros. Además, en la mayoría de los casos, un microfragmento de esta especie estaba compuesto por un sólo pólipo debido a su gran tamaño y el crecimiento de un único pólipo por reproducción asexual es más lento en comparación con el de varios pólipos. La gemación en un único pólipo puede estar limitada por la cantidad de energía y recursos disponibles para un solo pólipo, en comparación con varios pólipos adyacentes que comparten recursos y espacio. Esta disposición podría limitar la capacidad de un solo pólipo para reproducirse rápidamente y formar nuevos pólipos, lo que a su vez podría haber contribuido a que el

proceso de fusión fuera nulo (Reyes *et al.*, 2010). En resumen, la combinación de la disminución en el crecimiento a lo largo del tiempo y la limitación en la capacidad de reproducción debido al tamaño y número de pólipos pudieron ralentizar su proceso de fusión en esta especie. Adicionalmente, aunque no fue monitoreado de manera sistemática, se observó que los microfragmentos en las bases de cemento no monitoreadas de *M. cavernosa*, que presentaban una mayor cantidad de pólipos, mostraban un alto crecimiento y mayor fusión, lo que sugiere que la cantidad de pólipos sí podría influir en la fusión, aunque estos hallazgos no están completamente confirmados.

Por otra parte, *A. palmata*, no presentó fusión debido a su bajo porcentaje de sobrevivencia, lo que podría estar vinculado a factores ambientales o a una mayor susceptibilidad a estrés fisicoquímico en el área de estudio. Sin embargo, cómo se puede observar en el Anexo 3, los microfragmentos que no se monitorearon presentaron un buen crecimiento y sí se observó fusión en cierta cantidad de estos.

Con base en estos resultados, se concluye que la fusión tiende a estar presente en aquellas especies especies microfragmentadas que exhiben un mayor crecimiento y sobrevivencia. Para aclarar este punto, sería necesario realizar estudios futuros que comparen no sólo los porcentajes y tiempos de fusión entre especies, sino también de las diferencias de estos entre colonias con diferentes genotipos dentro de una misma especie, y así entender en mayor detalle los efectos significativos de las condiciones ambientales y parámetros fisicoquímicos en distintas colonias.

10. CONCLUSIONES

La reproducción asexual por medio de la microfragmentación le brinda un mayor crecimiento lateral a los microfragmentos en términos de extensión superficial esquelética gracias a la adición de nuevos pólipos. *Orbicella faveolata* fue la especie que obtuvo mayor extensión superficial a lo largo del tiempo. Sin embargo, las tasas de crecimiento para todas las especies disminuyen con el tiempo.

Hubo una alta sobrevivencia de los microfragmentos en las especies masivas como *O. faveolata*, *D. labyrinthiformis* y *M. cavernosa*.

La fusión tiene la tendencia de estar presente en aquellas especies microfragmentadas con mejor crecimiento y sobrevivencia, en este caso, *O. faveolata* y *D. labyrinthiformis*. Y se presenta más rápidamente en aquellas que tienen tasas de extensión esquelética más rápida y que suelen tener mayor número de pólipos por microfragmento.

La única especie ramificada estudiada, *A. palmata*, mostró una baja sobrevivencia desde los primeros meses de estudio y no presentó fusión alguna. Dado que se trabajó únicamente con una colonia, es

probable que esta en particular tuviera características fisiológicas o genéticas que la hicieron menos resiliente a los factores externos presentes durante el estudio. Sin embargo, debido a que sólo se incluyó una colonia, estos resultados no permiten identificar una tendencia clara para la especie ni hacer generalizaciones sobre el comportamiento de *A. palmata* en condiciones similares.

Además, los microfragmentos de *A. palmata* mostraron una notable capacidad de adaptación y crecimiento al desprenderse de las bases de cemento y trasladarse a la malla de las guarderías, en contraste con los microfragmentos en bases de cemento que no tuvieron el mismo éxito. Esto sugiere que las técnicas de microfragmentación y las condiciones de cultivo pueden influir en la efectividad de la restauración de corales. Por lo que se requiere investigar factores adicionales y variables no contempladas en este estudio para optimizar estas técnicas.

En el presente estudio se establece que con las guarderías *in situ* tipo cama, se lograron resultados positivos para el periodo de tiempo evaluado en especies masivas como *O. faveolata* y *D. labyrinthiformis*, demostrando una buena respuesta al método de microfragmentación en Isla Tesoro, PNNCRSB.

11. RECOMENDACIONES

Se recomienda para los próximos estudios hacer un seguimiento de parámetros fisicoquímicos *in situ*, como temperatura, salinidad y turbidez para obtener una imagen más detallada de la respuesta de los microfragmentos de cada especie en las guarderías. Además de esto, es importante realizar estudios moleculares para diferenciar genótipicamente a las distintas colonias, y así poder utilizar en futuros proyectos a colonias más resistentes a los distintos tensores presentes en la región. Con ello se busca obtener resultados exitosos tanto en la fase de guardería como después del trasplante a determinados arrecifes degradados.

