

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ciencias de la Vida

**Caracterización de Macroalgas presentes en los parches coralinos de la isla Santa
Cruz, Galápagos**

Código de Proyecto Integrador: VIDA-405

Previo la obtención del Título de:

Biólogo

Presentado por:

Gyuliana Anahi Gajardo Ampuero

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

A mi Sashi, mi compañera de vida,
mi hermana del corazón, te recuerdo
cada día y quiero que sepas que esto
también es gracias a ti, que me
seguiste adonde fuera, me esperaste
y te fuiste cuando no diste más...
Quisiera que estuvieras aquí y por
eso te dedico todo este trabajo
especialmente a ti. Te amo por
siempre y para siempre.

A mi tatito que está en el cielo... Te
agradezco todos los recuerdos llenos
de amor y felicidad que tengo de ti.
Espero te sientas orgulloso de mi, te
amo y te extraño como no tienes idea.

A mi mamá y a mi papá, que siempre
me han apoyado y alentado a seguir
mis sueños sin limitaciones. Que han
creído en mí, incluso cuando me ha
costado hacerlo yo misma.

A mis abuelas, abuelos, mis tíos, que
me han ayudado incondicionalmente,
porque no lo podría haber logrado sin
ustedes.

Agradecimientos

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a todas las personas que me han ayudado a llegar a donde estoy. Profesores y amigos que han sido parte de mi camino, de Ecuador, Chile o Colombia.

A mi tutor de tesis, el Ph.D Félix Morales, por su confianza y apoyo en cada parte de mi camino académico y profesional.

Al Parque Nacional Galápagos y su equipo de guardaparques apasionados por la conservación. Gracias por todo su apoyo y enseñanzas, ya que me permitieron llevar a cabo con éxito mi investigación.

A la Fundación Charles Darwin, por su apoyo adicional y apertura a colaborar con mi proyecto.

Y por supuesto, a la ESPOL, mi alma máter... Gracias por ser el punto de partida en este emocionante camino que apenas está empezando...

Declaración Expresa

Yo Gyuliana Anahi Gajardo Ampuero acuerdo y reconozco que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por mí durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que me corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique al autor que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 20 de mayo del 2025.



Gyuliana Anahi
Gajardo Ampuero



Gyuliana Anahi Gajardo
Ampuero

Evaluadores

M.Sc Diego Gallardo

Profesor de Materia

PhD. Félix Morales

Tutor de proyecto

Resumen

Los parches coralinos de las islas Galápagos constituyen ecosistemas de alta biodiversidad, pero enfrentan crecientes amenazas debido a factores antrópicos y naturales que favorecen la proliferación de macroalgas, alterando la supervivencia de los corales. Este estudio tiene como objetivo caracterizar la composición y abundancia de macroalgas asociadas a parches coralinos en la isla Santa Cruz, generando información útil para la conservación de los ecosistemas coralinos en las Islas Galápagos. El muestreo se realizó en cuatro sitios: Bahía Conway, Bahía Borrero, Bahía La Academia y Punta Estrada. Se emplearon transectos y cuadrantes para evaluar la cobertura, junto con registros fotográficos y recolección de muestras para su identificación taxonómica mediante claves morfológicas. Se identificaron 30 taxones de macroalgas, predominando géneros filamentosos como *Cladophora*, *Ceramium* y *Polysiphonia*. Los resultados evidenciaron una alta cobertura de “céspedes algales” y baja presencia coralina en la mayoría de los sitios, con Bahía Conway registrando los valores más altos de coral vivo. Además, las macroalgas “turf” mostraron un efecto negativo sobre la salud coralina, mientras que las algas coralinas incrustantes tuvieron un impacto positivo. Estos hallazgos aportan información clave para comprender la dinámica bentónica local y fortalecer las estrategias de manejo y conservación en la Reserva Marina Galápagos.

Palabras clave: cobertura bentónica, interacción alga-coral, corales hermatípicos, arrecifes de coral, macroalgas.

Abstract

*Coral patches in the Galápagos Islands are highly biodiverse ecosystems but face increasing threats from anthropogenic and natural factors that favor the proliferation of macroalgae, compromising coral survival. This study aims to characterize the composition and abundance of macroalgae associated with coral patches in Santa Cruz Island, providing valuable information for the conservation of coral reef ecosystems in the Galápagos. Sampling was conducted at four sites: Bahía Conway, Bahía Borrero, Bahía La Academia, and Punta Estrada. Transects and quadrats were used to assess benthic cover, along with photographic records and sample collection for taxonomic identification using morphological keys. A total of 30 macroalgal taxa were identified, with filamentous genera such as *Cladophora*, *Ceramium*, and *Polysiphonia* dominating the assemblages. Results revealed high “turf” algal cover and low coral presence at most sites, with Bahía Conway showing the highest proportion of live coral. Moreover, “turf” macroalgae exhibited a negative effect on coral health, whereas crustose coralline algae had a positive impact. These findings provide key insights into local benthic dynamics and support management and conservation strategies for the Galápagos Marine Reserve.*

Keywords: *benthic cover, algal-coral interaction, hermatypic corals, coral reefs, macroalgae.*

Índice General

Resumen	I
<i>Abstract</i>	II
Índice General	III
Abreviaturas	V
Simbología	VI
Índice de figuras	VII
Índice de tablas	VIII
Capítulo 1	1
1.1 Introducción	2
1.2 Descripción del Problema	2
1.3 Justificación del Problema	3
1.4 Objetivos	3
1.4.1 Objetivo general	3
1.4.2 Objetivos específicos	4
1.5 Marco teórico	4
1.5.1 Ecosistemas corales: estructura y función	4
1.5.1.1 Biodiversidad y función ecológica de los arrecifes de coral	4
1.5.1.2 Estado y dinámica de los arrecifes de Galápagos	4
1.5.2 Amenazas a los arrecifes: Factores climáticos	5
1.5.2.1 Aumento de la temperatura superficial del mar y acidificación oceánica	5
1.5.2.2 Factores locales: eutrofización, contaminación y sobrepesca de herbívoros	5
1.5.3 Macroalgas	6
1.5.3.1 Tipos de macroalgas y su ecología	6
1.5.3.2 Céspedes algales	6
1.5.3.3 Competencia por espacio y luz	7

1.5.3.3 Efectos alelopáticos y alteración del microbioma coralino.....	7
1.5.3.4 Estado de las macroalgas Galápagos	7
Capítulo 2.....	10
2.1 Metodología.....	11
2.1.1 Sitio de estudio.....	11
2.1.2 Colocación de cuadrantes y registro fotográfico	11
2.1.3 Recolección y preservación de muestras.....	12
2.1.4 Análisis de datos de cobertura	12
2.1.5 Identificación de macroalgas.....	14
2.1.6 Análisis estadísticos	14
Capítulo 3.....	15
3.1 Resultados y análisis	16
3.1.1 Identificación de macroalgas y sus mecanismos de competencia ...	16
3.1.2 Riqueza de macroalgas	22
3.1.3 Cobertura relativa.....	23
3.1.4 Frecuencia de ocurrencia.....	25
3.1.5 Test exacto de Fisher.....	26
3.1.6 Análisis de correspondencias Múltiples	27
3.1.7 Árbol de probabilidades	28
3.1.8 Análisis de correlación	32
Capítulo 4.....	38
4.1 Conclusiones	39
4.2 Recomendaciones	40
4.3 Referencias.....	38

Abreviaturas

ACM Análisis de Correspondencias Múltiples

CCA Algas coralinas incrustantes (Crustose Coralline Algae)

ENOS Evento El Niño Oscilación del Sur

ESPOL Escuela Superior Politécnica del Litoral

SCUBA Self-Contained Underwater Breathing Apparatus (Equipo autónomo de buceo)

Simbología

%	Porcentaje
r	Coefficiente de correlación de Pearson
p	Valor de significancia estadística
m	Metro
m ²	Metro cuadrado
cm	Centímetro
CO ₂	Dióxido de carbono
pH	Potencial de hidrógeno

Dim 1 / Dim 2 Dimensiones explicativas en el Análisis de Correspondencias Múltiples

n	Número de muestras, taxones o unidades de muestreo
---	--

Índice de figuras

Figura 2. 1 Resumen de los sitios de muestreo. A. Ubicación de los sitios de estudio en la Isla Santa Cruz. B. Mapa general del archipiélago de las Islas Galápagos	11
Figura 2. 2 Toma de muestras en Punta Estrada	12
Figura 2. 3 Ejemplos de las interacciones y sus categorías: C) Categoría I) Fuente: (Wild et al. 2014); A) Categoría II y B) Categoría III).....	13
Figura 3. 1 Algas encontradas en Bahía Borrero	20
Figura 3. 2 Algas encontradas en Bahía Conway	20
Figura 3. 3 Algas encontradas en Bahía La Academia	21
Figura 3. 4 Algas encontradas en Punta Estrada.....	21
Figura 3. 5 Gráfico de riqueza de macroalgas en los 4 sitios de estudio	23
Figura 3. 6 Análisis de Correspondencias Múltiples entre sitios de estudio, especies de coral, tipos de algas y las categorías de interacción coral-alga.....	28
Figura 3. 7 Árbol de probabilidades de Bahía Conway	30
Figura 3. 8 Árbol de probabilidades de Bahía Borrero	31
Figura 3. 9 Árbol de probabilidades de Bahía La Academia	31
Figura 3. 10 Árbol de probabilidades de Punta Estrada.....	32
Figura 3. 11 Análisis de correlación entre la salud coralina y dos grupos funcionales de algas: algas coralinas incrustantes (CCA) y algas turf.....	37

Índice de tablas

Tabla 3. 1 Algas identificadas en los diferentes sitios de estudio.....	17
Tabla 3. 2 Cobertura relativa en los 4 sitios de estudio	24
Tabla 3. 3 Frecuencia en los 4 sitios de estudio.....	26
Tabla 3. 4 Test exacto de Fisher	27

Capítulo 1

1.1 Introducción

Las macroalgas se han convertido en uno de los competidores más desafiantes de los corales, ya que a través de distintos mecanismos logran suprimir su crecimiento, su asentamiento o provocan lesiones que dificultan su resiliencia. Esto, sumado a la superior tasa de crecimiento de las macroalgas en comparación de los corales, se convierte en un problema que cada vez se ve más potenciado por condiciones como el calentamiento y acidificación oceánica, la eutrofización, la sobrepesca de herbívoros, entre muchas otras, los cuales parecen beneficiar la proliferación de macroalgas y, en consecuencia, dificultar la supervivencia de las especies de coral (Rasher et al., 2011; Mónaco et al., 2017).

A pesar de que la biodiversidad de las islas ha sido históricamente estudiada, existe una falta significativa de información actualizada sobre las macroalgas que habitan en el archipiélago y su distribución (Dawson, 1963; Ruiz & Ziemmeck, 2014; Tompkins & Wolff, 2017; Gabrielson et al., 2024). Teniendo en cuenta los cambios importantes en las condiciones globales que han ocurrido en los últimos años, el comprender la actual composición, abundancia y efectos de estas algas es necesario para el diseño de estrategias de manejo efectivas para la conservación de los corales en las islas Galápagos.

Por lo tanto, este estudio busca actualizar los conocimientos que se tienen sobre las macroalgas y sus efectos sobre los parches coralinos de la isla Santa Cruz, proporcionando los datos necesarios para desarrollar políticas de conservación que promuevan la recuperación de los corales en las Galápagos.

1.2 Descripción del Problema

Los arrecifes y parches coralinos de las islas Galápagos se encuentran amenazados por la proliferación de macroalgas, así como los cambios en su composición. El aumento de macroalgas, asociados a factores como el cambio climático, la eutrofización y la ausencia de depredadores, ha significado una ventaja abismal para la dominancia de estos organismos e incrementado el riesgo de cambio de fase hacia el predominio de las algas

(McManus & Polsenberg, 2004; Díaz-Pulido et al., 2011). De hecho, se ha observado en las islas ubicadas al norte del archipiélago, la presencia de algas invasivas del género *Caulerpa* que ante ciertas condiciones de temperatura logran proliferar y desplazar a especies de corales como *Porites lobata*, *Pavona clavus*, and *Pocillopora spp.* (Glynn et al., 2018; Keith et al., 2022).

