

**LAS COLONIAS DE PETER PAN: ESTRUCTURA POBLACIONAL Y SALUD DE LAS
COLONIAS DE *PSEUDODIPLORIA CLIVOSA* Y *PSEUDODIPLORIA STRIGOSA* EN
SANTA MARTA**

ANGIE DANIELA CAMARGO GRACIA

UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA
ÁREA ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA, COLOMBIA

2025

**LAS COLONIAS DE PETER PAN: ESTRUCTURA POBLACIONAL Y SALUD DE LAS
COLONIAS DE *PSEUDODIPLORIA CLIVOSA* Y *PSEUDODIPLORIA STRIGOSA* EN
SANTA MARTA**

ANGIE DANIELA CAMARGO GRACIA

Informe de Trabajo Profesionalizante para optar al título de Biólogo marino

Tutor

Adolfo Sanjuan Muñoz

Profesor asociado II

Profesor monitor

Paulo César Tigreros Benavides

Profesor asistente

UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERIA

ÁREA ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA

SANTA MARTA, MAGDALENA, COLOMBIA

2025

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	1
METODOLOGÍA	4
RESULTADOS	9
DISCUSIÓN	15
CONCLUSIONES	18
RECOMENDACIONES	18

DEDICATORIA

*A mi familia,
por su apoyo incondicional a lo largo de cada gran momento de mi vida*

AGRADECIMIENTOS

A Adolfo Sanjuan,

Por su guía, apoyo y paciencia durante esta etapa de aprendizaje

A mis compañeros del semillero,

Quienes me apoyaron en campo e hicieron posible este trabajo

A mis amigos y amigas de la universidad,

Quienes me motivaron, apoyaron e hicieron la universidad mucho más llevadera

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros de distribución de datos de área de cobertura (\log_{10}) de colonias de *Pseudodiploria clivosa* y *P. strigosa* en tres localidades 11

Tabla 2. Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro–Wilk), homogeneidad de varianzas (Levene) y comparación de medias mediante la prueba t de Welch para las mediciones de talla de colonias de *Pseudodiploria clivosa* y *Pseudodiploria strigosa*, realizadas manualmente y con el programa ImageJ..... 14

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de las localidades muestreadas (Rosita, Machete y El Cantil). Mapa elaborado por Sofía Ruiz (2025)	6
Figura 2. Densidad de las especies <i>P. clivosa</i> y <i>P. strigosa</i> en las localidades de Rosita, Machete y El Cantil	10
Figura 3. Histogramas de la estructura de tallas de <i>Pseudodiploria clivosa</i> (A. Rosita B. Machete C. El Cantil) y <i>Pseudodiploria strigosa</i> (D. Rosita)	12
Figura 4. Talla promedio (\pm error estándar) transformada logarítmicamente de las colonias de <i>Pseudodiploria clivosa</i> en los sitios Rosita, Machete y El Cantil.	13
Figura 5. Tipo de crecimiento de las colonias de <i>P. clivosa</i> y <i>P. strigosa</i>	15
Figura 6. Estado de salud de las colonias <i>P. clivosa</i> y <i>P. strigosa</i> en las diferentes localidades.....	16

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la estructura poblacional y el estado de salud de las especies *Pseudodiploria clivosa* y *Pseudodiploria strigosa* en tres localidades del Caribe colombiano: Machete, El Cantil (ensenada de Granate) y Rosita (bahía de Taganga). Para estos se estableció una parcela de 250 m² en cada sitio, donde se evaluó la abundancia, el área de cobertura, el tipo de crecimiento, el tamaño y la condición de salud de las colonias. Los resultados mostraron que *P. clivosa* presentó su mayor densidad en Machete (0,12 ind/m²), mientras que *P. strigosa* fue más abundante en Rosita (0,13 ind/m²). No se encontraron diferencias significativas en el tamaño de las colonias de *P. clivosa* entre localidades (ANOVA, $F_{(2,68)} = 1,84$; $p = 0,167$).

La salud coralina varió, observando para *P. clivosa* mayor porcentaje de colonias sanas en Rosita, mientras que *P. strigosa* mostró una mayor mortalidad parcial en esta localidad. Los métodos de medición manual y los realizados con el programa ImageJ mostraron diferencias significativas para *P. strigosa*, posiblemente debido a que la mayoría de las colonias mostraron crecimiento hemisférico. Se concluye que, aunque la estructura de tallas no indica degradación arrecifal, los tamaños promedio reducidos y las variaciones en salud reflejan la influencia de factores ambientales y antrópicos locales. Se recomienda incrementar las réplicas espaciales para futuros estudios.

INTRODUCCIÓN

Los corales son organismos marinos pertenecientes a la clase Anthozoa y subclase Hexacorallia (Medina *et al.*, 2006). Se caracterizan por experimentar procesos complejos de metamorfosis a lo largo de sus vidas, pasando de larvas plánula natatorias a pólipos que componen colonias coralinas (Schwarz *et al.*, 1999), estos animales son predominantemente coloniales (Aguilera *et al.*, 2017) y suelen mantener una relación simbiótica con zooxantelas, que son microalgas que proporcionan compuestos ricos en carbono mediante la fotosíntesis. A cambio, estas algas reciben nutrientes esenciales como nitrógeno y fósforo provenientes del coral, así como protección y un entorno adecuado para su desarrollo (Dubinsky y Jokiel, 1994).

Esta interacción simbiótica no solo permite la supervivencia de los corales, sino que también hace posible la existencia de ecosistemas tan complejos como los arrecifes de coral, considerados entre los más biodiversos del planeta, ya que, a pesar de encontrarse en aguas con escasos nutrientes, sustentan una alta productividad (Bobadilla, 2023). Tal característica permite al ecosistema asociarse con alrededor del 25 % de las especies marinas y, además, les otorgan un potencial de servicios ecosistémicos que puede ser aprovechado en diversos sectores como la pesca y el turismo (Comeros *et al.*, 2021). Asimismo, su compleja estructura tridimensional actúa como una barrera natural contra el oleaje, reduciendo la erosión costera (Meesters *et al.*, 2001).

Los corales escleractinios son los que más contribuyen a la generación de dicha complejidad estructural (Ortiz, 2010). Estos organismos poseen características de crecimiento que incluyen tasa de extensión, densidad y tasa de calcificación, las cuales pueden variar en función de factores ambientales como la temperatura de la superficie del océano (Carricart-Ganivet y González-Díaz, 2009). La tasa de crecimiento de las especies también varía según su morfología: mientras que los corales masivos crecen entre 3 mm y 1 cm por año, los corales ramificados pueden alcanzar entre 10 y 20 cm anuales, siempre que las condiciones ambientales sean óptimas (Aguilera *et al.*, 2017).