Metodológicamente se deben considerar que las estimaciones de las áreas pudieron haber perdido precisión en el monitoreo por el denominado “ojo de pez”, tal cual exponen Madin *et al.* (2014) y Pratchett *et al.* (2015), que puede generar subestimaciones del área plana. Asimismo, la ubicación de las escalas en relación con el sustrato y las disparidades en la perspectiva que podrían haber experimentado variaciones significativas en función del observador responsable de la captura de imágenes (responsables que cambiaron en diversos meses). Además, como se puede observar en el Anexo 2, observamos que los microfragmentos que eran monitoreados tendían a tener un menor crecimiento o sobrevivencia comparado con los que no eran monitoreados. Esto puede deberse a que los primeros tienen una mayor manipulación al tomarle las fotografías, sin embargo, los no

monitoreados también son manipulados al ser limpiados. Por otro lado, otros materiales como masillas epoxi y epoxi marina pueden ser usados (Dizon *et al.*, 2008; Koval *et al.*, 2020), pero no hubo disponibilidad de estos por costos, presupuesto y preferencia por esfuerzo en su implementación.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A., Dueñas, L., & Pizarro, V. (2011). Review on hard coral recruitment (Cnidaria: Scleractinia) in Colombia. *Universitas scientiarum*, 16(3), 200–218. [https://doi.org/2027-1352\(201109/12\)16:3<200:RHCRC&SIC>2.0.TS;2-W](https://doi.org/2027-1352(201109/12)16:3<200:RHCRC&SIC>2.0.TS;2-W)
- Alvarado-Chacon, E., Gómez-Lemos, L. A., Sierra-Sabalza, N., Hernández-Chamorro, A. M., Lozano-Peña, J. P., Valcárcel-Castellanos, C. A., Pizarro, V., García-Urueña, R., Zárate-Arévalo, J., & Rojas, J. A. (2020). Early life history of the Caribbean coral *Orbicella faveolata* (Scleractinia: Merulinidae). *Revista de Biología Tropical*, 68(4), 1262–1274. <https://doi.org/DOI10.15517/RBT.V68I4.40805>
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Côté, I. M., & Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the royal society B*, 276, 3019–3025. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>
- Anthony, K. R. N., Connolly, S. R., & Willis, B. L. (2002). Comparative analysis of energy allocation to tissue and skeletal growth in corals. *Limnology and Oceanography*, 47(5), 1417–1429. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1417>
- Baums, I. B., Baker, A. C., Davies, S. W., Grottoli, A. G., Kenkel, C. D., Kitchen, S. A., Kuffner, I. B., LaJeunesse, T. C., Matz, M. V., Miller, M. W., Parkinson, J. E., & Shantz, A. A. (2019). Considerations for maximizing the adaptive potential of restored coral populations in the western Atlantic. *Ecological Applications*, 29(8): e01978. <https://doi.org/10.1002/eap.1978>
- Baums, I. B., Miller, M. W., & Hellberg, M. E. (2006). Geographic variation in clonal structure in a reef-building caribbean coral, *Acropora palmata*. *Ecological Monographs*, 76(4), 503–519. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0503:GVICSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0503:GVICSI]2.0.CO;2)
- Berzins, I. K., Czaja, R., Coy, C., Watson, C. A., Kilgore, K. H., Yanong, R. P. E., Graves, S., MacLaughlin, L., & Causey, B. (2008). Aquacultured coral and restoration. En R. J. Leewis

- & M. Janse (Eds.), *Advances in Coral Husbandry in Public Aquariums. Public Aquarium Husbandry Series, 2* (375–389). Burgers' Zoo.
- Bernal, L.E., Gonzales, Y. C., Medina, B. C. & Gómez, R.R. (2023). Evaluación de la eficiencia de dos estructuras para jardines de coral de la especie *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional Portobelo. *Revista de Biología Tropical, 71*(S1), e54914. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/54914>
- Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C. A., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P. J., Vardi, T., & McLeod, I. M. (2020). Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS ONE, 15*(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>
- Broquet, N. C. (2019). *Applicability of the Microfragmentation Technique to Propagate Corals in a Fisherfolk Community in the Philippines: A Thesis*. (Tesis de maestría, Texas A&M University-Corpus Christi).
- Budd, A. F., Nunes, F. L. D., Weil, E., & Pandolfi, J. M. (2012). Polymorphism in a common Atlantic reef coral (*Montastraea cavernosa*) and its long-term evolutionary implications. *Evolutionary Ecology, 26*(2), 265–290. <https://doi.org/10.1007/s10682-010-9460-8>
- Cendales, M. H., Zea, S., & Díaz, J. M. (2002). Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 26*(101), 497–510. ISSN 03070-3908.
- Chamberland, V. F., Snowden, S., Marhaver, K. L., Petersen, D., & Vermeij, M. J. A. (2016). The reproductive biology and early life ecology of a common Caribbean brain coral, *Diploria labyrinthiformis* (Scleractinia: Faviinae). *Coral Reefs, 36*(1), 83–94. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1504-2>
- Chamberland, V. F., Vermeij, M. J. A., Brittsan, M., Carl, M., Schick, M., Snowden, S., Schrier, A., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.005>

