



Sección de Biología
Universidad de La Laguna

Trabajo de Fin de Grado

Seguimiento del hábitat dominado por *Zoanthus pulchellus* (Cnidaria: Anthozoa) en el intermareal de Punta del Hidalgo (Tenerife).

Monitoring of the habitat dominated by *Zoanthus pulchellus* (Cnidaria: Anthozoa) in the intertidal of Punta del Hidalgo (Tenerife).

Eloy Edain Rodríguez Martínez

Grado en Biología

Julio 2022

Tutorizado por:

Sabrina Clemente Martín y Sonia Fernández Martín

Índice

1. Introducción.....	1
1.1. Cambio climático y su influencia en el medio marino.	1
1.2. El cambio climático en el medio marino de Canarias.	2
1.3. Zonas dominadas por zoantídeos.....	3
2. Objetivos.....	5
3. Material y métodos.....	5
3.1. Localización de la zona de estudio y toma de datos.....	5
3.2. Análisis de los parámetros de calidad del agua.	8
3.3.1. Determinación fluorimétrica de clorofila A.....	8
3.3.2. Determinación de la materia orgánica particulada.....	9
3.3. Análisis estadístico.....	9
4. Resultados.....	10
4.1. Caracterización de las comunidades bióticas en la zona de estudio.....	10
4.2. Influencia de los factores abióticos en las comunidades..	15
5. Discusión.....	17
6. Conclusiones.....	22
7. Bibliografía.....	24

SABRINA CLEMENTE MARTÍN, Profesora Ayudante Doctor en el Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna y **SONIA FERNÁNDEZ MARTÍN**, investigadora del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de la Laguna.

CERTIFICAN:

Que la memoria por el graduado en Biología Eloy Edain Rodríguez Martínez, titulada “Seguimiento del hábitat dominado por *Zoanthus pulchellus* (Cnidaria: Anthozoa) en el intermareal de Punta del Hidalgo (Tenerife)” ha sido realizado bajo nuestra dirección y consideramos que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Grado en la Universidad de La Laguna, curso 2021 – 2022.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmamos el presente certificado en San Cristóbal de La Laguna, a 4 de julio de 2022.

Fdo. Dra. Sabrina Clemente Martín

Fdo. Ms. Sonia Fernández Martín

Resumen

El calentamiento de los océanos asociado al cambio climático está provocando cambios en la distribución de las comunidades marinas. En Canarias este calentamiento ha favorecido que organismos termófilos como el zoantídeo *Zoanthus pulchellus* proliferen llegando en algunos casos a dominar el hábitat. En este estudio se evaluó el patrón de distribución de dicha especie y su influencia sobre otros organismos sésiles de las comunidades bentónicas en la zona dominada por el zoantídeo en el intermareal de Punta del Hidalgo, registrándose conjuntamente parámetros de calidad del agua (clorofila A, materia orgánica particulada). La cobertura del zoantídeo no se distribuyó de forma homogénea en toda la extensión del hábitat *Zoanthus*, siendo mayor en el intermareal medio y en las zonas centrales de la extensión. Las comunidades de macroalgas erectas ocupaban la mayor parte de sustrato en el intermareal inferior, y en la escala horizontal del intermareal medio aparecieron unas zonas de transición donde las densidades del zoantídeo disminuyeron dando oportunidad a otros organismos sésiles. El seguimiento temporal realizado mostró diferencias en el Borde Este de la zona *Zoanthus* entre 2020 y 2021 a nivel de comunidad, debido a la reducción de las coberturas macroalgas y el aumento de sustrato libre, mientras que no se encontró relación de estas variaciones con los parámetros de calidad del agua. Aunque los resultados del estudio no demuestran un aumento de la población de *Z. pulchellus* en una escala temporal de un año, resulta de utilidad como un punto inicial para el seguimiento a largo plazo de los hábitats dominados por zoantídeos y sus efectos sobre las comunidades intermareales en Canarias, en un contexto del calentamiento oceánico.

Palabras clave: zoantídeo; zona *Zoanthus*; macroalgas erectas; comunidades bentónicas; intermareal rocoso; cambio climático

Abstract

Ocean warming associated with climate change is causing changes in the distribution of marine communities. In the Canary Islands, such warming has favoured the proliferation of thermophilic organisms such as the zoantharian *Zoanthus pulchellus*, which in some cases has come to dominate the habitat. In this study we evaluated the distribution pattern of this species and its influence on other sessile organisms of benthic communities in the zone dominated by the zoantharian in the intertidal of Punta del Hidalgo, as well as some water quality parameters (chlorophyll A, particulate organic matter). Zoantharian coverage was not evenly distributed throughout the *Zoanthus* habitat range, being higher in the mid-intertidal and central areas of the patch. Erect macroalgal communities occupied most of the substrate in the lower intertidal, and on the horizontal scale of the mid-intertidal transition zones appeared where zoantharian densities decreased, giving opportunities to other sessile organisms. Temporal monitoring showed differences in the Eastern edge of the *Zoanthus* zone between 2020 and 2021 at the community level, due to a reduction in macroalgal cover and an increase in free substrate, while no relationship was found between these variations and water quality parameters. Although results of the study do not demonstrate a population increase of *Z. pulchellus* on a one-year time scale, it is useful as a starting point for a long-term monitoring of zoantharian-dominated habitats and their effects on intertidal communities in the Canary Islands in the context of ocean warming.

Key words: zoantharian; *Zoanthus* zone; erect macroalgae; benthic communities; rocky intertidal; climate change

1. Introducción.

1.1. Cambio climático y su influencia en el medio marino.

El calentamiento global es un hecho constatado en todo el mundo (Useros, 2013). Desde finales del siglo XX se ha registrado un aumento exponencial de la temperatura media de la superficie del planeta, siendo lo que llevamos de siglo XXI el periodo más cálido de los últimos 130.000 años (Ballesteros & Aristizabal, 2007). De igual forma, la temperatura superficial del mar (SST) se ha incrementado de media unos 0,13 °C por década durante los últimos 50 años (IPCC, 2018). Además, las previsiones parecen indicar que, con los actuales niveles de aumento de las concentraciones de CO₂ provenientes de la actividad humana (Useros, 2013), este incremento de temperatura podría llegar a ser de entre 1,4 y 4,4°C (IPCC, 2021). Al mismo tiempo, el aumento de las emisiones de CO₂, provenientes de la actividad humana, también están produciendo cambios en la química del océano, en relación con la capacidad de los océanos de captar el exceso de CO₂, que desencadena una disminución en sus niveles de pH y en los niveles de saturación del carbonato (IPCC, 2019; Velasco Munguira & Rodríguez Camino, 2018). Los efectos de esta acidificación y del calentamiento del agua del mar han sido objeto de discusión científica durante los últimos años y aunque no se conoce al completo el impacto que puede llegar a ocasionar, numerosas investigaciones demuestran que ya se están produciendo cambios en los ecosistemas (Brito, 2008; Vergés *et al.*, 2014; Beget, 2021).

Los cambios en la distribución, abundancia y fenología de las especies y las consecuentes alteraciones en la diversidad (Arias *et al.*, 2014) son las principales respuestas de las comunidades marinas al incremento de temperatura. Estos cambios en la distribución de las especies son generalmente más evidentes en los límites de sus áreas de distribución, principalmente en las fronteras norte y sur. De esta forma, la aparición de especies marinas fuera de su rango habitual de distribución es cada vez más frecuente a escala global (Arias *et al.*, 2014). Así podemos definir los conceptos de “meridionalización” y “tropicalización” de la biota marina, entendiendo como tales el aumento de poblaciones de especies nativas termófilas y la llegada de especies no nativas de origen tropical o subtropical a aguas más frías, respectivamente (Brito *et al.*, 2005; Arias *et al.*, 2014).

1.2. El cambio climático en el medio marino de Canarias.

Muchos de los ecosistemas insulares oceánicos son considerados puntos críticos de biodiversidad porque contienen altas concentraciones de endemismos y comunidades biológicas únicas (Riera *et al.*, 2014). Las islas oceánicas, generalmente con plataformas continentales más reducidas, suelen ser más vulnerables a la pérdida de biodiversidad (Frankham, 2005), y, además tienden a sufrir más perturbaciones y presentar amenazas más concentradas en un menor territorio. Las Islas Canarias son un claro ejemplo de archipiélago oceánico afectado por amenazas locales (p. ej., desarrollo costero, contaminación, actividades industriales, sobrepesca, etc.) y globales (p. ej., cambio climático) producidas o favorecidas por el ser humano (Riera *et al.*, 2014). Estas amenazas tienen como consecuencia principal, la alteración de la estructura y composición de los ecosistemas (Useros, 2013). El estudio de los efectos de estas alteraciones antrópicas es importante para intentar prevenirlas y evitar las consecuencias medioambientales, sociales y económicas que puedan conllevar (Riera *et al.*, 2014).