En estos ecosistemas, la estructura poblacional coralina es el reflejo de la influencia de los factores bióticos y abióticos a los que los individuos han estado sometidos, evidenciando las oportunidades de reclutamiento, la mortalidad, así como el crecimiento y desarrollo de

los individuos de la población (Alvarado-Chacón y Acosta, 2009). Factores como la disponibilidad de luz, el tipo de sustrato y la concentración de carbonato de calcio influyen en el crecimiento y desarrollo de estos organismos. Del mismo modo, variables ambientales como los cambios de temperatura y salinidad, biológicas como la depredación y el impacto humano (a través de la sedimentación, la contaminación por hidrocarburos, plaguicidas y residuos orgánicos) pueden afectar tanto el crecimiento como la salud de los corales (Guzmán y Cortés, 1984; Anderson y Pratchett, 2014).

A su vez, las diferencias en talla o edad afectan las tasas de asentamiento, crecimiento y mortalidad de la población, lo cual se refleja en medidas estadísticas como la desviación estándar, asimetría y curtosis en la distribución de frecuencias. En ecosistemas deteriorados, la estructura poblacional puede verse gravemente alterada, lo que resalta la importancia de estudiarla en distintas ubicaciones para evaluar la sensibilidad de las especies presentes (Meesters *et al.*, 2001).

En las últimas décadas, los arrecifes de coral enfrentan amenazas sin precedentes. Entre ellas destaca el aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos de blanqueamiento coralino, considerado una de las principales preocupaciones para su conservación a nivel global (Romero *et al.*, 2014; Rodríguez-Ramírez, 2019). Este fenómeno se produce cuando el coral experimenta un estrés fisiológico que lleva a la expulsión o pérdida de sus zooxantelas. Como consecuencia, el tejido del coral pierde su color y queda transparente permitiendo la observación del esqueleto blanco, de ahí el término "blanqueamiento". Factores como el estrés oxidativo (generado en la mayoría de los casos por temperaturas elevadas) y los daños en el fotosistema II de las zooxantelas alteran su funcionamiento, favoreciendo su expulsión (Meehan y Ostrander, 1997). Esto afecta directamente la reproducción, el crecimiento y el metabolismo del coral, al comprometer su capacidad de fotosíntesis y obtención de nutrientes (Romero *et al.*, 2014; Rodríguez-Ramírez, 2019).

Aunque en algunos casos los corales pueden recuperarse si las condiciones ambientales mejoran, episodios prolongados o repetidos de estrés pueden llevar a su muerte. De hecho, el blanqueamiento coralino se ha convertido en un claro indicador de alteraciones ambientales, especialmente vinculadas al cambio climático o la contaminación (Meehan y Ostrander, 1997). Si los corales hermatípicos no logran recuperarse, se producirá una

pérdida progresiva de los arrecifes, de su biodiversidad asociada y de los servicios ecosistémicos que brindan (Hughes *et al.*, 2017).

Dentro de los corales escleractinios se encuentran las especies del género *Pseudodiploria*, las cuales se caracterizan por su forma meandroide, semejante a un "cerebro", y sus columnelas esponjosas bien desarrolladas (Reyes *et al.*, 2010). Estas suelen ubicarse en zonas someras, terrazas arrecifales y lagunas protegidas. *P. clivosa* forma colonias masivas, de crecimiento hemisférico o incrustantes, que pueden superar 1 m de diámetro, con valles estrechos y septos delgados organizados en series alternas; sus colonias presentan una coloración variable que puede variar entre amarillo, gris, verde, azul o café, usualmente con contrastes entre los valles y crestas. Por su parte, *P. strigosa* desarrolla colonias más grandes, placoides o hemisféricas, que alcanzan hasta 2 m de diámetro, con valles continuos y largos; sus tonalidades varían del amarillo verdoso al café, con matices azulados a púrpuras. Ambas especies se distribuyen ampliamente en el Atlántico Tropical Occidental, incluyendo el Caribe colombiano, donde se encuentran tanto en zonas insulares como continentales, entre 1 y 20 m de profundidad.

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la estructura poblacional y el estado de salud de las especies *P. clivosa* y *P. strigosa* en la ensenada de Granate y la bahía de Taganga, siendo este último un sector que ha sufrido disminuciones significativas en la cobertura y diversidad coralina en los últimos años como consecuencia de diversas presiones antropogénicas, tales como el turismo excesivo y las malas prácticas pesqueras (Rivera y Pataquiva, 2019). Según investigaciones realizadas por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), en zonas como Santa Marta, Taganga y sus áreas aledañas, se ha evidenciado tanto una disminución de la cobertura coralina como un sobrecrecimiento de algas y esponjas, lo que puede indicar degradación arrecifal. Debido principalmente a factores que alteran la calidad del agua y la estructura de las comunidades coralinas (Díaz *et al.*, 2000).

Esta investigación se desarrolló en el marco del proyecto "Cría de larvas de coral como estrategia de restauración arrecifal en Santa Marta" (convocatoria interna 25 de 2024 de la UTADEO) llevado a cabo por el grupo dinámica y manejo de ecosistemas marinos y costeros (DIMARCO) de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, en alianza con la Universidad del Magdalena, SECORE *International*, y el apoyo de Parques Nacionales Naturales.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La alternancia de bahías y ensenadas con cabos de acantilados rocosos en el sector de Santa Marta, Taganga y el Parque Nacional Natural Tayrona crea condiciones propicias para el desarrollo coralino, especialmente a lo largo del litoral acantilado (Figura 1). De acuerdo con Díaz *et al.* (2000). En estos sectores se encuentran formaciones coralinas que pueden clasificarse en dos grupos, según el tipo de sustrato y el espesor del andamiaje coralino: 1) formaciones que se desarrollan sobre acantilados erosionados, compuestos por bloques de roca metamórfica parcialmente colonizados por corales hermatípicos a partir de los 5 a 8 m de profundidad y 2) formaciones coralinas edificadas sobre sustratos estables y protegidos del oleaje, que corresponden a arrecifes franjeantes poco extensos, pero que se profundizan rápidamente hasta alcanzar los 25 a 30 m. A pesar de estas condiciones favorables, la cobertura de corales pétreos varía significativamente entre sectores, en respuesta a las condiciones específicas de cada una.

La ensenada de Granate se localiza a 6,5 km de la ciudad de Santa Marta, delimitada entre el cabo de La Aguja, que actúa como un rompeolas natural al proteger la zona de los vientos alisios y el oleaje, y punta Granate. Este sector se caracteriza por presentar una extensión arrecifal de pendiente suave, donde predominan especies como *Montastraea cavernosa*, *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans* (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). La parte central de la ensenada es arenosa y somera, con bordes de litoral rocoso, mientras que las formaciones coralinas se distribuyen entre los 5 y los 24 m de profundidad (Erhardt y Werding, 1975).

