



**UNIVERSIDAD ESTATAL PENÍNSULA
DE SANTA ELENA
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR
INSTITUTO DE POSTGRADO**

TÍTULO DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

**CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA EN COMUNIDADES
CORALINAS MEDIANTE EL USO DE FOTOGRAMETRÍA
SUBMARINA EN ISLA DE LA PLATA.**

AUTOR

BLGO. NERY LEONIDAS VERA RIERA

TRABAJO DE TITULACIÓN

**Previo a la obtención del grado académico en
MAGÍSTER EN BIODIVERSIDAD Y CAMBIO CLIMÁTICO**

TUTORA

M.SC ANA GABRIELA BALSECA VACA

Santa Elena, Ecuador

Año 2025

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mi familia y amigos, quienes fueron un pilar fundamental para lograr mis objetivos.

AGRADECIMIENTO

Expreso mi más sincero agradecimiento a la Universidad Estatal Península de Santa Elena (UPSE), por brindarme la formación académica y el respaldo institucional necesarios para el desarrollo de esta investigación.

De igual manera, al Parque Nacional Machalilla, por facilitar el acceso y acompañamiento en el desarrollo de actividades de campo, y por su compromiso con la conservación del patrimonio natural marino-costero del Ecuador.

Mi especial gratitud a la organización no gubernamental WildAid, cuyo valioso apoyo mediante la provisión de recursos computacionales hizo posible el procesamiento y análisis de los datos obtenidos. Su colaboración fue fundamental para alcanzar los objetivos planteados en este estudio.

A todas estas instituciones, gracias por apostar por la ciencia y por fortalecer las capacidades técnicas y humanas en favor del conocimiento y la conservación.

APROBACIÓN DEL TUTOR

Certifico que luego de haber dirigido científica y técnicamente el desarrollo y estructura final del trabajo, este cumple y se ajusta a los estándares académicos, razón por el cual apruebo en todas sus partes el presente trabajo de titulación que fue realizado en su totalidad por Nery Leonidas Vera Riera, como requerimiento para la obtención del título de Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático.

TUTOR

M.Sc. Ana Gabriela Balseca V.

Santa Elena, a los 12 días del mes de junio del año 2025

TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN

Econ. Roxana Álvarez Acosta, PhD.
**COORDINADORA DEL
PROGRAMA**

M.Sc. Ana Gabriela Balseca V.
TUTOR

MSc. Jodie Darquea Arteaga.
ESPECIALISTA 1

PhD. Janeth Galarza Tipán.
ESPECIALISTA 2

Abg. María Rivera González, Mgt.
SECRETARIA GENERAL

AUTORIZACIÓN DERECHOS DE AUTOR

Yo, NERY LEONIDAS VERA RIERA

Autorizo a la Universidad Estatal Península de Santa Elena, para que haga de este trabajo de titulación o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los derechos en línea patrimoniales de informe de investigación con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de esta investigación dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor

Santa Elena, a los 12 días del mes de junio del año 2025

EL AUTOR

Blgo. Nery Leonidas Vera Riera

DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD

Yo, **NERY LEONIDAS VERA RIERA**

DECLARO QUE:

El trabajo de Titulación, **CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA EN COMUNIDADES CORALINAS MEDIANTE EL USO DE FOTOGRAMETRÍA SUBMARINA EN ISLA DE LA PLATA**, previo a la obtención del título en Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático, ha sido desarrollado respetando derechos intelectuales de terceros conforme las citas que constan en el documento, cuyas fuentes se incorporan en las referencias o bibliografías. Consecuentemente este trabajo es de mi total autoría.

En virtud de esta declaración, me responsabilizo del contenido, veracidad y alcance del Trabajo de Titulación referido.

La Libertad, a los 10 días del mes de junio del año 2025

Blgo. Nery Leonidas Vera Riera

INDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
PROBLEMÁTICA	5
JUSTIFICACIÓN	6
OBJETIVOS	8
OBJETIVO GENERAL	8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
HIPÓTESIS	9
MARCO TEÓRICO	10
EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA VULNERABILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS CORALINOS	
IMPORTANCIA DE LAS COMUNIDADES CORALINAS	10
IMPORTANCIA ECOLÓGICA	10
IMPORTANCIA SOCIAL	11
IMPORTANCIA ECONÓMICA	11
BIOLOGÍA Y TAXONOMÍA DE LOS CORALES	12
CORALES HERMATÍPICOS Y AHERMATÍPICOS	12
MORFOLOGÍA DE LOS CORALES	12
ECOSISTEMAS CORALINOS EN ECUADOR	13
METODOLOGÍAS DE MONITOREO	16
MUESTREOS SUBACUÁTICOS TRADICIONALES	16
FOTOGRAMETRÍA Y MODELOS TRIDIMENSIONALES	16
TELEDETECCIÓN Y MONITOREO REMOTO	18
MATERIALES Y MÉTODOS	19
ÁREA DE ESTUDIO	19
MATERIALES	20
RED DE REFERENCIA GEOGRÁFICA	20
RECOLECCIÓN DE DATOS	21
IDENTIFICACIÓN DE BIOTA Y ANÁLISIS DE DATOS	22
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	23
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
IDENTIFICACIÓN DE CORALES HERMATÍPICOS	24
COBERTURA	28
DIVERSIDAD	33
ORTOFOTOS	34
DISCUSIÓN	38
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	40
CONCLUSIÓN	40
RECOMENDACIÓN	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
ANEXOS	50-59
CERTIFICACIÓN DE ANTIPLAGIO	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Geo referencia de los sitios de muestreo referenciados en sistema WGS84 UTM 17S	20
Tabla 2. Categorías de clasificación consideradas para estimar cobertura	22

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio, se puede observar en el sector superior derecho la numeración dada a cada sitio de estudio 1 (Fragatas) 2 (Palo Santo) 3 (El Faro).	19
Figura 2. Esquema que muestra la metodología utilizada para realizar la captura de imágenes sobre los sitios de muestreo, donde, los puntos rojos señalan la posición de los puntos de control, líneas discontinuas marcan la ruta a ser recorrida.	21
Figura 3. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en el sitio de estudio Fragatas expresada en porcentaje	28
Figura 4. Cobertura coralina en la estación 1, se muestra a <i>Pocillopora damicornis</i> como la especie con mayor abundancia.	29
Figura 5. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en Palo Santo, expresada en porcentaje.	29
Figura 6. Cobertura coralina en el sitio de estudio, la especie <i>Pocillopora damicornis</i> presenta la mayor abundancia.	30
Figura 7. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en el sitio de estudio cercana al faro.	30
Figura 8. Cobertura correspondiente a tejido coralino vivo en el sitio de estudio número 3.	31
Figure 9. Variación de la cobertura de coral vivo en los diferentes sitios de muestreo.	32
Figure 10. Variación de la cobertura de coral muerto en los diferentes sitios de muestreo.	33
Figura 11. Índices de diversidad obtenidos por el programa CPCE para cada una de las estaciones muestreadas	33
Figura 12. Ortofotomosaico del sitio Palo Santo obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.	35
Figura 13. Ortofotomosaico del sitio Fragata, obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.	36
Figura 14. Ortofotomosaico del sitio El Faro, obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.	37

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo caracterizar la estructura y composición de comunidades coralinas hermatípticas en tres sitios de Isla de la Plata (Fragatas, Palo Santo y Faro), empleando fotogrametría submarina mediante la técnica Structure-from-Motion (SfM). Se implementaron transectos de 15 m × 2 m, en los cuales se capturaron secuencias de imágenes utilizando una cámara GoPro Hero 10. Las imágenes fueron procesadas en Agisoft Metashape para generar modelos tridimensionales, ortomosaicos, y posteriormente analizadas en el software CPCe con la finalidad de estimar cobertura bentónica y diversidad coralina.

Los resultados indicaron una cobertura promedio de coral vivo de 50,68 % en Fragatas, 56,67 % en Palo Santo y 48,59 % en Faro, con *Pocillopora damicornis* como especie dominante en todos los sitios. Los índices de diversidad de Shannon-Weaver oscilaron entre 0,26 y 0,43. No se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la cobertura de coral vivo o muerto entre los sitios evaluados (prueba de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Este estudio demuestra que la fotogrametría submarina es una herramienta eficiente, replicable y de bajo costo para el monitoreo de arrecifes coralinos, proporcionando datos de alta resolución espacial. Su aplicación en programas de monitoreo ecológico a largo plazo, complementada con variables fisicoquímicas y un enfoque multiescalar, permitiría optimizar las estrategias de gestión y conservación de ecosistemas arrecifales en áreas marinas protegidas.

Palabras clave: *PNM, Isla de la Plata, Corales, Fotogrametría, SFM*

ABSTRACT

The present study aimed to characterize the structure and composition of hermatypic coral communities at three sites around Isla de la Plata (Fragatas, Palo Santo, and Faro) using underwater photogrammetry via the Structure-from-Motion (SfM) technique. Transects measuring 15 m × 2 m were established, within which image sequences were captured using a GoPro Hero 10 camera. These images were processed in Agisoft Metashape to generate three-dimensional models and orthomosaics, which were subsequently analyzed using CPCe software to estimate benthic cover and coral diversity.

The results indicated an average live coral cover of 50.68% at Fragatas, 56.67% at Palo Santo, and 48.59% at Faro, with *Pocillopora damicornis* identified as the dominant species across all sites. Shannon–Weaver diversity indices ranged from 0.26 to 0.43. No statistically significant differences were found in live or dead coral cover among the evaluated sites (Kruskal–Wallis test, $p > 0.05$). This study demonstrates that underwater photogrammetry is an efficient, replicable, and low-cost tool for coral reef monitoring, providing high-resolution spatial data. Its integration into long-term ecological monitoring programs, in combination with physicochemical variables and a multiscale approach, could enhance management and conservation strategies for reef ecosystems within marine protected areas.

Keywords: *PNM, Isla de la Plata, Corals, SFM, Photogrammetry*

Tema

CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA EN COMUNIDADES CORALINAS MEDIANTE EL USO DE FOTOGRAMETRÍA SUBMARINA EN ISLA DE LA PLATA

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el cambio climático ha intensificado procesos ecológicos y socioeconómicos que demandan respuestas adaptativas a múltiples escalas, planteando nuevos desafíos y consecuencias, tanto para la humanidad como para los esfuerzos de conservación alrededor del mundo (Fuentes et al., 2011; Haines y Patz, 2004), el alcance de su impacto es diverso abarcando gran parte de los ecosistemas, especies y procesos ecológicos (Carpio Camargo et al., 2020; Fonseca, 2011; Fuentes et al., 2011; Fuentes y Porter, 2013).

Los ecosistemas coralinos no son una excepción frente a este escenario, puesto que a nivel global presentan una tendencia decreciente constante ante la pérdida de su cobertura (Rossi et al., 2020), lo cual, responde a amenazas de índole antropogénico cambios fisicoquímicos y eventos oceanográficos puntuales (Hernández-Landa et al., 2020), siendo particularmente susceptibles ante tales procesos (Rossi et al., 2020; Suchley y Alvarez-Filip, 2018).

Estos ecosistemas destacan por su notable biodiversidad (Carlot et al., 2020) y debido a su complejidad estructural y funcional, suelen compararse con las selvas tropicales (Zhong et al., 2023). Se caracterizan por proveer refugio, alimento y sustrato a una amplia gama de organismos marinos, albergando más de 500,000 especies (Chiarello et al., 2020). Entre esta riqueza biológica destacan más de 8,000 especies de peces (Hamilton et al., 2021), muchas de las cuales dependen de los arrecifes como zonas clave para el

reclutamiento (Cortesi et al., 2020) y desarrollo dentro de sus ciclos de vida (Afandy et al., 2019).

Dada esta elevada diversidad biológica, se han desarrollado múltiples metodologías y protocolos para el estudio y monitoreo de los arrecifes, con el fin de evaluar su biodiversidad y estado de conservación. Algunos enfoques se centran en la abundancia de organismos bioindicadores, cuya presencia o ausencia permite inferir sobre la salud del ecosistema (Hodgson et al., 2006), mientras que otros analizan cambios en la cobertura coralina, distribución espacial, rugosidad estructural y niveles de blanqueamiento (Permana et al., 2022). Diversos manuales técnicos y guías metodológicas han sido elaborados para adaptar los procedimientos de monitoreo a las características específicas de cada entorno tales como los presentados por Hodgson et al., (2006) así también Shuman et al., (2010) y Ferreira et al., (2018), quienes detallaron procedimientos y protocolos estandarizados para la de evaluación de la salud en ecosistemas coralinos.

Por otra parte, la aparición de nuevas metodologías para el monitoreo de arrecifes y parches coralinos, presentan una visión más representativa y con mayor escalabilidad temporal (Li et al., 2019), permitiendo analizar y comparar la pérdida decreciente de cobertura (Price et al., 2019) haciendo uso de imágenes satelitales, señales acústicas o por medio de tecnologías LIDAR (Light Detection And Ranging), ya sea desde embarcaciones o aeronaves (Rossi et al., 2020).

Dando así paso al uso de la fotogrametría como una opción viable, con el fin de obtener imágenes en alta calidad y de bajo costo operacional(Casella et al., 2017), a diferencia de las antes mencionadas, las cuales suelen estar representadas por costos excesivamente

altos y poco accesibles (Price et al., 2019), así también como la facilidad para ingresar a zonas en donde la heterogeneidad del entorno evita poder realizar los estudios desde embarcaciones (Rossi et al., 2020).

Llegando a despertar un creciente interés a nivel mundial en el desarrollo e implementación de metodologías basadas en imágenes, tales como el trabajo de Engelen et al., 2022 quienes utilizaron tecnología SfM para documentar como el efecto negativo del sedimento sobre los corales, revelando alteraciones en su estructura tridimensional. Por su parte en 2015 Burns et al., demostraron la eficiencia de esta metodología para cuantificar rasgos ecológicos en 3D, puesto que permite evaluar áreas específicas de manera rápida y confiable (Barrera et al., 2021). Además, reduce significativamente el tiempo de trabajo en campo y minimiza los errores derivados de la subjetividad humana durante las mediciones, como ocurre, por ejemplo, en la estimación manual de la rugosidad del sustrato por parte del buzo (Storlazzi et al., 2016), sustituyendo la observación directa por el procesamiento de imágenes mediante software especializado, lo que permite obtener resultados más precisos y reproducibles (Barrera et al., 2021).

Esta necesidad de mejorar la precisión en el análisis se vuelve aún más evidente si se considera que los estudios convencionales evalúan los ecosistemas coralinos en una escala lineal bidimensional, lo cual resulta inadecuado para representar estructuras con características morfométricas tridimensionales complejas (Kornder et al., 2021). En este contexto, la fotogrametría submarina emerge como una herramienta eficaz, capaz de generar modelos 3D que capturan con mayor fidelidad la complejidad estructural de los arrecifes. Esto permite analizar de manera más detallada procesos ecológicos como el crecimiento, la mortalidad y la dinámica espacial entre especies a lo largo del tiempo (Storlazzi et al., 2016).

Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo caracterizar la estructura de tres comunidades coralinas hermatílicas mediante el uso de fotogrametría submarina en Isla de la Plata.

PROBLEMÁTICA

La pérdida de cobertura coralina es una tendencia creciente a nivel mundial, debido al aumento progresivo de las temperaturas superficiales en el océano, cambios en el pH del agua y la presión de factores antropogénicos como la contaminación, pesca y eventos oceanográficos puntuales (Hernández-Landa et al., 2020).

A nivel local y regional, el fenómeno del Niño es un evento oceanográfico que genera un impacto significativamente negativo a los ecosistemas coralinos, debido a un aumento considerable de la temperatura en la columna de agua, teniendo como antecedentes eventos de 1982-1983 (Glynn, 1992) y los ocurridos posteriormente en 1997-1998, los cuales devastaron gran parte de la cobertura coralina presente en Ecuador tanto a nivel continental como insular, llegando a registrarse la pérdida de más del 95% de cobertura debido al blanqueamiento (Glynn et al., 2018).

El Parque Nacional Machalilla es una de las pocas áreas de la costa ecuatoriana que aún posee parches coralinos de una extensión considerable (Glynn, 2017), calificados como los más extensos en la zona del Ecuador continental y en condiciones óptimas para albergar una gran biodiversidad de macro y microfauna, así también de ficoflora, conformando ecosistemas estructuralmente complejos (Bo et al., 2012; Flachier, 1998). No obstante, los trabajos publicados en relación con el estudio de estos organismos dentro del área protegida se basan en metodologías de monitoreo clásicas, que, si bien es cierto, son fiables, no permiten conocer la complejidad y dinámica comunitaria a lo largo de una línea temporal, a esto se suma que la cantidad de dichos trabajos es escasa, dejando vacíos de conocimiento en cuanto al estado actual de estos ecosistemas.

JUSTIFICACIÓN

A nivel regional, Ecuador alberga formaciones coralinas tanto en su zona continental como insular, describiéndose la presencia de estas comunidades desde la provincia de Esmeraldas, en el norte, hasta Santa Elena, en el sur, incluyendo áreas clave en la provincia de Manabí (Glynn et al., 2018). En este contexto, se han identificado zonas de alta importancia ecológica por la concentración y diversidad de corales, destacándose entre ellas el Parque Nacional Machalilla, considerado una de las áreas marino-costeras más relevantes del país., ya que se ha documentado la presencia de aproximadamente 36 especies de corales distribuidas en sitios como la Isla de la Plata, el Islote Salango, El Faro y Punta Mala (Rivera y Martinez, 2021).

No obstante, a pesar de esta riqueza biológica, el conocimiento sobre estos ecosistemas sigue siendo limitado, pues los estudios realizados hasta ahora se han enfocado principalmente en la identificación taxonómica o en estimaciones de cobertura mediante censos visuales convencionales, muchos de ellos efectuados entre 1994 y 2020 (Glynn et al., 2001; Rivera y Martinez 2021;). En particular, para la Isla de la Plata, las investigaciones presentadas en informes de Rivera y Martinez hasta 2021, han reportado especies formadoras de arrecifes como *Pocillopora damicornis*, *Porites lobata*, *Pavona clavus* y *Pavona gigantea*, aunque los enfoques utilizados para su evaluación han sido mayoritariamente bidimensionales, limitando así una caracterización morfométrica detallada del ecosistema.

En este contexto, los enfoques tradicionales utilizados para evaluar ecosistemas coralinos se han basado principalmente en mediciones lineales, las cuales resultan insuficientes para representar con precisión la complejidad estructural de estos ecosistemas (Kornder et al., 2021). Por ello es justificable que dichas áreas puedan ser evaluadas de manera más adecuada mediante el uso de modelos generados por fotogrametría submarina, ya que esta

técnica permite obtener información detallada sobre la estructura tridimensional característica de estos ecosistemas (Storlazzi et al., 2016).

Esta metodología conlleva a la posibilidad de proporcionar una representación más completa de la diversidad de organismos que habitan los arrecifes, los cuales utilizan estas formaciones como zonas de alimentación y refugio. Además, ofrece una mayor objetividad en la recolección de datos y reduce significativamente las perturbaciones sobre el ecosistema, al no requerir la instalación de estructuras físicas sobre los corales durante el proceso de monitoreo.

A su vez, el resultado en el uso de esta metodología contribuye con información que puede ser escalable en el tiempo, con el fin de observar cambios en la cobertura coralina a futuro, de tal modo, se podrían generar mapas en 3D que puedan servir para identificar las especies presentes y la existencia de afectación en el área de estudio, pudiendo ser útiles para evaluar el estado de conservación, las dinámicas poblacionales y presencia de perturbaciones, siendo así una herramienta fiable para la toma de decisiones futuras dentro del área protegida.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la estructura de tres comunidades coralinas hermatílicas mediante el uso de fotogrametría submarina en Isla de la Plata, con el fin de generar una línea base para su monitoreo y conservación

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar los corales hermatílicos al nivel de taxón más bajo posible mediante claves o guías de identificación.
- Estimar la abundancia y diversidad de comunidades de corales hermatílicos en el sitio de estudio.
- Elaborar un modelo 3D de tres comunidades coralinas mediante el uso de fotogrametría submarina, con el fin de generar una línea base para su monitoreo y conservación

HIPÓTESIS

Las comunidades coralinas hermatílicas en Isla de la Plata presentan diferencias significativas en su estructura tridimensional, las cuales pueden ser detectadas y cuantificadas mediante fotogrametría submarina.

MARCO TEÓRICO

EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA VULNERABILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS CORALINOS

El deterioro de los arrecifes coralinos se ha visto acelerado por el cambio climático, el cual produce alteraciones en condiciones físicas y químicas del océano. Estudios como el de Cresswell et al. (2020), revelan que factores como el tamaño de la colonia coralina y la exposición al oleaje influyen significativamente en las tasas de crecimiento, evidenciando la vulnerabilidad estructural de los corales ante dichos cambios ambientales. Adicionalmente Lange et al. (2022) demostraron que las tasas de crecimiento varían incluso dentro de una misma colonia y entre hábitats, lo que sugiere una respuesta heterogénea al estrés ambiental, confirmando así que los impactos climáticos tanto crónicos, como episódicos juegan un rol importante en la alteración de los patrones ecológicos y morfológicos de los arrecifes.

IMPORTANCIA DE LAS COMUNIDADES CORALINAS

IMPORTANCIA ECOLÓGICA

Los arrecifes de coral son ecosistemas marinos de altísima biodiversidad y productividad fundamentales para el equilibrio ecológico global. Se estima que sustentan cerca del 25% de la vida marina mundial albergando cientos de especies de corales, moluscos, crustaceos, equinodermos y peces (Najeeb et al., 2025).

Así también, ofrecen hábitats complejos que sirven de refugio y zonas de reproducción para más de un millón de especies acuáticas (Eason & Garmestani, 2024), Siendo así un ecosistema esencial para mantener procesos ecológicos como el ciclo de nutrientes, fijación de carbono y control de la erosión costera provocada por fenómenos climáticos como tormentas y huracanes (Burdett et al., 2024). Su degradación compromete la

resiliencia ecológica, limitando su gran capacidad de brindar estos beneficios esenciales y de gran aporte para la sociedad (Fabricius et al., 2024).

IMPORTANCIA SOCIAL

Las comunidades ubicadas en zonas costeras dependen de los arrecifes de coral para su subsistencia y bienestar. Mas de medio millón de personas viven a menos de 100 km de un ecosistema coralino, lo que implica una dependencia directa de los bienes y servicios que estos ecosistemas ofrecen (Hilmi et al., 2023), contribuyendo a la seguridad alimentaria mediante la provisión de especies marinas de consumo para el soporte de pesquerías de subsistencia (Abdurrahim et al., 2022).

Así mismo, los arrecifes tienen una profunda dimensión cultural y espiritual. En muchas regiones tropicales, constituye la base de medio de vida local, tal es el caso de Indonesia, donde casi toda la población depende de la pesca artesanal y el turismo generado por estos ecosistemas, fortaleciendo el patrimonio cultural y la cohesión social (Hilmi et al., 2023).

La pérdida de estos ecosistemas representaría una amenaza directa al tejido social, generando inseguridad alimentaria, pérdida de medios de vida y erosión de tradiciones ancestrales (Eason & Garmestani, 2024).

IMPORTANCIA ECONÓMICA

Dentro de lo que respecta a término económicos, los arrecifes coralinos generan un impacto directo e indirecto significativo. Se calcula que estos ecosistemas aportan anualmente cientos de miles de millones de dólares en servicios relacionados con la pesca, el turismo, el comercio de especies ornamentales y la protección costera (Fabricius et al., 2024). Por ejemplo, en Estados Unidos, los arrecifes generan más de 3000 millones USD al año (Burns et al., 2024; Wallmo & Allen, 2024).

El turismo coralino, a través de actividades como el buceo o el snorkel, constituye una fuente de ingresos y empleo para muchas zonas costeras alrededor del mundo (Wallmo & Allen, 2024).

En lugares como Maldivas, el turismo coralino es uno de los pilares de la economía nacional, llegando a representar hasta el 75% del PIB (Hilmi et al., 2023).

BIOLOGÍA Y TAXONOMÍA DE LOS CORALES

Los corales son organismos coloniales marinos que pertenecen al filo Cnidaria y a la clase Anthozoa, algunos de estos tienen la capacidad de producir esqueletos rígidos compuestos por carbonato de calcio (CaCO_3), lo cual les permite edificar estructuras duraderas en el entorno marino (Barnes y Chalker, 1990). Estas colonias están integradas por múltiples pólipos conectados entre sí, que a lo largo del tiempo dan forma a estructuras tridimensionales complejas (Muscatine, 1990), en el caso de los corales formadores de arrecifes, establecen una asociación simbiótica con microalgas del género *Symbiodinium*, conocidas como zooxantelas, cuya fotosíntesis aporta una fuente significativa de energía y nutrientes esenciales para el crecimiento del coral (LaJeunesse et al., 2018).

CORALES HERMATÍPICOS Y AHERMATÍPICOS

Los corales hermatípicos son aquellos que participan en la formación de arrecifes mediante la deposición de esqueletos de carbonato de calcio, y dependen de la fotosíntesis realizada por sus zooxantelas simbiotas. En contraste, los corales ahermatípicos no contribuyen a la formación de arrecifes, pueden habitar zonas más profundas y no siempre presentan asociaciones simbióticas con zooxantelas (Cairns, 2007).

MORFOLOGÍA DE LOS CORALES

Los corales presentan una variedad de morfologías, entre las que destacan las formas ramificadas, masivas, foliosas e incrustantes. Estas estructuras morfológicas están

estrechamente relacionadas con adaptaciones a condiciones ambientales específicas, como la intensidad del oleaje y la disponibilidad de luz (Veron, 2000).

ECOSISTEMAS CORALINOS EN ECUADOR

Los primeros estudios sobre corales en Ecuador se concentraron en Galápagos. Glynn y Wellington en 1983 documentaron la existencia de cobertura coralina abundante en unos pocos sitios, principalmente en las islas de Darwin y Wolf; en el resto del archipiélago los corales constructores (hermatípicos) aparecen dispersos sobre fondos rocosos. Durante el evento El Niño–Oscilación del Sur (ENSO) de 1982–1983, las colonias coralinas galapagueñas sufrieron mortalidades extremas (~95% de pérdida de tejido) (Glynn & Wellington, 1983; Glynn et al., 2018). Para el año de 1970 se habían identificado 17 arrecifes estructurales en 10 islas, pero tras el ENSO sólo sobrevivió uno en Darwin (Glynn et al., 2018). En años posteriores, se observó cierta recuperación en Darwin, Wolf y Marchena, aunque con una estructura coralina mucho más reducida evidenciando la fragilidad de los arrecifes de Galápagos ante el calentamiento marino.

En contraste con Galápagos, el conocimiento sobre corales en la costa continental de Ecuador es relativamente reciente. Diversos autores han enfatizado que en el Ecuador continental no existen arrecifes coralinos extensos formados por corales constructores, sino más bien arrecifes rocosos donde aparecen algunos parches coralinos (Flachier et al., 1998). Flachier y Sonnenholzner (1998) señalaron que los fondos rocosos del Parque Nacional Machalilla presentan comunidades coralinas aisladas, por ejemplo; Punta Salaité, Horno de Pan, pero no forman arrecifes continuos. Esto coincide con la idea general de que la costa ecuatoriana constituye el límite sur de los arrecifes del Pacífico Tropical Oriental.

Sin embargo, en la última década han emergido estudios científicos importantes, Steiner et al. (2020) realizaron un estudio amplio de octocorales (gorgóneas y corales negros) en

52 sitios de la costa ecuatoriana, constatando que Ecuador continental alberga las comunidades de octocorales con mayor diversidad documentadas hasta la fecha en el extremo sur del Pacífico Tropical Oriental. Aunque muchas especies eran raras y localizadas, este trabajo destaca la alta diversidad de corales blandos frente al Parque Nacional Machalilla y a lo largo de la costa continental.

En cuanto a estudios en el Parque Nacional Machalilla, Bo et al. (2012) realizaron la caracterización detallada de los corales negros del orden Antipatharia; encontrando densidades promedio de 0.5 colonias/m² en zonas someras, constituyendo una de las agrupaciones de coral negro con mayor densidad a escala global. Aunque no son corales arrecifales, los antipatarios sirven de análogo ecológico de arrecifes mesofóticos. Los resultados de este estudio establecieron una línea base taxonómica y ecológica identificando *Myriopathes panamensis* y *Antipathes galapagensis* como especies dominantes de las comunidades coralinas profundas en el PNM.

Aunque los arrecifes de corales duros no son extensos en la costa ecuatoriana, existen parches significativos en áreas como la Isote el Pelado, Los Ahorcados, Isla de Salango y Isla de la Plata. En el 2021 Rivera y Martínez, realizaron una caracterización de sitios de buceo en la Reserva Marina Cantagallo-Machalilla y zonas del Parque Nacional Machalilla, documentando la presencia de géneros como *Pocillopora*, *Pavona*, *Porites* y *Psammocora*. Utilizando censos visuales durante recorridos submarinos, los autores registraron no solo la composición coralina sino también amenazas directas como anclas, pesca artesanal e invasiones por la especie *Carijoa riisei*.

En contraste a esto, Isla de la Plata presenta estructuras coralinas en su cara norte y este en los cuales existen parches continuos, mientras que en la cara sur los corales se disponen en parches interconectados, estas observaciones fueron documentadas en los estudios

técnicos de Rivera y Martínez (2021a, 2021b), los cuales destacan la importancia de sitios como Acuario, Bahía Drake, Roca Honda y Palo Santo.