El Parque Nacional Galápagos, responsable de la gestión de las áreas protegidas del archipiélago, y la Fundación Charles Darwin, que está involucrada en el monitoreo del estado de los arrecifes y la generación de información científica sobre las especies invasoras marinas, son las principales entidades interesadas en este proyecto, ya que ambos tienen un compromiso directo con la conservación de los ecosistemas marinos de las islas.

1.3 Justificación del Problema

Los arrecifes de coral son uno de los ecosistemas más productivos del planeta. A pesar de su relevancia, particularmente en el contexto de ser una de las reservas marinas más extensas y biodiversas del mundo, existe poca información sobre la identidad, distribución y efectos de las macroalgas que interactúan con los corales en las islas Galápagos, lo cual dificulta la implementación de estrategias de manejo y conservación adecuadas (Tompkins & Wolff, 2017). Comprender estas interacciones es, vital para proteger la integridad de los ecosistemas coralinos y los servicios ecosistémicos que nos brindan.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Caracterizar las algas que interactúan con corales escleractinios en la isla Santa Cruz, mediante observación y toma de muestras para la generación de conocimiento que

permita un correcto manejo y conservación de los ecosistemas coralinos en la Reserva Marina Galápagos.

1.4.2 Objetivos específicos

- Identificar las especies de macroalgas asociadas a los arrecifes y su origen mediante la toma de muestras y claves taxonómicas.
- Documentar las posibles interacciones coral-alga a través del registro fotográfico.
- Determinar posibles mecanismos de competencia de las algas contra el coral y el nivel de amenaza que supone a este, mediante la investigación bibliográfica y las observaciones en campo.

1.5 Marco teórico

1.5.1 Ecosistemas coralinos: estructura y función

1.5.1.1 Biodiversidad y función ecológica de los arrecifes de coral

A pesar de que constituyen menos del 1% del fondo oceánico, los arrecifes de coral albergan más del 25% de la vida marina, incluyendo aproximadamente 4000 especies de peces y miles de invertebrados bentónicos (Spalding et al., 2001). Los arrecifes de coral se construyen principalmente por corales hermatípicos (orden *Scleractinia*), aquellos cuyas estructuras están formadas por carbonato de calcio y que mantienen una relación simbiótica con microalgas fotosintéticas llamadas zooxantelas (D'Olive & McCulloch, 2017). Estas algas dinoflageladas de la familia Symbiodinaceae le confieren más del 90% de los productos de la fotosíntesis al coral a cambio de una serie de beneficios, entre ellos protección frente a depredadores y nutrientes necesarios para la fotosíntesis (Mote et al., 2021; Neder et al., 2022).

1.5.1.2 Estado y dinámica de los arrecifes de Galápagos

En el libro *Corals and Coral Reefs of the Galápagos Islands* de Glynn y Wellington (1983) se describen 17 arrecifes estructurales distribuidos alrededor de 10

islas del archipiélago. Sin embargo, un evento de El Niño en 1982-1983 provocó una mortalidad de aproximadamente 97% de los corales en las islas Galápagos, dejando al arrecife Wellington, ubicado en la isla Darwin, como el único arrecife estructural que subsiste hasta la actualidad (Glynn et al., 1994). Le siguió otro evento de este tipo que provocó un blanqueamiento generalizado y una mortalidad moderada en las poblaciones coralinas de la isla, evidenciando una clara resiliencia a los aumentos de temperatura, en contraste con lo observado en el pasado (Podestá & Glynn, 2001).

1.5.2 Amenazas a los arrecifes: Factores climáticos

1.5.2.1 Aumento de la temperatura superficial del mar y acidificación oceánica

El aumento de la temperatura superficial del mar y la acidificación oceánica asociadas al cambio climático son de las amenazas actuales más evidentes para los arrecifes de coral (Sani et al., 2024). La primera, conlleva un daño en las células de las zooxantelas, que produce la expulsión de estas al medio acuático, desencadenando el conocido blanqueamiento coralino, que de ser prolongado terminará con la muerte del coral (Yeager et al., 2025). Mientras que la acidificación, es decir, el descenso progresivo del pH por la absorción de CO₂ atmosférico, está más relacionado a una alteración en proceso de calcificación, aumentando la fragilidad de las colonias de coral (Dobson et al., 2024).

1.5.2.2 Factores locales: eutrofización, contaminación y sobrepesca de herbívoros

Sin embargo, en las últimas décadas se ha observado que la proliferación de macroalgas, debido a varios factores como la eutrofización, la sobrepesca de herbívoros o incluso el calentamiento global, se ha convertido en una de las mayores amenazas para la conservación de los arrecifes (Burkepile & Hay, 2008). En el contexto de los arrecifes de coral, el fenómeno conocido como cambio de fase se refiere a la disminución de la cobertura coralina en un arrecife acompañada de un aumento de la cobertura de

macroalgas en el sitio (McManus & Polsenberg, 2004). Existen varios ejemplos de dominancia de macroalgas en arrecifes que antes eran dominados por corales, lo que ha llevado a una serie de consecuencias ecológicas que incluyen una disminución de la biodiversidad y una dinámica alterada de la competencia por los recursos (Clements & Hay, 2019).

1.5.3 Macroalgas

1.5.3.1 Tipos de macroalgas y su ecología

Las macroalgas son organismos fotosintéticos multicelulares que se clasifican en tres principales phyla: Chlorophyta, Rhodophyta y Ochrophyta (algas verdes, roja pardas respectivamente) (Adarshan et al., 2023). Las macroalgas se diferencian de las microalgas debido a su tamaño, el cual puede ir desde milímetros hasta varios metros de longitud, y porque poseen tejidos diferenciados (Graham et al., 2009). Las macroalgas son uno de los principales productores primarios en hábitats costeros y gracias a las alfombras y/o bosques tridimensionales que crean, incrementan la rugosidad del fondo y estabilizan el sustrato, mitigando la erosión y creando microhábitats protegidos para larvas y juveniles (Hanley et al., 2024).

1.5.3.2 Céspedes algales

En la actualidad, es muy común encontrar en ecosistemas coralinos, un consorcio de cianobacterias y macroalgas pequeñas, de no más de 2cm de altura, colonizando rocas, corales y todo sustrato en el que pueda desarrollarse en general (Connell et al., 2014; Airoidi et al. (2014). Estos “céspedes algales” poseen grandes ventajas frente a los corales, convirtiéndose en sus principales competidores (Swierts & Vermeij, 2016). Sus altas tasas de crecimiento en conjunto a su tendencia a desarrollarse en ambientes eutróficos y de alta sedimentación, hace que puedan colonizar rápidamente los esqueletos

de corales que han quedado expuestos por lesiones, provocando la muerte progresiva del tejido coralino con el que interactúa (Gómez-Cubillos et al., 2020).

1.5.3.3 Competencia por espacio y luz

Las macroalgas, además de competir por espacio y luz con los corales (McCook et al., 2001), poseen diversos mecanismos de competencia tanto directos como indirectos que las ayudan a posicionarse con éxito como grupo bentónico dominante en el ecosistema. Estudios a lo largo del tiempo han demostrado que ciertas macroalgas en contacto con corales causan daños físicos por abrasión, causando blanqueamiento del coral, retracción de pólipos y una disminución en su tasa de crecimiento (Box & Mumby, 2007; Manikandan et al., 2021). El sombreadamiento, es otro de los principales mecanismos de competencia que poseen las macroalgas, ya que interfieren en cierta medida con la recepción de luz de parte de los corales y sus zooxantelas, causando una reducción en sus procesos de fotosíntesis y metabolismo (Lirman, 2001; Maragos & Evans, 2008).

1.5.3.3 Efectos alelopáticos y alteración del microbioma coralino

En los últimos años, se ha descubierto que las macroalgas contienen compuestos alelopáticos, los cuales se definen como sustancias producidas en este caso, por las macroalgas, que tienen ciertos efectos directos o indirectos sobre la salud y/o el crecimiento de otros organismos (Budzałek et al., 2021; Huang et al., 2022). Estos son compuestos tóxicos, como los bromofenoles y terpenos, que causan cambios negativos en el microbioma coralino, disminuyendo el crecimiento del coral y afectando su capacidad de resiliencia ante eventos de estrés (Thurber et al., 2012).

1.5.3.4 Estado de las macroalgas Galápagos

Los primeros registros científicos de las islas Galápagos se remontan al año 1835, cuando Charles Darwin recolectó ejemplares durante la escala del *Beagle* en el archipiélago. En revisiones anteriores, se menciona que existen más de 300 especies de

macroalgas registradas para Galápagos y que el grado de endemismo de la flora marina que se reporta es de aproximadamente un 36% (Silva, 1964). De los tres fila que existen de macroalgas, las algas pardas en las Galápagos son un grupo interesante debido a su alto endemismo en el archipiélago y a que a él pertenece la única especie de kelp endémica de Galapagos, *Eisenia Galapaguensis*. Las algas rojas son el grupo de macroalgas más diverso en las Galápagos, siendo la familia corallinacea la más grande de todas, con más de 50 especies. Dentro de las algas verdes, tenemos un bajo endemismo ya que prácticamente todas corresponden a especies cosmopolitas y comúnmente encontradas en zonas tropicales (Garske-García, 2002).

Se han observado cambios significativos en las comunidades de macroalgas en la zona submareal como consecuencia de eventos climáticos como El Niño (ENOS); un ejemplo de esto se observó en un estudio mencionado por (Tompkins & Wolff, 2016) donde se comparó la composición de macroalgas en Bahía la Academia durante el ENOS de 1982-1983 con datos de 1975. Este estudio concluyó que géneros como *Gracilaria* y *Padina*, algas con formas ramificadas y laminadas, fueron prácticamente sustituidos por macroalgas como *Cladophora* y *Chaetomorpha*, es decir, algas con formas filamentosas y crustosas.

De la misma forma, se han observado cambios significativos en la abundancia de algas criptogénicas, que compiten de forma significativa contra los corales hermatípicos de las islas. Coincidentemente, los estudios indican que eventos los ENOS están ligados también a un aumento en las poblaciones de estas algas, como ocurrió durante el ENOS del 2015-2016 donde las macroalgas *Caulerpa racemosa* y *Caulerpa Chemitzia* se expandieron de forma rápida en el arrecife Wellington ubicado en la isla Darwin (Keith et al., 2018; Riegl et al., 2019).

Capítulo 2

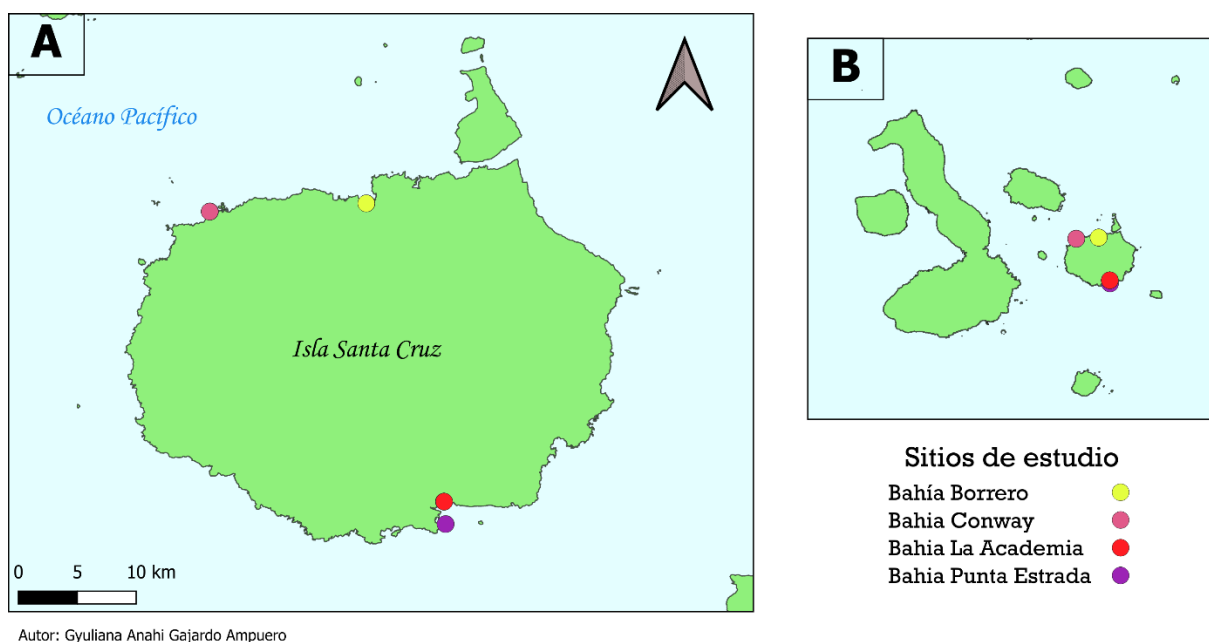
2.1 Metodología

2.1.1 Sitio de estudio

Los estudios se realizaron en 4 zonas de parches coralinos ubicados en la isla Santa Cruz, Galápagos (Figura 2.1). El muestreo se llevó a cabo durante la época lluviosa comprendida entre los meses de abril y mayo del 2025.