El Archipiélago Canario se encuentra situado entre las latitudes 27°39'N - 29°24'N y las longitudes 13°25'W - 18°10'W, con 7493 km² de extensión total, y está compuesto por ocho islas principales (La Graciosa, Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro) y varios islotes, como Alegranza o la isla de Lobos (Riera *et al.*, 2014). Canarias se encuentra en una zona de transición entre las aguas frías de la costa del Sáhara, en la que se producen fenómenos de afloramiento de aguas profundas o “upwellings”, y las aguas más cálidas del oeste, lo que permite la existencia de un gradiente climático diferenciado entre las islas orientales y occidentales. Además de este característico gradiente este-oeste de temperatura, es una zona de transición entre las regiones atlántico-mediterráneas y atlántico-tropicales, considerándose como una zona de referencia para entender procesos de tropicalización de la biota provocados por el calentamiento del mar (Riera *et al.*, 2014). Otra característica de la temperatura del agua en Canarias es su limitado rango de variación de invierno a verano, en comparación con otras zonas templadas y subtropicales cercanas, con extremos actuales que oscilan entre los 17,5 y 25° C (Brito, 2008). Podría decirse que el incremento de temperatura del mar representa la mayor amenaza actual para la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos canarios, particularmente para las islas occidentales (El Hierro, La Gomera y La Palma), que están menos afectadas por el afloramiento sahariano de aguas frías frente a la costa africana (Riera *et al.*, 2014).

En condiciones de incremento de temperatura, ciertas especies marinas son capaces de dispersarse más allá de su límite normal de distribución, de forma que en los últimos años se ha observado un aumento en la llegada a Canarias de nuevas especies de origen tropical (González-Delgado *et al.*, 2018). Tal es el caso de los hidrocorales del género *Millepora* originarias del Caribe, que fueron registrados por primera vez en las costas de Tenerife (Clemente *et al.*, 2011; López *et al.*, 2015). Por otra parte, especies nativas del Archipiélago de afinidades templadas que se encuentran en su límite de tolerancia térmica tienden a enrarecerse, mientras que las termófilas sufren importantes aumentos poblacionales afectando a las comunidades y al funcionamiento de los ecosistemas (Brito *et al.*, 2005; Brito, 2008). Un ejemplo de este último proceso de meridionalización de la biota marina lo constituyen las poblaciones de zoantídeos (González-Delgado *et al.*, 2018).

1.3. Zonas dominadas por zoantídeos

Los indicadores biológicos son atributos de los sistemas biológicos que nos informan de una manera útil y simplificada sobre la situación de un ecosistema, permitiendo descifrar los factores del ambiente donde viven. Además, pueden ofrecer información sobre las tendencias o eventos que no pueden observarse directamente en el medio (Carballo *et al.*, 2010). El carácter sésil de muchos cnidarios, su alta sensibilidad a los cambios ambientales y su larga permanencia en el tiempo con colonias que pueden alcanzar edades de varios siglos, los hace muy útiles como centinelas de los cambios climáticos globales (Calderón-Aguilera *et al.*, 2007). En este sentido, el mejor ejemplo de la utilidad de los corales para evidenciar cambios ambientales es su rápida respuesta al calentamiento del océano, como ocurre con el fenómeno de El Niño relacionado con el calentamiento del Pacífico oriental ecuatorial (Carballo *et al.*, 2010).

Los zoantídeos, cnidarios sésiles de la Clase Anthozoa, también conocidos con el nombre de anémonas coloniales (debido a la semejanza que tienen con los actinarios a simple vista y a que frecuentemente se encuentren en grandes agrupaciones o colonias), se pueden encontrar formando extensos tapetes o alfombras sobre los sustratos que habitan (Varela *et al.*, 2002). Los miembros del orden Zoanthidea son uno de los organismos más afectados por los cambios de temperatura (Reimer *et al.*, 2008). Además, muchas de las especies que habitan en Canarias tienen su límite de distribución norte o sur dentro del Archipiélago, lo que indica su clara sensibilidad a las oscilaciones de temperatura en esta región. Ese es el caso de los géneros *Palythoa* y *Zoanthus*, los cuales presentan un

límite mínimo de tolerancia de temperatura para estadios larvarios de 22 °C y 18 °C, respectivamente (González-Delgado *et al.*, 2018).

Los zoantídeos presentan una serie de adaptaciones que les permiten competir con otras especies sésiles y colonizar grandes superficies de sustrato rocoso en cortos periodos de tiempo, tales como la presencia de sustancias químicas tóxicas contra depredadores (palitoxinas), una reproducción asexual muy efectiva y altas tasas de crecimiento (Reimer *et al.*, 2008). Estas características biológicas, junto con las apetencias termófilas de las especies, hacen que se espere una expansión de sus poblaciones si continúa la tendencia actual de calentamiento de los océanos (Reimer *et al.*, 2008). De hecho, en diversas regiones del mundo ya se ha observado una expansión de las poblaciones de zoantídeos a nivel local, donde se desarrollan grandes colonias que ocupan extensas áreas del sustrato, tanto en el submareal como en el intermareal (Hawkins *et al.*, 2021). Estudios recientes en Canarias sobre estas especies han demostrado que se están produciendo procesos de sustitución de los ecosistemas rocosos antes dominados por macroalgas fotófilas (González-Delgado *et al.*, 2018; López *et al.*, 2020). De hecho, a pesar de que los estudios previos sobre estos organismos son escasos, los últimos trabajos describen la expansión de numerosas colonias tanto en el intermareal como en el submareal del Archipiélago (Simon Otegui, 2015; López *et al.*, 2020), dejando poco espacio libre disponible para otros organismos bentónicos como las macroalgas y otros invertebrados sésiles (López *et al.*, 2020; Reimer *et al.*, 2021).

Una de las especies que está desarrollando grandes poblaciones en algunas plataformas intermareales del Archipiélago es *Zoanthus pulchellus* (Duchassaing y Michelotti, 1860). Esta especie presenta pólipos de aproximadamente 4-6 mm de diámetro, una altura de 4-30 mm y un gran disco oral verde o amarillo y matices rosas, o marrones, en algunos casos. Dichos pólipos cuentan con 50-60 tentáculos cortos (López *et al.*, 2019). Aparece principalmente en aguas poco profundas (López *et al.*, 2019) donde crean colonias en las que los pólipos se entrelazan en la base, pero que aparecen sueltos en la parte terminal (Rabelo, 2007; López *et al.*, 2019). Estudios previos han prestado atención a la proliferación de *Z. pulchellus* en zonas del intermareal de la vertiente norte de la isla de Tenerife, donde anteriormente predominaban las macroalgas (González-Delgado *et al.*, 2018; Fernández, 2019; López *et al.*, 2020). Esta proliferación de *Z. pulchellus*, con coberturas medias del sustrato intermareal por encima del 30%, conforman un nuevo tipo de hábitat dominado por zoantídeos (Reimer *et al.*, 2021), de reciente aparición en

Canarias pero que ya ha producido alteraciones en la composición de la biota local (González-Delgado *et al.*, 2018; Benítez, 2019; Rodríguez-Griñán, 2020).

2. Objetivos.

Este estudio tiene como objetivo principal la puesta a punto de un programa de seguimiento a largo plazo, para cuantificar los avances o retrocesos de la población del zoantídeo *Zoanthus pulchellus* en la localidad de Punta del Hidalgo, con el fin de crear una base de datos que permita, en un futuro, inferir patrones de cambio relacionados con el calentamiento oceánico. Los objetivos particulares son:

- Estudiar los patrones de variación en la abundancia y distribución de *Zoanthus pulchellus* y de los principales organismos bentónicos sésiles acompañantes dentro de la plataforma intermareal de Punta del Hidalgo, registrando las características de las comunidades sésiles en toda la extensión del hábitat dominado por el zoantídeo.
- Estudiar si existen variaciones temporales en la cobertura del sustrato ocupado por *Zoanthus pulchellus* y de los principales organismos bentónicos sésiles acompañantes en el periodo de un año, comparando otoño del año 2020 y otoño del 2021.
- Evaluar si existen variaciones en los parámetros de calidad del agua en las diferentes zonas del intermareal dominado por el zoantídeo *Z. pulchellus* y analizar su posible relación con la variación poblacional espacial.

3. Material y métodos.

3.1. Localización de la zona de estudio y toma de datos.

El estudio se realizó durante la bajamar de los días 7 y 8 de octubre de 2020 y 16 y 17 de noviembre de 2021 en la costa norte de la isla de Tenerife (Islas Canarias), concretamente en la plataforma rocosa intermareal de Punta del Hidalgo (28° 34'0''N 16°19'3''O) (Figura 1), caracterizada por una extensa población del zoantídeo *Zoanthus pulchellus*. A pesar de que dicha plataforma cuenta con unos 116000 m² de extensión, el hábitat

dominado por *Z. pulchellus* está restringido a una zona de unos 2600 m² (Fernández-Martín *et al.*, datos no publicados) (Figura 1).



Figura 1: Mapa de las Islas Canarias con el punto de muestreo en Punta del Hidalgo marcado y la zona de muestreo delimitada (Zona de *Zoanthus*).