De acuerdo con lo presentado por Martínez y Rivera en 2021, las profundidades en la zona circundante de Isla de la Plata varían entre los 5 y 10 metros, hacia el este de la isla, llegando a presentar zonas entre 20 y 50 m, encontrándose las áreas más profundas hacia el oeste, en donde las profundidades pueden llegar hasta los 200 metros.

La superficie bentónica alrededor de la isla se caracteriza por presentar fondos blandos combinando sedimentos de arena y arcillosos, con parches de roca y de corales duros (hermatípicos) y blandos (ahermatípicos).

A su vez Rivera y Martínez registraron un total de 36 especies de corales presentes en Isla de la Plata (Ver anexos).

Las condiciones físico-químicas en el entorno marino de la Isla de la Plata muestran una marcada estacionalidad, determinada por la convergencia de dos grandes masas de agua: la corriente cálida de Panamá y la corriente fría de Humboldt (Flachier et al., 1998), por otra parte, en el periodo correspondiente a la época lluviosa, el cual se extiende desde diciembre a abril, predominan aguas superficiales cálidas con temperaturas promedio entre 25 y 27 °C, y salinidades inferiores a 34 UPS, características de un sistema oligotrófico (Flachier et al., 1998). En contraste a esto, entre los meses de junio y septiembre, el arribo de la corriente fría del Perú, favorece procesos de surgencia costera que introducen aguas más frías hacia la superficie, especialmente en la porción sur y sureste de la isla. Este fenómeno reduce las temperaturas superficiales a un rango de 22.5 a 24.5 °C, mientras que la salinidad en superficie se mantiene en valores cercanos a 33.7–33.8 (Burgos y Gamboa, 2002), reflejando una transición hacia un ambiente más productivo.

METODOLOGÍAS DE MONITOREO

En respuesta a las adversidades que presentan los ecosistemas coralinos, instituciones internacionales han desarrollado protocolos estandarizados para monitorear su estado, tanto en el Pacífico como en el Atlántico. Siendo una de estas la Red Mundial de Vigilancia de Arrecifes de coral (GCRMN por sus siglas en inglés).

MUESTREOS SUBACUÁTICOS TRADICIONALES

En referencia a este marco de metodología, se emplean métodos como transectos lineales, punto- intercepto o transectos de banda, los cuales permiten cuantificar algas, cobertura coralina y otros componentes bentónicos (GCRMN, 2020). Siendo un punto de referencia el protocolo AGRRA, ampliamente utilizado en el Caribe y Atlántico occidental, el cual implementa transectos de 10m x 1m para evaluar cobertura, salud y reclutamiento coralino (Lang et al., 2010). De forma similar, la NOAA ha establecido el programa NCRMP, que aplica transectos de 25 m x 2 m con buzos capacitados para recolectar datos de peces, corales y parámetros físicos en el Caribe y el Pacífico (NOAA, 2018).

Estas metodologías ofrecen ventajas en términos de comparabilidad histórica y simplicidad operativa. Sin embargo, presentan limitaciones: son intensivas en tiempo, cobertura espacial reducida y dependen de la experiencia del observador (Urbina-Barreto et al., 2021).

FOTOGRAMETRÍA Y MODELOS TRIDIMENSIONALES

En los últimos años, la fotogrametría digital ha revolucionado el monitoreo arrecifal. El método Structure-from-Motion (SfM) permite construir modelos 3D de alta resolución a partir de fotografías tomadas bajo el agua (Bayley y Mogg, 2020). Esta técnica

proporciona ortomosaicos y reconstrucciones topográficas que permiten medir cobertura, rugosidad y cambios temporales (Burns et al., 2020).

A su vez, la metodología ha sido aplicada exitosamente en ecosistemas variados, desde praderas marinas (Ventura et al., 2022; Russo et al., 2023), hasta cuevas submarinas (Pulido et al., 2023).

La automatización del análisis fotogramétrico ha sido impulsada por la integración de inteligencia artificial, aprendizaje automático y visión por computadora, un ejemplo de ello es el desarrollo de modelos de segmentación semántica multivista para la clasificación tridimensional de arrecifes, lo que ha incrementado la eficiencia y objetividad del análisis (Pierce et al., 2021). De forma complementaria, en 2024 Mat Zaki y Hossain, propusieron configuraciones óptimas para mejorar la clasificación de hábitats coralinos utilizando vehículos aéreos no tripulados (RPAS), en ese mismo año Miller et al validaron la precisión de la fotogrametría para fragmentos coralinos, fortaleciendo su utilidad para restauración coralina. Estos avances tecnológicos permiten escalar los monitoreos tanto espacial como temporalmente, con un grado de automatización cada vez mayor.

Trabajos presentados como los de Couch et al., (2021), compararon métricas obtenidas mediante censos visuales tradicionales con análisis fotogramétricos y concluyeron que ambas metodologías arrojaban resultados estadísticamente equivalentes, con bajo sesgo. Así también otros trabajos como los de Urbina-Barreto et al., (2021), encontraron que la fotogrametría tiende a subestimar ligeramente la cobertura coralina en comparación con el método de línea intercepto, pero con mayor precisión y menor variabilidad.

Entre otros aportes, Instituciones como el Instituto Australiano de Ciencias Marinas han comenzado a usar fotogrametría 4D (3D + tiempo) para evaluar dinámicas como

reclutamiento coralino y erosión con una resolución temporal y espacial sin precedentes (González-Rivero et al., 2020).

TELEDETECCIÓN Y MONITOREO REMOTO

Por otra parte, el uso de imágenes satelitales y vehículos no tripulados complementa los métodos anteriores a escalas regionales. El Allen Coral Atlas, por ejemplo, utiliza imágenes satelitales de alta resolución (PlanetScope) y algoritmos de aprendizaje automático para mapear hábitats coralinos someros en todo el mundo (Lyons et al., 2021). Estos mapas permiten identificar cambios a gran escala, como eventos de blanqueamiento o pérdida de cobertura.

A su vez, drones (UAVs) y vehículos submarinos autónomos (ROVs y AUVs) están siendo utilizados para monitorear áreas inaccesibles y recolectar datos estandarizados de forma automatizada (Chowdhury et al., 2023). Estas tecnologías, en combinación con modelos de inteligencia artificial, permiten clasificar automáticamente hábitats y mejorar la eficiencia en la toma de decisiones para la conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación fue realizada en Isla de la Plata, ubicada en la Provincia de Manabí, Ecuador a 30 km del continente, abarca un área de 14.2 km² y se encuentra formando parte del área protegida del Parque Nacional Machalilla.

Para la presente investigación se tomaron en consideración tres comunidades de estudio, para lo cual se delimitaron tres estaciones de muestreo, los cuales se encuentran en los sitios de Fragatas (cercano a la bahía), Palo Santo y el sector del Faro respectivamente, cada estación estuvo conformado por un transecto de 15 m x 4 m, el cual delimitó el área a ser muestreada, se le otorgaron las designaciones de E1 (Fragatas), E2 (Palo Santo), y E3 (El Faro), respectivamente (Figura1), (Tabla1).

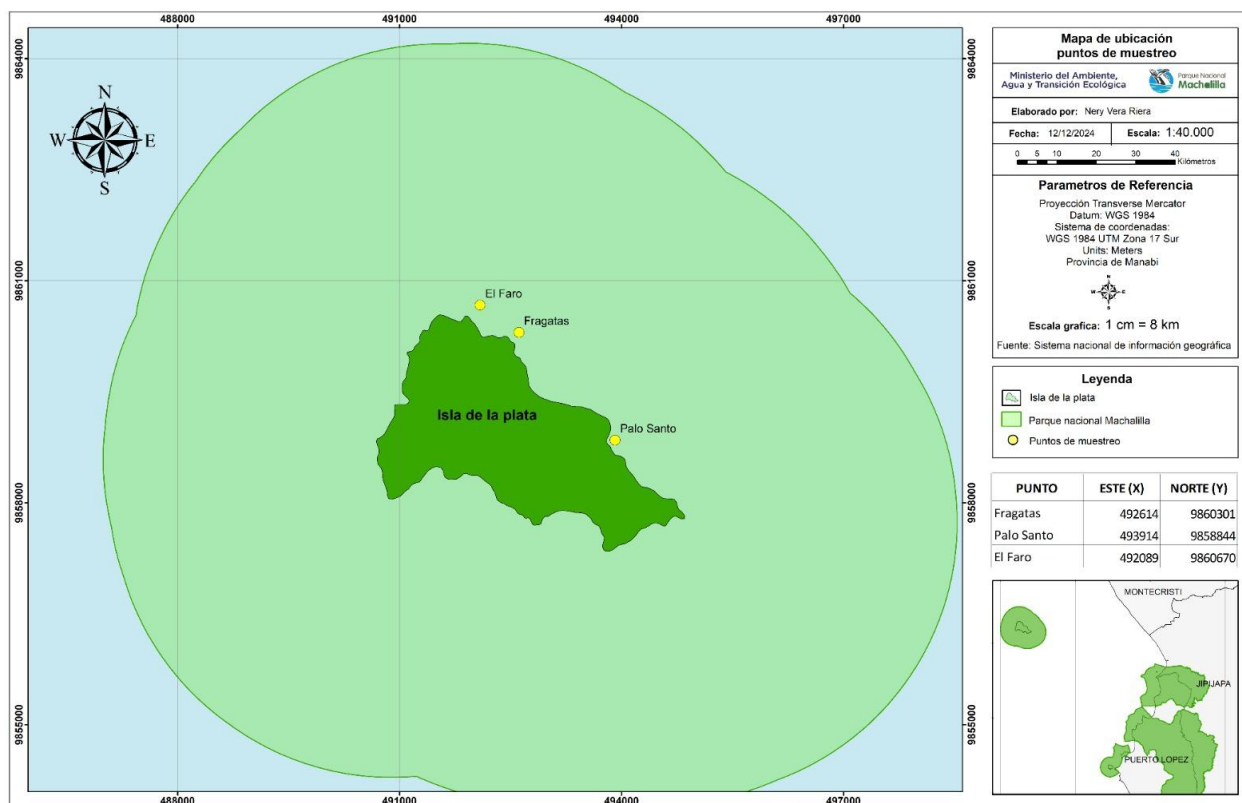


Figura 1. Mapa del área de estudio, se puede observar en el sector superior derecho la numeración dada a cada sitio de estudio 1 (Fragatas) 2 (Palo Santo) 3 (El Faro).

Tabla 1. Geo referencia de los sitios de muestreo referenciados en sistema WGS84 UTM 17S

Nº	Nombre	Este (X)	Norte (Y)
1	Fragatas	492614.36	9860301.98
2	Palo Santo	493914.56	9858844.04
3	El Faro	492089.01	9860670.40

MATERIALES

Cuadrante de pvc 50 cm x 50cm

GNSS Garmin modelo 64 sc

Equipo de buceo autónomo

1 cámara Go pro hero 10

Soporte de pvc para cámara

Computadora Asus Rog strix G18

Tarjeta de memoria 128 gb

Cinta milimétrica de 250 metros

Computadora de buceo Oceanic geo 4.0

Guías de identificación taxonómica de corales hermatípicos

Software Agisoft metashape pro

Software CPCe 4.1

Software Python 3.11

RED DE REFERENCIA GEOGRÁFICA

Se instaló una red de referencia geográfica, para lo cual fue necesario identificar puntos de control geo referenciados, los mismos que fueron usados como restricciones en el procesamiento fotogramétrico y sirvieron para proporcionar contenido métrico a los modelos 3D generados, lo cual permitió tener un grado reducido de imágenes mal orientadas, se midió la distancia entre cada punto con una cinta de 250 metros de largo, para ello, un transecto de 15 metros fue la referencia horizontal que delimitaba la

comunidad coralina presente en el sitio a ser estudiado, a su vez se registraron las profundidades de los puntos de control con ayuda de una computadora de buceo.

Los puntos están conformados por un sistema de anclaje sencillo fácil de instalar y desinstalar a voluntad elaborados en PVC y varillas de acero, siendo esto una modificación de la metodología planteada por Rossi et al en el 2020.

Asimismo, para determinar la ubicación de los puntos de control, se utilizó una cuerda sujeta al fondo marino y conectada a una boya en la superficie, procurando mantenerla lo más vertical posible con el fin de obtener una ubicación promedio precisa de los sitios de interés. Para ello, una segunda persona permanecía en la superficie y registraba la posición con el dispositivo GNSS en el momento en que se consideraba que la boya estaba alineada verticalmente sobre el punto deseado. (Anexos 3,4,5,6).

RECOLECCIÓN DE DATOS

Para este fin, se usó una cámara Go pro-Hero 10 configurada para realizar capturas de 2 FPS (fotogramas por segundo) y orientada a un ángulo de 90° en relación con el plano horizontal, con la finalidad de obtener los overlaps fotográficos adecuados, para esto fue necesario que el buzo nadara a un ritmo lento y continuo, siguiendo una ruta reestablecida en la zona de estudio, a una distancia referencial de 2 metros sobre el coral (Figura 2).

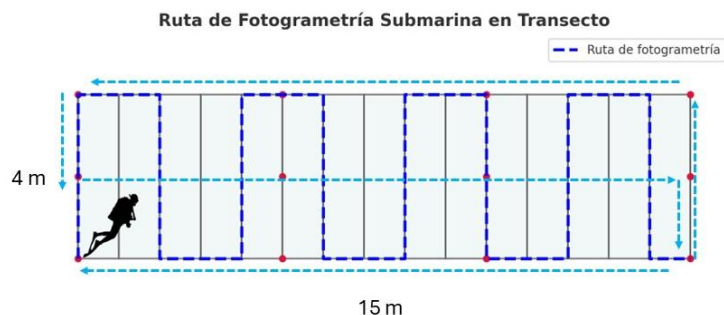


Figura 2. Esquema que muestra la metodología utilizada para realizar la captura de imágenes sobre los sitios de muestreo, donde, los puntos rojos señalan la posición de los puntos de control, líneas discontinuas marcan la ruta a ser recorrida.

IDENTIFICACIÓN DE BIOTA Y ANÁLISIS DE DATOS

Se realizó la identificación de corales hermatípicos al nivel del taxón más bajo posible mediante guías de identificación de Glynn et al., (2018) y Hickman, (2008) haciendo uso de las imágenes obtenidas.

Para el análisis de las fotografías se hizo uso del software Agisoft metashape, con el objetivo de procesar dichas imágenes, generar un modelo en 3D y una ortofoto de cada área muestreada, las misma que sirvieron posteriormente para el análisis de cobertura y diversidad mediante el uso del software CPCe.