Por su parte, la bahía de Taganga se encuentra al norte de Santa Marta y está conformada por las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta (Gaitán-Espitia, 2008). Según estudios realizados por Díaz *et al.* (2000), esta zona posee una cobertura coralina baja donde predominan especies de crecimiento costroso que presentan deterioro relacionado con las fuertes descargas de desechos humanos, lo que ha favorecido el sobrecrecimiento de organismos oportunistas como algas y esponjas sobre los corales, generando episodios de blanqueamiento y pérdida progresiva de especies. Pese a su proximidad al Parque Nacional Natural Tayrona y a su potencial estratégico para el desarrollo de actividades

ecoturísticas, la zona presenta un elevado grado de alteración ecológica derivado de impactos antrópicos, entre los que se destacan vertimientos de aguas residuales sin tratamiento, presión turística no regulada y prácticas pesqueras destructivas, factores que han comprometido gravemente la integridad ecológica de la comunidad coralina y la resiliencia de los ecosistemas arrecifales.

La región de Santa Marta es influenciada por un evento temporal de surgencia, que genera disminución de la temperatura del agua, aumento en la concentración de nutrientes y reducción del oxígeno disuelto. Como resultado, se produce un aumento en las comunidades de fitoplancton, lo que impulsa una mayor productividad en todos los niveles tróficos (Ricaurte-Villota y Bastidas-Salamanca, 2017).

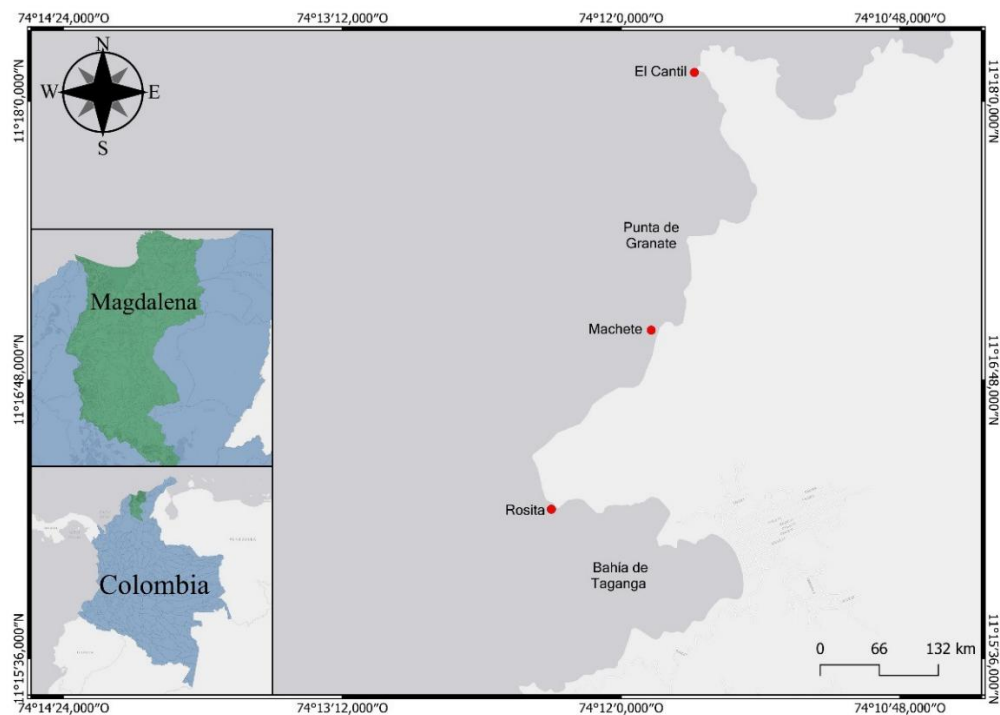


Figura 1. Ubicación de las localidades muestreadas (Rosita, Machete y El Cantil). Mapa elaborado por Sofía Ruiz (2025).

El incremento en la intensidad de los vientos alisios del noreste, asociado a una intensificación de los gradientes de presión atmosférica, desplaza la ZCIT hacia el sur entre

diciembre y abril, exponiendo la región a condiciones de mayor velocidad del viento y reduciendo las precipitaciones. Por el contrario, la disminución de los vientos alisios permite que la ZCIT se desplace hacia el norte, lo que favorece un incremento de las precipitaciones. En consecuencia, en ausencia de surgencia, las aguas superficiales tienden a ser más cálidas (Franco-Herrera, 2005; García-Hoyos *et al.*, 2010).

Fase de campo

Mediante buceo con equipo autónomo se establecieron tres parcelas de 25 × 10 m, ubicadas en las localidades de El Cantil, Machete y Rosita respectivamente (Figura 1), las dos primeras localidades están ubicadas en la ensenada de Granate y la última en la bahía de Taganga. Cada parcela fue delimitada mediante cuatro estacas de hierro ubicadas en sus vértices, cada una con una boya amarrada para facilitar su visualización.

En estas parcelas se identificaron y marcaron cada una de las colonias de *P. clivosa* y *P. strigosa*. El marcaje se hizo con etiquetas para ovinos numeradas, y se procedió a medir los diámetros mayor y menor utilizando cintas métricas. Posteriormente, cada colonia fue fotografiada, usando cinta métrica como referencia y teniendo en cuenta que se observara el número de la etiqueta. Finalmente se anotó el estado de salud (presencia de signos de deterioro y enfermedades)

Fase de gabinete

Se calculó la abundancia en términos de densidad para cada una de las localidades y las especies (colonias/m²). Se estimó el área de cada colonia utilizando la fórmula propuesta por Meesters *et al.* (2001), la cual considera el diámetro mayor y menor de las colonias, asimilándolas a una elipse.

$$A = \pi * Radio\ mayor * Radio\ menor$$

Adicionalmente, en el programa ImageJ se estimó digitalmente el área total de cada colonia, el área que presentaban signos de afectación en su salud y la proporción del área afectada

con respecto al total de la colonia. Los datos de área de cobertura de las colonias coralinas fueron transformados logarítmicamente (\log_{10}) con el fin de normalizar la distribución y homogeneizar la varianza entre grupos. Sobre estos datos transformados, se analizó la estructura poblacional de las dos especies mediante histogramas y medidas estadísticas como promedio, desviación estándar, asimetría y curtosis (Meesters *et al.*, 2001).

Para determinar el número óptimo de clases de los histogramas se aplicó la regla de Sturges (1926), expresada como $k = 1 + 3.322 \log_{10}(n)$. Una vez establecidas las clases los histogramas fueron realizados en el programa Microsoft Excel del paquete Office 2021. Para evaluar si los datos contaban con normalidad y homocedasticidad se realizaron las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene respectivamente, posteriormente, al observar que los datos cumplían con dichos supuestos, se realizó un ANOVA de una vía en PAST, esto para comprobar si existía diferencia significativa entre las localidades de muestreo. La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk indicó que ambas mediciones, las realizadas manualmente y las realizadas mediante imageJ, no se desviaron significativamente de la distribución normal y la prueba de Levene mostró que no había homocedasticidad. Por esta razón, para evaluar si existe una diferencia significativa entre las medidas tomadas de forma manual y las realizadas con el programa imageJ se realizó una prueba t de Welch (Zar, 2010). De igual forma, haciendo uso de las fotografías tomadas en campo las colonias fueron clasificadas según su tipo de crecimiento.