Figura 2. 1

Resumen de los sitios de muestreo. A. Ubicación de los sitios de estudio en la Isla Santa Cruz. B. Mapa general del archipiélago de las Islas Galápagos



2.1.2 Colocación de cuadrantes y registro fotográfico

Mediante buceo snorkel y SCUBA, a una profundidad de 1-7 metros, se colocaron 3 transectos permanentes de 20 metros de longitud y cada réplica estaba ubicada a 1 metro de distancia de la otra. Los transectos fueron ubicados paralelos a la costa en zonas de parches coralinos identificadas en un mapeo previo. Para evaluar la composición de la comunidad bentónica se utilizó la metodología descrita en el *Manual de Monitoreo Submareal* de Banks et al. (2016) y se adaptó a las características de nuestros sitios de

estudio; por ejemplo, se redujo la longitud del transecto para ajustarla al menor tamaño de los parches respecto al especificado en el manual. De esta manera, se empleó un cuadrante de $0,5 \times 0,5$ m (área = $0,25$ m²) sobre el fondo marino en cada punto marcado por el transecto a intervalos de 2 metros.

2.1.3 Recolección y preservación de muestras

Se tomaron muestras de macroalgas a lo largo de todo el parche, incluyendo los céspedes algales para su posterior identificación. Las muestras se extrajeron usando una espátula y se colocaron en fundas ziploc o tubos correctamente etiquetados. Luego, fueron trasladadas al laboratorio donde se procedió a enjuagarlas con agua filtrada de mar para eliminar sedimentos y fauna asociada. Una parte de las algas fue prensada en cartulina y etiquetada como apoyo para su futura comparación con las colecciones del herbario de la Fundación Charles Darwin

Figura 2. 2

Toma de muestras en Punta Estrada



2.1.4 Análisis de datos de cobertura

Para estimar cobertura y abundancia, utilizamos las fotografías de los 30 cuadrantes por sitio y el método de intersección de puntos. Además, para caracterizar las

interacciones coral-alga, se utilizaron fotografías donde se evidenciaba un contacto con macroalga o céspedes algales y se clasificó siguiendo lo propuesto por (Wild et al.,2014):

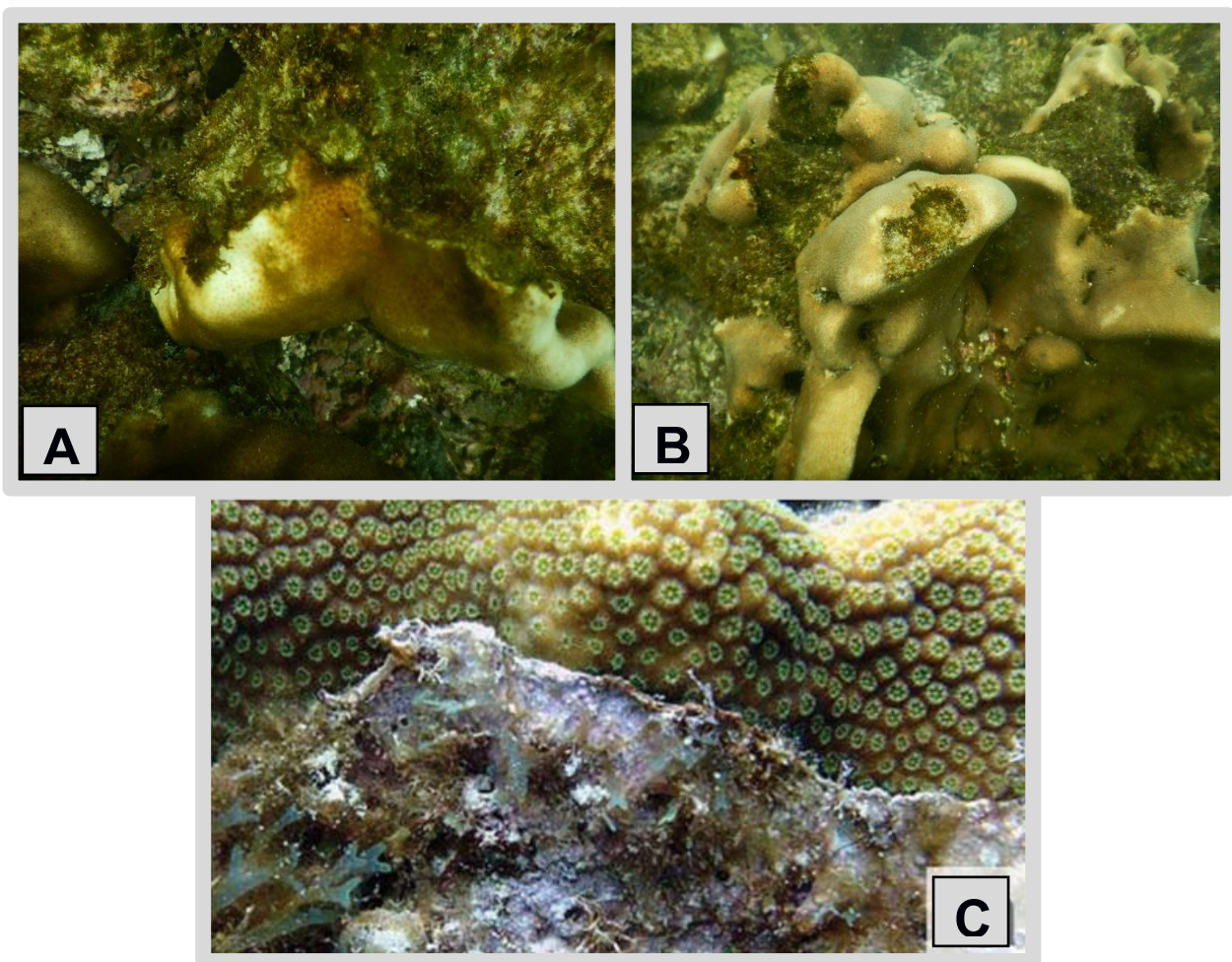
- I) Sin impacto visible en los corales.
- II) Disminución de la pigmentación del tejido coralino en la zona de contacto.
- III) Sobrecrecimiento de algas.
- IV) Impacto visiblemente dañino para los corales.

Las categorías II) y III) se consideran dentro de la categoría IV).

Se puede observar un ejemplo de la categoría I) en el cuadro C, y un ejemplo de la categoría II) y II) en el cuadro A y B respectivamente (Figura 2.3).

Figura 2. 3

Ejemplos de las interacciones y sus categorías: C) Categoría I) Fuente: (Wild et al. 2014); A) Categoría II y B) Categoría III)



2.1.5 Identificación de macroalgas

Posterior a la limpieza de las algas, se procedió a separarlas y fotografiarlas junto a una escala métrica mediante un estereoscopio digital. Luego, se realizaron cortes histológicos para observar estructuras celulares, utilizando un microscopio acoplado al software AmScope. Se utilizaron las imágenes tomadas y las algas prensadas para realizar la identificación por comparación y con la ayuda claves taxonómicas.

2.1.6 Análisis estadísticos

Para evaluar la estructura de la comunidad bentónica y las relaciones entre macroalgas y corales, se realizaron análisis estadísticos integrando diferentes métricas ecológicas. La cobertura relativa de cada categoría bentónica se estimó mediante el método de intersección de puntos a partir de fotografías de los cuadrantes y la frecuencia de ocurrencia se calculó como la proporción de cuadratas donde una especie estuvo presente respecto al total de cuadratas por sitio.

Para caracterizar la diversidad de macroalgas, se empleó el análisis de riqueza, definida como el número total de taxones presentes en cada sitio. Asimismo, se aplicó el test exacto de Fisher para analizar relaciones de dependencia entre las distintas variables. Se aplicó un Análisis de Correspondencias Múltiples (ACM), que permitió identificar asociaciones entre sitios, tipos de macroalgas, especies de coral y categorías de interacción alga-coral. La relación entre la cobertura de los distintos tipos de macroalgas y la salud coralina se evaluó mediante un análisis de correlación.

Finalmente, se emplearon árboles de probabilidades para visualizar las relaciones entre categorías de interacción alga-coral y las combinaciones de los distintos tipos de macroalgas y especies de coral.

Capítulo 3

3.1 Resultados y análisis

3.1.1 Identificación de macroalgas y sus mecanismos de competencia

En total, se identificaron 30 taxones de macroalgas distribuidos en los cuatro sitios de estudio (Tabla 3.1; Figuras 3.1–3.4). En la comunidad de macroalgas identificadas en este estudio, varias especies ejercen distintos mecanismos de competencia sobre los corales.

Dictyota sp. se ha descrito como una de las más potentes en términos de alelopatía directa, ya que produce metabolitos secundarios, principalmente diterpenos, capaces de causar blanqueamiento y supresión de la fotosíntesis cuando entran en contacto con el coral (Rasher & Hay, 2010; Rasher et al., 2011).

Por su parte, los exudados de especies de los géneros *Ulva* y *Padina* liberan carbono orgánico disuelto que estimula el crecimiento de bacterias capaces de alterar el microbioma coralino. Adicionalmente, se ha documentado que *Padina* puede inhibir el asentamiento larval de corales (Birrell et al., 2008; Vermeij et al., 2009; Co et al., 2012).

Diversos experimentos han mostrado que especies del género *Hypnea* no generan efectos significativamente negativos sobre los corales en contacto directo. Su influencia parece estar relacionada principalmente con mecanismos de competencia física y sombreado, más que con procesos de alelopatía confirmados por contacto directo (Jompa & McCook, 2003).

Por otra parte, las algas filamentosas, comúnmente agrupadas dentro del denominado “turf”, como ocurre con géneros como *Cladophora* y *Ceramium*, afectan a los corales de manera indirecta mediante la liberación de compuestos orgánicos disueltos que estimulan el crecimiento bacteriano en la interfase coral–alga. Este proceso genera condiciones de hipoxia que conducen a la muerte del tejido coralino (Smith et al., 2006).

Asimismo, diversos estudios destacan que los turfs algales inhiben tanto el asentamiento de larvas de coral como la supervivencia de los reclutas (Barott & Rohwer, 2012).

En contraste con los grupos algales previamente mencionados, las algas coralinas incrustantes (CCA) suelen asociarse de manera positiva con los corales. Estas algas calcáreas facilitan el asentamiento larval al proveer un sustrato preferido para la fijación de plánulas y, adicionalmente, se ha demostrado que pueden limitar de forma efectiva el crecimiento y el reclutamiento de otras macroalgas competidoras (Harrington et al. 2004; Vermeij et al., 2011; Barott & Rohwer, 2012).