Por otra parte, se utilizó el software CPCe (Coral Point Count with Excel extensions) el cual escoge aleatoriamente un número de puntos especificados en cada foto (hasta 500), para este estudio se utilizó un total de 150 puntos aleatorios por sitio de muestreo, para cada punto aleatorio se determinó su correspondencia a una variable predeterminada (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías de clasificación consideradas para estimar cobertura

PODA	<i>Pocillopora damicornis</i>
TURF	Turf
PCL	<i>Pavona clavus</i>
PGI	<i>Pavona gigantea</i>
POCA	<i>Pocillopora capitata</i>
PME	<i>Pocillopora meandrina</i>
POV	<i>Pocillopora verrucosa</i>
TC	<i>Tubastrea coccinea</i>
O	Other
DCA	Dead coral with algae (coral muerto con alga)

TWS	Tape, Wand, Shadow (cinta, vara sombra)
RDC	Recently dead coral (coral muerto recientemente)
S	Sand (arena)
R	Rubble (escombros)

Una vez constituida la identificación por puntos, el programa realizó la estimación de abundancia relativa y diversidad de cada componente, especie o grupo funcional en relación a la cobertura (Kohler & Gill, 2006).

La fórmula para calcular el porcentaje de cobertura de coral vivo para cada categoría de biota y sustrato se expresa de la siguiente manera:

$$\text{Porcentaje de cobertura} = \frac{\text{Número de puntos de la categoría}}{\text{Número de puntos al azar}} \times 100$$

ANÁLISIS ESTADÍSTICO


Debido a las características del ecosistema a evaluar, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal - Wallis ($\alpha = 0.05$), para esto se hizo uso del software Python, haciendo uso de librerías como pandas, matplotlib, seaborn, scipy.stats, esto con el fin de generar un análisis estadístico y obtención de gráficos, así también como el uso de Microsoft Excel.


RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IDENTIFICACIÓN DE CORALES HERMATÍPICOS

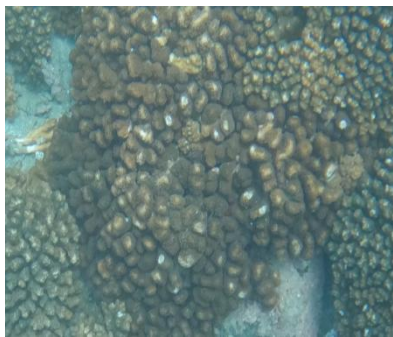
Se identificaron un total de 4 especies de corales hermatípicos dentro de las estaciones estudiadas, 3 de ellas pertenecientes al género *Pocillopora*, entre las cuales se encuentran *P. damicornis*, *P. meandrina*, *P. verrucosa* y una especie perteneciente al género Pavona, *Pavona gigantea*.


Ficha 1. Descripción de especie *P. damicornis*

<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)

Clasificación
Orden: Scleratinia Familia: Pocilloporidae Género: <i>Pocillopora</i>
Descripción (basado en características morfológicas externas)
Coral ramificado de morfología variable, con ramas delgadas y crecimiento arbustivo compacto, ramificaciones relativamente delgadas, ramas se integran sin separación clara
Habitat
Ambientes someros, desde zonas protegidas hasta expuestas, distribución desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo Galápagos, Isla de Pascua y el Indo-Pacífico
Bibliografía
Hickman (2008)

<i>Pocillopora meandrina</i> Dana, 1846

Clasificación
Orden: Scleratinia Familia: Pocilloporidae Género: <i>Pocillopora</i>
Descripción (basado en características morfológicas externas)
Colonias en forma de pequeños arbustos erguidos, con ramas aplanadas y sinuosas que irradian desde un punto centra, estructuras que asemejan a meandros, redondeadas y de tamaño medio.
Habitat
Sustratos rocosos someros, especialmente entre 3 y 15 m de profundidad. Común en las islas Darwin y Wolf, aunque generalmente es una especie poco abundante. Amplia distribución en el Pacífico oriental e Indo-Pacífico.
Bibliografía
Hickman (2008)

Ficha 3. Descripción de especie *P. verrucosa*

<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis y Selander, 1786).

Clasificación
Orden: Scleratinia Familia: Pocilloporidae Género: <i>Pocillopora</i>
Descripción (basado en características morfológicas externas)
Coral ramificado de aspecto robusto, con ramas gruesas, bien definidas y orientadas verticalmente, estructuras con apariencia de verrugas que recubren las ramas son prominentes, alargadas y sobresalen visiblemente, separadas de los ejes principales del esqueleto, este rasgo morfológico lo distingue claramente de especies cercanas como <i>P. meandrina</i> .
Habitat
Suele hallarse en ambientes expuestos, con alta energía del oleaje, donde desarrolla colonias compactas, tiene una distribución amplia en el Pacífico, siendo frecuente en varias islas de Galápagos, aunque menos común en la zona continental.
Bibliografía
Hickman (2008)

<i>Pavona gigantea</i> Verill, 1869

Clasificación
Orden: Scleratinia Familia: Agariciidae Género: <i>Pavona</i>
Descripción (basado en características morfológicas externas)
Coral masivo a submasivo, de crecimiento laminar con formas elevadas en placas o costillas, superficie irregular, con septocostas confusas y numerosos pólipos visibles.
Habitat
Común en sustratos rocosos someros y zonas con influencia de oleaje, con presencia registrada hasta los 25 m de profundidad, distribuido desde México hasta Ecuador y a lo largo del Pacífico Indo-occidental.
Bibliografía
Hickman (2008)

COBERTURA

De acuerdo a los resultados obtenidos en los puntos de muestreo, para la primera estación ubicada en las cercanías de Bahía Drake denominado como Fragatas, se pudo identificar la presencia de estructuras coralinas con tejido vivo, las cuales representaron el 50,68% de la cobertura presente en el sitio, a su vez se identificaron zonas que presentaban corales muertos, con presencia de algas en la superficie, los cuales representaron el 20,95%, seguido de sustrato rocoso y arenoso con un 21% respectivamente (Figura3).

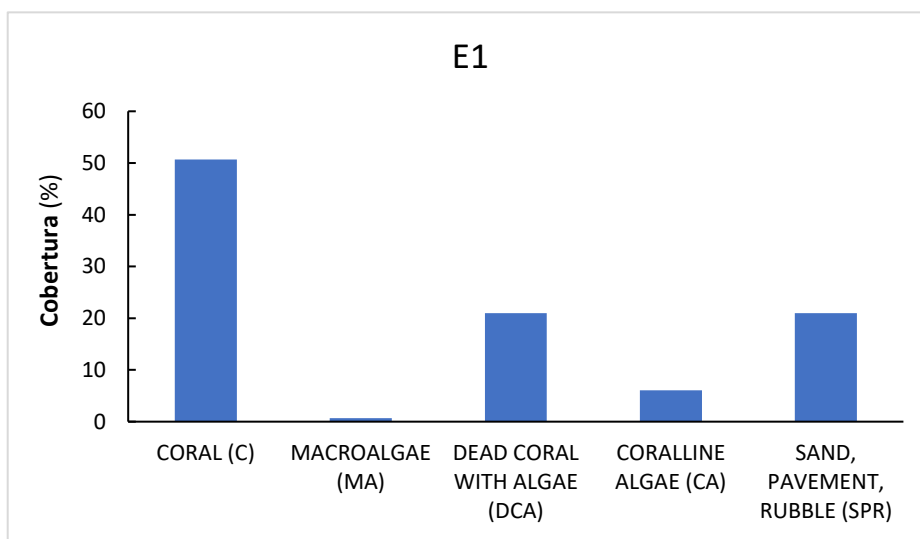


Figura 3. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en el sitio de estudio Fragatas expresada en porcentaje

Respecto a la cobertura coralina presente en el sitio, el género *Pocillopora* fue el mejor representado, siendo *Pocillopora damicornis* la especie con mayor abundancia (45,95%) seguida de *Pocillopora meandrina* (2,7%) y *Pocillopora verrucosa* con el 2% siendo esta última la menos abundante en el sitio de estudio (Figura 4).

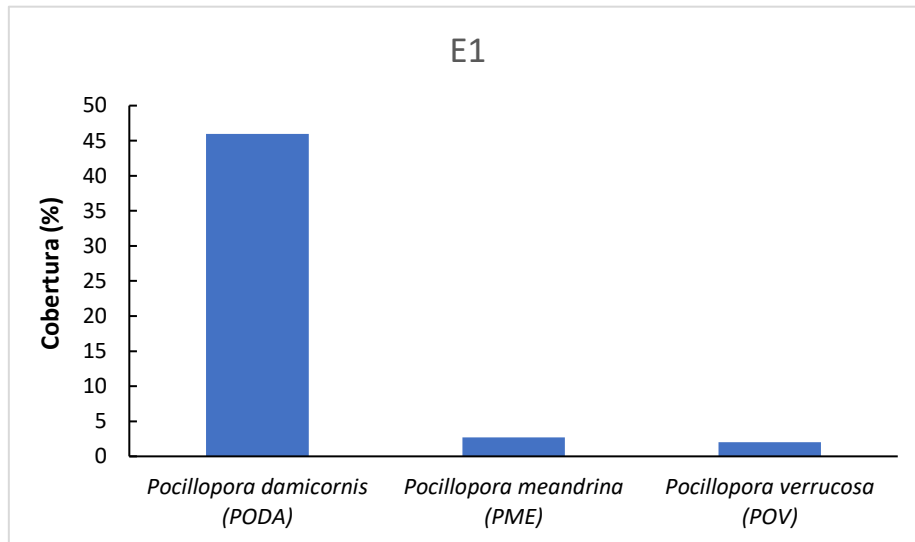


Figura 4. Cobertura coralina en la estación 1, se muestra a Pocillopora damicornis como la especie con mayor abundancia.

En lo que respecta al punto denominado Palo Santo (E2), la cobertura correspondiente a tejido coralino vivo fue del 56.67%, en contraste al 13.33% de corales muertos, por otra parte, la cobertura referente a sustrato rocoso y arenoso presentó un valor de 28.67% respectivamente (Figura 5).

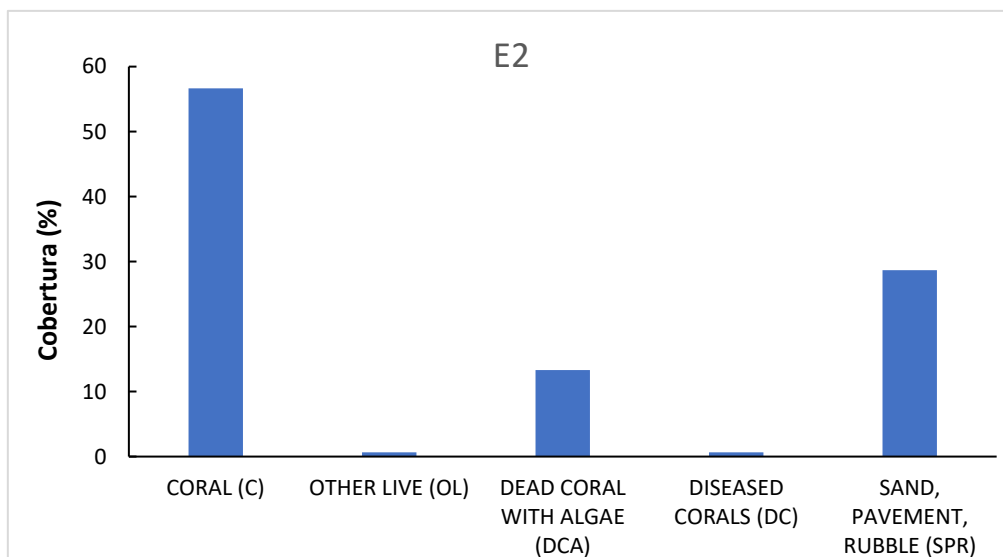


Figura 5. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en Palo Santo, expresada en porcentaje.

En cuanto a la cobertura observada de coral vivo en E2, la especie mejor representada y con mayor abundancia fue *Pocillopora damicornis* (50%), seguida de *Pocillopora verrucosa* (4.67%) y *Pocillopora meandrina* (2%) (Figura 6).

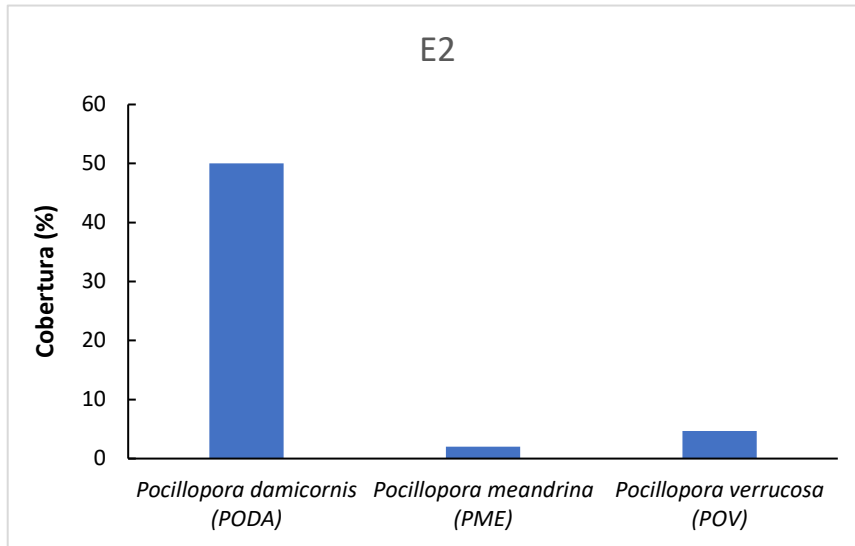


Figura 6. Cobertura coralina en el sitio de estudio, la especie *Pocillopora damicornis* presenta la mayor abundancia.

Como último punto se obtuvieron los datos pertenecientes a un área de muestreo cercano a la zona conocida como El Faro, de los cuales se obtuvieron valores de cobertura coralina del 48.59%, contrastándose con un 36.62% pertenecientes a cobertura de corales muertos, seguido de un 9.85% correspondiente a cobertura de sustrato rocoso y arenoso (Figura 7).

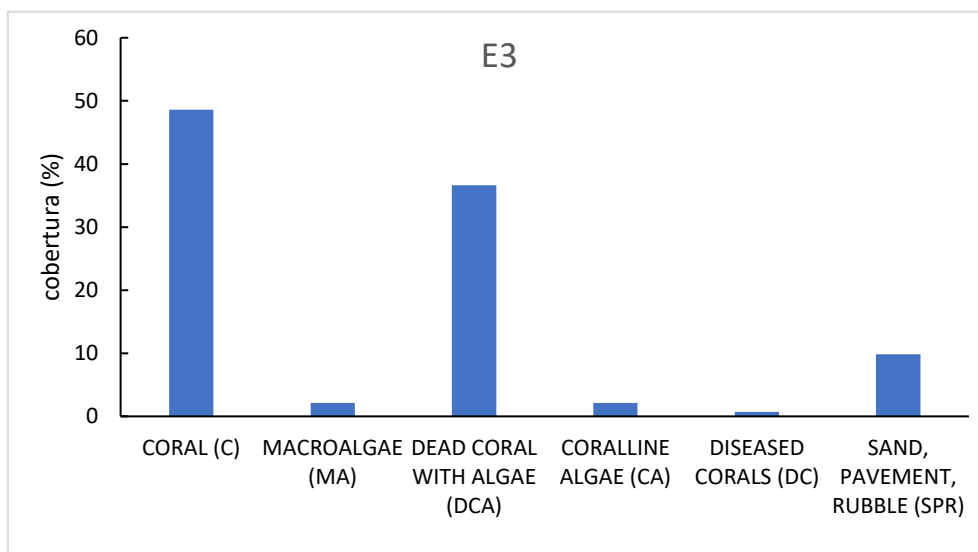


Figura 7. Cobertura obtenida de acuerdo con la mayor categoría evaluada en el sitio de estudio cercana al faro.