En aquellas colonias que evidenciaron palidecimiento, blanqueamiento o mortalidad parcial, se aplicó la clasificación propuesta por Solano *et al.* (1993), basada en el grado de afectación observado:

- Blanqueamiento parcial: colonias con una o varias áreas pequeñas completamente blanqueadas y menos del 80% del área blanqueada.
- Blanqueamiento total: colonias con más del 80 % de su superficie completamente blanqueada.
- Decoloradas: colonias que presentan una disminución en la tonalidad de su color original.
- Mortalidad parcial: colonias que presentan áreas sin tejido vivo, colonizadas por algas filamentosas y pérdida del tejido inferior al 80%.
- Mortalidad total: colonias con pérdida de tejido superior al 80 % de su superficie.

Con esta clasificación, se determinó la proporción de colonias sanas frente a las afectadas en cada categoría para cada especie y localidad. A partir de esto se realizó una comparación descriptiva de la salud coralina entre los sitios de muestreo, identificando patrones espaciales en la prevalencia de blanqueamiento, decoloración y mortalidad; sin embargo, debido a la falta de réplicas espaciales, no se realizaron pruebas estadísticas para evaluar la significancia de las diferencias observadas en las proporciones.

RESULTADOS

La especie *P. clivosa* tuvo su mayor densidad en la localidad de Machete (0.12 ind/m²), seguida por la localidad de El Cantil (0.09 ind/m²), mientras que *P. strigosa* ostentó los valores más altos en la localidad de Rosita (0.13 ind/m²), mostrando una densidad notablemente mayor que la presente en El Cantil (0.04 ind/m²) (Figura 2).

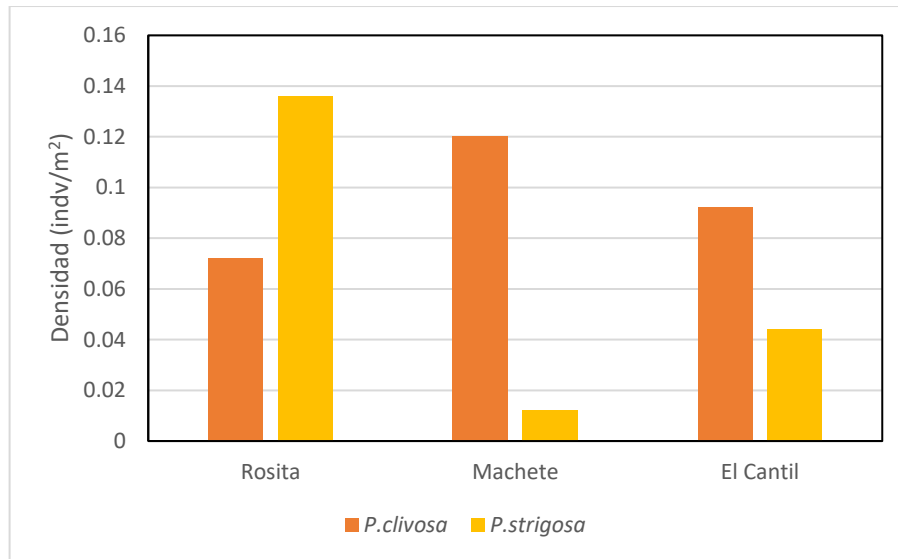


Figura 2. Densidad de las especies *P. clivosa* y *P. strigosa* en las localidades de Rosita, Machete y El Cantil.

Se observó un gradiente de disminución de norte a sur en el tamaño de las colonias de *P. clivosa*, con las mayores tallas de El Cantil (1901.46 ± 1345.22 cm², n= 23), seguida de la localidad de Machete (1405.06 ± 1020.18 cm², n= 30), y finalmente de Rosita (880.25 ± 619.14 cm², n= 18), dicho patrón sugiere que existe una relación entre la distancia a la bahía de Taganga y el crecimiento coralino, siendo mayor a más lejanía. En el caso de *P. strigosa*, El Cantil presentó las mayores tallas (2021.86 ± 1080.33 cm², n=11), seguida por Rosita (1976.39 ± 1220.50 cm², n=34), mientras que en Machete se obtuvieron las tallas más pequeñas (505.80 ± 243.72 cm², n=3).

En la Figura 3 se muestra la distribución de frecuencia de tallas, donde, tras aplicar la transformación logarítmica (\log_{10}), la mayoría de los valores se ajustaron a la distribución

normal. En el caso de *P. clivosa* esta presentó valores de asimetría cercanos a cero en Machete y El Cantil, mientras que en Rosita se observó una ligera asimetría positiva. La curtosis indicó distribuciones próximas a la normal, con valores levemente platicúrticos en Machete y El Cantil. Tanto la asimetría como la curtosis de *P. strigosa* fueron cercanas a cero, lo que evidencia una distribución normal. Esto se confirmó mediante la prueba de Shapiro-Wilk que indicó que en todos los sitios los datos de área se ajustaron a la normalidad ($p > 0.05$) (Tabla 1). En el caso de *P. strigosa* en las localidades de Machete y El Cantil los datos obtenidos fueron insuficientes haciendo imposible realizar una tabla de frecuencias.

Tabla 1. Parámetros de distribución del área (\log_{10}) de las colonias de *P. clivosa* y *P. strigosa* en tres localidades.

<i>P. clivosa</i>	Rosita	Machete	El Cantil
Promedio	2.76	2.98	3.00
Desviación estándar	0.38	0.41	0.51
Asimetría	0.73	-0.02	0.32
Curtosis	0.066	-0.102	-0.799
Prueba de Shapiro-Wilk	0.93	0.97	0.95
Prueba de Levene <i>P. clivosa</i>	0.35		
<i>P. strigosa</i>	Rosita	Machete	El Cantil
Promedio	3.08	Na	Na
Desviación estándar	0.43	Na	Na
Asimetría	0.14	Na	Na
Curtosis	0.003	Na	Na
Prueba de Shapiro-Wilk	0.97	Na	Na