Dentro de la zona de predominio de *Zoanthus pulchellus* se establecieron, con la ayuda de unas cintas métricas, un total de 3 transectos lineales de 60 x 2 metros, dispuestos de forma paralela a la línea de marea y con una separación de 12 metros entre cada uno de ellos. De esta forma, los transectos abarcaban toda la franja intermareal, desde la máxima bajamar hasta la máxima pleamar. Cada transecto fue dividido en 4 subtransectos de 10 metros de longitud, dejando 5 metros entre ellos, obteniendo por tanto un subtransecto del metro 1 al metro 10 al que llamaremos “Borde Este”, otro del metro 15 al 25 llamado “Centro Este”, otro del 30 al 40 llamado “Centro Oeste” y otro del 45 al 55 que es el “Borde Oeste” (Figura 2).

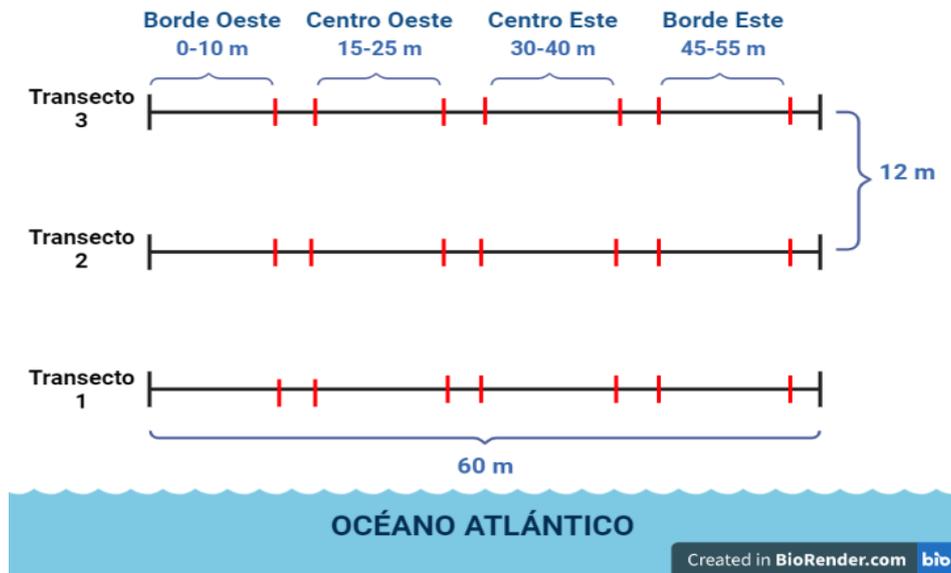


Figura 2: Esquema representativo de la disposición de los transectos en la zona de dominancia del zoantídeo de *Zoanthus pulchellus* en la localidad de Punta del Hidalgo

A lo largo de cada subtramo se tomaron fotografías de diez cuadrículas de 50 x 50 cm que posteriormente se analizaron con el programa Image J (<https://imagej.nih.gov/ij/>) (Figura 3). En cada fotografía se calculó el área ocupada por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*, y de cualquier otra especie de zoantídeo presente (*Palythoa* aff. *Clavata* (Duchassaing, 1860)), así como la cobertura de otros organismos sésiles con los que pueden competir por el sustrato (macroalgas erectas e invertebrados sésiles) y el espacio disponible. En esta última categoría de espacio disponible se incluyó tanto la cobertura de sustrato libre como de cómo de roca recubierta por algas coralináceas costosas, que al tener un porte incrustante aparecen con frecuencia sobrecrecidas por otro tipo de organismos intermareales, tanto por zoantídeos como por macroalgas. De esta forma, la cobertura de algas coralináceas incrustantes se puede considerar, al igual que el sustrato libre, ecológicamente como sustrato disponible para los otros dos tipos de organismos.



Figura 3: Imágenes del estudio realizado en el intermareal de Punta del Hidalgo. En las imágenes superiores se puede ver la toma de datos biológicos y de fotografías de los cuadrantes de 50 x 50 cm dentro de los transectos. Las imágenes inferiores son de uno de los cuadrantes con una ampliación de esta en la que se puede observar marcada una colonia de *Zoanthus pulchellus*.

Finalmente, se recogieron muestras de agua en los metros 15, 30 y 45 de cada uno de los transectos. En cada uno de estos puntos se recolectaron, 3 L de agua: 2 L para determinar el contenido en clorofila A y 1 L para el contenido en materia orgánica particulada.

3.2. Análisis de los parámetros de calidad del agua.

3.3.1. Determinación fluorimétrica de clorofila A.

La determinación de clorofila A se emplea para estimar la biomasa de los productores primarios (fitoplancton) que se encuentran como partículas en suspensión en el agua. En el presente estudio nos basamos en las técnicas fluorométricas propuestas por Holm-Hansen *et al.* (1965) para la cuantificación de la concentración de clorofila A y feopigmentos presentes en cada una de las muestras de agua recogidas.

El procedimiento comienza con la filtración del agua a través de un filtro de celulosa Whatman de 0,65 μm de tamaño de poro y 47 mm de diámetro y la ayuda de una bomba de extracción para facilitar el proceso de filtración. A continuación, introducimos el filtro con la muestra retenida en un tubo de ensayo donde se añaden 10 ml de acetona al 90%. Finalmente, tapamos con parafina cada uno de los tubos para evitar que se evapore la

acetona, se envuelven en papel de aluminio para que la luz no degrade los pigmentos presentes en la muestra y se introducen durante 24 horas en el frigorífico. Una vez pasadas las 24 horas, centrifugamos los extractos durante 5 minutos a 3000 revoluciones por minuto para que los restos del filtro de celulosa descompuestos por la acetona no queden en suspensión y pasamos a tomar las medidas fluorométricas de cada muestra en el sobrenadante. Con la ayuda de una pipeta se recoge parte del extracto y se introduce en el fluorímetro, que debe ser configurado con los parámetros de 2000 ml de muestra filtrada y 10 ml de disolvente, y tomamos la medida antes de acidificar la muestra. Seguidamente añadimos 3 gotas de ácido clorhídrico (HCl), agitamos el tubo para asegurarnos de la homogeneidad de la muestra y tomamos la medida de la muestra acidificada. El fluorímetro nos proporciona automáticamente las concentraciones de clorofila A y feofitina A en mg/m^3 . Repetimos el proceso 3 veces con cada una de las muestras de agua recogidas.

3.3.2. Determinación de la materia orgánica particulada.

La materia orgánica particulada (MOP) es considerada como un potencial indicador de la calidad del agua, al ser un importante recurso energético y de nutrientes para los organismos filtradores, suspensívoros y recolectores (Tamaris-Turizo, 2009). Para su determinación se sigue el protocolo propuesto por Yang *et al.* (2013), realizándose la filtración del agua a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman de $0,45 \mu\text{m}$ de tamaño de poro y 47 mm de diámetro en el que quedan retenidos los restos de materia orgánica. Seguidamente, se coloca el filtro en un pocillo de porcelana y se introduce en una estufa durante 24 horas a $80 \text{ }^\circ\text{C}$ para eliminar el agua retenida. Una vez pasado este tiempo, se realiza el pesado de cada uno de los filtros, obteniendo el peso seco. A continuación, para quemar la totalidad de la materia orgánica retenida se introducen en una muffle durante 4 horas a 500°C y vuelven a pesarse cada uno de los filtros. La diferencia de peso entre el valor antes y después de la muffle es la cantidad de materia orgánica presente en la muestra (mg/L).

3.3. Análisis estadístico.

Para estudiar las posibles diferencias en la abundancia y distribución de *Zoanthus pulchellus* dentro de la plataforma intermareal de Punta del Hidalgo se evaluó la cobertura ocupada por el mismo y por los organismos con los que comparte sustrato mediante un análisis multivariante de la varianza por permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Se utilizó un diseño de 3 vías cruzado en el que se incluyó el factor fijo “Año” con

2 niveles de variación (2020 y 2021), el factor fijo “Distancia a línea de costa” con 3 niveles de variación (transecto 1, correspondiente al nivel bajo del intermareal, transecto 2 a la franja inferior del intermareal medio, y transecto 3 a la franja superior del intermareal medio) y el factor fijo “Distancia horizontal”, que corresponde a la expansión en la horizontal del hábitat dominado por el zoantídeo en la franja intermareal, con 4 niveles de variación (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste y Borde Oeste), incluyendo dos zonas centrales del hábitat así como sus respectivas zonas frontera, al este y al oeste, con las comunidades típicas del intermareal.

La variación de los parámetros de clorofila A y materia orgánica particulada dentro de la plataforma intermareal fueron analizadas mediante dos análisis univariantes de la varianza ejecutados por permutaciones (PERANOVA) (Anderson, 2001). Nuevamente se realizó un diseño de 3 vías cruzado en el que se estudiaron los mismos factores: el factor fijo “Año” con 2 niveles de variación (2020 y 2021), el factor fijo “Distancia línea de costa” con 3 niveles de variación (transectos 1, 2 y 3) y el factor fijo “Distancia horizontal” con 3 niveles de variación (Este, Centro y Oeste).