Para estación tres, se obtuvieron valores de cobertura coralina viva representada de manera significativa por dos especies *P. damicornis* (45.07%), seguida de *P. gigantea* (3.52%) respectivamente (Figura 8).

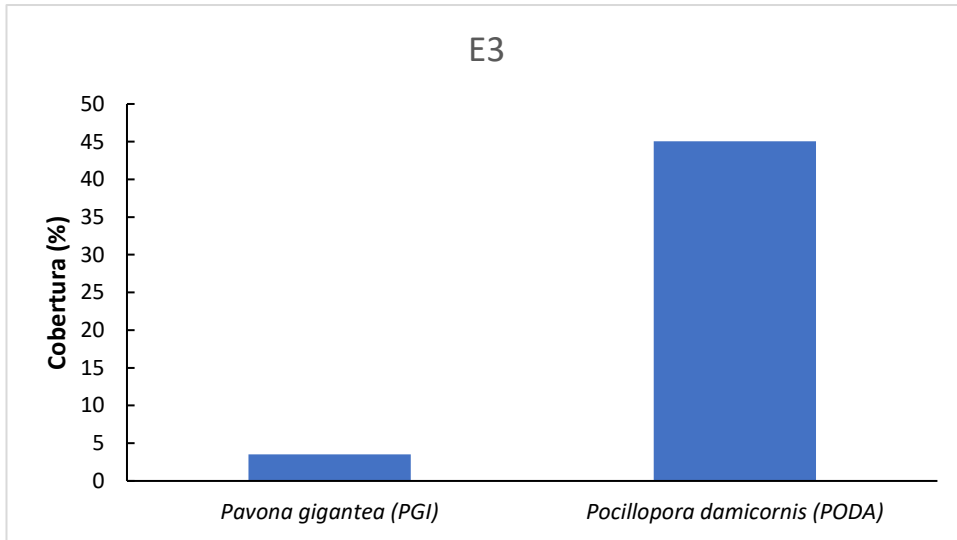


Figura 8. Cobertura correspondiente a tejido coralino vivo en el sitio de estudio número 3.

A pesar de observarse diferencias visuales en la distribución de la cobertura coralina entre estaciones, el análisis estadístico no evidenció diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). Esto debido a la estructura coralina relativamente similar en términos de cobertura general en los tres sitios evaluados, aunque con variabilidad interna en cada estación de estudio (Figura 9).

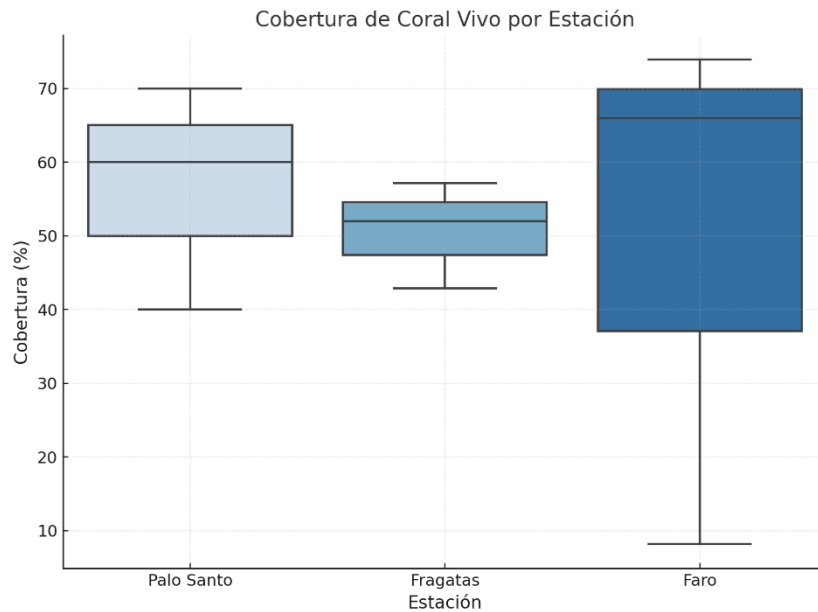


Figure 9. Variación de la cobertura de coral vivo en los diferentes sitios de muestreo.

Por otra parte, y con la finalidad de evaluar el estado de degradación de los parches en las distintas estaciones de muestreo, se analizó la cobertura bentónica asociada a coral muerto obteniéndose un p valor = 0.051 y posteriormente una prueba de Dunn lo que demostró la existencia de diferencias significativas entre Fragatas y Palo Santo $p = 0.025$. Se consideraron tres categorías provenientes del procesamiento en CPCE 4.1: dead coral with algae, recently dead coral y old dead coral, las cuales fueron sumadas para estimar la cobertura total de coral muerto por imagen (Figura 10).

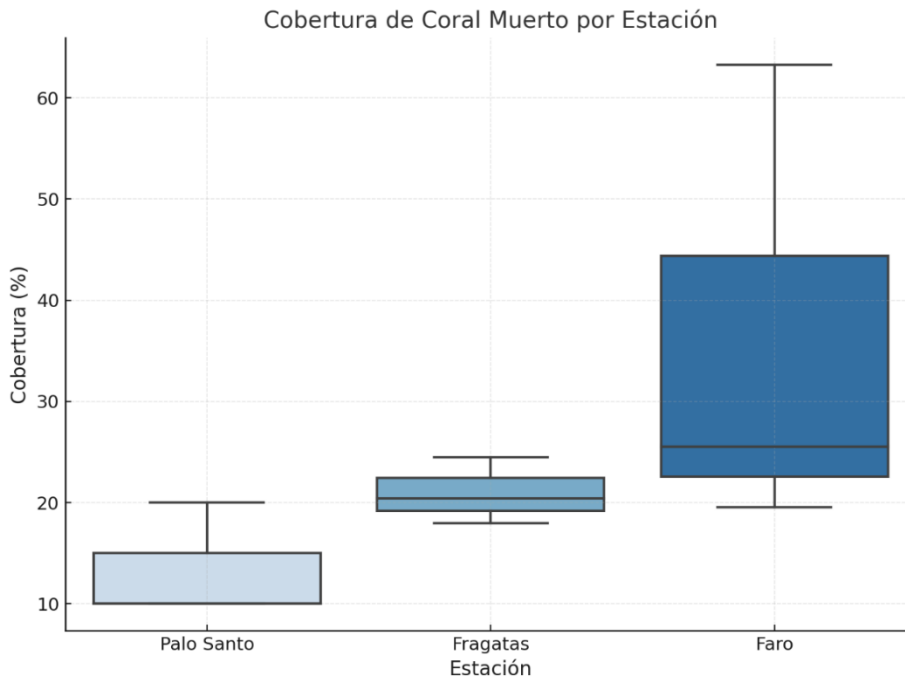


Figure 10. Variación de la cobertura de coral muerto en los diferentes sitios de muestreo.

DIVERSIDAD

A continuación, el software CPCE, se encargó de realizar los cálculos estadísticos a partir de los datos de cobertura analizados para así obtener los valores de diversidad tanto de Shanon- weaver, como de Simpson (Figura 11).

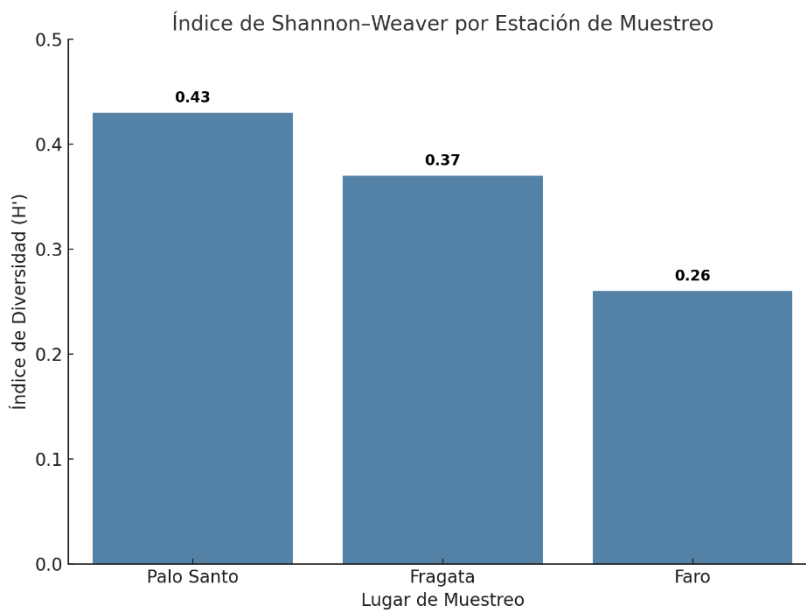


Figura 11. Índices de diversidad obtenidos por el programa CPCE para cada una de las estaciones muestreadas

ORTOFOTOS

A continuación, se presentan las ortofotos obtenidas mediante técnicas de fotogrametría submarina para cada una de las estaciones de muestreo. Estas ortofotos corresponden a los transectos bentónicos, generados a partir de la segmentación y alineación de imágenes individuales. Su análisis permitió cuantificar la cobertura de las diferentes categorías bentónicas, analizadas. Estas imágenes constituyen la base para los análisis espaciales y estadísticos realizados en el presente estudio; Palo Santo (figura 12), Fragata (figura 13), El Faro (figura 14).



Figura 12. Ortofotomosaico del sitio Palo Santo obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.



Figura 13. Ortofotomosaico del sitio Fragata, obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.



Figura 14. Ortofotomosaico del sitio El Faro, obtenido a partir de segmentación y alineación de imágenes individuales.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en esta investigación no revelan diferencias significativas en la cobertura de coral vivo entre los sitios estudiados, con porcentajes que varían entre el 50,68% y el 56,67%, aunque presentando una leve significancia en lo correspondiente a cobertura de corales muertos. Esta variabilidad espacial indica que la salud de los arrecifes coralinos no es homogénea en la Isla de la Plata, lo que concuerda con estudios previos que señalan la alta heterogeneidad en ecosistemas coralinos debido a factores ambientales y antropogénicos (Glynn et al., 2017; Rivera y Martínez 2021). El sitio Fragata, ubicado cerca de Bahía Drake, mostró la mayor cobertura coralina, posiblemente relacionado con mejores condiciones ambientales o menor impacto humano, mientras que el Faro presentó menor cobertura, lo que podría indicar procesos de degradación o estrés local.

Al analizar la composición de especies de coral, observamos que el género *Pocillopora* es el más representado en todos los sitios de muestreo. Específicamente, *Pocillopora damicornis* mostrando mayor abundancia, seguido de otras especies como *Pocillopora meandrina* y *Pocillopora verrucosa*. Esta predominancia de *Pocillopora* puede indicar una adaptabilidad particular de dicha especie a las condiciones locales del ambiente marino en las áreas de estudio, lo cual concuerda con lo expuesto por Glynn et al., (2017) quienes mencionan que este género es el principal formador de arrecifes en el Pacífico Oriental Tropical (POT).

Esta dominancia se ve favorecida por su capacidad de reproducción asexual mediante fragmentación, lo que permite una rápida colonización y expansión en hábitats fragmentados y sometidos a perturbaciones frecuentes, esta estrategia reproductiva, junto con la limitada dispersión larval, contribuye a una alta estructura genética poblacional y

favorece la formación de parches densos y clonales en áreas específicas (Combosch y Vollmer, 2011; Glynn et al., 2017).

En contraste a esto el POT está caracterizado por presentar eventos de surgencia estacionales, hipoxia, variación de temperaturas y alta turbidez, estudios realizados en la Isla Gorgona, han demostrado que *Pocillopora* puede sobrevivir a eventos de surgencia, reduciendo su tasa de crecimiento y metabolismo, lo cual indica una notable tolerancia fisiológica (Castrillón-Cifuentes et al., 2023).

Los índices de diversidad de Shannon-Weaver y Simpson reflejaron diferencias entre sitios, con Palo Santo mostrando mayor diversidad que El Faro. Esto indica que las comunidades coralinas no solo difieren en cobertura sino también en composición específica, posiblemente influenciado por las condiciones ambientales locales y la historia de perturbaciones. La presencia puntual de especies como *Pavona gigantea* en El Faro, aunque en baja abundancia, sugiere que la extensión del muestreo podría limitar la detección de la diversidad real, por lo que futuros estudios deberían ampliar la cobertura espacial.

Por último, aunque esta investigación no incorporó variables físico-químicas del agua, es importante resaltar que factores como la contaminación, acidificación y cambios climáticos influyen de manera determinante en la salud y dinámica de los arrecifes (IPCC, 2019). Por tanto, la caracterización inicial de estos parches coralinos proporciona una base fundamental para futuras comparaciones, ya que permite comprender el estado actual de los ecosistemas estudiados y monitorear los cambios que puedan presentarse con el tiempo. Este trabajo representa el primer estudio que documenta tridimensionalmente estos sitios específicos, lo cual resulta clave para establecer un precedente en la evaluación estructural de los arrecifes.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIÓN

En conclusión, esta investigación caracterizó la estructura de comunidades coralinas en la Isla de la Plata mediante fotogrametría submarina, sin evidenciar variabilidad significativa en la cobertura de coral vivo, sin embargo encontrándose valores simbólicos en relación a cobertura de coral muerto, así también como en la diversidad específica entre los sitios estudiados, identificando las especies de corales hermtípicos presentes en los sitios de estudio al nivel taxonomico más bajo posible.

Los índices de diversidad confirmaron que la composición de especies varía espacialmente, con Palo Santo mostrando la mayor diversidad, demostrando que la metodología aplicada es efectiva en cuanto al monitoreo y análisis ecológico de arrecifes coralinos en ambientes marinos complejos.

Desde un enfoque cuantitativo, los análisis estadísticos realizados permitieron evidenciar diferencias en la cobertura de coral vivo y coral muerto entre las estaciones de muestreo (Fragatas, Palo Santo y Faro), la cobertura de coral vivo, estimada a partir de la suma de categorías taxonómicas relevantes, no mostró diferencias estadísticamente significativas entre estaciones ($H = 0.62$ $p = 0.733$), lo que sugiere una distribución homogénea de los remanentes de coral vivo en los sitios estudiados.

En contraste, la cobertura de coral muerto presentó una tendencia hacia la significancia ($H = 5.95$; $p = 0.051$), lo que motivó la aplicación de un análisis post hoc mediante la prueba de Dunn. Este análisis reveló una diferencia significativa entre Fragatas y Palo Santo ($p = 0.025$), indicando que la estación Fragatas, concentra una mayor proporción

de estructuras coralinas muertas, lo que podría estar asociado a presiones ambientales o disturbios localizados.