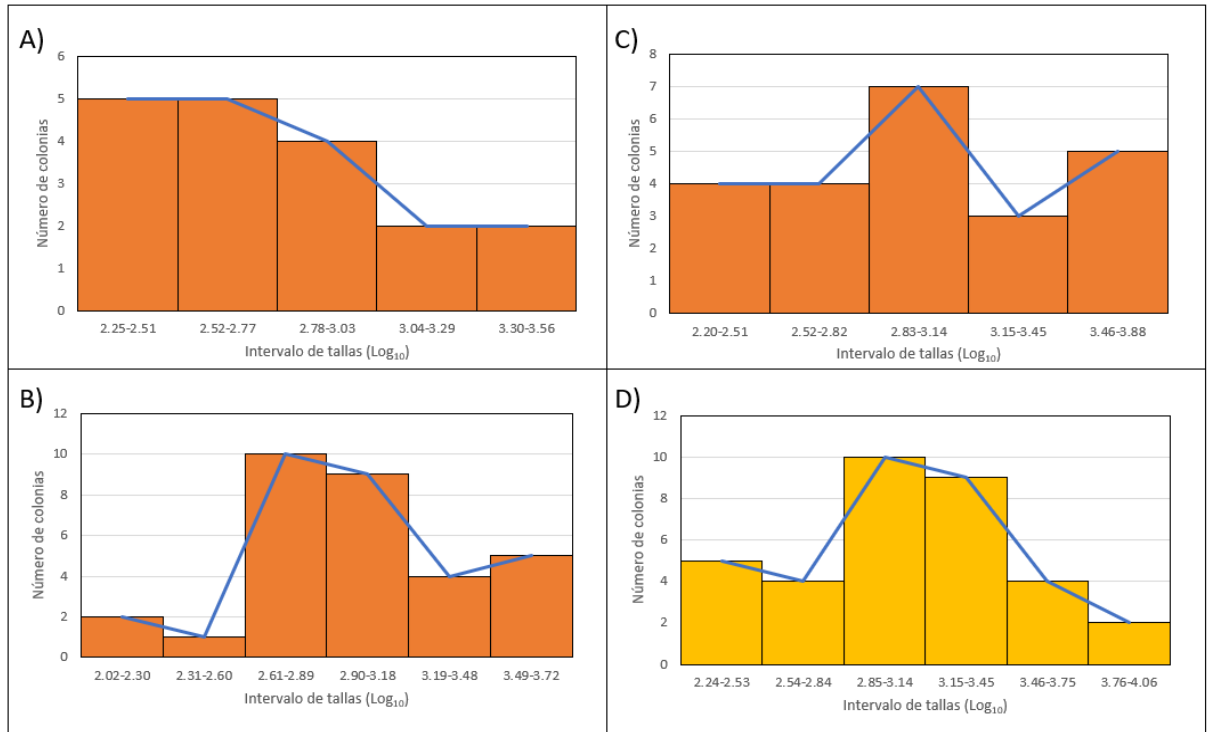


Figura 3. Histogramas de la estructura de tallas de *P. clivosa* (A. Rosita B. Machete C. El Cantil) y *P. strigosa* (D. Rosita).

El análisis de varianza (ANOVA de una vía), no mostro una diferencia significativa ($F_{(2,68)} = 1.84, p=0.167$) lo cual sugiere que el tamaño de las colonias de *P. clivosa* no varía significativamente entre las diferentes localidades. En la Figura 4 se puede apreciar que las colonias de Rosita presentan una tendencia a tallas menores en comparación con las de Machete y El Cantil; no obstante, los intervalos de error estándar de Machete y El Cantil se superponen parcialmente, lo que respalda la ausencia de diferencias significativas detectada por el ANOVA.

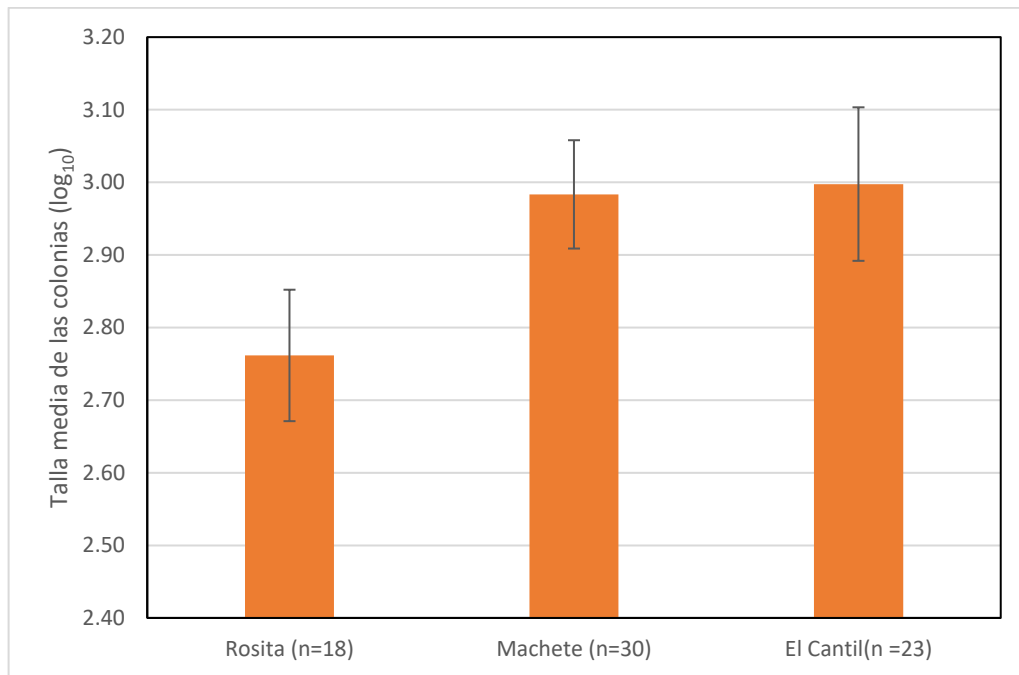


Figura 4. Talla promedio (\pm error estándar) transformada logarítmicamente de las colonias de *P. clivosa* en los sitios Rosita, Machete y El Cantil.

En lo que respecta a las mediciones realizadas con imageJ, para *P. clivosa*, se aplicó la prueba t de Welch, la cual no mostró diferencias significativas entre los métodos de medición ($t_{(89)} = 1.68$, $p = 0,0959$). Los datos de tallas de *P. strigosa* se ajustaron a la normalidad, pero no presentaron homocedasticidad, la prueba t de Welch reveló diferencias significativas entre los valores obtenidos manualmente y los medidos con ImageJ ($t_{(34)} = 2.96$, $p = 0,0051$) (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro–Wilk), homogeneidad de varianzas (Levene) y comparación de medias mediante la prueba t de Welch para las mediciones de talla de colonias de *P. clivosa* y *P. strigosa*, realizadas manualmente y con el programa ImageJ.

	<i>P. clivosa</i> manual	<i>P. clivosa</i> ImageJ
Shapiro-Wilk	0.73	0.72
Prueba de Levene	0.039	
Prueba t de Welch	1.68	
	<i>P. strigosa</i> manual	<i>P. strigosa</i> ImageJ
Shapiro-Wilk	0.66	0.86
Prueba de Levene	0.001	
Prueba t de Welch	2.96	

Al clasificar las colonias de las dos especies de *Pseudodiploria* se logró apreciar que, en el caso de *P. clivosa*, la mayoría presentó un crecimiento incrustante, mientras que, en el caso de *P. strigosa* mostraron un crecimiento mayormente hemisférico (Figura 5).