Asimismo, las especies identificadas hasta nivel específico corresponden a algas nativas de las islas Galápagos. En los casos en los que la identificación solo alcanzó nivel de género, el estatus de origen se mantiene como desconocido, dado que podrían tratarse tanto de especies nativas como de posibles introducidas o incluso invasoras.

Tabla 3. 1

Algas identificadas en los diferentes sitios de estudio

Nº	Especie/ Género	Bahía Conway	Bahía Borrero	Bahía La Academia	Punta Estrada
1	<i>Padina durvillei</i>	X			
2	<i>Ulva</i> sp.1	X			
3	<i>Ulva</i> sp.2	X	X	X	X
4	<i>Dictyopteris delicatula</i> cf.	X			
5	<i>Hypnea spinella</i>	X			
6	<i>Gelidium pusillum</i>	X			
7	<i>Ulva</i> sp.3	X	X	X	X
8	<i>Ulva</i> sp.4	X	X	X	X

9	<i>Ceramium</i> sp. 1	X			
10	<i>Ceramium mazatlense</i>	X			X
11	<i>Ceramium clavulatum</i>	X	X	X	X
12	<i>Gayliella flaccida</i>	X			
13	<i>Rhizoclonium</i> <i>riparium</i> cf.	X	X	X	
14	<i>Bryopsis</i> sp.1			X	
15	<i>Polysiphonia</i> <i>sertularoides</i> cf.	X	X	X	X
16	<i>Herposiphonia</i> sp.	X		X	
17	<i>Rhodophyta</i> sp. 1		X		
18	<i>Rhodophyta</i> sp. 2		X		X
19	<i>Cladophora coelothrix</i> cf.	X	X	X	X
20	<i>Cladophora</i> sp. 1	X			
21	<i>Dictyota</i> sp.	X			
22	<i>Rhodophyta</i> sp.3		X	X	
23	Alga coralina incrustante	X		X	
24	<i>Cladophora</i> sp.2	X			
25	<i>Chlorophyta</i> sp. Alga verde filamentosa			X	
26	<i>Chaetomorpha</i> sp.	X			
27	<i>Pterocladella</i> sp.			X	

28	<i>Bryopsis</i> sp.2				X
29	<i>Bryopsis</i> sp.3	X			
30	<i>Gelidium rodrigueziae</i> cf.			X	

Figura 3. 1

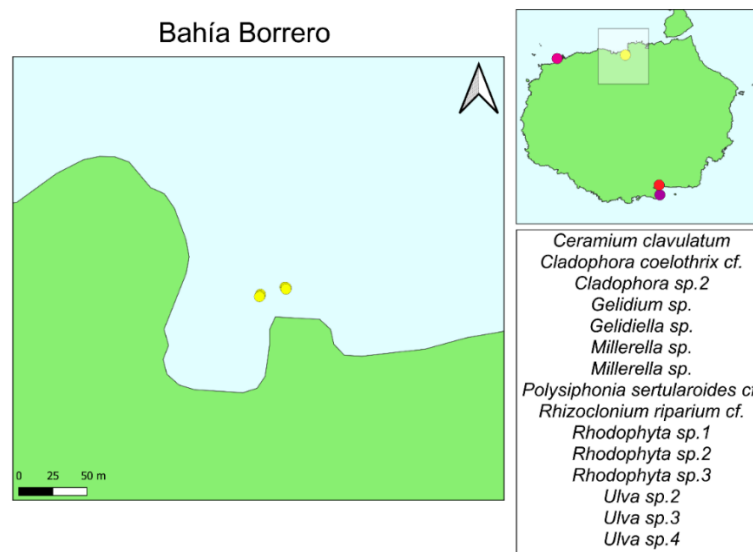
Algas encontradas en Bahía Borrero

Figura 3. 2

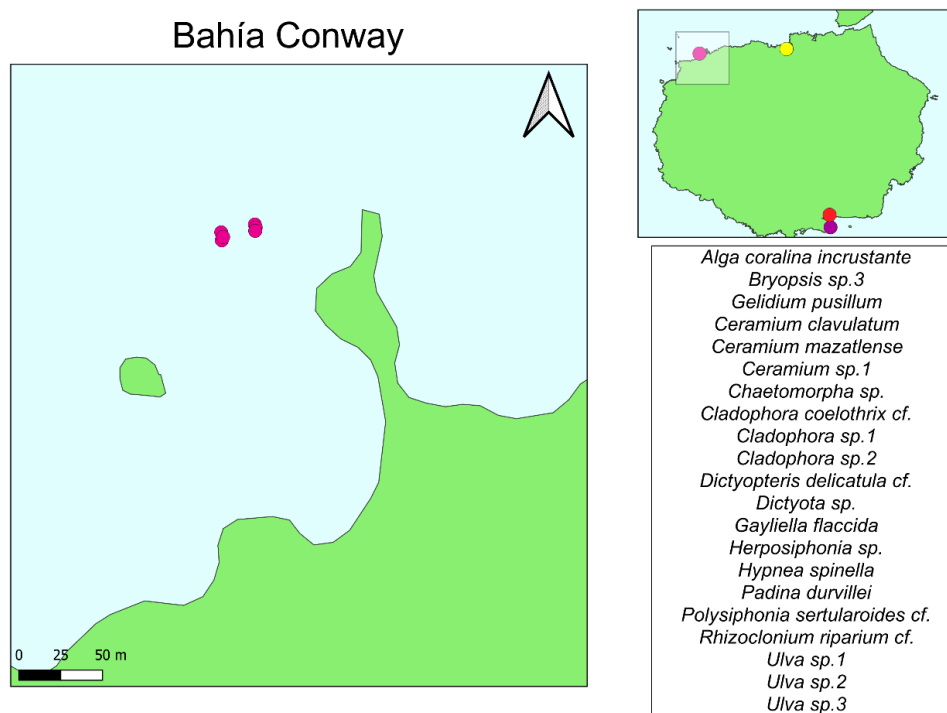
Algas encontradas en Bahía Conway

Figura 3. 3

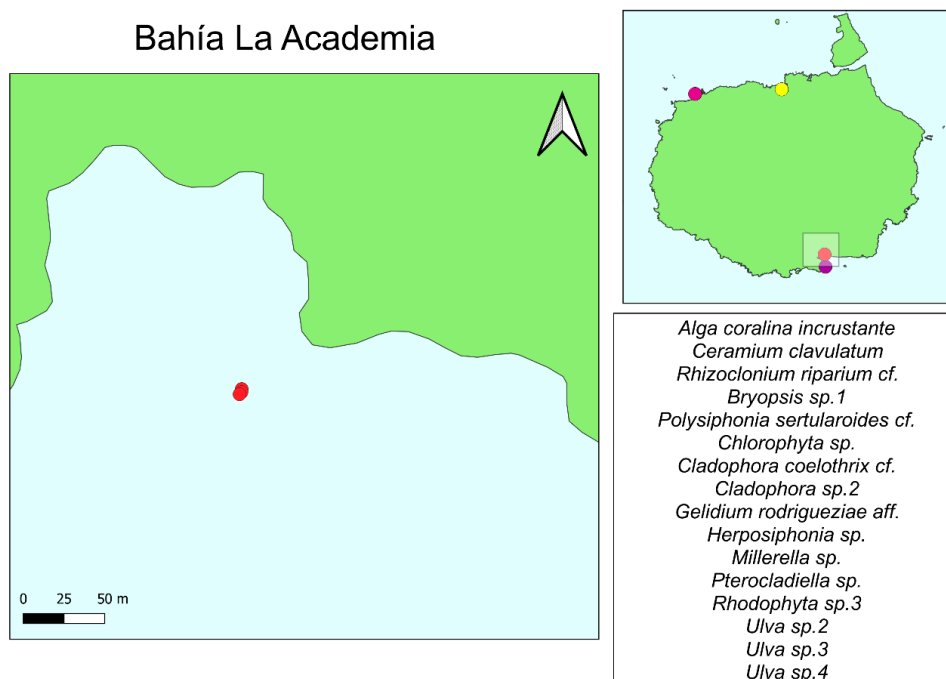
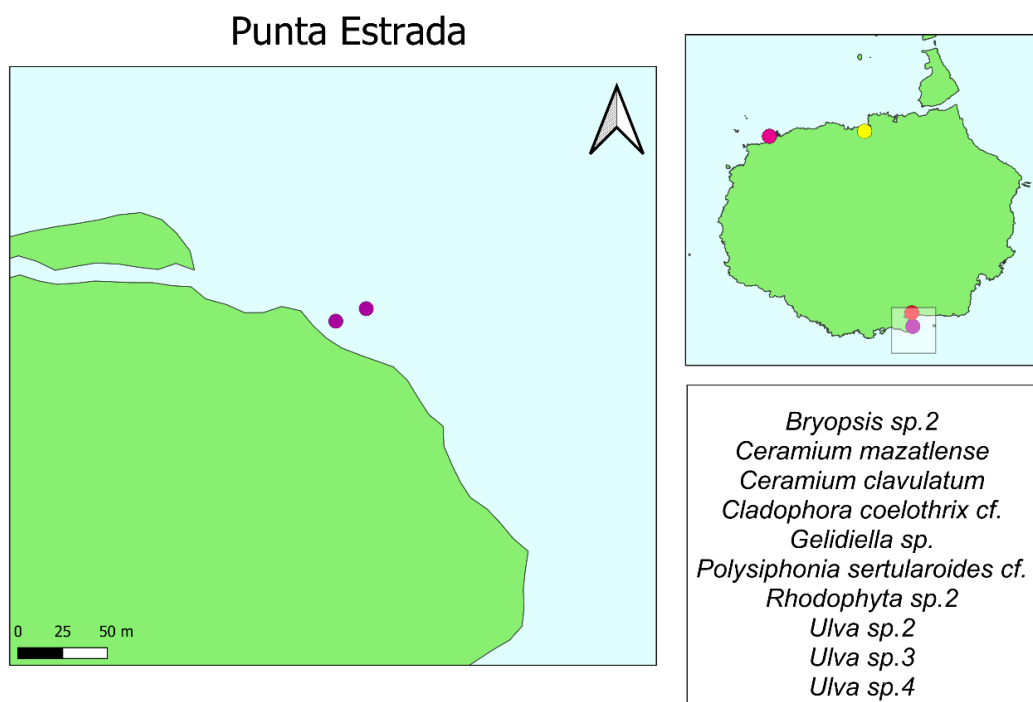
Algas encontradas en Bahía La Academia

Figura 3. 4

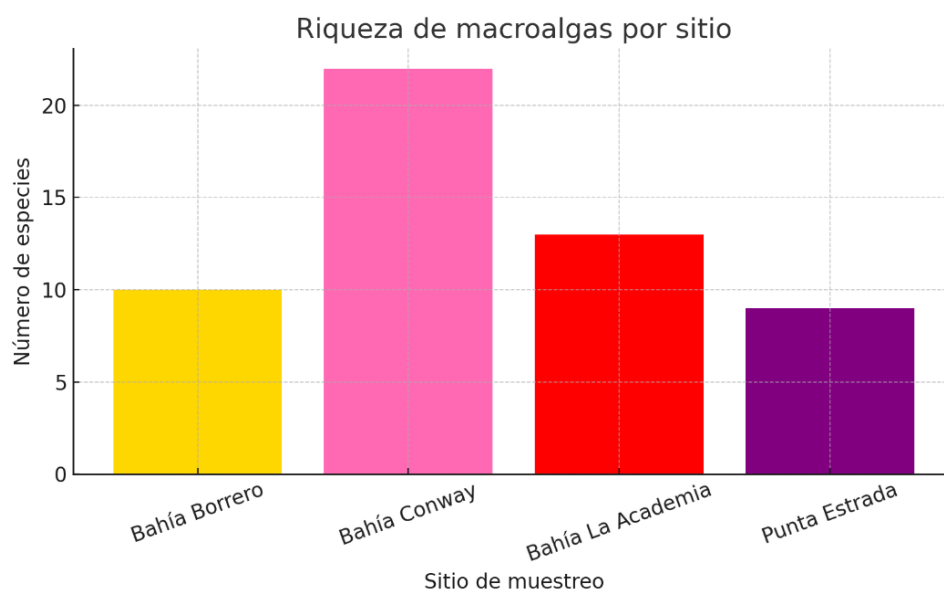
Algas encontradas en Punta Estrada

3.1.2 Riqueza de macroalgas

El gráfico de riqueza de macroalgas (Figura 3.5) nos muestra que Bahía Conway presenta la mayor diversidad, con 22 especies identificadas, lo que sugiere condiciones ambientales más favorables para el establecimiento y crecimiento de diferentes macroalgas. Este patrón podría estar relacionado con la presencia de sustratos heterogéneos, menor impacto antrópico y la alta variabilidad estructural del hábitat, ya que aumenta la disponibilidad de microhábitats y refugios para distintos grupos de macroalgas.