- Cortés-Useche, C., & Mendoza, J. (2012). Estructura de la comunidad macrobentónica en cuatro playas arenosas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Caribe colombiano) sometidas a diferentes niveles de uso. *Revista Intropica*, 7, 121–127. <https://repositorio.unimagdalena.edu.co/handle/123456789/13744>
- Darling, E. S., Alvarez-Filip, L., Oliver, T. A., McClanahan, T. R., & Côté, I. M. (2012). Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecology Letters*, 15(12), 1378–1386. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01861.x>
- Darling, E. S., McClanahan, T. R., & Côté, I. M. (2013). Life histories predict coral community disassembly under multiple stressors. *Global Change Biology*, 19(6), 1930–1940. <https://doi.org/10.1111/gcb.12191>
- Dehnert, I., Galli, P., & Montano, S. (2023). Ecological impacts of coral gardening outplanting in the Maldives. *Restoration Ecology*, 31(1), e13783. <https://doi.org/10.1111/rec.13783>
- Dela Cruz, D. W., Rinkevich, B., Gomez, E. D., & Yap, H. T. (2015). Assessing an abridged nursery phase for slow growing corals used in coral restoration. *Ecological Engineering*, 84, 408–415. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.042>
- Días, M., Ferreira, A., Gouveia, R., Madeira, C., Jogee, N., Cabral, H., Diniz, M. & Vinagre, C. (2019). Long-term exposure to increasing temperatures on scleractinian coral fragments reveals oxidative stress. *Marine Environmental Research*, 150, 104758. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104758>.
- Díaz, J. M., Barrios, L. M., Cendales, M. H., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., López-Victoria, M., Ospina, G. H., Parra-Velandia, F., Pinzón, J., Vargas-Angel, B., Zapata, F. A., & Zea, S. (2000). Áreas coralinas de Colombia. *INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales*, 5, 117–123.
- Dizon, R. M., Edwards, A. J., & Gomez, E. D. (2008). Comparison of three types of adhesives in attaching coral transplants to clam shell substrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(7), 1140–1148. <https://doi.org/10.1002/aqc.944>
- Drury, C., Manzello, D., & Lirman, D. (2017). Genotype and local environment dynamically influence growth, disturbance response and survivorship in the threatened coral, *Acropora cervicornis*. *PLoS ONE*, 12(3), e0174000. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174000>

- Edwards, A. (2010). Reef Rehabilitation Manual. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program. St. Lucia, Australia. ISBN: 978-1-921317-05-7
- Edwards, A. J., & Gomez, E. D. (2007). Reef restoration concepts & guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program. ISBN 978-1-921317-00-2
- Epstein, N., & Rinkevich, B. (2001). From isolated ramets to coral colonies: the significance of colony pattern formation in reef restoration practices. *Basic Applied Ecology*, 2(3), 219-222. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00045>
- Forsman, Z. H., Page, C. A., Toonen, R. J., & Vaughan, D. (2015). Growing coral larger and faster: Micro-colony-fusion as a strategy for accelerating coral cover. *PeerJ*, 10. <https://doi.org/10.7717/peerj.1313>
- Forsman, Z. H., Rinkevich, B., & Hunter, C. L. (2006). Investigating fragment size for culturing reef-building corals (*Porites lobata* and *P. compressa*) in *ex situ* nurseries. *Aquaculture*, 261(1), 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.06.040>
- Foster, N. L., Baums, I. B., & Mumby, P. J. (2007). Sexual vs. asexual reproduction in an ecosystem engineer: The massive coral *Montastraea annularis*. *Journal of Animal Ecology*, 76(2), 384–391. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01207.x>
- García-Urueña, R., Alvarado-Chacón, E. & Acosta, A. (2022). *Acropora palmata*. Páginas. En: Chasqui V., L., E.M. Alvarado-Chacón, N. Ardila, G.H. Borrero-Pérez, N.H. Campos y K. Mejía-Quintero (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de publicaciones generales de INVEMAR No. 122. Santa Marta, Colombia. 388 p.
- García-Urueña, R., Garzón-Machado, M., & Sierra-Escrigas, S. (2020). Valoración actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* populations en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49, 137–166. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1068>
- Gómez-Campo, K., López-Londoño, T., Gil-Agudelo, D., Navas-Camacho, R., Rojas, J. A., & Garzón-Ferreira, J. (2011). Blanqueamiento coralino, amenaza para el futuro de los arrecifes

de coral de los archipiélagos Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. En E. Zarza-González (Ed.), *El Entorno Ambiental del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo* (pp. 319–328). Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). Cartagena de Indias, Colombia.