Los datos para los análisis multivariantes fueron previamente transformados a la raíz cuadrada. En todos los análisis se aplicaron distancias euclídeas (Anderson y Millar, 2004 y 999 permutaciones de los datos en el programa PRIMER6 & PERMANOVA + (www.primer-e.com)). Finalmente, en los casos en los que se encontraron diferencias significativas, se realizaron análisis *a posteriori* de comparaciones dos a dos (Anderson, 2001).

4. Resultados.

4.1. Caracterización de las comunidades bióticas en la zona de estudio.

Los resultados del análisis PERMANOVA del área ocupada por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*, o cualquier otra especie de zoantídeo presente (*Palythoa* aff. *clavata*), así como la cobertura de otros organismos sésiles con los que pueden competir por el sustrato (macroalgas erectas e invertebrados) y el espacio disponible, mostraron diferencias significativas en la interacción de los factores “Distancia Costa x Distancia Horizontal” (Tabla 1). De esta forma, los resultados ponen de manifiesto que las variaciones en la estructura de la comunidad intermareal en la escala horizontal del hábitat estudiado son

diferentes según los niveles de distancia a la costa considerados. Los análisis *a posteriori* de la interacción significativa “Distancia Costa x Distancia Horizontal” señalaron diferencias significativas entre las coberturas de la comunidad intermareal entre el nivel bajo del intermareal (transecto 1) y la franja inferior del intermareal medio (transecto 2), y entre el nivel bajo del intermareal (transecto 1) y la franja superior del intermareal medio (transecto 3) en todos los niveles de “Distancia horizontal” (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste y Borde Oeste) (Tabla 2). Únicamente en el Borde Oeste se encontraron también variaciones significativas entre los transectos 2 y 3 a la línea de costa (Tabla 2). Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas entre las comunidades intermareales de los transectos 2 y 3 del resto de zonas (Tabla 2).

Tabla 1. Resultados del PERMANOVA de 3 vías analizando las coberturas de invertebrados sésiles, macroalgas erectas y espacio disponible en la comunidad intermareal de la Punta del Hidalgo, según el año, la distancia a la línea de costa y la distancia horizontal de expansión del hábitat dominado por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*. Los valores significativos ($p < 0,05$) y marginalmente significativos ($p < 0,08$) aparecen resaltados en negrita.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	p (perm)
Año	1	0,50	0,50	3,28	0,047
Dist_c	2	6,91	3,46	22,57	0,000
Dist_h	3	2,15	0,72	4,67	0,001
Año x Dist_c	2	0,52	0,26	1,71	0,150
Año x Dist_h	3	0,93	0,31	2,03	0,077
Dist_c x Dist_h	6	2,23	0,37	2,43	0,010
Año x Dist_c x Dist_h	6	1,26	0,21	1,37	0,192

Tabla 2. Resultados del análisis *a posteriori* para la interacción significativa “Distancia Costa x Distancia Horizontal” comparando las coberturas y estructura de la comunidad intermareal de la Punta del Hidalgo entre los diferentes niveles de distancia a la línea de costa (transecto 1: nivel bajo del intermareal, transecto 2: franja inferior del intermareal medio, transecto 3: franja superior del intermareal medio) para cada uno de las zonas de distancia horizontal (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste, Borde Oeste). Los valores significativos ($p < 0,05$) aparecen resaltados en negrita.

	Distancia a la línea de costa	t	p (perm)
Borde Este del Factor Dist_h	1, 2	2,89	0,003
	1, 3	3,18	0,001
	2, 3	0,64	0,587
Centro Este del Factor Dist_h	1, 2	5,44	0,000
	1, 3	3,83	0,001
	2, 3	1,03	0,312
Centro Oeste del Factor Dist_h	1, 2	2,76	0,002
	1, 3	3,33	0,000
	2, 3	1,18	0,246
Borde Oeste del Factor Dist_h	1, 2	2,66	0,002
	1, 3	2,68	0,002
	2, 3	1,73	0,050

Los análisis *a posteriori* de la interacción marginalmente significativa “Distancia Costa x Distancia Horizontal” comparando las coberturas de la comunidad sésil en el sustrato intermareal entre las diferentes zonas de distancia horizontal (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste y Borde Oeste) para cada uno de los tres niveles de distancia a la línea de costa (1, 2 y 3) (Tabla 3), mostraron que en el nivel bajo del intermareal (transecto 1) solo había diferencias marginalmente significativas entre el Centro Este y el Borde Oeste, en la franja inferior del intermareal medio (transecto 2) se obtuvieron diferencias significativas entre el Centro Este y el resto de subtransectos (diferencias marginalmente significativas al compararlo con el Borde Este) y en la franja superior del intermareal medio (transecto 3) se obtuvieron variaciones significativas al comparar el Centro Oeste con el Centro Este y el Borde Este (Tabla 3). El resto de subtransectos no diferían entre sí (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del análisis *a posteriori* para la interacción significativa “Distancia Costa x Distancia Horizontal” comparando las coberturas y estructura de la comunidad intermareal de la Punta del Hidalgo entre los diferentes niveles de distancia a la línea de costa (transecto 1: nivel bajo del intermareal, transecto 2: franja inferior del intermareal medio, transecto 3: franja superior del intermareal medio) y de distancia horizontal (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste, Borde Oeste) en el hábitat dominado por *Zoanthus pulchellus*. Los valores significativos ($p < 0,05$) y marginalmente significativos ($p < 0,08$) aparecen resaltados en negrita.

	Distancia horizontal	t	p (perm)
Transecto 1 del Factor Dist_costa	Borde este, Centro este	0,72	0,493
	Borde este, Centro oeste	0,66	0,535
	Borde este, Borde oeste	1,08	0,283
	Centro este, Centro oeste	0,19	0,934
	Centro este, Borde oeste	1,80	0,071
	Centro oeste, Borde oeste	1,63	0,097
Transecto 2 del Factor Dist_costa	Borde este, Centro este	1,90	0,053
	Borde este, Centro oeste	1,60	0,092
	Borde este, Borde oeste	2,15	0,014
	Centro este, Centro oeste	3,15	0,001
	Centro este, Borde oeste	3,11	0,001
	Centro oeste, Borde oeste	1,35	0,158
Transecto 3 del Factor Dist_costa	Borde este, Centro este	0,62	0,583
	Borde este, Centro oeste	1,88	0,044
	Borde este, Borde oeste	1,07	0,299
	Centro este, Centro oeste	1,96	0,040
	Centro este, Borde oeste	0,88	0,439
	Centro oeste, Borde oeste	1,38	0,138

Además, el análisis PERMANOVA mostró diferencias marginalmente significativas ($p < 0,08$) en la interacción “Año x Distancia Horizontal” (Tabla 1). De esta forma, se registraron variaciones en las coberturas y estructura de la comunidad intermareal entre los años estudiados, pero diferente según los niveles de expansión en la escala horizontal del hábitat dominado por *Z. pulchellus*. Los análisis *a posteriori* dos a dos de esta interacción marginalmente significativa señalaron que únicamente existían variaciones entre las coberturas de la comunidad intermareal sésil de Punta del Hidalgo para el nivel de distancia horizontal “Borde Este”, entre los años de estudio 2020 y 2021 (Tabla 4). En este tramo fue donde se concentraron las diferencias en las coberturas del sustrato entre los años estudiados.

Tabla 4. Resultados del análisis *a posteriori* para la interacción marginalmente significativa “Año x Distancia Horizontal” comparando las coberturas y estructura de la comunidad intermareal de la Punta del Hidalgo entre los años de estudio, 2020 y 2021, y los diferentes niveles de distancia horizontal (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste, Borde Oeste) en el hábitat dominado por *Zoanthus pulchellus*. El valor significativo ($p < 0,05$) aparece resaltado en negrita.

	Año	t	p (perm)
Borde Este del Factor Dist h	2020, 2021	2,35	0,016
Centro Este del Factor Dist h	2020, 2021	1,58	0,106
Centro Oeste del Factor Dist h	2020, 2021	0,58	0,723
Borde Oeste del Factor Dist h	2020, 2021	1,26	0,189

Las macroalgas erectas fueron el grupo más abundante para esta franja del hábitat (Borde Este) en ambos años, seguido del espacio considerado como libre, como segundo más predominante (Tabla 5, Figura 3). El valor medio de cobertura de los zoantídeos fue bajo, observándose una ligera disminución de la abundancia media del año 2020 al 2021, a la vez que también se registró una disminución temporal de la cobertura de los otros organismos, como la cobertura de macroalgas erectas y del cirrípedo *Chthamalus stellatus* (Poli, 1791) (Tabla 5, Figura 3).