En contraste, Bahía Borrero y Bahía La Academia presentan una riqueza intermedia, con 10 y 13 especies, respectivamente. Este resultado podría estar asociado a una menor complejidad estructural del hábitat y a condiciones ambientales menos favorables, lo que limita el establecimiento y desarrollo de una mayor diversidad de macroalgas.

Por otro lado, Punta Estrada presenta la menor riqueza, con solo 9 especies. Este patrón puede explicarse por la baja visibilidad observada, asociada a altas concentraciones de sedimento en suspensión generadas por el fuerte oleaje característico de la zona. Estas condiciones reducen la penetración de luz y, en consecuencia, la eficiencia fotosintética, lo que limita la colonización y el crecimiento de macroalgas en comparación con otros sitios.

Figura 3. 5**Gráfico de riqueza de macroalgas en los 4 sitios de estudio**

3.1.3 Cobertura relativa

Según el análisis de cobertura relativa (Tabla 3.2), en Bahía Borrero, predomina el sustrato rocoso (68 %) y existe una cobertura coralina representada por *Pocillopora* sp. del 13%. La cobertura de turf es relativamente baja (5 %), mientras que otras algas presentan valores mínimos. Esto sugiere un ecosistema estructuralmente más complejo, aunque refleja de igual manera una alta competencia con corales hermatípicos.

En Bahía Conway, la cobertura está dominada por turf (56 %) y, aunque presenta la cobertura coralina más alta entre los cuatro sitios evaluados (14 %), este valor sigue representando un aporte reducido de corales vivos. Sumado a la abundancia de algas filamentosas, el patrón sugiere que se trata de un sistema altamente dominado por macroalgas. Además, se registró la presencia de CCA (4 %), mayoritariamente colonizando las estructuras de corales muertos.

En Bahía La Academia, la cobertura de turf es igualmente elevada (56 %), acompañada por una proporción alta de arena (36 %), sin registro de sustrato rocoso

desnudo. Este patrón indica un hábitat blando y menos heterogéneo, donde la baja presencia de *Pavona clavus* (6 %) reflejan escasa dominancia coralina.

Por último, en Punta Estrada, el turf presenta la cobertura más alta de todos los sitios (81 %), acompañado de bajas proporciones de arena (11 %) y roca (8 %), sin presencia de corales vivos. Este patrón podría estar relacionado con condiciones ambientales desfavorables, como fuerte oleaje, alta resuspensión de sedimentos y baja penetración lumínica, factores que limitan el establecimiento de corales y favorecen la proliferación de macroalgas oportunistas.

En conjunto, los resultados muestran un gradiente ecológico: Bahía Borrero conserva un sistema más coralino, Bahía Conway y Bahía La Academia presentan comunidades mixtas dominadas por turf, y Punta Estrada representa un ambiente dominado casi exclusivamente por macroalgas. Estos patrones reflejan la influencia de factores como la heterogeneidad del sustrato, la dinámica hidrodinámica, la disponibilidad de luz y, potencialmente, la presión antrópica sobre la estructura de las comunidades bentónicas.

Tabla 3. 2

Cobertura relativa en los 4 sitios de estudio

Sitio	Arena	Roca	<i>Pocillophora</i> sp.	<i>Pavona clavus</i>	<i>Psammocora stellata</i>	Turf	Coral muerto	CCA
Bahía Borrero	12	68	13	0	1	5	2	0
Bahía Conway	24	1	14	0	0	56	1	4
Bahía la Academia	36	0	0	6	0	56	0	2
Punta Estrada	11	8	0	0	0	81	0	0

3.1.4 Frecuencia de ocurrencia

En la Tabla 3.3 se presentan la frecuencia de ocurrencia registrada en los cuatro sitios de estudio, los cuales indican la probabilidad de encontrar determinados organismos o categorías de sustrato en los cuadrantes evaluados.

En Bahía Borrero se registró una frecuencia coralina total del 53 %, lo que significa que más de la mitad de los cuadrantes presentaron corales, principalmente del género *Pocillopora sp.* (40 %). El turf algal apareció en el 17 % de los cuadrantes, mientras que el coral muerto estuvo presente en el 20 %. Estos resultados sugieren que, aunque los corales fueron relativamente frecuentes, la presencia de algas se limita a ciertos puntos donde existía roca disponible como sustrato.

En Bahía Conway, *Pocillopora sp.* se encontró en el 63 % de los cuadrantes, mientras que el turf algal estuvo presente en el 80 %, mostrando que la probabilidad de encontrar algas en este sitio es mayor que la de encontrar corales.

En Bahía La Academia, la frecuencia coralina correspondió al 60 % (debido a la presencia de *Pavona clavus*), mientras que el turf algal estuvo presente en todos los cuadrantes (100 %). Esto refleja un sitio dominado por algas, donde la probabilidad de registrar corales fue mucho menor.

En Punta Estrada, el turf algal se registró en el 87 % de los cuadrantes, mientras que no se observaron corales en los muestreos. Esto se explica porque el área corresponde a una zona de restauración, donde los corales trasplantados desde guarderías se distribuyen de manera puntual y no de forma natural como en los otros sitios. Por esta razón, no aparecieron en los muestreos aleatorios, aunque posteriormente fueron identificados en búsquedas dirigidas.

Tabla 3. 3***Frecuencia en los 4 sitios de estudio***

Sitio	Arena	Roca	<i>Pocillophora</i> sp.	<i>Pavona</i> clavus	<i>Psammocora</i> stellata	Turf	Coral muerto	CCA
Bahía Borrero	30%	93%	40%	0%	13%	17%	20%	0%
Bahía Conway	63%	7%	63%	0%	0%	80%	10%	33%
Bahía La Academia	87%	0%	0%	60%	0%	100%	0%	53%
Punta Estrada	43%	17%	0%	0%	0%	87%	0%	0%

3.1.5 Test exacto de Fisher

Los resultados del Test exacto de Fisher (Tabla 3.4) entre las distintas variables muestran patrones claros en las interacciones coral-alga. Se encontró que el tipo de macroalga (turf vs. CCA) influye significativamente en la severidad de la interacción con los corales ($p=0,019$), evidenciando que la cobertura algal condiciona la probabilidad de que un coral se ubique en categorías de interacción de mayor o menor impacto. En contraste, no se detectó una relación significativa entre el tipo de alga y la especie de coral afectada ($p=0,610$), lo que indica que ambas algas interactúan de manera similar con las distintas especies presentes. Asimismo, se determinó que el sitio de muestreo influye en el tipo de interacción coral-alga ($p=0,036$) sugiriendo que factores locales, como el oleaje, la sedimentación o la exposición a corrientes, podrían modular la intensidad competitiva.

Por otro lado, todas las especies de coral mostraron una vulnerabilidad comparable a las categorías de interacción ($p=0,223$), sin diferencias significativas entre ellas. Además, la distribución espacial de los corales varía significativamente entre sitios ($p<0,001$), evidenciando que ciertas especies dominan zonas más expuestas, mientras que

otras son más abundantes en áreas protegidas. Finalmente, no se encontró preferencia espacial en la distribución de los tipos de macroalgas ($p=1$), ya que las proporciones de turf y CCA se mantuvieron similares entre los sitios evaluados.

Tabla 3. 4

Test exacto de Fisher

Comparación		Resultado	Interpretación breve	p-valor
Alga	–	Dependiente	El tipo de alga condiciona la severidad de la interacción	0,01923
Categoría				
Alga – Coral		Independiente	No hay asociación entre tipo de alga y especie de coral	0,6103
Categoría	–	Dependiente	El sitio influye en el tipo de interacción	0,03628
Sitio				
Coral	–	Independiente	Todas las especies de coral muestran igual vulnerabilidad	0,2228
Categoría				
Coral – Sitio		Dependiente	Las especies de coral se distribuyen de forma no homogénea entre sitios	3,773 × 10 ⁻¹²
Sitio – Alga		Independiente	No hay preferencia espacial de turf vs. CCA	1

3.1.6 Análisis de correspondencias Múltiples

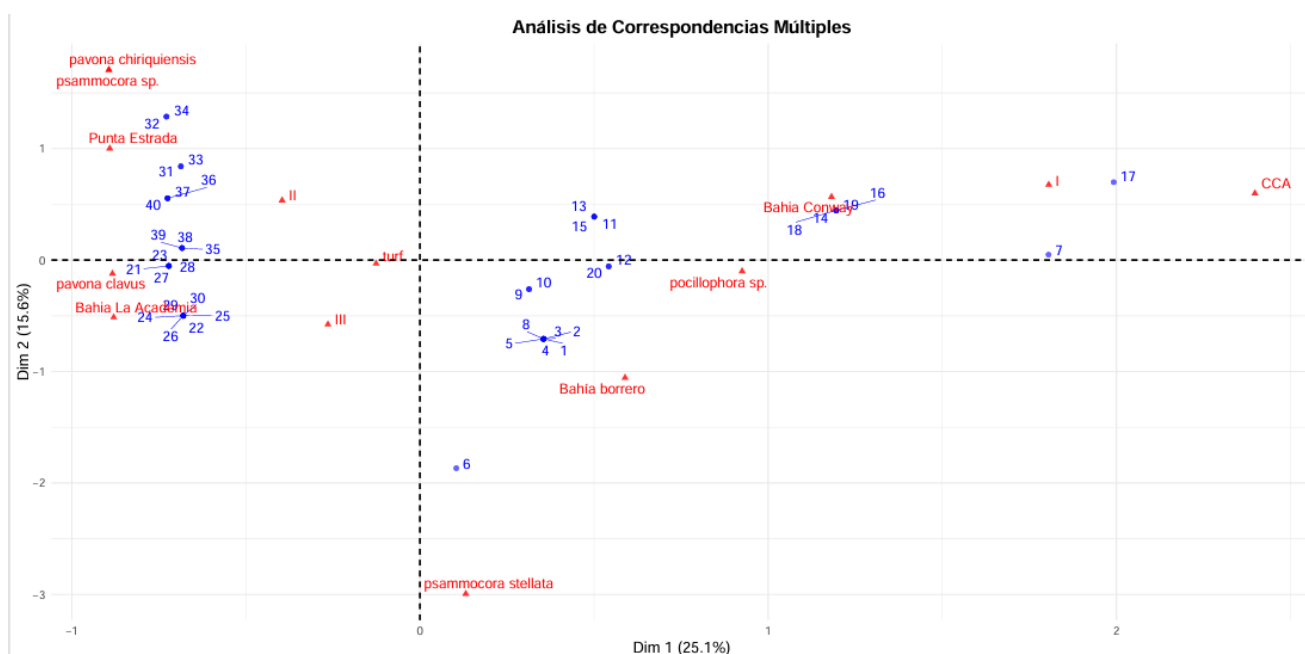
El análisis de correspondencias múltiples (ACM) (Figura 3.6) permitió identificar la asociación entre especies bentónicas y sitios de muestreo, explicando un 40,7 % de la inercia total en las dos primeras dimensiones (Dim 1 = 25,1 %; Dim 2 = 15,6 %).

En conjunto, el ACM evidencia que la estructura de la comunidad bentónica está organizada en torno a un gradiente coral-alga y a diferencias específicas en la distribución de las especies coralinas entre sitios. Este patrón refleja un escenario de desequilibrio en el arrecife submareal, donde las algas (turf y CCA) predominan en algunos sectores,

mientras que los corales mantienen presencia localizada y restringida, posiblemente como consecuencia de presiones ambientales y competencia por espacio.