- Gómez-Cubillos, C., Gómez-Cubillos, C., Sanjuan-Muñoz, A., & Zea, S. (2019). Interactions of massive corals with turf algae and other reef organisms in Tayrona National Natural Park. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 48(2), 143–171. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.2.770>
- Griffin, S., Spathias, H., Moore, T. D., Baums, I., & Griffin, B. A. (2012). Scaling up *Acropora* nurseries in the Caribbean and improving techniques. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, Cairns, Australia, 9-13 July 2012.
- Jayewardene, D., Donahue, M. J., & Birkeland, C. (2009). Effects of frequent fish predation on corals in Hawaii. *Coral Reefs*, 28(2), 499–506. <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0475-y>
- Knapp, I. S. S., Forsman, Z. H., Greene, A., Johnston, E. C., Bardin, C. E., Chan, N., Wolke, C., Gulko, D., & Toonen, R. J. (2022). Coral micro-fragmentation assays for optimizing active reef restoration efforts. *PeerJ*, 10, e13653. <https://doi.org/10.7717/peerj.13653>
- Knowlton, N., Brainard, R. E., Fisher, R., Moews, M., Plaisance, L., & Caley, M. J. (2010). Chapter 4: Coral Reef Biodiversity. En A.D. McIntyre (Ed.), *Life in the World's Oceans: Diversity, Distribution and Abundance* (pp. 65–78). Blackwell Publishing Ltd.
- Koval, G., Rivas, N., D'Alessandro, M., Hesley, D., Santos, R., & Lirman, D. (2020). Fish predation hinders the success of coral restoration efforts using fragmented massive corals. *PeerJ*, 8, e9978. <https://doi.org/10.7717/peerj.9978>
- 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. <https://doi.org/10.1002/fee.1792>
- Lesser, M. P., Slattery, M., Stat, M., Ojimi, M., Gates, R. D., & Grottoli, A. (2010). Photoacclimatization by the coral *Montastraea cavernosa* in the mesophotic zone: light, food, and genetics. *Ecology*, 91(4), 990–1003. <https://doi.org/10.1890/09-0313.1>

- Leuzinger, S., Willis, B. L., & Anthony, K. R. N. (2012). Energy allocation in a reef coral under varying resource availability. *Marine Biology*, *159*(1), 177–186. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1797-1>
- Lirman, D. (2000). Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *251*, 41–57. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00205-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00205-7)
- Lirman, D., & Schopmeyer, S. (2016). Ecological solutions to reef degradation: Optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ*, *4*, e2597. <https://doi.org/10.7717/peerj.2597>
- Lirman, D., Schopmeyer, S., Galvan, V., Drury, C., Baker, A. C., & Baums, I. B. (2014). Growth dynamics of the threatened caribbean staghorn coral *Acropora cervicornis*: Influence of host genotype, symbiont identity, colony size, and environmental setting. *PLoS ONE*, *9*(9), e107253. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107253>
- Lock, C., Bentlage, B., & Raymundo, L. J. (2022). Calcium homeostasis disruption initiates rapid growth after micro-fragmentation in the scleractinian coral *Porites lobata*. *Ecology and Evolution*, *12*(9), e9345. <https://doi.org/10.1002/ece3.9345>
- Lustic, C., Maxwell, K., Bartels, E., Reckenbeil, B., Utset, E., Schopmeyer, S., Zink, I., & Lirman, D. (2020). The impacts of competitive interactions on coral colonies after transplantation: A multispecies experiment from the Florida Keys, US. *Bulletin of Marine Science*, *96*, 805–818. <https://doi.org/10.5343/BMS.2019.0086>
- 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. <https://doi.org/10.1111/ele.12306>
- Madin, J. S., Hoogenboom, M. O., Connolly, S. R., Darling, E. S., Falster, D. S., Huang, D., Keith, S. A., Mizerek, T., Pandolfi, J. M., Putnam, H. M., & Baird, A. H. (2016). A Trait-Based Approach to Advance Coral Reef Science. *Trends in Ecology and Evolution*, *31*(6), 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.012>