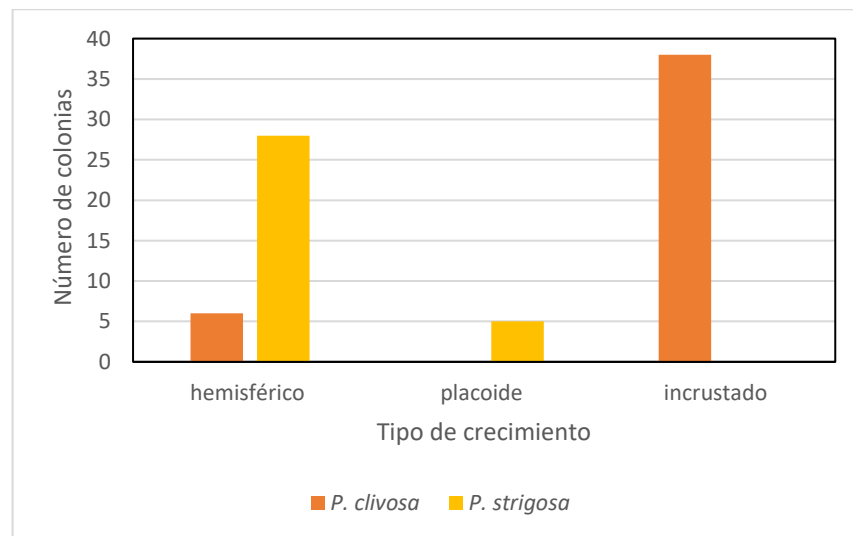


Figura 5. Tipo de crecimiento de las colonias de *P. clivosa* y *P. strigosa*.

En la Figura 6 se puede apreciar que en el caso de *P. clivosa* existe un mayor porcentaje de colonias sanas en la zona de Rosita mientras que en las localidades de El Cantil y Machete se aprecia una mayor prevalencia de colonias con blanqueamiento parcial y decoloración. Por otra parte *P. strigosa* presenta una alta mortalidad parcial en la zona de Rosita y un mayor porcentaje de colonias sanas en la zona de El Cantil.

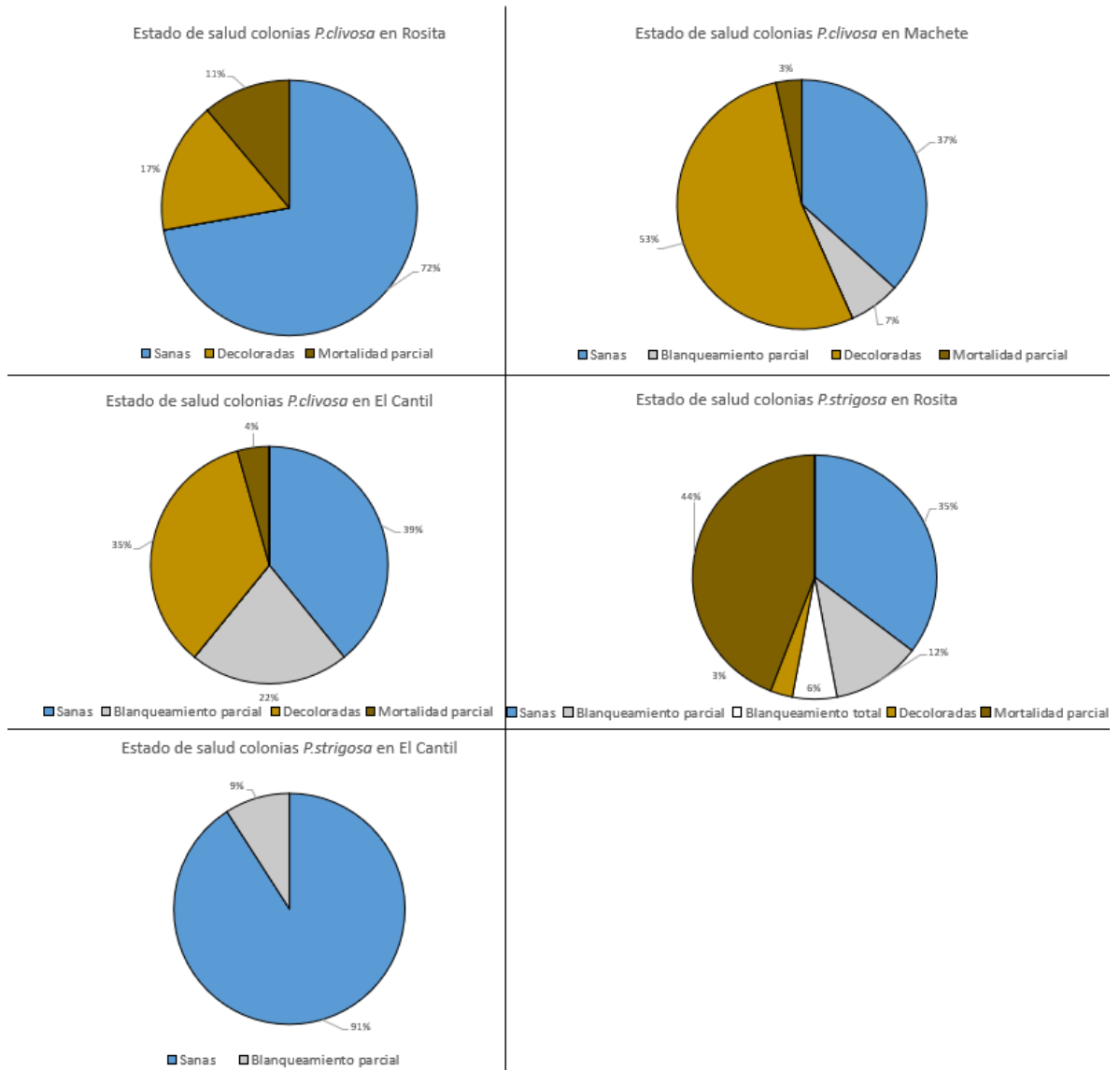


Figura 6. Estado de salud de las colonias *P. clivosa* y *P. strigosa* en las diferentes localidades.

DISCUSIÓN

La disminución en la densidad de las diferentes especies de corales formadores de arrecifes suele asociarse principalmente con el aumento de la temperatura marina, el blanqueamiento, las enfermedades y los impactos antropogénicos de origen local (Carpenter *et al.*, 2008). En este caso, *P. clivosa* presentó una mayor densidad en Machete y menor en Rosita, mientras que *P. strigosa* mostró un patrón inverso, siendo Rosita la localidad con mayor densidad y Machete la de menor densidad, dichas diferencias pueden deberse a distintos factores fisiológicos de cada especie o ambientales.