Figura 3. 6

Análisis de Correspondencias Múltiples entre sitios de estudio, especies de coral, tipos de algas y las categorías de interacción coral-alga



3.1.7 Árbol de probabilidades

A través de un árbol de probabilidad, se representa la distribución porcentual de distintas categorías de interacción alga-coral en los cuatro sitios de estudio: Bahía Conway, Bahía Borrero, Bahía La Academia y Punta Estrada. En cada sitio se evaluó la afectación de los distintos grupos funcionales de algas sobre las especies de corales escleractinios presentes. Las interacciones observadas fueron clasificadas en Categorías I, II y III, de acuerdo con los criterios establecidos en la metodología empleada, lo que permite comparar patrones entre sitios y relacionarlos con factores ecológicos locales.

En Bahía Conway (Figura 3.7), los resultados muestran un patrón favorable en las zonas dominadas por CCA, donde las colonias de *Pocillophora* sp. se encuentran íntegramente en la Categoría I (100 %), lo que sugiere que las algas crustosas coralinas

no causaron afectaciones visibles en el coral. Sin embargo, en las áreas con predominancia de turf, *Pocillophora* sp. presenta una distribución más heterogénea: 44,4 % en Categoría I, 33,3 % en Categoría II y 22,2 % en Categoría III. Este patrón indica que, aunque parte de la población mantiene una condición saludable, la presencia de turf podría estar afectando la cobertura y generando cierto nivel de competencia por el espacio y los recursos, reduciendo la proporción de colonias en mejor estado.

Por otro lado, Bahía Borrero (Figura 3.8) muestra una dinámica más contrastante entre sustratos. En las zonas dominadas por CCA, *Pocillophora* sp. se ubica completamente en la Categoría I (100 %), similar a lo observado en Bahía Conway, lo que podría asociarse con un ambiente favorable para el reclutamiento y crecimiento coralino. Sin embargo, en las áreas con turf, la situación cambia: las colonias de *Pocillophora* sp. se distribuyen en 25 % para Categoría II y 75 % para Categoría III, mientras que *Psammocora* sp. está completamente representada en la Categoría III (25 %). Estos resultados sugieren que la dominancia de turf podría estar limitando la competitividad de las colonias de coral, además de afectar su salud mediante procesos como el blanqueamiento o el sobrecrecimiento algal, lo que podría comprometer su capacidad de recuperación y mantenimiento de la cobertura coralina.

En Bahía La Academia (Figura 3.9), los resultados muestran un patrón más desfavorable para *Pavona clavus*. En áreas dominadas por turf, ninguna colonia se encuentra en Categoría I, mientras que 40 % de las colonias están en Categoría II y 60 % en Categoría III. Este patrón sugiere que las algas turf actúan como un competidor altamente dominante, lo que, en conjunto con las condiciones ambientales locales, podría estar limitando la recuperación y el mantenimiento de una alta cobertura coralina.

Finalmente, en Punta Estrada (Figura 3.10), se evaluaron tres especies: *Pavona chiriquiensis*, *Psammocora* sp. y *Pavona clavus*. Los resultados indican que, para las dos

primeras especies evaluadas en contacto con los céspedes algales, el 50 % de las colonias se ubica en la Categoría II y el 50 % restante en la Categoría III, lo que evidencia el impacto negativo que las algas turf ejercen sobre los corales, posiblemente al incrementar la competencia por espacio y recursos esenciales para su crecimiento y recuperación. En el caso de *Pavona clavus*, la distribución es similar a la observada en Bahía La Academia, con 40 % en Categoría II y 60 % en Categoría III, evidenciando una mayor vulnerabilidad frente a la competencia con algas turf en comparación con las demás especies de coral.

En términos comparativos, Bahía Conway se posiciona como el sitio con mejor condición coralina general, especialmente en áreas dominadas por CCA, lo que resalta la importancia de este sustrato en la estabilidad y el crecimiento de *Pocillophora* sp. Bahía Borrero también presenta zonas saludables, pero la marcada diferencia entre CCA y turf sugiere que la cobertura algal puede ser un factor determinante en la distribución de categorías de afectación coralina. Por su parte, Bahía La Academia y Punta Estrada presentan patrones similares, caracterizados por una mayor proporción de colonias en Categoría III, lo que indica posibles escenarios de mayor presión competitiva por parte de las algas turf y, potencialmente, un menor dinamismo en la recuperación coralina.

Figura 3. 7

Árbol de probabilidades de Bahía Conway

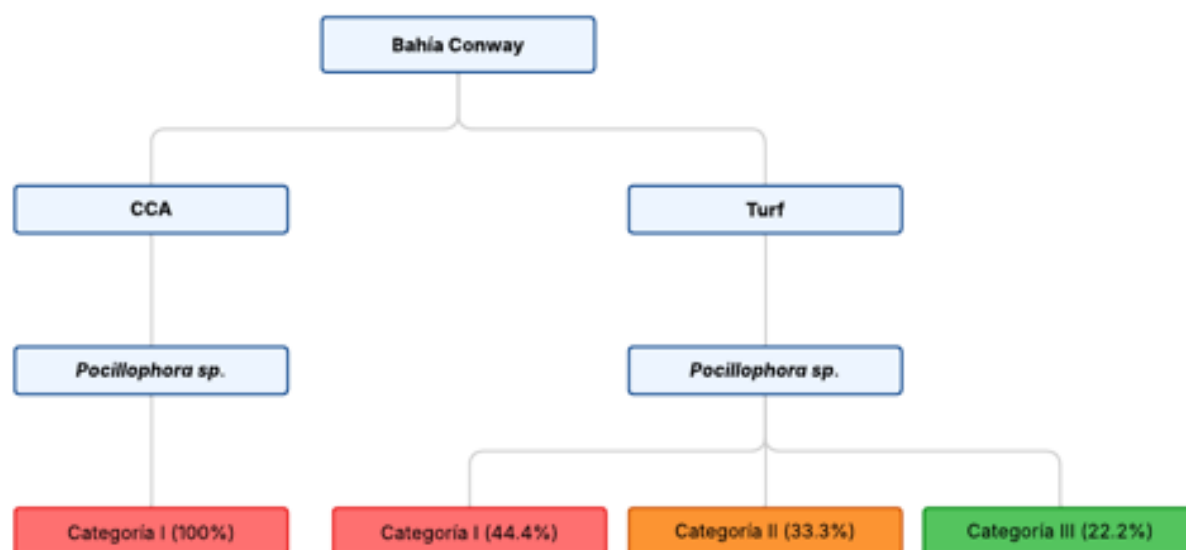


Figura 3. 8

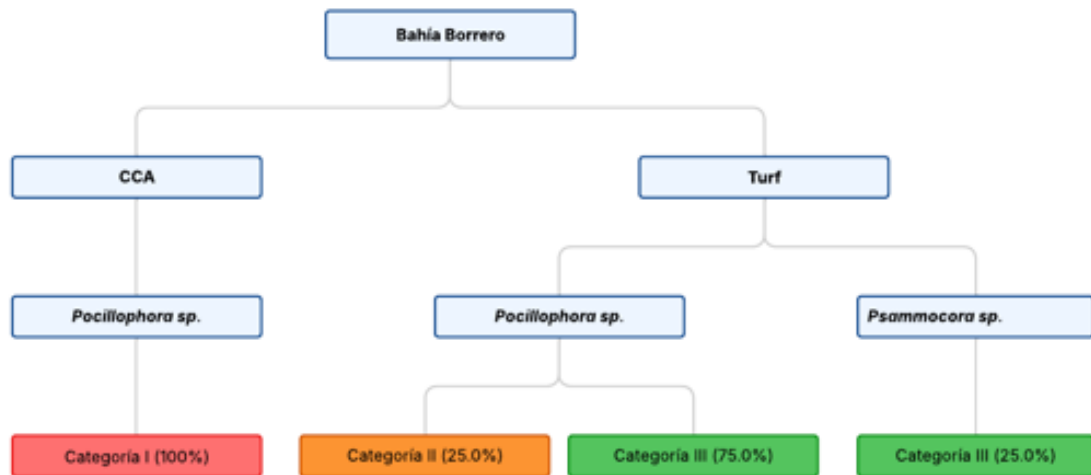
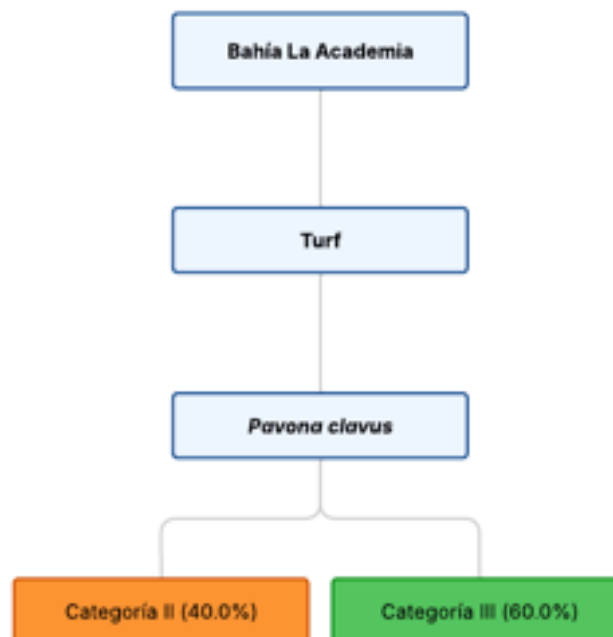
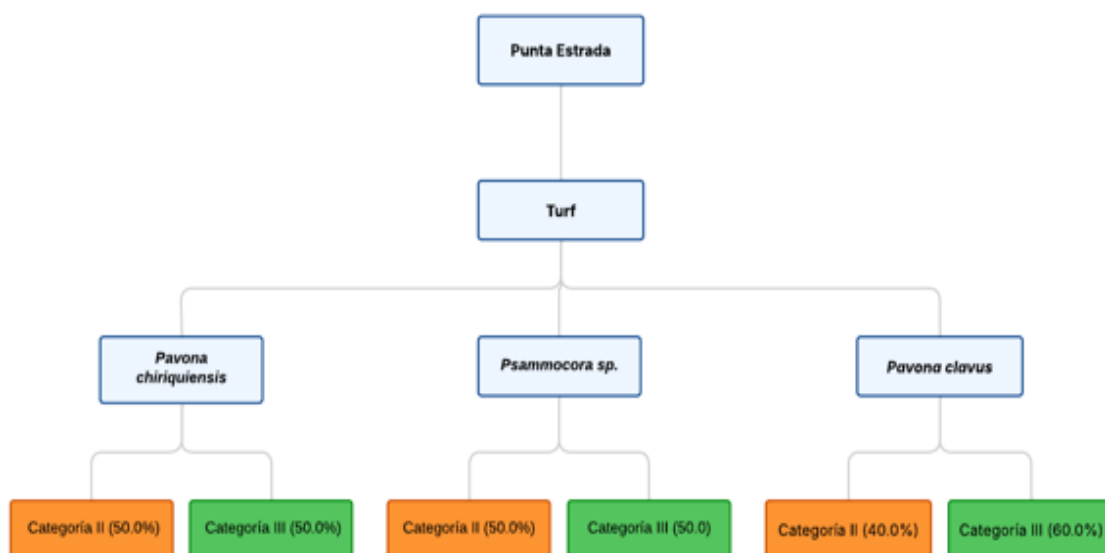
Árbol de probabilidades de Bahía Borrero

Figura 3. 9

Árbol de probabilidades de Bahía La Academia



3.1.8 Análisis de correlación

En el gráfico de correspondencia (Figura 3.11) se pueden observar las correlaciones positivas o negativas entre la salud de las distintas especies de coral y los céspedes algales o CCA. Este análisis se hizo a partir de una clasificación de la salud coralina utilizando la tabla de salud de los corales CoralWatch, la cual utiliza colores que representan distintos niveles de salud coralina, basados en la concentración de algas simbióticas en el tejido. Para el análisis, se seleccionó el color más parecido al de cada colonia, asignándole un puntaje de 1 a 6, donde los valores más bajos indican blanqueamiento y los más altos buena salud (Siebeck et al., 2008). En primera instancia, los resultados demuestran una correlación negativa significativa entre la salud del coral *Pocillophora* sp. y el césped algal o turf ($r=-0.187$). Lo que significa que cuando aumenta la cobertura del césped algal, disminuye la salud del coral *Pocillophora* sp. En Bahía la Academia, existe una correlación levemente positiva y significativa entre el césped algal y la salud del coral *Pavona clavus* ($r=0.357$), lo que indica que hay cierta relación entre ambas, aunque la mayor parte de la variación de *Pavona clavus* depende de otros factores. Se encontró una correlación negativa débil pero significativa entre *turf* y *Psammocora stellata* ($r=-0.197$) lo que indica que un incremento en la cobertura de turf se asocia con

una ligera disminución en la presencia de esta especie coralina, aunque sin constituir un patrón fuerte.