- Muller, E. M., Sartor, C., Alcaraz, N. I., & van Woesik, R. (2020). Spatial Epidemiology of the Stony-Coral-Tissue-Loss Disease in Florida. *Frontiers in Marine Science*, 7, 163. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00163>
- Mumby, P. J., & Steneck, R. S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10), 555–563. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.06.011>
- Navas, G. R., Moreno-Forero, S. K., Solano, O. D., & Diaz-Pulido, G. (1998). Ensamblajes Arrecifales Epilíticos del Coral *Acropora palmata* Muerto, Isla Grande, Islas del Rosario, Caribe Colombiano. *Caribbean Journal of Science*, 34(1–2), 58–66.
- Page, C. A. (2015). Reskinning a reef: Mote Marine Lab scientists explore a new approach to reef restoration. *Coral*, 72-81. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4281.0967>
- Page, C. A., Muller, E. M., & Vaughan, D. E. (2018). Microfragmenting for the successful restoration of slow growing massive corals. *Ecological Engineering*, 123, 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.08.017>
- Page, C., & Vaughan, D. (2014). The cultivation of massive corals using “micro-fragmentation” for the “reskinning” of degraded coral reefs. Poster in *Benthic Ecology Meeting*. University of North Florida, Jacksonville, Florida.
- Papke, E., Wallace, B., Hamlyn, S., & Nowicki, R. (2021). Differential Effects of Substrate Type and Genet on Growth of Microfragments of *Acropora palmata*. *Frontiers in Marine Science*, 8, 623963. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.623963>.
- Pinzón, J. H. C., Dornberger, L., Beach-Letendre, J., Weil, E., & Mydlarz, L. D. (2014). The link between immunity and life history traits in scleractinian corals. *PeerJ*, 2, e628. <https://doi.org/10.7717/peerj.628>
- Pisapia, C., Anderson, K., & Pratchett, M. S. (2014). Intraspecific variation in physiological condition of reef-building corals associated with differential levels of chronic disturbance. *PLoS ONE*, 9(3), e91529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091529>
- Pizarro, V., Carrillo, V., & García-Rueda, A. (2014). Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colombiana*, 15(2), 132–149. ISSN 0124-5376.

- Pizarro, V., Rodríguez, S. C., López-Victoria, M., Zapata, F. A., Zea, S., Galindo-Martínez, C. T., Iglesias-Prieto, R., Pollock, J., & Medina, M. (2017). Unraveling the structure and composition of Varadero Reef, an improbable and imperiled coral reef in the Colombian Caribbean. *PeerJ*, 5, e4119. <https://doi.org/10.7717/peerj.4119>
- Pizarro, V., Alvarado-Chacón, E. & Vanegas, J. (2022). *Orbicella faveolata*. Páginas En: Chasqui V., L., E.M. Alvarado-Chacón, N. Ardila, G.H. Borrero-Pérez, N.H. Campos y K. Mejía-Quintero (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de publicaciones generales de INVEMAR No. 122. Santa Marta, Colombia. 388 p.
- Porto-Hannes, I., Zubillaga, A. L., Shearer, T. L., Bastidas, C., Salazar, C., Coffroth, M. A., & Szmant, A. M. (2014). Population structure of the corals *Orbicella faveolata* and *Acropora palmata* in the Mesoamerican Barrier Reef System with comparisons over Caribbean basin-wide spatial scale. *Marine Biology*, 162(1), 81–98. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2560-1>
- Pratchett, M., Anderson, K., Hoogenboom, M., Hoogenboom, M. O., Widman, E., & Baird, A. (2015). Spatial, temporal and taxonomic variation in coral growth-implications for the structure and function of coral reef ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 53, 215–295. <https://doi.org/10.1201/b18733-7>
- Precht, W. F., Gintert, B. E., Robbart, M. L., Fura, R., & Van Woesik, R. (2016). Unprecedented Disease-Related Coral Mortality in Southeastern Florida. *Scientific Reports*, 6, 31374. <https://doi.org/10.1038/srep31374>
- Raymundo, L. J., & Aypa, A. P. M. (2004). Getting bigger faster: Mediation of size-specific mortality via fusion in juvenile coral transplants. *Ecological Applications*, 14(1), 281–295. <https://doi.org/10.1890/02-5373>
- Reitzel, A., Stefanik, D., & Finnerty, J. (2011). Asexual reproduction in Cnidaria: Comparative developmental processes and candidate mechanisms. En T. Flatt & A. Heyland (Eds.), *Mechanisms of Life History Evolution* (pp. 101–113). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199568765.001.0001>