En el caso de *P. clivosa* la menor densidad en Rosita puede estar relacionada las condiciones ambientales de la bahía de Taganga, donde se ubica esta localidad. Como se mencionó anteriormente esta zona presenta un elevado grado de alteración ecológica debido a las aguas residuales sin tratamiento, la presión turística y las malas prácticas pesqueras (Díaz *et al.*, 2000). Esta problemática se ve agravada por el emisario submarino de Santa Marta, el cual vierte aproximadamente 950 L/s de aguas residuales y muestra una correlación significativa con los niveles de contaminación en Taganga (Palacio *et al.*, 2011). Específicamente, en el caso de las colonias pertenecientes al género *Pseudodiploria* se ha observado que los corales que se encuentran en zonas cercanas a poblaciones humanas presentan afecciones en su esqueleto y las condiciones ambientales promueven la bioerosión, haciendo a las colonias susceptibles a enfermedades y daños físicos (Colín-García *et al.*, 2016) lo cual puede terminar afectando su densidad.

Por su parte, la mayor densidad de *P. strigosa* en una localidad con mayor impacto humano como lo es Rosita puede deberse a que, al menos en condiciones ambientales normales, posee una capa mucopolisacárida superficial mucho más gruesa que la de *P. clivosa*, actuando con mayor efectividad contra posibles patógenos ambientales, lo cual le permite sobrevivir mejor en ambientes degradados con alta carga de contaminantes (Pratte, 2015). Sin embargo, es importante considerar que, al no contar con replicas, las diferencias observadas carecen de significancia estadística. Por lo tanto, tales variaciones podrían atribuirse a factores no controlados, como a variaciones ambientales o al esfuerzo de muestreo (Hurlbert, 1984). Esto también explicaría la baja densidad de esta especie en las demás localidades.

En cuanto al tamaño de las colonias, *P. clivosa* puede alcanzar diámetros superiores a 1 m (Reyes *et al.*, 2010), lo que corresponde a un área de cobertura máxima de aproximadamente 7854 cm² según la fórmula de Meesters *et al.* (2001). Sin embargo, los promedios registrados en este estudio fueron considerablemente menores, oscilando entre 880.25 ± 619.14 cm² y 1901.46 ± 1345.22 cm². De manera similar, *P. strigosa*, que puede superar los 2 m de diámetro (Reyes *et al.*, 2010) (área máxima ≈ 31,416 cm²), presentó valores promedio de entre 505.80 ± 243.72 cm² y 1976.39 ± 1220.50 cm².

En lo que respecta a la estructura de tallas según estudios realizados por Meesters *et al.* (2001) si la asimetría es negativa indica que el arrecife se encuentra degradado, ya que, el número de colonias de menor tamaño es bajo y por ende hay poco reclutamiento. En este caso, la asimetría toma valores cercanos a 0 mostrando que el área de cobertura de las colonias se encuentra alrededor de la media, lo cual podría indicar que los arrecifes se encuentran en buen estado. Por otro lado, en el caso específico de *P. clivosa* en Rosita se presenta una asimetría ligeramente positiva, lo que podría apuntar a un mayor aporte de colonias en clases de tamaños pequeños o medios, siendo un indicio de reclutamiento reciente.

Aunque la estructura de tallas no evidencia un arrecife degradado se debe considerar que el tamaño promedio de las colonias registradas en la zona es pequeño, lo cual indica que las colonias de las diferentes localidades de muestreo están en etapas tempranas de su desarrollo o su crecimiento se está viendo afectado por condiciones ambientales de la zona (Anderson y Pratchett, 2014). La no significancia en el ANOVA implica que las tallas de *P. clivosa* de la bahía de Taganga y la ensenada de Granate son estadísticamente similares. Esto puede ser un indicio de que la presión antrópica de Taganga tiene un alcance regional que permea el PNN Tayrona (Díaz *et al.*, 2000), o bien que la condición de Rosita no se ve alterada significativamente por dicha presión, posiblemente debido a procesos ambientales como la surgencia. No obstante, se debe considerar que debido a la falta de replicas la variabilidad entre localidades podría estar subestimada (Hurlbert, 1984).

Al comparar las tallas obtenidas manualmente con aquellas registradas mediante el programa ImageJ, se observó que en *P. clivosa* no se presentaron diferencias significativas entre ambos métodos de medición. En contraste, las tallas de *P. strigosa* sí mostraron diferencias significativas entre los dos procedimientos. Esto puede deberse al tipo de

crecimiento, ya que, en su mayoría esta especie presentó un crecimiento hemisferio, lo cual le da una tridimensionalidad. Al igual que en el estudio de Gómez-Rodríguez *et al.* (2021), donde la falta de coplanaridad entre la cámara y la hoja generó distorsiones en la medición de área foliar, la naturaleza tridimensional y curva de los corales introduce un sesgo similar en las mediciones con ImageJ, ya que, este programa calcula áreas proyectadas en 2D.

En lo que respecta a la salud coralina, se observa que *P. clivosa* presenta su mayor porcentaje de colonias sanas en la localidad de Rosita, mientras que en El Cantil y Machete predominan colonias decoloradas o con blanqueamiento parcial. De manera contraria, *P. strigosa* exhibe en Rosita un mayor porcentaje de colonias con mortalidad parcial, mientras que en El Cantil se concentra el mayor número de colonias sanas.

Algunos factores que pueden inducir el blanqueamiento o palidecimiento coralino incluyen el estrés térmico, el estrés osmótico, la contaminación, la acidificación de los océanos, la exposición excesiva a la luz solar, los patógenos y la sedimentación (Cecchini *et al.*, 2024). En el caso de Rosita las colonias podrían estarse viendo afectadas por la contaminación, la sedimentación y diferentes patógenos, ya que, al ser la localidad más cercana a la bahía de Taganga está expuesta a la afluencia de aguas residuales sin tratamiento. Pese a que *P. clivosa* presenta un mayor porcentaje de colonias sanas en esta localidad también presenta una menor densidad poblacional lo cual podría indicar una alta mortalidad. Por su parte, *P. strigosa* pese a presentar una mayor densidad en esta locación, también muestra un mayor porcentaje de colonias con mortalidad parcial; sin embargo, de acuerdo con lo planteado por Hurlbert (1984), la ausencia de réplicas espaciales limita la posibilidad de establecer inferencias estadísticas sólidas y puede generar sesgos en la interpretación de la salud coralina y las diferentes locaciones muestreadas.

CONCLUSIONES

Aunque las distribuciones de tallas no reflejan un arrecife degradado, los tamaños promedio reducidos sugieren limitaciones en el crecimiento o un predominio de colonias jóvenes. Si bien no se encontraron diferencias significativas en el tamaño entre localidades, sí se evidenciaron variaciones en la densidad y en el estado de salud, las cuales podrían asociarse principalmente a factores ambientales y al impacto antrópico local.

La comparación de métodos para estimar el área de cobertura mostró que la tridimensionalidad de las colonias puede influir en la precisión de las mediciones con el programa ImageJ, lo que resalta la importancia de considerar la morfología coralina al seleccionar la técnica de análisis.

RECOMENDACIONES

Se sugiere incluir réplicas espaciales, a fin de mejorar la robustez estadística y la representatividad de los patrones poblacionales observados.