Las diferencias no fueron significativas entre Faro y las otras estaciones, aunque El Faro muestra una media más alta de coral muerto, no presenta una diferencia estadísticamente significativa con los otros sitios debido a su alta dispersión. En cambio, la comparación entre Fragatas y Palo Santo muestra una diferencia más clara y consistente, lo que explica por qué esa fue la única comparación significativa en la prueba de Dunn.

Como último punto y por medio del uso de fotogrametría submarina se obtuvieron 3 modelos de ortofotos y mapas tridimensionales, de las comunidades coralinas estudiadas en los sitios Fragatas, Palo Santo y El Faro respectivamente, sirviendo como línea base para comparaciones futuras.

RECOMENDACIÓN

Se concluye que, aunque la salud general de los arrecifes estudiados es relativamente buena, existen diferencias locales importantes que deben ser consideradas en planes de manejo y conservación. Se recomienda que futuros trabajos incorporen análisis físico-químicos del ambiente marino y amplíen la cobertura espacial y temporal para obtener una visión más integral de la dinámica y resiliencia de estos ecosistemas

La presencia de corales muertos también es notable en todos los sitios, lo cual es un indicativo de que los parches coralinos están experimentando ciertos niveles de estrés o perturbación ya sea por la calidad del agua, corrientes marinas o actividades humanas en las áreas circundantes.

En resumen, los resultados de esta investigación proporcionan información valiosa sobre la salud y la diversidad de los parches coralinos en Isla de la Plata. Estos hallazgos pueden servir como base para futuras investigaciones y para el desarrollo de estrategias de conservación y manejo de los ecosistemas coralinos en áreas protegidas y zonas costeras, mediante el uso de la fotogrametría submarina, como un medio idóneo para el estudio y el seguimiento del estado de salud en los ecosistemas submareales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdurrahim, A. Y., Adhuri, D. S., Ross, H., & Phelan, A. (2022). Community champions of ecosystem services: The role of local agency in protecting Indonesian coral reefs. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 868218. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.868218>
- Afandy, Z., Damar, A., & Agus, S. B. (2019). Coral Recruitment Spatial Distribution in its Relation With Coral Cover and Herbivorous Fish Abundance Within Conservation Area. *Ilmu Kelautan: Indonesian Journal of Marine Sciences*, 24(2), 91–98. <https://doi.org/10.14710/ik.ijms.24.2.91-98>
- Cairns, S. D. (2007). Deep-water corals: An overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of Marine Science*, 81(Suppl 1), 311–322.
- Castrillón-Cifuentes, A. L., Zapata, F. A., & Wild, C. (2023). Physiological responses of *Pocillopora* corals to upwelling events in the Eastern Tropical Pacific. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1212717. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1212717>
- Cruz de Oliveira, L.M., Lim, A., Conti, L.A., & Wheeler, A.J. (2022). High-resolution 3D mapping of cold-water coral reefs using machine learning. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1044706>
- Barnes, D. J., & Chalker, B. E. (1990). Calcification and photosynthesis in reef-building corals and algae. In Z. Dubinsky (Ed.), *Coral Reefs* (pp. 109–131). Elsevier.
- Barrera-Falcon, E., Rioja-Nieto, R., Hernández-Landa, R. C., & Torres-Irineo, E. (2021). Comparison of Standard Caribbean Coral Reef Monitoring Protocols and Underwater Digital Photogrammetry to Characterize Hard Coral Species Composition, Abundance and Cover. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.722569>
- Bayley, D. T. I., & Mogg, A. O. M. (2020). A protocol for the large-scale analysis of reefs using Structure from Motion photogrammetry. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(11), 1410–1420. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13476>
- Bo, M., Lavorato, A., Di Camillo, C. G., Polisenio, A., Baquero, A., Bavestrello, G., Irei, Y., & Reimer, J. D. (2012). Black coral assemblages from Machalilla National Park (Ecuador). *Pacific Science*, 66(1), 63–81. <https://doi.org/10.2984/66.1.4>
- Burgos, L., & Gamboa, M. C. (2002). Condiciones físico-químicas en el entorno de la Isla de La Plata (agosto/2001). *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 11(1), 43–52.
- Burns, J. H. R., Delparte, D., Gates, R. D., & Takabayashi, M. (2015). Integrating structure-from-motion photogrammetry with geospatial software as a novel technique for quantifying 3D ecological characteristics of coral reefs. *PeerJ*, 2015(7). <https://doi.org/10.7717/peerj.1077>
- Burns, J.H.R., Weyenberg, G., Mandel, T., et al. (2020). A comparison of diagnostic accuracy of in-situ and digital image-based assessments of coral health and disease. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00304>
- Burns, R. C., Andrew, R. G., Schwarzmans, D., Allen, M. E., & Cardozo Moreira, J. (2024). *Heat Stress Impacts on Coral Reef Ecosystems and Communities: An Evaluation of*

Visitor Perceptions, Behaviors and Substitution Effects in the Florida Keys National Marine Sanctuary, USA. Coasts, 4(3), 609–618. <https://doi.org/10.3390/coasts4030031>

- Burdett, H. L., Albright, R., Foster, G. L., Mass, T., Page, T. M., & Rinkevich, B. (2024). Including environmental and climatic considerations for sustainable coral reef restoration. *PLOS Biology*, 22(3), e3002542. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3002542>
- Carlot, J., Rovère, A., Casella, E., Harris, D., Grellet-Muñoz, C., Chancerelle, Y., Dormy, E., Hedouin, L., & Parravicini, V. (2020). Community composition predicts photogrammetry-based structural complexity on coral reefs. *Coral Reefs*, 39(4), 967–975. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01916-8>
- Carpio Camargo, A. J., Álvarez Gutiérrez, Y., Jaramillo Véliz, J., & Sánchez Tortosa, F. (2020). Nesting failure of sea turtles in Ecuador - causes of the loss of sea turtle nests: the role of the tide. *Journal of Coastal Conservation*, 24(5). <https://doi.org/10.1007/s11852-020-00775-3>
- Casella, E., Collin, A., Harris, D., Ferse, S., Bejarano, S., Parravicini, V., Hench, J. L., & Rovere, A. (2017). Mapping coral reefs using consumer-grade drones and structure from motion photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, 36(1), 269–275. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1522-0>
- Cavada-Blanco, F., Cróquer, A., Yereña, E., & Rodríguez, J. P. (2021). Flow of economic benefits from coral reefs in a multi-use Caribbean marine protected area using network theory. *Frontiers in Marine Science*, 8, 671024. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.671024>
- Chiarello, M., Auguet, J. C., Graham, N. A. J., Claverie, T., Sucré, E., Bouvier, C., Rieuvilleneuve, F., Restrepo-Ortiz, C. X., Bettarel, Y., Villéger, S., & Bouvier, T. (2020). Exceptional but vulnerable microbial diversity in coral reef animal surface microbiomes: Coral reef surface microbiome. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1927). <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0642>
- Cortesi, F., Mitchell, L. J., Tettamanti, V., Fogg, L. G., de Busserolles, F., Cheney, K. L., & Marshall, N. J. (2020). Visual system diversity in coral reef fishes. In *Seminars in Cell and Developmental Biology* (Vol. 106, pp. 31–42). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.semcdb.2020.06.007>
- Combosch, D. J., & Vollmer, S. V. (2011). Population genetics of an ecosystem-defining reef coral *Pocillopora damicornis* in the Tropical Eastern Pacific. *PLoS One*, 6(8), e21200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021200>
- Couch, C. S., Oliver, T. A., Suka, R., Lamirand, M., Asbury, M., Amir, C., Vargas-Ángel, B., Winston, M., Huntington, B., Lichowski, F., Halperin, A., Gray, A. E., Garriques, J., & Samson, J. (2021). Comparing coral colony surveys from in-water observations and structure-from-motion imagery shows low methodological bias. *Frontiers in Marine Science*, 8, 647943. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.647943>
- Cresswell, A.K., Orr, M., Renton, M., et al. (2020). Structure-from-motion reveals coral growth is influenced by colony size and wave energy on the reef slope at Ningaloo Reef, Western Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151438>

- Eason, T., & Garmestani, A. (2024). Assessing spatiotemporal change in coral reef social-ecological systems. *Ecology and Society*, 29(2), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-15116-290221>
- Engelen, A., Serrão, E., Mascarenhas, G., & Freitas, R. (2022). Digital observations through Structure from Motion photogrammetry reveal impact from sediment load on local corals in Mindelo, Cabo Verde. *Mestrado em Biologia Marinha*.
- Fabricius, K. E., Cooley, S. R., Golbuu, Y., Riginos, C., Gonzalez-Rivero, M., Heron, S. F., & Schaffelke, B. (2024). Research priorities to support coral reefs during rapid climate change. *PLOS Climate*, 3(7), e0000435. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000435>
- Ferreira, B., Coxey, M. S., Carolina, A., & Monteiro, G. (2018). Manual de Monitoramento Reef Check Brasil PELD-TAMS View project DIAGNÓSTICO DA SAÚDE AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS RECIFAIS DA COSTA BRASILEIRA COM A UTILIZAÇÃO DE FORAMINÍFEROS BENTÔNICOS View project. <https://www.researchgate.net/publication/332706073>
- Flachier, A. , S. J. , P. D. , J. L. E. E. y EcoCiencia. (1998). EVALUACIÓN DEL ÁREA MARINA DEL PARQUE NACIONAL PARTE I DIAGNÓSTICO ECOLÓGICO Y SOCIOECONÓMICO DEL ÁREA MARINO-COSTERA DEL PARQUE NACIONAL MACHALILLA Septiembre 1997 Quito-Ecuador. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/642/documents/EC503mgt.pdf>
- Fonseca, A. C. (2011). Efectos del cambio climático en la anidación de las tortugas marinas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 41(1), 11. <https://doi.org/10.15359/rca.41-1.2>
- Fuentes, M. M. P. B., Limpus, C. J., & Hamann, M. (2011). Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. *Global Change Biology*, 17(1), 140–153. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02192.x>
- Fuentes, M. M. P. B., & Porter, W. P. (2013). Using a microclimate model to evaluate impacts of climate change on sea turtles. *Ecological Modelling*, 251, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.12.020>
- GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network). (2020). Status of Coral Reefs of the World: 2020. International Union for Conservation of Nature (IUCN). <https://gcrmn.net/2020-report/>
- Glynn, P. W., & Wellington, G. M. (1983). *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*. University of California Press.
- Glynn, P. W. (1992). Sporadic Disturbances in Fluctuating Coral Reef Environments: El Niño and Coral Reef Development in the Eastern Pacific 1 (Vol. 32). <https://academic.oup.com/icb/article/32/6/707/95991>
- Glynn, P., Mate, J., & Calderón, M. (2001). Coral bleaching and mortality in Panama and Ecuador during the 1997–1998 El Niño–Southern Oscillation event: Spatial/temporal patterns and comparisons with the 1982–1983 event. *Bulletin of Marine Science*, 69, 79–109. Glynn, P. W. (2017). History of Eastern Pacific Coral Reef Research (pp. 1–37). https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_1
- Glynn, P. W., Manzello, D. P., & Enochs, I. C. (2017). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4>

- Glynn, P. W., Feingold, J. S., Baker, A., Banks, S., Baums, I. B., Cole, J., Colgan, M. W., Fong, P., Glynn, P. J., Keith, I., Manzello, D., Riegl, B., Ruttenberg, B. I., Smith, T. B., & Vera-Zambrano, M. (2018). State of corals and coral reefs of the Galápagos Islands (Ecuador): Past, present and future. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 717–733. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.002>
- González-Rivero, M., Beijbom, O., Rodríguez-Ramírez, A., Bryant, D. E. P., Ganase, A., González-Marrero, Y., Herrera-Reveles, A., Kennedy, E. V., Kim, C. J. S., López-Marcano, S., Markey, K., Neal, B. P., Osborne, K., Reyes-Nivia, C., Sampayo, E. M., Stolberg, K., Taylor, A., Vercelloni, J., Wyatt, M., & Hoegh-Guldberg, O. (2020). Monitoring of coral reefs using artificial intelligence: A feasible and cost-effective approach. *Remote Sensing*, 12(3), 489. <https://doi.org/10.3390/rs12030489>
- Haines, A., & Patz, J. A. (2004). Health Effects of Climate Change. In *JAMA* (Vol. 291, Issue 1, pp. 99–103). American Medical Association. <https://doi.org/10.1001/jama.291.1.99>
- Hamilton, R. J., Lozano-Cortés, D., Bode, M., Almany, G. R., Harrison, H. B., Pita, J., Saenz-Agudelo, P., Gereniu, C., Waldie, P. A., Peterson, N., Choat, J. H., & Berumen, M. L. (2021). Larval dispersal and fishing pressure influence recruitment in a coral reef fishery. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2924–2935. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14027>
- Hatcher, H.M., Pearson, S.F., Chute, A.S., et al. (2020). Accurate Bathymetric Maps From Underwater Digital Imagery Without Ground Control. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00561>
- Hernández-Landa, R. C., Barrera-Falcon, E., & Rioja-Nieto, R. (2020). Size-frequency distribution of coral assemblages in insular shallow reefs of the Mexican Caribbean using underwater photogrammetry. *PeerJ*, 2020(4). <https://doi.org/10.7717/peerj.8957>
- Hilmi, N., Basu, R., Crisóstomo, M., Lebleu, L., Claudet, J., & Seveso, D. (2023). The ressurances and opportunities for coral reef preservation and restoration in the Maldives. *Frontiers in Environmental Economics*, 2, 1110214. <https://doi.org/10.3389/frevc.2023.1110214>
- Hickman, C. P., Jr. (2008). *A field guide to corals and other radiates of Galápagos*. Sugar Spring Press.
- Hodgson, Gregor., & Reef Check Foundation. (2006a). Reef Check instruction manual : a guide to Reef Check coral reef monitoring. Reef Check Foundation.
- Hodgson, Gregor., & Reef Check Foundation. (2006b). Reef Check instruction manual : a guide to Reef Check coral reef monitoring. Reef Check Foundation.
- IPCC. (2019). Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://www.ipcc.ch/srocc/>
- Kohler, K. E., & Gill, S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32(9), 1259–1269. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.11.009>
- Kornder, N. A., Cappelletto, • Jose, Mueller, B., Zalm, M. J. L., Martinez, S. J., Mark, •, Vermeij, J. A., Huisman, J., & De Goeij, J. M. (2021). Implications of 2D versus 3D surveys to