- Restrepo, J. D., Park, E., Aquino, S., & Latrubesse, E. M. (2016). Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. *Science of the Total Environment*, 553, 316–329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140>
- Reyes, J., & Santodomingo, N. (2002). *Manual de identificación CITES de invertebrados marinos de Colombia* (Vol. 8). Invemar, Serie de Publicaciones Especiales. <http://hdl.handle.net/1834/8267>
- Reyes, J., Santodomingo, N., & Flórez, P. (2010). *Corales Escleractinios de Colombia* (14th ed., Vol. 14). Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Rinkevich, B. (1995). Restoration Strategies for Coral Reefs Damaged by Recreational Activities: The Use of Sexual and Asexual Recruits. *Restoration Ecology*, 3(4), 241–251. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1995.tb00091.x>
- Rinkevich, B. (2000). Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Marine Biology*, 136, 807–812. <https://doi.org/10.1007/s002270000293>
- Rinkevich, B. (2005). Conservation of Coral Reefs through Active Restoration Measures: Recent Approaches and Last Decade Progress. *Environmental Science and Technology*, 39(12), 4333-4342. <https://doi.org/10.1021/es0482583>
- Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: Does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.018>
- Rinkevich, B. (2021). Augmenting coral adaptation to climate change via coral gardening (the nursery phase). In *Journal of Environmental Management*, 291(13), 112727. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112727>
- Sánchez, J. A. (1995). Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. *Anales Del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín*, 24, 55–77. ISSN 0120-3959.
- Schlecker, L., Page, C., Matz, M., & Wright, R. M. (2022). Mechanisms and potential immune tradeoffs of accelerated coral growth induced by microfragmentation. *PeerJ*, 10, e13158. <https://doi.org/10.7717/peerj.13158>

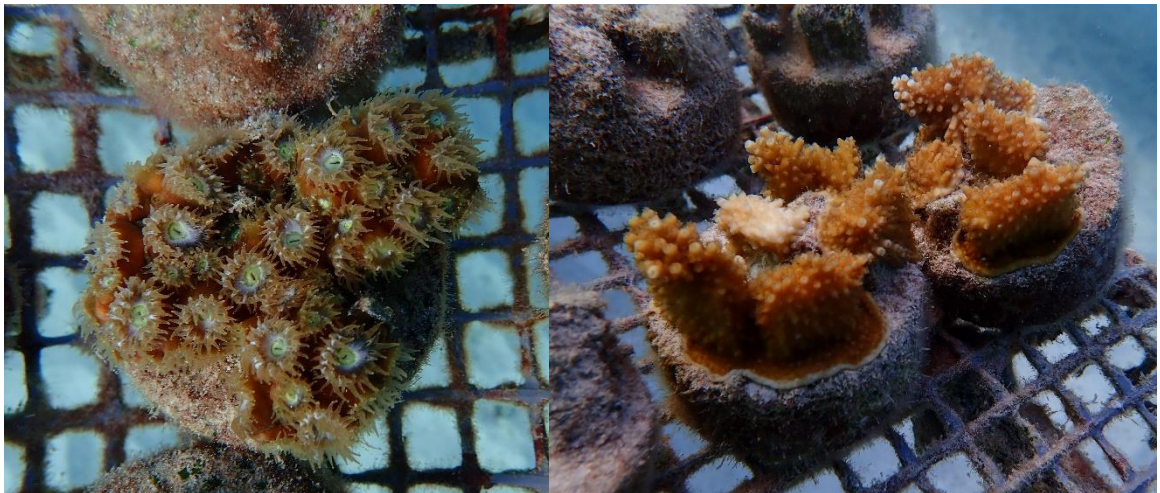
- Schmidt-Roach, S., Duarte, C. M., Hauser, C. A. E., & Aranda, M. (2020). Beyond Reef Restoration: Next-Generation Techniques for Coral Gardening, Landscaping, and Outreach. *Frontiers in Marine Science*, 7, 672. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00672>
- Schneider, C.A., Rasband, W. S. & Eliceiri, K.W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671-675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Schopmeyer, S. A., Lirman, D., Bartels, E., Gilliam, D. S., Goergen, E. A., Griffin, S. P., Johnson, M. E., Lusic, C., Maxwell, K., & Walter, C. S. (2017). Regional restoration benchmarks for *Acropora cervicornis*. *Coral Reefs*, 36(4), 1047–1057. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1596-3>
- Solano, O. D., Navas Suarez, G., & Moreno-Forero, S. K. (1993). Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe colombiano). *Anales Del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín*, 22, 97–111.
- Steinberg, A. A. (2021). *Optimization of grow-out of bouldering coral microfragments: land vs. offshore nursery land vs. offshore nursery* (Tesis de maestría). Nova Southeastern University. https://nsuworks.nova.edu/hcas_etd_all/44
- Sutthacheep, M., Chaithanavisut, N., Sangsawang, L., Pongsakun, S., Klinthong, W., Aunkongthong, W., Limpichat, J., & Yeemin, T. (2023). Growth Rates of Coral Micro-Fragments from a Coral Restoration Project at Koh Larn, Chonburi Province, Thailand. *Ramkhamhaeng International Journal of Science and Technology*, 6(1), 30–40. ISSN 2673-0286.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Rodríguez-Troncoso, A. P., Cupul-Magaña, A. L., & Rinkevich, B. (2020). Micro-fragmentation as an effective and applied tool to restore remote reefs in the eastern tropical pacific. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18), 1–18. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186574>
- Vega-Sequeda, J., Zea, S., & Bernal, G. (2017). Efectos de eventos oceánicos extremos en formaciones coralinas de Islas del Rosario, Caribe Colombiano. *CICIMAR Oceanides*, 32(1), 25–38. <https://doi.org/10.37543/oceanides.v32i1.194>
- Vega-Sequeda, J., Agudelo-Ramírez, C., Mendoza-Mazzeo, A. & Sanjuan-Muñoz. (2020). Dinámica de la estructura de la comunidad bentónica en las formaciones coralinas someras del

- archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49, 167-192. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemmar.2020.49.SuplEsp.1088>
- Weil, E., & Rogers, C. S. (2011). Coral reef diseases in the atlantic-caribbean. In Z. Dubinsky & N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 465–491). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_27
- Williamson, O. M., Dennison, C. E., O’Neil, K. L., & Baker, A. C. (2022). Susceptibility of Caribbean Brain Coral Recruits to Stony Coral Tissue Loss Disease (SCTLD). *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.821165>
- Yap, H. T. (2004). Differential survival of coral transplants on various substrates under elevated water temperatures. *Marine Pollution Bulletin*, 49(4), 306–312. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.017>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed., Vol. 5, pp. 123-145). Prentice-Hall/Pearson. Upper Saddle River, New Jersey 07458. ISBN 978-0-13-100846-5.
- Zepeda-Centeno, C., Mariño-Tapia, I., Mcleod, E., Rodríguez-Martínez, R., Álvarez-Filip, L., Banaszak, A., Escudero-Castillo, M., Silva-Casarín, R., Mendoza-Baldwin, E., Beck, M., & Shaver, E. (2018). *Guía de manejo y restauración de arrecifes para mejorar la protección costera: recomendaciones para aplicación global basadas en lecciones aprendidas en México*. The Nature Conservancy, México, 60 p.

13. ANEXOS



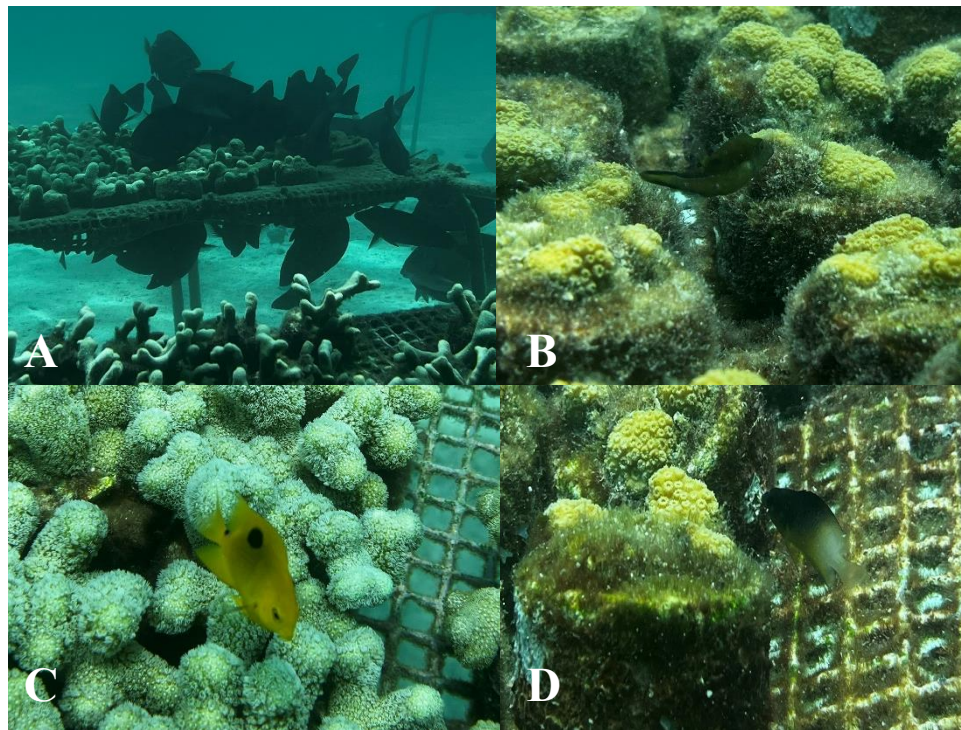
Anexo 1. Bases de cemento monitoreados con microfragmentos, detallando eventos de mortalidad parcial, mortalidad total y colonización de sustrato por céspedes algales.