Además, se observa que de forma general las macroalgas erectas son más abundantes en el nivel bajo del intermareal (transecto 1) que en la franja inferior y superior del intermareal medio (transecto 2 y transecto 3, respectivamente), para todas las zonas de distancia horizontal (Borde Este, Centro Este, Centro Oeste y Borde Oeste) (Tabla 5). Sin embargo, el espacio libre es más abundante en la franja inferior y superior del intermareal medio (transectos superiores, 2 y 3) que en el nivel bajo del intermareal (transecto 1)

(Tabla 5). La cobertura de *Chthamalus stellatus* coincide con la distribución espacial del espacio libre, siendo más abundante en los niveles superiores del intermareal medio (transectos 2 y 3) (Tabla 5).

Tabla 5. Coberturas medias % (\pm DE) de invertebrados sésiles, macroalgas erectas y espacio disponible en la comunidad intermareal de Punta del Hidalgo, según el año, la distancia a la línea de costa y la distancia horizontal de expansión del hábitat dominado por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*.

% Cobertura (Media \pm DE)					
	<i>Zoanthus pulchellus</i>	<i>Palythoa aff. clavata</i>	Macroalgas erectas	Espacio libre	<i>Chthamalus stellatus</i>
2020					
Borde Este					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	87,13 \pm 8,02	12,87 \pm 8,02	0,00 \pm 0,00
Transecto 2	1,88 \pm 4,05	0,00 \pm 0,00	71,29 \pm 26,70	25,13 \pm 22,16	1,70 \pm 5,32
Transecto 3	2,96 \pm 5,96	0,10 \pm 0,31	46,02 \pm 29,35	47,92 \pm 29,43	3,00 \pm 1,76
2021					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	68,28 \pm 32,67	31,72 \pm 32,67	0,00 \pm 0,00
Transecto 2	0,00 \pm 0,00	0,04 \pm 0,13	32,56 \pm 32,46	65,90 \pm 31,09	1,50 \pm 2,38
Transecto 3	0,63 \pm 1,63	0,00 \pm 0,00	51,77 \pm 32,86	44,95 \pm 30,08	2,66 \pm 4,79
2020					
Centro Este					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	88,42 \pm 8,31	11,58 \pm 8,31	0,00 \pm 0,00
Transecto 2	0,12 \pm 0,39	0,00 \pm 0,00	37,31 \pm 38,45	50,66 \pm 30,40	11,91 \pm 16,79
Transecto 3	0,35 \pm 0,60	0,07 \pm 0,20	55,71 \pm 36,03	43,99 \pm 33,24	6,07 \pm 6,82
2021					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	76,36 \pm 21,69	23,62 \pm 21,65	0,16 \pm 0,00
Transecto 2	0,12 \pm 0,37	0,00 \pm 0,00	32,86 \pm 26,15	70,14 \pm 24,95	4,32 \pm 5,91
Transecto 3	0,84 \pm 1,46	0,00 \pm 0,00	38,71 \pm 39,89	58,21 \pm 39,10	3,72 \pm 2,62
2020					
Centro Oeste					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	82,01 \pm 26,93	17,99 \pm 26,93	0,00 \pm 0,00
Transecto 2	3,32 \pm 3,67	0,00 \pm 0,00	60,20 \pm 25,16	34,33 \pm 24,24	2,15 \pm 3,74
Transecto 3	12,56 \pm 16,50	0,00 \pm 0,00	54,35 \pm 26,26	34,12 \pm 31,35	8,81 \pm 4,74
2021					
Transecto 1	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	81,54 \pm 16,36	18,28 \pm 15,90	1,85 \pm 0,00
Transecto 2	10,04 \pm 18,80	0,00 \pm 0,00	58,22 \pm 28,25	30,96 \pm 25,05	2,85 \pm 2,98
Transecto 3	14,14 \pm 13,19	0,00 \pm 0,00	50,55 \pm 27,22	33,21 \pm 31,20	5,24 \pm 9,68
2020					
Borde Oeste					
Transecto 1	0,72 \pm 2,37	0,00 \pm 0,00	76,26 \pm 20,81	23,00 \pm 21,30	0,02 \pm 0,07
Transecto 2	11,56 \pm 14,17	0,00 \pm 0,00	41,79 \pm 28,23	45,92 \pm 31,35	0,72 \pm 1,28
Transecto 3	13,25 \pm 20,89	0,00 \pm 0,00	27,86 \pm 31,45	40,90 \pm 26,88	31,53 \pm 31,04
2021					
Transecto 1	2,70 \pm 4,90	0,00 \pm 0,00	62,80 \pm 22,03	34,50 \pm 24,82	0,00 \pm 0,00
Transecto 2	17,58 \pm 17,76	0,00 \pm 0,00	54,51 \pm 26,92	27,82 \pm 28,37	2,36 \pm 3,36
Transecto 3	1,04 \pm 2,34	0,00 \pm 0,00	55,25 \pm 31,06	42,30 \pm 30,70	2,36 \pm 1,77

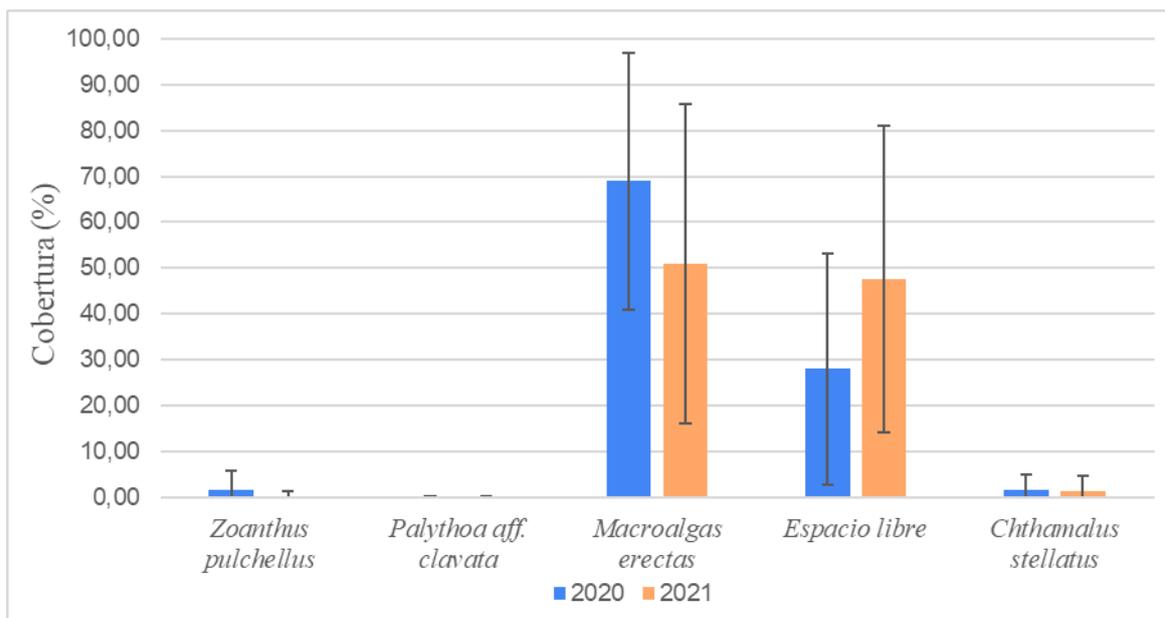


Figura 3. Porcentaje medio de cobertura del sustrato (media \pm DE), del espacio ocupado por los diferentes organismos y el espacio libre en los subtransectos “Borde Este” con su desviación estándar (\pm).

4.2. Influencia de los factores abióticos en las comunidades.

El análisis de la varianza por permutaciones (PERANOVA) para la variable clorofila A, señaló que las únicas diferencias significativas para los valores de clorofila de las muestras de agua recogidas se encontraron en el factor año (Tabla 6). Por tanto, hubo variación en los resultados de clorofila del agua obtenida entre un año y otro de muestreo, pero no la hubo para el resto de los factores analizados y sus interacciones (Tabla 6). Los datos medios de clorofila A muestran que en el año 2021 hubo una mayor concentración de clorofila en el medio ($19,74 \pm 13,31 \text{ mg/cm}^3$) que en el año 2020 ($8,6 \pm 4,16 \text{ mg/cm}^3$) (Figura 4).

Tabla 6. Resultados del PERANOVA de 3 vías analizando las variaciones en las concentraciones de clorofila A en las muestras de agua tomadas en el intermareal de Punta del Hidalgo, según el año, la distancia a la línea de costa y la distancia horizontal de expansión del hábitat dominado por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*. El valor significativo ($p < 0,05$) aparece resaltado en negrita.