- measure the abundance and composition of benthic coral reef communities. *Coral Reefs*, 40, 1137–1153. <https://doi.org/10.1007/s00338>
- LaJeunesse, T. C., Parkinson, J. E., & Reimer, J. D. (2018). A genetics-based description of Symbiodiniaceae gen. nov. and its implications for the systematics of Symbiodinium-like dinoflagellates. *Journal of Phycology*, 54(1), 66–80. <https://doi.org/10.1111/jpy.12592>
- Lange, I.D., Molina-Hernández, A., Medellín-Maldonado, F., et al. (2022). Structure-from-motion photogrammetry demonstrates variability in coral growth within colonies and across habitats. *PLOS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0277546>
- Lang, J., Marks, K., Kramer, P., & Kramer, P. R. (2010). Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) protocol version 5.4. <https://agrra.org/>
- Li, J., Knapp, D. E., Schill, S. R., Roelfsema, C., Phinn, S., Silman, M., Mascaro, J., & Asner, G. P. (2019). Adaptive bathymetry estimation for shallow coastal waters using Planet Dove satellites. *Remote Sensing of Environment*, 232. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111302>
- Lyons, M. B., Murray, N. J., Kennedy, E. V., Kovacs, E. M., Castro-Sanguino, C., Phinn, S. R., Borrego Acevedo, R., Ordoñez Álvarez, A., Say, C., Tudman, P., Markey, K., Roe, M., Canto, R. F., Fox, H. E., Bambic, B., Lieb, Z., Asner, G. P., Martin, P. M., Knapp, D. E., ... Roelfsema, C. M. (2024). New global area estimates for coral reefs from high-resolution mapping. *Cell Reports Sustainability*, 1, Article 100015. <https://doi.org/10.1016/j.crsus.2024.100015>
- Mat Zaki, N.H., & Hossain, M.S. (2024). Optimum Image Alignment Setting Selection for Structure-from-Motion Photogrammetry Using RPAS to Support Coral Habitat Classification. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101233>
- Million, W.C., O'Donnell, S., Bartels, E., & Kenkel, C.D. (2021). Colony-Level 3D Photogrammetry Reveals That Total Linear Extension and Initial Growth Do Not Scale With Complex Morphological Growth in *Acropora cervicornis*. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.646475>
- Miller, S.J., Caruso, C.C., Drury, C., & Fischer, E.M. (2024). Validating the Precision and Accuracy of Coral Fragment Photogrammetry. *Remote Sensing*. <https://doi.org/10.3390/rs16224274>
- Muscantine, L. (1990). The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. In Z. Dubinsky (Ed.), *Coral Reefs* (pp. 75–87). Elsevier.
- Najeeb, S., Khan, R. A. A., Deng, X., & Wu, C. (2025). Drivers and consequences of degradation in tropical reef island ecosystems: Strategies for restoration and conservation. *Frontiers in Marine Science*, 12, 1518701. <https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1518701>
- NOAA. (2018). National Coral Reef Monitoring Program (NCRMP) Standard Operating Procedures for Field Surveys. U.S. Department of Commerce. <https://www.coris.noaa.gov/monitoring/>
- Permana, M. H. R., Subhan, B., Arafat, D., Sulistiono, & Yulianda, F. (2022). Coral reef health and the distribution of soft coral abundance in Banten Bay. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1119(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1119/1/012034>

- Price, D. M., Robert, K., Callaway, A., Lo Iacono, C., Hall, R. A., & Huvenne, V. A. I. (2019). Using 3D photogrammetry from ROV video to quantify cold-water coral reef structural complexity and investigate its influence on biodiversity and community assemblage. *Coral Reefs*, 38(5), 1007–1021. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01827-3>
- Pierce, J., Butler, M.J., Rzhanov, Y., et al. (2021). Classifying 3-D Models of Coral Reefs Using Structure-From-Motion and Multi-View Semantic Segmentation. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.706674>
- Pulido Mantas, T., Pérez-Castañeda, R., Micheli, F., et al. (2023). Photogrammetry as a promising tool to unveil marine caves' benthic assemblages. **Scientific Reports**. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34706-7>
- Rende, S.F., Bosman, A., Menna, F., et al. (2022). Assessing Seagrass Restoration Actions through a Micro-Bathymetry Survey Approach (Italy, Mediterranean Sea). *Water*. <https://doi.org/10.3390/w14081285>
- Rivera, F., & Martínez, P. (2021, septiembre). Caracterización de los principales sitios de buceo en las Reservas Marinas Bajo Copé y Cantagallo Machalilla e identificación de especies emblemáticas [Informe técnico]. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ).
- Rivera, F., & Martínez, P. (2021). Línea base de especies y su distribución en las reservas marinas Bajo Copé y Cantagallo-Machalilla y base fotográfica de las principales especies presentes en los sitios evaluados. Instituto Nazca de Investigaciones Marinas / GIZ.
- Rossi, P., Castagnetti, C., Capra, A., Brooks, A. J., & Mancini, F. (2020). Detecting change in coral reef 3D structure using underwater photogrammetry: critical issues and performance metrics. *Applied Geomatics*, 12, 3–17. <https://doi.org/10.1007/s12518-019-00263-w>
- Russo, F., Del Pizzo, S., Di Ciaccio, F., & Troisi, S. (2023). An Enhanced Photogrammetric Approach for the Underwater Surveying of the Posidonia Meadow Structure in the Spiaggia Nera Area of Maratea. **Journal of Imaging**. <https://doi.org/10.3390/jimaging9060113>
- Shuman C, S. A. D. M. L. C. (2010). MANUAL DE INSTRUCCIÓN REEF CHECK CALIFORNIA Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Buzos y Pescadores de Isla Natividad. www.reefcheck.org/rcca/rcca_home.phpwww.islandpacific.com.mx
- Storlazzi, C. D., Dartnell, P., Hatcher, G. A., & Gibbs, A. E. (2016). End of the chain? Rugosity and fine-scale bathymetry from existing underwater digital imagery using structure-from-motion (SfM) technology. *Coral Reefs*, 35(3), 889–894. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1462-8>
- Suchley, A., & Alvarez-Filip, L. (2018). Local human activities limit marine protection efficacy on Caribbean coral reefs. In *Conservation Letters* (Vol. 11, Issue 5). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1111/conl.12571>
- Steiner, S. C. C., Martínez, P., Rivera, F., Johnston, M., & Riegl, B. M. (2020). Octocoral populations and connectivity in continental Ecuador and Galápagos, Eastern Pacific. *Advances in Marine Biology*, 87, 411–441. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.07.002>
- Urbina-Barreto, I., Garnier, R., Elise, S., Pinel, R., Dumas, P., Mahamadaly, V., Facon, M., Bureau, S., Peignon, C., Quod, J. P., Dutrieux, E., Penin, L., & Adjeroud, M. (2021). Which method for which purpose? A comparison of line intercept transect and underwater

photogrammetry methods for coral reef surveys. *Frontiers in Marine Science*, 8, 636902. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.636902>

- Urbina-Barreto, I., Elise, S., Guilhaumon, F., Bruggemann, J. H., Pinel, R., Kulbicki, M., Vigliola, L., Mou-Tham, G., Mahamadaly, V., Facon, M., Bureau, S., Peignon, C., Dutrieux, E., Garnier, R., Penin, L., & Adjeroud, M. (2022). Underwater photogrammetry reveals new links between coral reefscape traits and fishes that ensure key functions. *Ecosphere*, 13(2). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3934>
- Ventura, D., Boschetti, F., Erra, F., et al. (2022). Seagrass restoration monitoring and shallow-water benthic habitat mapping through a photogrammetry-based protocol. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114262>
- Veron, J. E. N. (2000). *Corals of the world* (Vols. 1–3). Australian Institute of Marine Science.
- Wallmo, K., & Allen, M. E. (2024). Economic values for coral reef conservation and restoration in Florida. *Environments*, 11(11), 261. <https://doi.org/10.3390/environments11110261>
- Wijesinghe, N.P., Rousseaux, C.S., Deren, M., et al. (2023). The accuracy of 3D structure-from-motion models for assessing underwater coral health. *Journal of Aquaculture & Marine Biology*. <https://doi.org/10.15406/jamb.2023.12.00382>
- Zhong, J., Li, M., Zhang, H., & Qin, J. (2023). Fine-Grained 3D Modeling and Semantic Mapping of Coral Reefs Using Photogrammetric Computer Vision and Machine Learning †. *Sensors*, 23(15). <https://doi.org/10.3390/s23156753>

ANEXOS

A continuación, se detalla el código utilizado en Python para realizar los análisis estadísticos:

```
import pandas as pd
import matplotlib.pyplot as plt
import seaborn as sns
from scipy.stats import kruskal
from statsmodels.formula.api import ols
from statsmodels.stats.anova import anova_lm

# Cargar archivos (ajusta las rutas a tus archivos reales)
files = {
    'Fragatas': 'fragatas.xlsx',
    'Palo Santo': 'palo_santo.xlsx',
    'Faro': 'faro.xlsx'
}

df_list = []

for station, file in files.items():
    df = pd.read_excel(file, sheet_name="Raw Data")
    df['Estación'] = station
    df_list.append(df)

df_all = pd.concat(df_list, ignore_index=True)

# Convertir columnas relevantes a numérico
df_all['Coral'] = pd.to_numeric(df_all['Coral'], errors='coerce')
df_all['Dead Coral with Algae'] = pd.to_numeric(df_all['Dead Coral with Algae'],
errors='coerce')
df_all['Recently Dead Coral'] = pd.to_numeric(df_all['Recently Dead Coral'],
errors='coerce')
df_all['Old Dead Coral'] = pd.to_numeric(df_all['Old Dead Coral'], errors='coerce')

# Coral muerto total
df_all['Coral Muerto Total'] = df_all[['Dead Coral with Algae', 'Recently Dead Coral',
'Old Dead Coral']].sum(axis=1)

# Preparar datasets
df_coral_vivo = df_all[['Estación', 'Coral']].dropna()
df_coral_muerto = df_all[['Estación', 'Coral Muerto Total']].dropna()

# Graficar
plt.figure(figsize=(14, 6))
```

```

# Boxplot Coral Vivo
plt.subplot(1, 2, 1)
sns.boxplot(data=df_coral_vivo, x='Estación', y='Coral', color='skyblue')
plt.title('Cobertura de Coral Vivo por Estación')
plt.ylabel('Cobertura (%)')
plt.xlabel('Estación')

# Boxplot Coral Muerto
plt.subplot(1, 2, 2)
sns.boxplot(data=df_coral_muerto, x='Estación', y='Coral Muerto Total',
color='salmon')
plt.title('Cobertura de Coral Muerto por Estación')
plt.ylabel('Cobertura (%)')
plt.xlabel('Estación')

plt.tight_layout()
plt.show()

# Prueba de Kruskal-Wallis
kw_vivo = kruskal(*[df_coral_vivo[df_coral_vivo['Estación'] == est]['Coral'] for est in
df_coral_vivo['Estación'].unique()])
kw_muerto = kruskal(*[df_coral_muerto[df_coral_muerto['Estación'] == est]['Coral
Muerto Total'] for est in df_coral_muerto['Estación'].unique()])

# Prueba ANOVA para Coral Vivo
model_vivo = ols('Coral ~ C(Estación)', data=df_coral_vivo).fit()
anova_vivo = anova_lm(model_vivo)

# Prueba ANOVA para Coral Muerto
model_muerto = ols('Q("Coral Muerto Total") ~ C(Estación)',
data=df_coral_muerto).fit()
anova_muerto = anova_lm(model_muerto)

# Resultados
print("Kruskal-Wallis Coral Vivo:", kw_vivo)
print("ANOVA Coral Vivo:\n", anova_vivo)

print("\nKruskal-Wallis Coral Muerto:", kw_muerto)
print("ANOVA Coral Muerto:\n", anova_muerto)

```

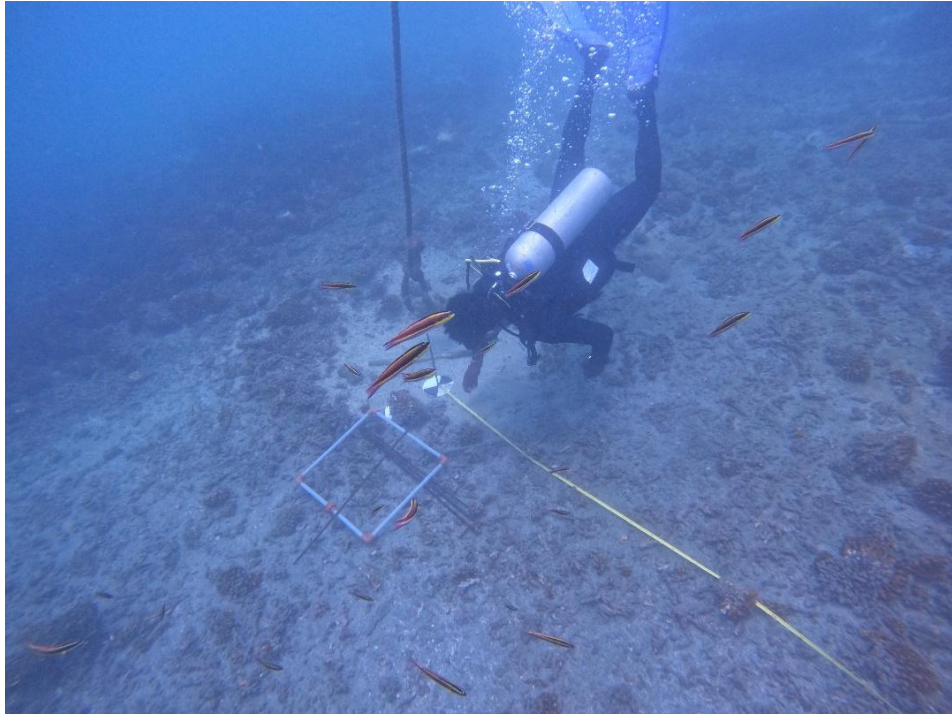
Anexo 1. Especies de corales descritas para Isla de la Plata según Rivera y Martínez (2021).

Subclase	Orden	Especie
Octocorallia	Alcyonacea	<i>Carijoa riisei</i>
	Alcyonacea	<i>Eugorgia daniana</i>
	Alcyonacea	<i>Heterogorgia hickmani</i>
	Alcyonacea	<i>Leptogorgia alba</i>
	Alcyonacea	<i>Leptogorgia cuspidata</i>
	Alcyonacea	<i>Leptogorgia manabiensis</i>
	Alcyonacea	<i>Leptogorgia pumila</i>
	Alcyonacea	<i>Leptogorgia rigida</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea austera</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea crassa</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea fruticosa</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea plantaginea</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea purpurea</i>
	Alcyonacea	<i>Muricea squarrosa</i>
	Alcyonacea	<i>Pacifigorgia firma</i>
	Alcyonacea	<i>Pacifigorgia adamsii</i>
	Alcyonacea	<i>Pacifigorgia irene</i>
	Alcyonacea	<i>Pacifigorgia stenobrochis</i>
Alcyonacea	<i>Psammogorgia arbuscula</i>	
Hexacorallia	Scleractinia	<i>Gardineroseris planulata</i>
	Scleractinia	<i>Pavona chiriquiensis</i>
	Scleractinia	<i>Pavona clavus</i>
	Scleractinia	<i>Pavona gigantea</i>
	Scleractinia	<i>Pavona varians</i>
	Scleractinia	<i>Pocillopora damicornis</i>

Subclase	Orden	Especie
Hexacorallia	Scleractinia	<i>Pocillopora elegans</i>
		<i>Pocillopora eydouxi</i>
		<i>Pocillopora cf. effusus</i>
		<i>Pocillopora ligulata</i>
		<i>Pocillopora meandrina</i>
		<i>Pocillopora cf. capitata</i>
		<i>Pocillopora verrucosa</i>
		<i>Porites lobata</i>
		<i>Psammocora stellata</i>
		<i>Psammocora superficialis</i>
		<i>Cladopsamia gracilis</i>
		<i>Tubastraea coccinea</i>
		Antipatharia
	Antipatharia	<i>Myriopathes panamensis</i>



Anexo 2. Preparación de equipos de buceo autónomo por parte del personal del PNM que formó parte de las primeras inspecciones de los sitios de estudio.