Es recomendable analizar un conjunto de parámetros fisicoquímicos como temperatura del agua, turbidez, nutrientes (nitrógeno, fósforo), pH y alcalinidad, para establecer relaciones causales entre los factores de estrés ambiental y las respuestas poblacionales de las especies del género *Pseudodiploria*.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera, L.E., H.R. Bonilla, C.O. López y R.A. Pérez. 2017. Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. *PMC*, 1: 53–62.
- Alvarado-Chacón, E.M. y Acosta, A. 2009. Population size-structure of the reef-coral *Montastraea annularis* in two contrasting reefs of a marine protected area in the southern Caribbean Sea. *Bull. Mar. Sci.* 85: 61–76.
- Anderson, K.D. y M.S. Pratchett. 2014. Variation in size-frequency distributions of branching corals between a tropical versus sub-tropical reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 502: 117–128.
- Bobadilla, E.T. 2023. La óptica de los corales marinos y el rol de la luz en su supervivencia. *Boletín SMF*, 37: 59–65.
- Carpenter, K.E., M. Abrar, G.S. Aeby, ... y E. Wood. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321: 560–563. <https://doi.org/10.1126/science.1159196>
- Carricart-Ganivet, J.P. y P. González-Díaz. 2009. Growth characteristics of skeletons of *Montastraea annularis* (Cnidaria: Scleractinia) from the northwest coast of Cuba. *Ciencias Marinas*, 35: 237–244.
- Cecchini, P., T. Nitta, E. Sena y Z.Y. Du. 2024. Saving coral reefs: significance and biotechnological approaches for coral conservation. *Adv. Biotechnol*, 42. <https://doi.org/10.1007/s44307-024-00049-1>
- Colín-García, N.A., J.E. Campos, J.L. Tello-Musi y J.E. Arias-González. 2016. Influencia de los sedimentos y trazas de tungsteno en la estructura del esqueleto de *Pseudodiploria*, un coral escleractinio constructor de arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Rev. Biol. Trop*, 64: 1077–1089. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.20784>
- Comeros, M., M. Curtis, J.H. Choat y A. Hoey. 2021. Coral Reef Conservation Program (CRCP). Informe final, NOAA. 97 p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, ... y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. *Revista INVEMAR*, 5: 1–178.
- Dubinsky, Z. y P.L. Jokiel. 1994. Ratio of energy and nutrient fluxes regulates symbiosis between zooxanthellae and corals. *Pacific Science*, 48: 313–324.
- Erhardt, H. y B. Werding. 1975. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la ensenada de Granate, pequeña bahía al este de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*, 107–138.
- Franco-Herrera, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 22 p.

- Gaitán-Espitia, J.D. 2008. Estructura de la comunidad del phylum Echinodermata en aguas someras de la bahía de Taganga, Caribe colombiano. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 11: 85–93. <https://doi.org/10.31910/rudca.v11.n1.2008.605>
- García-Hoyos, L.M., A. Franco-Herrera, J.S. Ramírez-Barón y D.A. López-Cerón. 2010. Dinámica océano-atmósfera y su influencia en la biomasa fitoplanctónica, en la zona costera del Magdalena, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 39: 233–263.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. VII Concurso Nacional de Ecología, FEN / INVEMAR, Bogotá-Santa Marta.
- Gómez-Rodríguez, A.M., L.C. Garzón-Salcedo, W.E. Espinoza Manrique, ... y D.F. Bermúdez Duarte. 2021. Efecto de la coplanaridad entre cámara y hoja para la determinación de área foliar en *Eichhornia crassipes* con imágenes digitales. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 16: 19–30. <https://doi.org/10.18359/rfcb.4916>
- Guzmán, H.M. y J. Cortés. 1984. Mortandad de *Gorgonia flabellum* Linnaeus (Octocorallia: Gorgoniidae) en la Costa del Caribe de Costa Rica *Rev. Biol. Trop.*, 32: 305–308.
- Hughes, T.P., J.T. Kerry, M. Álvarez-Noriega, ... y S.K. Wilson. 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543: 373–377. <https://doi.org/10.1038/nature21707>
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187–211.
- Medina, M., A.G. Collins, T.L. Takaoka, J.V. Kuehl y J.L. Boore. 2006. Naked corals: skeleton loss in *Scleractinia*. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 103: 9096–9100. <https://doi.org/10.1073/pnas.0602444103>
- Meesters, E.H., M. Hilterman, E. Kardinaal, M. Keetman, M. de Vries y R.P.M. Bak. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 209: 43–54. <https://doi.org/10.3354/meps209043>
- Meehan, W.J., y Ostrander, G.K. 1997. Coral bleaching: a potential biomarker of environmental stress. *J. Toxicol. Environ. Health*, 50: 529-535. <https://doi.org/10.1080/15287399709532053>
- Ortiz, Á. 2010. Los arrecifes de coral. Programa Colección Sea Grant, Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 59 p.
- Palacio, C., Moscarella, M.V. y García, F. 2011. Calidad microbiológica del agua de la bahía de Santa Marta, Colombia. *Dyna*, 167: 133-142. <http://hdl.handle.net/10495/13103>
- Pratte, Z.A. 2015. Investigating the driving mechanisms behind differences in bleaching and disease susceptibility between two scleractinian corals, *Pseudodiploria strigosa* y *Diploria labyrinthiformis*. Tesis Dr., Florida International University, Miami, EE. UU. 136 p.

- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractinios de Colombia. INVEMAR, Santa Marta.
- Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas-Salamanca. 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. INVEMAR, Santa Marta. 180 p.
- Rivera, M.J. y I.C. Pataquiva. 2019. Identificación de presiones y priorización de acciones en educación ambiental de la comunidad local para contribuir a la restauración de las poblaciones de coral en la bahía de Taganga, Santa Marta. Tesis Ing. Amb., Universidad El Bosque, Bogotá. 143 p.
- Rodríguez-Ramírez, I. 2019. Blanqueamiento coralino: una problemática actual y una lucha constante. *Rev. Biol. Trop.*, 2: 1. <https://doi.org/10.15517/rbt.v0i2.36476>
- Romero, R.D., G. Bernal y S. Zea. 2014. Variables ambientales durante blanqueamiento coralino en el Caribe colombiano. *Rev. acad. colomb. cienc. exact. fis. nat.*, 38: 347–355.
- Schwarz, J.A., D.A. Krupp y V.M. Weis. 1999. Late larval development and onset of symbiosis in the scleractinian coral *Fungia scutaria*. *The Biological Bulletin*, 196(1): 70–79. <https://doi.org/10.2307/1543161>
- Solano, O.D., S.G. Navas y F.S. Moreno. 1993. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 22: 97–111.
- Sturges, H.A. 1926. The choice of a class interval. *JASA*, 21(153): 65–66. <https://doi.org/10.1080/01621459.1926.10502161>
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis* (5th ed.). Pearson Prentice Hall, New Jersey. 944 p.