Factor de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	p (perm)
Año	1	0,06	0,06	13,73	0,029
Distancia_c	2	0,01	0,01	1,63	0,302
Distancia_h	2	0,03	0,01	3,36	0,157
Año x Distancia_c	2	0,02	0,01	2,6	0,186
Año x Distancia_h	2	0,03	0,02	3,91	0,121
Distancia_c x Distancia_h	4	0,05	0,01	2,81	0,160

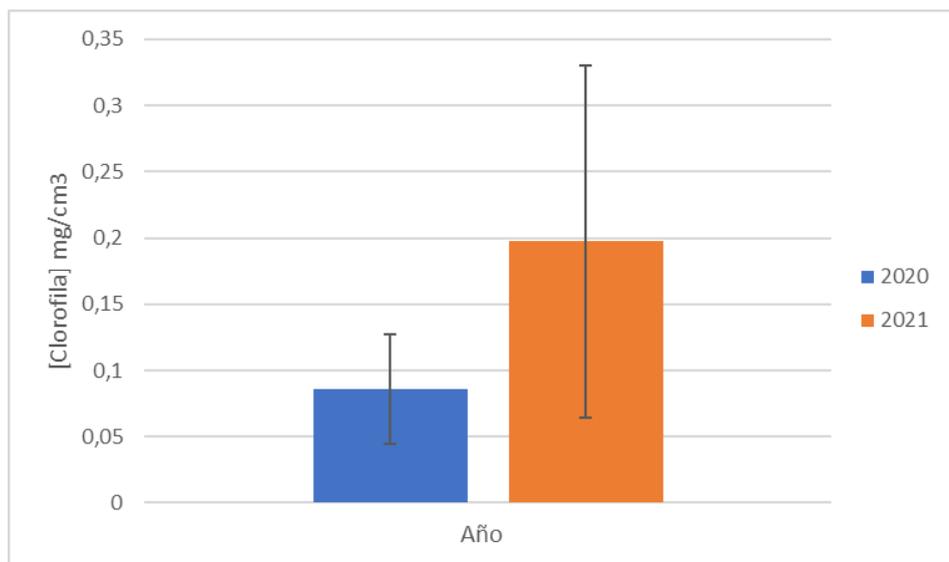


Figura 4. Concentración de clorofila A (media \pm DE) de las muestras de agua recogidas durante los muestreos en la zona dominada por *Zoanthus pulchellus* en el intermareal de Punta del Hidalgo durante los dos años de estudio.

El análisis PERANOVA para la variable materia orgánica particulada (MOP), indicó que no existían diferencias significativas entre ninguno de los factores analizados, por lo que no se dieron variaciones relevantes en la concentración de materia orgánica de las muestras de agua tomadas durante los dos años de estudio, ni diferencias espaciales según la distancia a la línea de costa o la distancia horizontal (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del PERANOVA de 3 vías analizando las variaciones en la concentración de Materia Orgánica Particulada en las muestras de agua tomadas en el intermareal de la Punta del Hidalgo, según el año, la distancia a la línea de costa y la distancia horizontal de expansión del hábitat dominado por el zoantídeo *Zoanthus pulchellus*. No aparece ningún valor significativo ($p < 0,05$).

Factor de Variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	p (perm)
Año	1	0,26	0,26	0,93	0,366
Distancia_c	2	0,95	0,48	1,69	0,311
Distancia_h	2	0,52	0,26	0,93	0,431
Año x Distancia_c	2	0,35	0,18	0,62	0,581
Año x Distancia_h	2	0,10	0,05	0,17	0,851
Distancia_c x Distancia_h	4	0,28	0,07	0,25	0,907

5. Discusión.

Nuestro estudio está centrado en la distribución espacial y evolución interanual de la especie de zoantídeo dominante en el intermareal de Punta del Hidalgo, *Zoanthus pulchellus*. Aunque el presente estudio se ha realizado en una escala temporal corta, se han podido observar cambios en los patrones de distribución de las colonias, así como el sector específico de la zona de dominancia del zoantídeo más susceptible a experimentar cambios en la estructura de organismos intermareales sésiles. Todo ello utilizando una nueva metodología de aplicación para realizar un correcto seguimiento de las poblaciones de zoantídeos a más largo plazo, en relación con las oscilaciones térmicas a las que se verán sometidos en el contexto del cambio climático.

Los resultados de este estudio mostraron que dentro de la zona de dominancia del *Zoanthus pulchellus*, denominada en la literatura como “Zona *Zoanthus*” (del inglés “*Zoanthus Zone*”) en referencia al hábitat conformado mayoritariamente por diferentes especies del género (Karlson, 1980; López *et al.*, 2018), existen diferencias espaciales en las comunidades intermareales del sustrato rocoso. De esta forma, se evidencia que la abundancia de colonias no se distribuye homogéneamente en los 2600 m² de extensión del hábitat *Zoanthus* (Fernández-Martín *et al.*, datos no publicados), dando como resultado una modificación de las comunidades bentónicas acompañantes. Podemos destacar que el transecto más cercano a la línea del submareal (transecto 1) resultó el más diferente a los demás debido a la abundancia de las comunidades de macroalgas erectas, que ocupan la mayor parte del área de sustrato. En cambio, los siguientes transectos establecidos ya en el intermareal medio (transectos 2 y 3) fueron más similares entre sí en cuanto a las comunidades bentónicas que ocupan el sustrato, con coberturas del zoantídeo que oscilaron entre el 1 y el 18% en función del subtransecto. En esta zona se comprobó que el espacio libre es más abundante, probablemente porque al quedar más tiempo fuera del agua los transectos más elevados, sean menos los organismos que pueden sobrevivir a estas condiciones de riesgo de desecación (Tuya, 2008). Estos transectos del intermareal medio coinciden con la zona de mayor cobertura de *Chthamalus stellatus*, ya que es una especie que tiene suficiente con el spray marino y es un organismo característico del intermareal medio (Ramírez *et al.*, 2008). Se observa que, de forma general, las colonias de zoantídeos tienden a proliferar en zonas en las que hay más sustrato disponible, lo que concuerda con estudios previos que señalan que el desarrollo

de las colonias de *Z. pulchellus* y su colonización del sustrato pueden verse favorecidos por la presencia de parches del sustrato rocoso desprovistos de macroalgas, como los generados por acción de erizos herbívoros (Benítez, 2019; Acha-Araico, 2021). Probablemente en estas condiciones se ven favorecidos debido a características de la especie como su rápido crecimiento y gran capacidad de reproducción asexual (Acosta *et al.*, 2001), y al desplazamiento de competidores (Rabelo *et al.*, 2016) gracias a la presencia de sustancias tóxicas en su interior de tipo palitoxinas (Pérez *et al.*, 2005). El transecto 1, más cercano a la línea de costa, fue más homogéneo en cuanto a la distribución espacial de los principales organismos bentónicos que aparecieron recubriendo el sustrato en las diferentes distancias horizontales estudiadas, predominando las coberturas de macroalgas. Sin embargo, en el transecto 3, más alejado de la línea de costa, y sobre todo en el transecto intermedio, el transecto 2, que corresponden con la mayor distribución espacial de *Z. pulchellus* en el intermareal medio (López *et al.*, 2020), se observaron diferencias en las comunidades intermareales en la escala horizontal, mostrando el típico patrón de mayores densidades poblacionales en la zona central, y unas zonas frontera o de transición donde las densidades del zoantídeo comienzan a ser menores dando oportunidad a otros organismos bentónicos que recubren el sustrato. Los estudios sobre las relaciones entre macroalgas y comunidades de zoantídeos son escasos (Yang *et al.*, 2013; Cruz *et al.*, 2016), especialmente en ecosistemas templados o subtropicales, pese a que su creciente proliferación en los últimos años, incluso más allá de latitudes tropicales (López *et al.*, 2020). Sin embargo, observando los resultados de este estudio, podemos determinar que la competencia por el sustrato que experimentan los zoantídeos aumenta con la presencia de otros organismos sésiles capaces de cubrir áreas extensas, como son las macroalgas (Rabelo *et al.*, 2016), y que, a su vez, la ausencia de zoantídeos permite un mayor crecimiento de macroalgas (Mendoça-Neto *et al.*, 2009). Por todo lo anterior, parece que la disponibilidad de espacio libre en el sustrato puede ser determinante para el asentamiento de las larvas del zoantídeo, hasta el punto de ser un factor limitante para el crecimiento de sus poblaciones. Además, las macroalgas no solo limitan la disponibilidad de sustrato, sino que también pueden bloquear la luz, inhibiendo el crecimiento de las colonias en sus inmediaciones (Rabelo *et al.*, 2016). Sin embargo, la presencia de otros invertebrados sésiles como cirrípedos, anémonas o esponjas no pareció ser determinante en el crecimiento y distribución de zoantídeos en el intermareal de Punta del Hidalgo. Esto puede ser debido al menor tamaño de estos organismos con los que comparte hábitat, que conforman poblaciones menos densas y que no suponen

una gran competencia por el sustrato libre. Además, por lo general los zoantídeos tienen pocos depredadores, esto les permite proliferar sin un factor influyente de depredación. Entre los depredadores conocidos en otras regiones se incluyen algunas especies de peces (ej. peces mariposa *Chaetodon spp.* Randall, 1967; Mebs, 1998), gusanos de fuego del género *Hermodice* (Ott & Lewis, 1972) y pequeños crustáceos (Mebs, 1998). Si bien, el único depredador reportado hasta el momento para Canarias es el cangrejo arlequín *Platypodiella picta*, del que además se conocen abundancias poblacionales bajas (López *et al.*, 2021). El potencial anti-depredador de los zoantídeos se debe principalmente a una potente toxina de alta complejidad llamada palitoxina (Mebs, 1998), zoantamina en el caso del *Z. pulchellus* (González Avilés, 2021). Al no haber un elevado número de depredadores adaptados a estas defensas químicas de los zoantídeos, no parece que la depredación ejerza actualmente un control sobre las poblaciones de zoantídeos en Canarias.