Se observó una correlación positiva de leve a moderada entre las algas coralinas incrustantes y los corales *Pavona clavus* ($r=0.067$) y *Pocillophora* sp ($r=0.136$), lo que indica que estas especies tienden a presentar un mejor estado de salud o mayor desarrollo en áreas donde se encuentran próximas a este grupo funcional de algas. Entre CCA y el coral *Psammocora stellata* se observó una correlación negativa leve y no significativa (-0.053), lo que indica que su distribución no está fuertemente explicada por los gradientes del CCA, aunque se observa una tendencia débil a ubicarse en condiciones opuestas a las que estructuran a *Pocillophora* sp. En una gran parte de este análisis, la cantidad de datos no fueron suficientes como para determinar un valor de correlación o que este fuera, en su defecto, significativo.

La salud coralina presentó variaciones entre especies y sitios de muestreo. *Pocillophora* sp. mostró los valores más altos y consistentes de salud, con una distribución concentrada en rangos medios a altos. En contraste, *Pavona clavus* presentó valores intermedios, con una dispersión mayor que indica variabilidad entre sitios. Por su parte, *Psammocora stellata* registró los valores más bajos de salud coralina, acompañados de una escasa variabilidad y la presencia de algunos valores atípicos aislados, correspondientes a pocos registros con una condición relativamente mejor.

En cuanto a la cobertura algal, se observaron diferencias claras entre los sitios. En Bahía Borrero los céspedes algales fueron muy reducidos, con pocos registros y sin variabilidad suficiente para estimar cuartiles. En Bahía Conway se presentó una alta variabilidad, con una mediana entre 50 y 70%, valores que oscilaron entre 0% y 80%, y la mayoría de los registros concentrados entre 20% y 60%. En Bahía La Academia también se evidenció gran variabilidad, con una mediana intermedia y la mayor parte de

los valores situados entre 20% y 55%. Por último, en Punta Estrada la cobertura de céspedes algales fue consistentemente alta, con una mediana cercana al 80% y sin variabilidad entre las unidades de muestreo, lo que indica una distribución homogénea de valores elevados.

En cuanto a la cobertura de algas coralinas crustosas (CCA), se observaron valores bajos en todos los sitios, con diferencias leves entre ellos. En Bahía Borrero, la mediana fue inferior al 10%, aunque se registraron algunos valores atípicos que alcanzaron entre 40% y 50%. En Bahía Conway, la cobertura fue aún más baja y homogénea, con una mediana cercana al 5% y sin registros que superen el 15%, lo que indica uniformidad en la escasa presencia de CCA. En Bahía La Academia, la cobertura fue prácticamente nula, sin valores representativos en las unidades de muestreo. De manera similar, en Punta Estrada no se registró cobertura de CCA, confirmando su ausencia en este sitio.

Los gráficos de densidad permiten observar de manera clara los patrones de distribución de las variables evaluadas entre los distintos sitios. En el caso de la salud coralina de *Pocillopora* sp., la distribución muestra dos resultados principales: un grupo de colonias con valores bajos de salud y otro con valores intermedios, lo que refleja cierta heterogeneidad entre sitios. Este patrón contrasta con lo observado en *Pavona clavus*, cuya densidad se concentra mayoritariamente en valores bajos, sugiriendo que esta especie presentó un estado de salud inferior que las demás especies de coral, en la mayoría de los puntos muestreados. De manera similar, *Psammocora stellata* se caracteriza por distribuciones muy cargadas hacia los valores cercanos a cero, lo que evidencia un predominio de colonias en mal estado o muy deterioradas.

En cuanto a los grupos funcionales de algas, el turf presenta una distribución sesgada, con una mayoría de valores bajos, pero con una fracción de cuadrantes que alcanzan coberturas extremadamente altas. Esto indica que, aunque en la mayoría de los

sitios el turf no domina, existen áreas particulares donde llega a desplazar ampliamente al coral. Por su parte, las algas coralinas costrosas (CCA) muestran distribuciones concentradas casi exclusivamente en valores bajos, lo que sugiere que su presencia es reducida de forma generalizada en la zona de estudio, con pocas excepciones en donde alcanzan coberturas mayores. En conjunto, estas distribuciones reflejan una tendencia hacia la degradación del coral y un aumento en la variabilidad de coberturas algales, lo que podría estar marcando procesos de cambio en la estructura bentónica del arrecife.

Los gráficos de dispersión muestran las relaciones entre coberturas de corales y algas en los sitios submareales muestreados. En general, las nubes de puntos son muy dispersas, lo que indica que las correlaciones entre grupos bentónicos son débiles o poco consistentes.

En el caso del turf, a pesar de alcanzar coberturas muy altas (hasta un 80 % en algunos sitios), su relación con corales como *Pavona clavus* o *Pocillopora* sp. no sigue un patrón claro. En algunos cuadrantes se observa que altos valores de turf coinciden con baja presencia coralina, pero en el conjunto de datos esta tendencia no se sostiene como una correlación fuerte. Esto sugiere que la interacción coral-turf es más bien espacialmente localizada, dependiendo de microhábitats y de la dinámica propia de cada parche.

Por su parte, *Psammocora stellata*, registrada únicamente en Borrero, también refleja esta condición: al estar restringida espacialmente, su dispersión con respecto a turf y CCA muestra nubes muy abiertas y sin tendencia lineal definida. En cambio, los gráficos de *Pocillopora* sp. y *Pavona clavus* frente a CCA presentan una leve asociación positiva, posiblemente vinculada al rol facilitador del CCA como sustrato de asentamiento y reclutamiento coralino, más que a una simple competencia por espacio.

En conjunto, las matrices de dispersión reflejan que en la zona del submareal estudiado no predominan correlaciones lineales fuertes entre corales y algas, sino que las interacciones son complejas y moduladas por factores ambientales locales y la heterogeneidad espacial del sustrato.

Los gráficos de dispersión tipo jitter muestran que *Pocillopora* sp. presentó valores variables de salud coralina, alcanzando en algunos sitios el nivel máximo (5), mientras que en otros predominó un estado intermedio (3), lo que evidencia diferencias espaciales en la condición de esta especie. En el caso de *Pavona clavus*, se observó una mayor dispersión en algunos sectores, aunque la mayoría de las observaciones se concentraron en valores intermedios a bajos, lo que indica una presencia moderada pero no dominante en términos de salud. *Psammocora stellata* se encontró en estado reducido, con registros puntuales en Bahía Borrero y ausente en los demás sitios. En contraste, el turf mostró un claro predominio, alcanzando hasta un 80 % de cobertura en tres de los sitios, lo que confirma que las algas filamentosas constituyen el grupo más abundante y dominante en la comunidad. Por su parte, las algas coralinas incrustantes (CCA), aunque con menor cobertura que el turf, estuvieron presentes de forma consistente en todos los sitios, alcanzando en algunos cuadrantes hasta un 30 %. En conjunto, los resultados reflejan comunidades fuertemente dominadas por el componente algal (turf y CCA), mientras que los corales presentan niveles de salud heterogéneos y distribuciones restringidas, un patrón que refleja un estado de desequilibrio en el arrecife submareal, posiblemente asociado a presiones ambientales o a la competencia por espacio con las algas.

Figura 3. 11

Análisis de correlación entre la salud coralina y dos grupos funcionales de algas: algas coralinas incrustantes (CCA) y algas “turf”



Capítulo 4

4.1 Conclusiones

Los resultados obtenidos permitieron caracterizar la comunidad de macroalgas en interacción con los parches coralinos seleccionados en la isla Santa Cruz, registrándose 30 especies y géneros. Entre ellos destacan macroalgas carnosas como *Padina durvillei* e *Hypnea spinella*, laminares como *Ulva*, filamentosas como *Ceramium* y *Polysiphonia sertularoides* cf., además de algas coralinas incrustantes. Este inventario constituye una actualización del conocimiento disponible sobre la composición macroalgal en la zona, aportando información clave para futuros estudios y estrategias de conservación.

La identificación taxonómica evidenció la presencia de algas con dos tipos de origen diferentes: especies nativas y de estatus desconocido. Este hallazgo resalta la importancia de realizar estudios taxonómicos más detallados y de mantener un monitoreo continuo de la composición florística, ya que esclarecer el origen de estas algas y detectar cambios en su abundancia y composición resulta fundamental para comprender y anticipar las modificaciones en la dinámica competitiva con los corales.

El registro fotográfico permitió clasificar las interacciones coral–alga en tres categorías de afectación: I (sin impacto visible), II (disminución de la pigmentación) y III (sobrecrecimiento o daño evidente). En los sitios dominados por CCA, los corales se ubicaron mayoritariamente en la Categoría I, evidenciando una condición saludable y respaldada por una correlación positiva entre la presencia de estas algas y la salud coralina. En contraste, en los sitios dominados por céspedes algales (turf), la mayoría de colonias se distribuyó en las Categorías II y III, lo que refleja un efecto negativo progresivo, confirmado además por la correlación negativa entre la salud de los corales y la presencia de algas turf. Este patrón demuestra que el tipo de alga presente influye de manera determinante en el nivel de impacto sobre las colonias, y que las algas turf constituyen una de las principales amenazas para los corales en los sitios estudiados.

Se determinó que las algas filamentosas tipo turf como *Cladophora*, *Ceramium*, y *Polysiphonia* representan la mayor amenaza, ya que liberan carbono orgánico disuelto que favorece el crecimiento bacteriano, provocando hipoxia y daño tisular en corales. Además, inhiben el asentamiento larval y reducen la supervivencia de reclutas, consolidándose como el grupo funcional más competitivo frente a los corales en los sitios estudiados. Mientras que las algas coralinas incrustantes parecen beneficiar a los corales al favorecer el asentamiento coralino y el desarrollo de los reclutas.

4.2 Recomendaciones

Para futuros estudios, se recomienda profundizar en estudios taxonómicos, incorporando tantos análisis moleculares, con el fin de precisar la clasificación de las macroalgas que en este estudio solo se determinaron a nivel de género. Esto permitirá esclarecer su estatus y comprender con mayor precisión su función ecológica en los arrecifes de las Galápagos.

Por otro lado, se recomienda Ampliar el monitoreo espacial y temporal de la comunidad bentónica, incluyendo otras islas del archipiélago, con el fin de comparar las diferentes situaciones y comprender cómo las condiciones locales pueden estar afectando de manera distinta la dinámica coral–alga. Asimismo, es necesario repetir el muestreo durante la época seca para evaluar si factores estacionales como la variación en la temperatura del mar modifican la composición de macroalgas, así como sus consecuencias sobre la salud coralina.

Es fundamental el integrar variables ambientales y biológicas en futuros estudios, incluyendo parámetros como nutrientes, temperatura, herbivoría y sedimentación, con el fin de obtener una visión más integral de los factores que pueden estar intensificando o atenuando las interacciones coral–alga. Asimismo, se recomienda realizar experimentos *ex situ* bajo condiciones controladas para evaluar de manera directa cómo cada especie

de macroalga afecta la salud y el crecimiento de los corales, complementando los resultados obtenidos en campo.