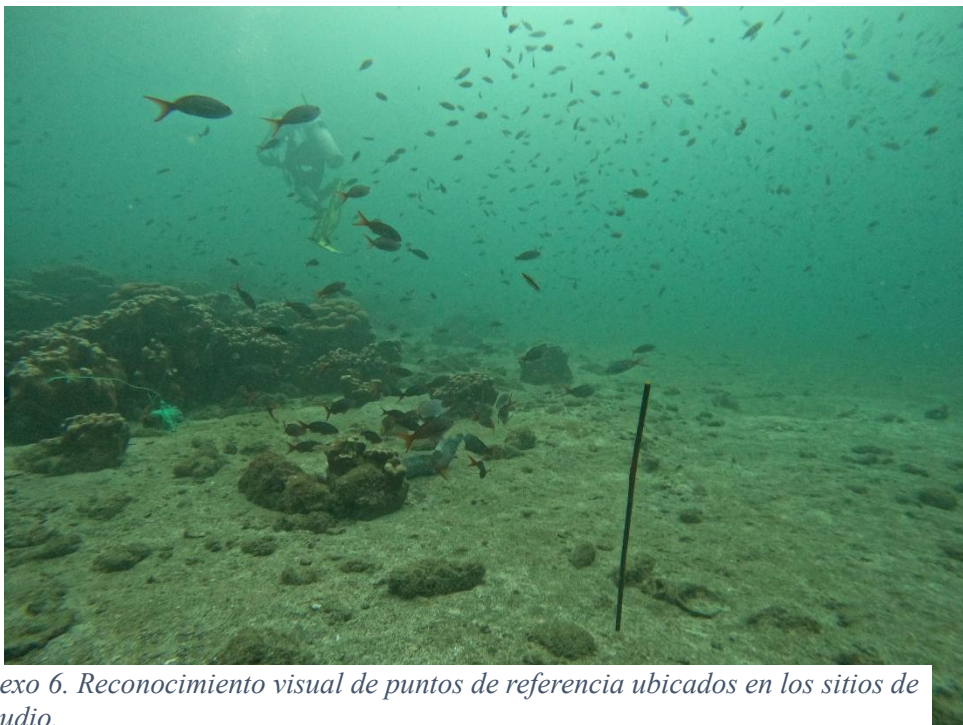
Anexo 3. Delimitación de punto de estudio, colocación de materiales para delimitación de área, se puede observar la toma de datos de profundidad de uno de los puntos, así también se observa sistema de cuerda y bollas utilizado para determinar la ubicación del sitio



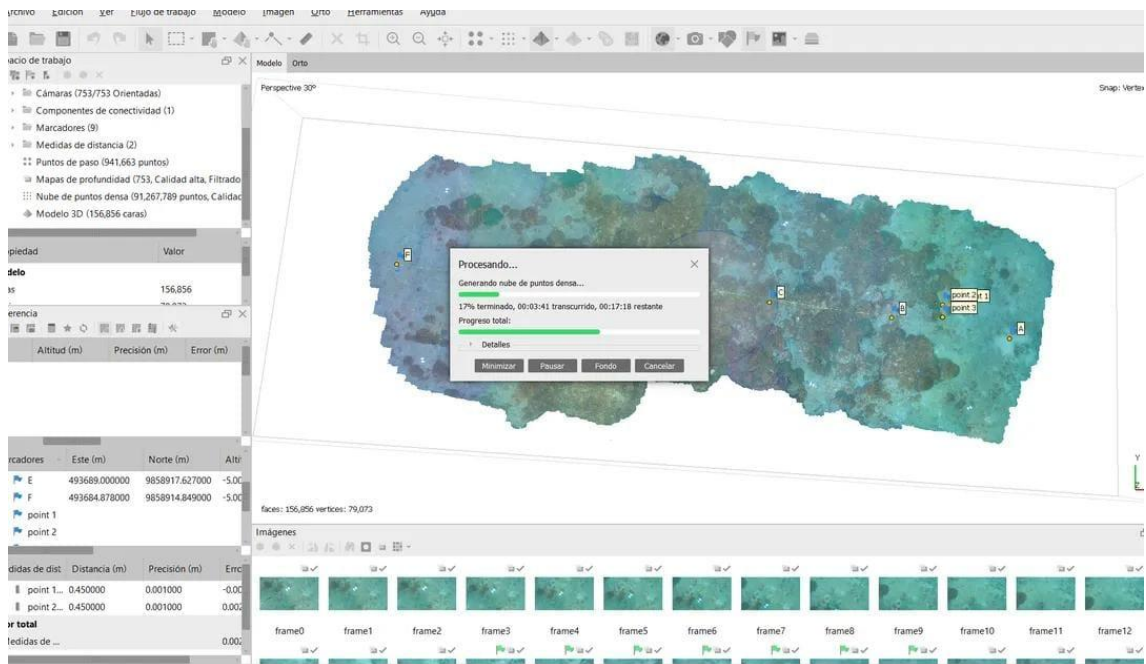
Anexo 4. Establecimiento de puntos de referencia, se puede observar el disco utilizado para ser utilizado como referencia visual sobre el punto..



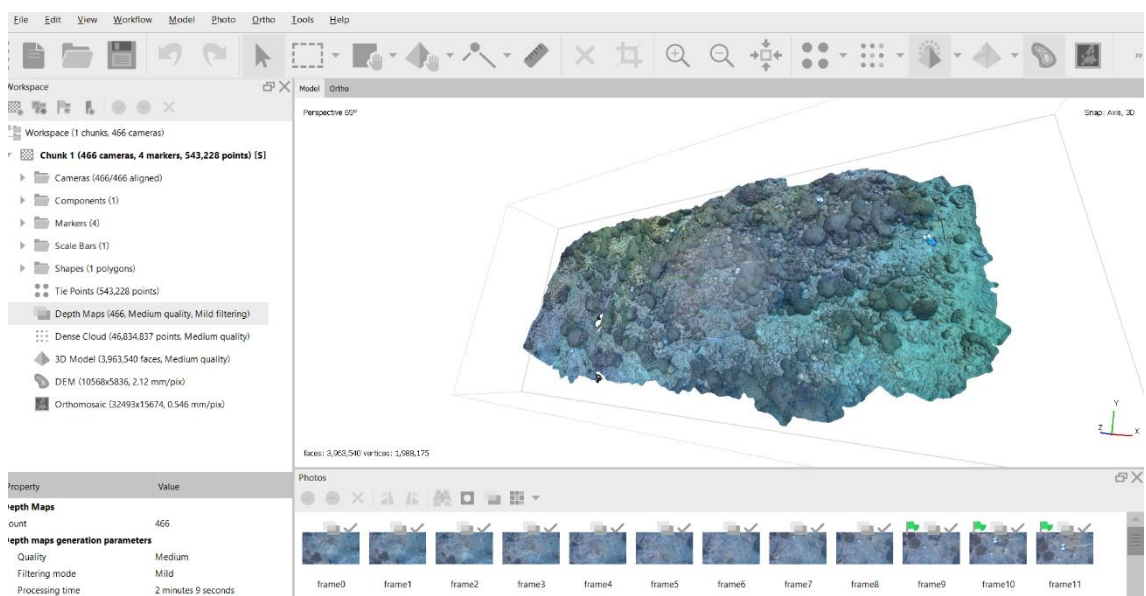
Anexo 5. Extensión de transecto para monitoreo en el sitio El Faro.



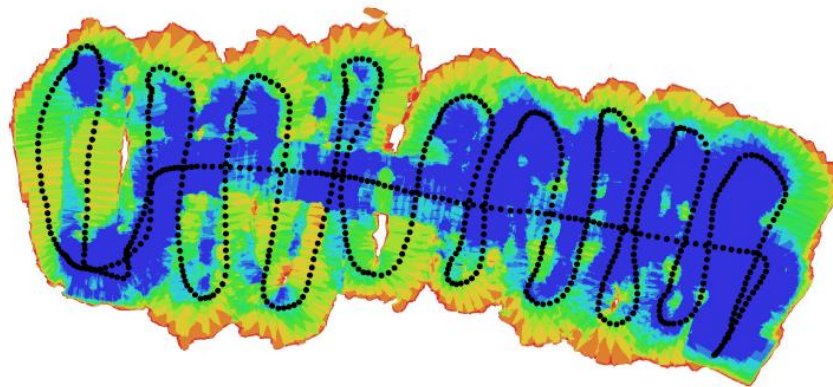
Anexo 6. Reconocimiento visual de puntos de referencia ubicados en los sitios de estudio.



Anexo 7. Proceso de elaboración de nube de puntos densa para la elaboración de mapa en el sitio de Palo Santo.

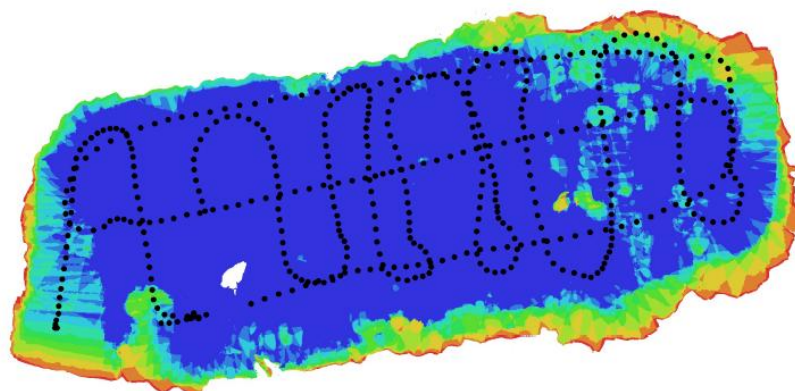


Anexo 8. obtención de modelo 3D en el sitio de estudio Fraguatas a partir de SFM, para el cual fueron necesarias la recopilación de 466 imágenes.



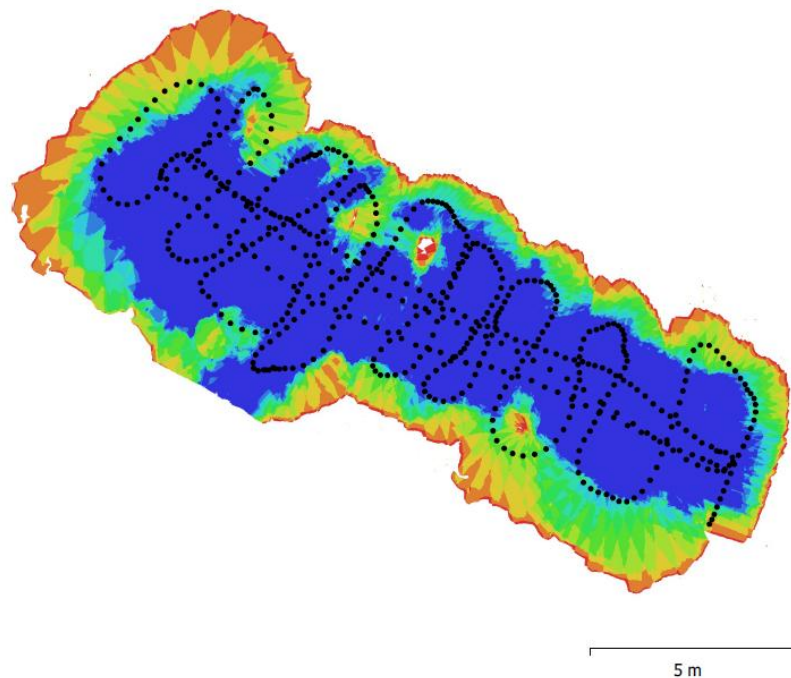
5 m

Anexo 9. Localización de cámaras y overlaps a lo largo del transecto. En la imagen se muestra el sitio Palo santo, los puntos representan el curso seguido por el buzo al momento de realizar la captura de imágenes sobre el área.



2 m

Anexo 10. Localización de cámaras y overlaps a lo largo del transecto. En la imagen se muestra el sitio de estudio Fragatas, los puntos representan el curso seguido por el buzo al momento de realizar la captura de imágenes sobre el área.




Anexo 11. Localización de cámaras y overlaps a lo largo del transecto. En la imagen se muestra el sitio de estudio El Faro, los puntos representan el curso seguido por el buso al momento de realizar la captura de imágenes sobre el área.

Lugar de muestreo	Shanon – Weaver Index	Simpson Index (1-D)
Palo Santo	0,43	0,21
Bahía Drake (playa fragata)	0,37	0,17
Faro	0,26	0,13

Anexo 12. Indices de diversidad presentados por el programa CPCE para cada una de las estaciones muestreadas

CERTIFICACIÓN DE ANTIPLAGIO

Certifico que después de revisar el documento final del trabajo de titulación denominado CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA EN COMUNIDADES CORALINAS MEDIANTE EL USO DE FOTOGRAMETRÍA SUBMARINA EN ISLA DE LA PLATA presentado por el estudiante, NERY LEONIDAS VERA RIERA fue enviado al Sistema Anti-plagio COMPILATIO, presentando un porcentaje de similitud correspondiente al 10%, por lo que se aprueba el trabajo para que continúe con el proceso de titulación.

 CERTIFICADO DE ANÁLISIS
magister

Nery Vera Compilatio

10%
Textos sospechosos

< 1% Similitudes
0% similitudes entre comillas
0% entre las fuentes mencionadas

3% Idiomas no reconocidos (ignorado)

10% Textos potencialmente generados por IA

Nombre del documento: Nery Vera Compilatio.docx ID del documento: 93800a7b59ec03fd1768f96a5809b10fb7b525a6 Tamaño del documento original: 43,66 kB	Depositante: ANA GABRIELA BALSECA VACA Fecha de depósito: 13/6/2025 Tipo de carga: interface fecha de fin de análisis: 13/6/2025	Número de palabras: 6125 Número de caracteres: 41.172
--	---	--

TUTOR

M. Sc Ana Gabriela Balseca Vaca