Al estudiar la variabilidad de las comunidades intermareales de la zona de dominancia de *Z. pulchellus* entre los años 2020 y 2021, se observaron diferencias en las coberturas de los principales componentes bentónicos únicamente en el Borde Este de la zona de estudio. En el resto de zonas de expansión del hábitat no se observaron diferencias significativas. Es, por tanto, el Borde Este de la zona *Zoanthus* del intermareal de Punta del Hidalgo el que está sufriendo más variaciones a nivel de la comunidad dominante. Esto podría ser debido a variaciones en la comunidad de macroalgas erectas (ya que es el grupo más abundante en ambos años), contemplándose una disminución temporal en su cobertura y un incremento del área que pasa a ser considerado sustrato libre (Tabla 5). Además, se observó una pequeña disminución interanual en el porcentaje de cobertura de la población de zoantídeos, si bien sería recomendable continuar con el seguimiento comenzado con en este trabajo a fin de comprobar si estos patrones de cambio se mantienen en el tiempo y determinar si *Z. pulchellus* es capaz de aprovechar a más largo plazo la mayor disponibilidad de sustrato libre. Se corroboraría, así, las hipótesis de estudios previos que apuntan a la tendencia al aumento de las poblaciones de *Zoanthus pulchellus* en las Islas Canarias (Simon Otegui, 2015; López *et al.*, 2020).

Estudios previos han demostrado la gran capacidad de los zoantídeos para llegar a cubrir grandes extensiones del sustrato en el que habitan, tanto en regiones tropicales como subtropicales (Varela *et al.*, 2002; López *et al.*, 2020) en poco tiempo (Sammarco *et al.*, 1985). Se ha observado que el resultado de esta monopolización del sustrato tiene efectos

en la biota de las rasas intermareales de Canarias (González-Delgado *et al.*, 2018), afectando a la biodiversidad local por la pérdida de la complejidad estructural del ecosistema antes dominado por macroalgas, principal fuente de producción primaria bentónica (Villanova, 2019). Tal y como hemos comentado, el escenario actual de cambio climático y el ascenso de las temperaturas oceánicas puede favorecer más aún la proliferación de estos zoantídeos (González-Delgado *et al.*, 2018), puesto que han demostrado ser especies resistentes a las perturbaciones y afines a aguas cálidas (Reimer *et al.*, 2008). Por tanto, aunque los resultados obtenidos no demuestran un aumento de las poblaciones actuales de *Z. pulchellus* ni una expansión del hábitat dominado por el zoantídeo en una escala temporal de un año, este estudio sienta las bases para realizar un seguimiento exhaustivo y que permita determinar la potencial expansión de estos nuevos hábitats registrados recientemente en diferentes puntos del intermareal rocoso de Canarias en relación con el calentamiento oceánico (López *et al.*, 2020). La ampliación de este seguimiento a una escala temporal más amplia permitiría no solo una evaluación de la capacidad de expansión de esta especie termófila, sino también de sus efectos sobre el resto de la comunidad del intermareal, para determinar las alteraciones previsibles para futuros escenarios de cambio climático.

Respecto a los factores abióticos registrados en el entorno de las comunidades, la cuantificación de la clorofila A del medio es utilizada comúnmente para calcular la biomasa de los productores primarios (fitoplancton) que se encuentran como partículas en suspensión en el agua y poder estimar así la productividad de los ecosistemas acuáticos (Ritchie, 2006). A partir de nuestros resultados podemos destacar que existen diferencias en los valores de productividad primaria del hábitat entre un año y otro de muestreo. Los datos obtenidos confirman que en el año 2021 hubo una mayor productividad en el ecosistema intermareal de la zona de Punta del Hidalgo que en el año 2020. Sin embargo, estos mayores niveles de productividad del año 2021 no se detectan en la productividad de los organismos bentónicos fotosintéticos, tanto macroalgas como zoantídeos zooxantelados. De hecho, el año 2021 destaca por presentar unas menores coberturas tanto de macroalgas como de zoantídeos por lo que probablemente otros factores estén influenciando los cambios en las comunidades. Sería interesante en este sentido contar con registros periódicos de las variaciones de temperatura superficial del mar, que se sabe puede influenciar estacionalmente en las tasas de crecimiento de estos cnidarios (Reimer

et al., 2008; Kumari *et al.*, 2015) y que podrían mejorar el seguimiento ambiental de la zona de estudio.

En cuanto a la determinación de la calidad del agua de las comunidades, la materia orgánica particulada (MOP), es considerada un recurso energético de gran importancia en los ecosistemas acuáticos (Tamaris-Turizo, 2009). Es utilizada como un potencial indicador de su calidad, estudiando su variación con respecto a los cambios poblacionales. Los resultados obtenidos en nuestro trabajo demuestran que *a priori* la concentración de materia orgánica particulada en el agua no parece explicar las diferencias encontradas en la estructura de la comunidad intermareal ni a nivel espacial ni temporal. Estudios previos han demostrado que las colonias de zoantídeos se ven favorecidas en su crecimiento cuando el medio se encuentra enriquecido y hay un mayor aporte de nutrientes y materia orgánica (Huang *et al.*, 2011; Kumari *et al.*, 2015). De esta forma, un incremento en el tamaño de las colonias podría estar ocasionado por un aumento en la concentración de nutrientes relacionado con los picos de productividad fitoplanctónica, que también favorecería la actividad fotosintética de las zooxantelas simbiotes de *Z. pulchellus*, mientras que un aumento en la materia orgánica particulada podría favorecer el tipo de alimentación heterótrofa en estos animales mixotróficos. Por lo tanto, y a pesar del que los parámetros del agua registrados en este estudio no parecen relacionarse con el estado de la comunidad intermareal de Punta del Hidalgo, la caracterización de estos parámetros ambientales resulta de utilidad para entender otros factores ambientales además de los incrementos de temperatura debidos al cambio climático que pueden favorecer la proliferación y expansión de los zoantídeos (Huang *et al.*, 2011; Kumari *et al.*, 2015).

A pesar de las posibles limitaciones que han podido surgir, el presente estudio permite establecer un punto inicial en el seguimiento de las poblaciones de *Zoanthus pulchellus* y el grado de expansión de sus colonias en el hábitat intermareal de Canarias, siendo crucial como referencia para interpretar posibles tendencias futuras de las poblaciones de zoantídeos en Canarias en un contexto de cambio climático. Cabe añadir que es necesario estudiar un marco temporal más amplio que permita comparar los patrones de variación en la distribución de la especie y poder comprobar las trayectorias de cambio en los ecosistemas locales en un contexto de cambio global.

6. Conclusiones.

1. Dentro de los 2600 m² que comprenden la zona *Zoanthus* del intermareal rocoso de Punta del Hidalgo se registraron diferencias espaciales de las comunidades bentónicas sésiles. Las colonias del zoantídeo *Z. pulchellus* no aparecieron distribuidas homogéneamente, dando como resultado una modificación de las comunidades bentónicas acompañantes.
2. La zona más cercana a la línea del submareal (transecto 1) resultó ser la más diferente debido a la abundancia de las comunidades de macroalgas erectas, que ocupaban la mayor parte del área de sustrato. En cambio, los transectos establecidos ya en el intermareal medio (transectos 2 y 3) fueron más similares entre sí en cuanto a las comunidades bentónicas que ocupaban el sustrato, con coberturas de *Z. pulchellus* de hasta el 18%, según la zona.
3. En la escala horizontal también se observaron diferencias en las comunidades de la zona de dominancia del zoantídeo, mostrando un patrón de mayores densidades de *Z. pulchellus* en la zona central, y unas zonas de transición en los bordes, con menores densidades del zoantídeo que dan oportunidad a otros organismos sésiles. Además, el Borde Este de la zona *Zoanthus* presentó variaciones a nivel de la comunidad entre los años 2020 y 2021, debido a la reducción de la comunidad de macroalgas y el aumento de sustrato disponible.
4. Se observó que, de forma general, las colonias de *Z. pulchellus* tendieron a proliferar en zonas en las que había más sustrato disponible y con menores coberturas de macroalgas erectas, mientras que la presencia de otros invertebrados sésiles no fue determinante, probablemente debido a su menor tamaño y a las poblaciones menos densas que conforman.
5. El aumento de los valores de productividad primaria del hábitat intermareal de Punta del Hidalgo del año 2020 al 2021, no parece guardar relación con la productividad de los organismos bentónicos fotosintéticos, por lo que otros factores pueden estar influenciando los cambios observados en las comunidades.
6. La concentración de materia orgánica particulada en el agua, que podría favorecer la alimentación de animales filtradores, no se relacionó con las diferencias encontradas en la estructura de la comunidad intermareal, ni a nivel espacial ni temporal.
7. Aunque los resultados del estudio no demostraron un aumento de las poblaciones de *Z. pulchellus* en el periodo de un año, sí que se han observado cambios en los patrones de distribución de las comunidades del intermareal de Punta del Hidalgo debido a la presencia de este zoantídeo. Por ello, este estudio establece un punto inicial para el seguimiento exhaustivo a largo plazo de las poblaciones de zoantídeos y sus efectos sobre el resto de la comunidad intermareal en Canarias, en un contexto del cambio climático.