Finalmente, se considera necesario vincular los hallazgos con estrategias de manejo del Parque Nacional Galápagos, en especial aquellas orientadas a la regulación de la sobrepesca de herbívoros y a la mejora de la calidad del agua costera, factores clave en la proliferación de macroalgas competidoras y en la preservación de la resiliencia arrecifal.

4.3 Referencias

- Adarshan, S., Sree, V. S. S., Muthuramalingam, P., Nambiar, K. S., Sevanan, M., Satish, L., Venkidasamy, B., Jeelani, P. G., & Shin, H. (2023). Understanding macroalgae: A comprehensive exploration of nutraceutical, pharmaceutical, and omics dimensions. *Plants*, 13(1), 113. <https://doi.org/10.3390/plants13010113>
- Airoidi, L., Beck, M. W., & Connell, S. D. (2014). What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 299–307. <https://doi.org/10.3354/meps10592>
- Banks, S., Acuña, D., Brandt, M., Calderón, R., Delgado, J., Edgar, G., Garske-García, L., Keith, I., Kuhn, A., Pépolas, R., Ruiz, D., Suárez, J., Tirado-Sánchez, N., Vera, M., Vinueza, L., & Wakefield, E. (2016). Manual de monitoreo submareal. Conservación Internacional Ecuador & Fundación Charles Darwin.
- Barott, K. L., & Rohwer, F. L. (2012). Unseen players shape benthic competition on coral reefs. **Trends in Microbiology*, 20*(12), 621–628. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2012.08.004>
- Birrell, C. L., L. J. McCook, B. L. Willis & L. Harrington, 2008. Chemical effects of macroalgae on larval settlement of the broadcast spawning coral *Acropora millepora*. *Marine Ecology Progress Series*, 362: 129–137
- Box, S. J., & Mumby, P. J. (2007). Effect of macroalgal competition on growth and survival of juvenile Caribbean corals. *Marine Ecology Progress Series*, 342, 139–149. <https://doi.org/10.3354/meps342139>
- Budzałek, G., Śliwińska-Wilczewska, S., Wiśniewska, K., Wochna, A., Bubak, I., Latała, A., & Wiktor, J. M. (2021). Macroalgal Defense against Competitors and Herbivores. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(15), 7865. <https://doi.org/10.3390/ijms22157865>

- Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2008). Herbivore versus nutrient control of marine primary producers: Context-dependent effects on coral reefs and algal-dominated ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 175–195.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173448>
- Clements, C. S., & Hay, M. E. (2019). Biodiversity enhances coral growth, tissue survivorship and suppression of macroalgae. *Nature Ecology & Evolution*, 3(2), 178–182.
<https://doi.org/10.1038/s41559-018-0752-7>
- Co, E. J., et al. (2012). Competitive interactions between corals and macroalgae on tropical reefs. *Coral Reefs*, 31, 369–380. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0865-6>
- Connell, S. D., Russell, B. D., & Irving, A. D. (2014). The rise of algal turfs on coral reefs: A consequence of anthropogenic disturbance or a symptom of reef degradation? *Environmental Microbiology Reports*, 6(6), 771–780. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12132>
- Dawson, E. Y. (1963). New records of marine algae from the Galapagos Islands. *Pacific Naturalist*, 4(1), 1–23.
- Dobson, K. L., Jury, C. P., Toonen, R. J., McLachlan, R. H., Williams, J. C., & Grottoli, A. G. (2024). Ocean acidification does not prolong recovery of coral holobionts from natural thermal stress in two consecutive years. *Communications Earth & Environment*, 5, 515.
<https://doi.org/10.1038/s43247-024-01672-5>
- Díaz-Pulido, G., Gouezo, M., Tilbrook, B., Dove, S., & Anthony, K. R. N. (2011). High CO₂ enhances the competitive strength of seaweeds over corals. *Ecology Letters*, 14(2), 156–162. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01565.x>

- D'Olivo, J. P., & McCulloch, M. T. (2017). Response of coral calcification and calcifying fluid composition to thermally induced bleaching stress. *Scientific Reports*, 7, 2207.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-02306-x>
- Gabrielson, P. W., Smith, A. C., Bruno, J. F., Vision, T. J., & Brandt, M. (2024). Taxonomic assessment of blade-forming *Ulva* species (Ulvales, Chlorophyta) in the Galápagos Archipelago, Ecuador, using DNA sequencing. *Botanica Marina*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1515/bot-2023-0042>
- Glynn, P. W. (1994). State of coral reefs in the Galápagos Islands: Natural versus anthropogenic impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 29(1–3), 131–140.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90437-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90437-5)
- Glynn, P. W., & Wellington, G. M. (1983). *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*. University of California Press.
- 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>
- Graham, L. E., Graham, J. M., & Wilcox, L. W. (2009). *Algae* (2^a ed.). Benjamin Cummings.
- Gómez Cubillos, C., Gavio, B., & Zea, S. (2020). Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacciones con corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49(Supl. Esp.), 45–72. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1053>
- Hanley, M. E., Firth, L. B., & Foggo, A. (2024). Victim of changes? Marine macroalgae in a changing world. *Annals of Botany*, 133(1), 1–16. <https://doi.org/10.1093/aob/mcad185>

- Harrington, L., Fabricius, K., De'Ath, G., & Negri, A. (2004). Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. *Ecology*, 85(12), 3428–3437. <https://doi.org/10.1890/04-0298>
- Huang, B., Cui, J., Chen, X., Huang, Y., Xu, C., & Xie, E. (2022). Mechanism of the allelopathic effect of macroalgae *Gracilaria bailinae* on *Nitzschia closterium*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241, 113767. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113767>
- Keith, I., Bensted-Smith, W., Banks, S., Suarez, J., & Riegl, B. (2018). *Caulerpa chemnitzia outbreak threatens Wellington Reef, Galápagos Islands* (Technical report). Charles Darwin Foundation.
- Keith, I., Bensted-Smith, W., Banks, S., Suarez, J., & Riegl, B. (2022). *Caulerpa chemnitzia* in Darwin threatening Galapagos coral reefs. *PLOS ONE*, 17(8), e0272581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0272581>
- Lirman, D. (2001). Competition between macroalgae and corals: Effects of algal turf on the survivorship and growth of the Caribbean coral *Montastraea annularis*. *Coral Reefs*, 19, 392–399. <https://doi.org/10.1007/s003380000129>
- Manikandan, B., Padelkar, A. A., Ravindran, J., & Joseph, S. (2021). Histopathological investigation of the reef coral *Goniastrea* sp. affected by macroalgal abrasion. *Marine Biology*, 168(4), Article 51. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03851-w>
- Maragos, J. E., & Evans, C. W. (2008). Chronic and episodic shading by macroalgal canopies decreases photochemical efficiency in *Porites compressa*. *Marine Biology*, 154, 41–49. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-0904-8>

- McCook, L. J., Jompa, J., & Díaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: A review of evidence and mechanisms. *Marine Pollution Bulletin*, 42(2), 91–118. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00123-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00123-2)
- McManus, J. W., & Polsenberg, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: Ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60(2–4), 263–279. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.014>
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215–233. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00009-9)
- Mote, S., Gupta, V., De, K., Hussain, A., More, K., Nanajkar, M., & Ingole, B. (2021). Differential Symbiodiniaceae association with coral and coral-eroding sponge in a bleaching impacted marginal coral reef environment. *Frontiers in Marine Science*, 8, 666825. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.666825>
- Mónaco, C., Hay, M. E., Gartrell, P., Mumby, P. J., & Díaz-Pulido, G. (2017). Effects of ocean acidification on the potency of macroalgal allelopathy to a common coral. *Scientific Reports*, 7, 41053. <https://doi.org/10.1038/srep41053>
- Neder, M., Saar, R., Malik, A., Antler, G., & Mass, T. (2022). New insights on the diurnal mechanism of calcification in the stony coral *Stylophora pistillata*. *Frontiers in Marine Science*, 8, 745171. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.745171>
- Podestá, G. P., & Glynn, P. W. (2001). The 1997–1998 El Niño event in Panamá and Galápagos: An update of thermal stress indices relative to coral bleaching. *Bulletin of Marine Science*, 69(1), 43–59.

- Pozas-Schacre, C., Bischoff, H., Raviglione, D., et al. (2025). Invasive macroalgae shape chemical and microbial waterscapes on coral reefs. *Communications Biology*, 8, 16. <https://doi.org/10.1038/s42003-024-07433-6>
- Rasher, D. B., & Hay, M. E. (2010). Chemically rich seaweeds poison corals when not controlled by herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107*(21), 9683–9688. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912095107>
- Rasher, D. B., Stout, E. P., Engel, S., Kubanek, J., & Hay, M. E. (2011). Macroalgal terpenes function as allelopathic agents against reef corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108*(43), 17726–17731. <https://doi.org/10.1073/pnas.1108628108>
- Riegl, B., Glynn, P. W., Banks, S., et al. (2019). Heat attenuation and nutrient delivery by localized upwelling avoided coral bleaching mortality in northern Galapagos during 2015/2016 ENSO. *Coral Reefs*, 38, 773–785. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01787-8>
- Ruiz, D., & Ziemmeck, F. (2014). CDF checklist of Galapagos green algae. Fundación Charles Darwin.
- Sani, T., Prada, F., Radi, G., Caroselli, E., Falini, G., Dubinsky, Z., & Goffredo, S. (2024). Ocean warming and acidification detrimentally affect coral tissue regeneration at a Mediterranean CO₂ vent. *Science of the Total Environment*, 906, 167789. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167789>
- Silva PC. 1964. Status of our knowledge of the Galapagos benthic marine algal flora prior to the Galapagos International Scientific Project. In *The Galapagos Islands Symposium of the Galapagos International Scientific Project*, Bowman RI (ed.). University of California Press: Berkeley; 149–156.

- Smith, J. E., Shaw, M., Edwards, R. A., Obura, D., Pantos, O., Sala, E., Sandin, S. A., Smriga, S., Hatay, M., & Rohwer, F. L. (2006). Indirect effects of algae on coral: Algae-mediated, microbe-induced coral mortality. *Ecology Letters*, 9*(7), 835–845. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00937.x>
- Spalding, M. D., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). World atlas of coral reefs. University of California Press.
- Swierts, T., & Vermeij, M. J. A. (2016). Competitive interactions between corals and turf algae depend on coral colony form. *PeerJ*, 4, e1984. <https://doi.org/10.7717/peerj.1984>
- Thurber, R. V., Burkepile, D. E., Correa, A. M. S., et al. (2012). Macroalgae decrease growth and alter microbial community structure of the reef-building coral *Porites astreoides*. *PLOS ONE*, 7(9), e44246. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044246>
- Tompkins, P., & Wolff, M. (2017). Galápagos macroalgae: A review of the state of ecological knowledge. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 375–392. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.28005>
- Vega Thurber, R., Willner-Hall, D., Rodriguez-Mueller, B., et al. (2009). Metagenomic analysis of stressed coral holobionts. *Environmental Microbiology*, 11(8), 2148–2163. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01935.x>
- Vermeij, M. J. A., Smith, J. E., Smith, C. M., & Sandin, S. A. (2009). Survival and settlement success of coral planulae: independent and synergistic effects of macroalgae and microbes. *Marine Ecology Progress Series*, 414, 305–310. <https://doi.org/10.3354/meps08763>
- Wild, C., Jantzen, C., & Kremb, S. G. (2014). Turf algae-mediated coral damage in coastal reefs of Belize, Central America. *PeerJ*, 2, e571. <https://doi.org/10.7717/peerj.571>

Yeager, E. A., Wen, A. D. E., & Baker, A. C. (2025). Diel patterns of symbiont expulsion in Caribbean reef corals are coral-species-dependent and driven by symbiont load and photosynthetic performance. *Coral Reefs*, 44, 657–667. <https://doi.org/10.1007/s00338-025-02634-9>