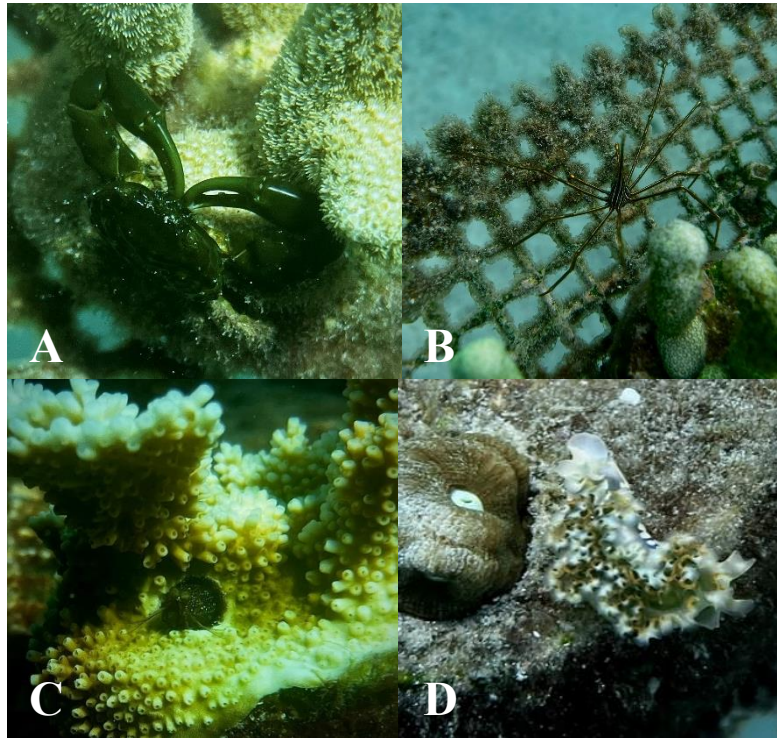
Anexo 2. Microfragmentos no sujetos a monitoreo, exhibiendo procesos de fusión y un marcado crecimiento.



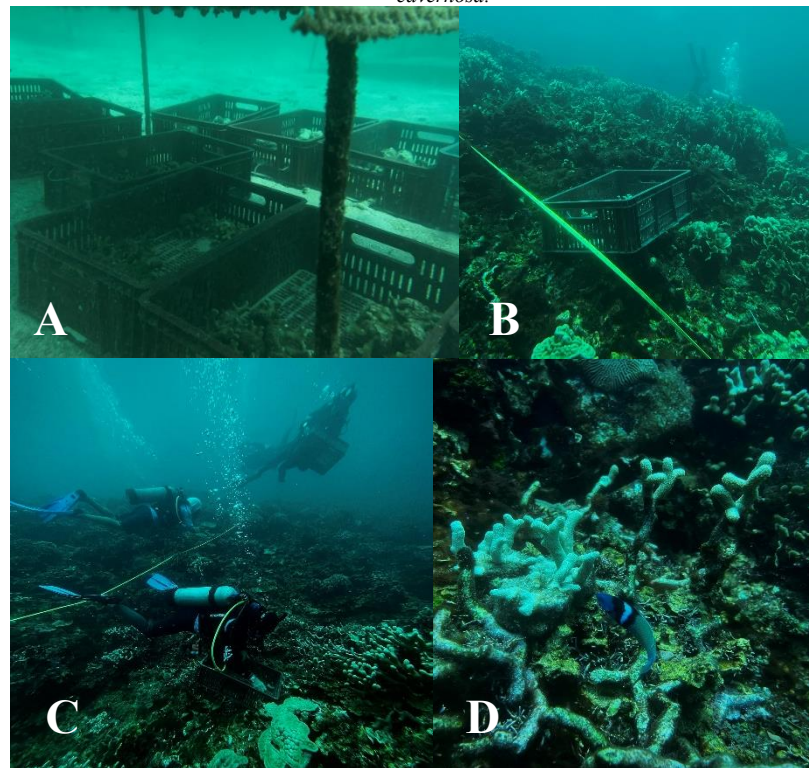
Anexo 3. Microfragmentos de *Acropora palmata* (A-B) desprendidos y (C-D) en las bases de cemento



Anexo 4. Observación de la presencia de grupo de peces en las guarderías que albergan microfragmentos de distintas especies durante el periodo de estudio.



Anexo 5. Demás organismos asociados a los microfragmentos (A) *Mithraculus sculptus* en fragmentos de *Porites porites* (B) *Stenorhinchus seticornis* (C) *Odontodactylus* sp. dentro de fragmento de *A. palmata* (D) *Elysia crispata* en base de cemento de *M. cavernosa*.



Anexo 6. Proceso de trasplante de microfragmentos a un arrecife degradado en Isla Grande. (A) Selección y disposición de las colonias para ser transportadas (B-C-D) Instalación de las bases de cemento en el arrecife degradado.