Conclusions.

1. Within the 2600 m² comprising the *Zoanthus* zone of the rocky intertidal at Punta del Hidalgo, spatial differences in sessile benthic communities were recorded. Colonies of the zoanthid *Z. pulchellus* did not appear homogeneously distributed, resulting in a modification of their associated benthic communities.
2. The closest area to the subtidal (transect 1) proved to be the most different due to the abundance of erect macroalgal communities, which occupied most of the substrate area. In contrast, transects established in the mid-intertidal (transects 2 and 3) were more similar to each other in terms of benthic communities occupying the substrate, with *Z. pulchellus* coverages up to 18% depending on the area.
3. At the horizontal scale, differences were also observed in communities at the zoantharian-dominated area, showing a pattern of higher densities of *Z. pulchellus* in the central zone, and transition zones at the edges, with lower densities of the zoantharian that provided opportunities for other sessile organisms. In addition, the Eastern Edge of the *Zoanthus* zone showed variations at the community level between 2020 and 2021, due to the reduction of the macroalgae community and the increase of available substrate.
4. In general, it was observed that *Z. pulchellus* colonies tended to proliferate in areas where there was more available substrate with lesser cover of erect macroalgae, while the presence of other sessile invertebrates was not determinant, probably due to their smaller size and less dense populations.
5. The increase in primary productivity at the intertidal habitat of Punta del Hidalgo from 2020 to 2021 did not seem to be related to the productivity of benthic photosynthetic organisms, so other factors may be influencing the observed changes in communities.
6. The concentration of particulate organic matter in the water, which could favour filter-feeding animals, was not related to the differences found in intertidal community structure, neither spatially nor temporally.
7. Although results of the study did not show an increase in *Z. pulchellus* populations over a one-year period, changes in the distribution patterns of the intertidal communities at Punta del Hidalgo were observed due to the presence of the zoantharian. Therefore, this study establishes a starting point for long-term comprehensive monitoring of zoantharian populations and its effects on the rest of the intertidal community in the Canary Islands, in the context of climate change.

7. Bibliografía.

- Acha-Araico, B. (2021). Interacciones entre zoantídeos tapizantes y comunidades de macroalgas de Canarias en condiciones de laboratorio. Trabajo Fin de Grado. Universidad de La Laguna.
- Acosta, A., Casas, M., Vargas, C. A., & Camacho, J. E. (2005). Lista de Zoantharia (Cnidaria: Anthozoa) del Caribe y de Colombia. *Biota Colombiana*, 6(2), 147-161.
- Acosta, A., Sammarco, P. W., & Duarte, L. F. (2001). Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: the role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*, 68(3), 363-381.
- Afonso Carrillo, J. (2021). Tiempos de profundas transformaciones en los paisajes submarinos del litoral canario. *Afonso-Carrillo, J.(Ed.), Reflexiones medioambientales en tiempos de un coronavirus*, pp. 41-88. *Actas XVI Semana Científica Telesforo Bravo. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias. Puerto de la Cruz.*
- Anderson, M. J. 2001. Permutation test for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58(3), 626-639.
- Anderson, M. J. y Millar, R. B. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef assemblages in north eastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305(2), 191-221.
- Arias, A., Bañón, R., Paxton, H., & Anadón, N. (2014). Tropicalización y meridionalización en el medio marino del NO-N de la península ibérica.
- Baker, A. C., Glynn, P. W., & Riegl, B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, coastal and shelf science*, 80(4), 435-471.
- Ballesteros, H. B., & Aristizabal, G. L. (2007). Información técnica sobre gases de efecto invernadero y el cambio climático. In *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. Subdirección de Meteorología. Bogotá, Colombia*, 96.
- Barton, E. D., Aristegui, J., Tett, P., Cantón, M., García-Braun, J., Hernández-León, S., ... & Wild, K. (1998). The transition zone of the Canary Current upwelling region. *Progress in Oceanography*, 41(4), 455-504.
- Bastidas, C., & Bone, D. (1996). Competitive strategies between *Palythoa caribaeorum* and *Zoanthus sociatus* (Cnidaria: Anthozoa) at a reef flat environment in Venezuela. *Bulletin of Marine Science*, 59(3), 543-555.
- Beger, M. (2021). Accepting the loss of habitat specialists in a changing world. *Nature Ecology & Evolution*, 5(5), 556-557.
- Belford, S. G., & Phillip, D. A. (2012). Intertidal distribution patterns of zoanthids compared to their scleractinian counterparts in the southern Caribbean. *International Journal of Oceanography and Marine Ecological System*, 1(3), 67.
- Benítez, M. 2019. Efectos de la proliferación de *Zoanthus pulchellus* (Cnidaria; Zoantharia) sobre las comunidades del intermareal de Tenerife. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de La Laguna.
- Brito, A., Falcón, J. M., Herrera, R., Sánchez, F., Brito, A., Falcón, J. M., & Herrera, R. (2005). Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *VIERAEA*, 33, 515-525.
- Brito, A. (2008). Influencia del calentamiento global sobre la biodiversidad marina de las islas Canarias. *Naturaleza Amenazada Por Los Cambios En El Clima, Actas III*, 141-161.
- Brown, B. E., & Cossins, A. R. (2011). The potential for temperature acclimatisation of reef corals in the face of climate change. In *Coral reefs: an ecosystem in transition. Springer, Dordrecht*. 421-433.
- Cadilhac, L., Torres, R., Calles, J., Vanacker, V. & Calderón, E. (2017). Desafíos para la investigación sobre el cambio climático en Ecuador, *Neotropical Biodiversity*, 3:1, 168-181.

- Caldeira, K., and M. E. Wickett (2005). Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean, *J. Geophys. Res.*, 110.
- Calderón-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., & Carriquiry, J. D. (2007). El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: estudios en el Pacífico mexicano. *Carbono en ecosistemas acuáticos de México. SEMARNAT/INE, CICESE, México*, 215-226.
- Carballo, J. L., Bautista-Guerrero, E., Nava, H., & Cruz-Barraza, J. A. (2010). Cambio climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del Pacífico Este. *La Biodiversidad en Ecosistemas Marinos y Costeros del Litoral de Iberoamérica y el Cambio Climático: I. Red Cytel Biodivmar, La Habana*, 183-193.
- Clemente S., Rodríguez A., Brito A., Ramos A., Monterroso Ó., Hernández J. C. (2011). Sobre la presencia del hidrocoral Millepora (Hydrozoa: Milleporidae) en el Atlántico oriental subtropical (Islas Canarias): ¿la colonización está relacionada con eventos climáticos? *Arrecife de coral*, 30, 237 – 240.
- Cruz, I. C. S., Meira, V. H., de Kikuchi, R. K. P., & Creed, J. C. (2016). The role of competition in the phase shift to dominance of the zoanthid Palythoa cf. variabilis on coral reefs. *Marine environmental research*, 115, 28-35.
- Fernández Martín, S (2019). Distribución de zoantídeos (Cnidaria: Anthozoa) y su uso del espacio en plataformas rocosas intermareales de las Islas Canarias. Trabajo de Fin de Máster, Universidad de La Laguna.
- Frankham, R. (2005). Stress and adaptation in conservation genetics. *Journal of evolutionary biology*, 18(4), 750-755.
- González Avilés, M. S. (2021). Bacteria associated with sessile marine invertebrates as a source of active metabolites for their application in human and animal health. Tesis de Licenciatura, Universidad de Investigación de Tecnología Experimental Yachay.
- González-Delgado, S., López, C., Brito, A., & Clemente, S. (2018). Marine community effects of two colonial zoanthids in intertidal habitats of the Canary Islands. *Regional Studies in Marine Science*, 23, 23–31.
- Hawkins, J., Lemasson, A. J., Allcock, A. L., Bates, A. E., Byrne, M., Evans, A. J., Firth, L. B., Marzinelli, E. M., Russell, B. D., Smith, I. P., Swearer, S. E., Todd, P. A., Taylor, E., Davis Reimer, J., Boo Wee, H., López, C., Beger, M., & Cristino Silva Cruz, I. (2021). Widespread Zoanthus and Palythoa Dominance, Barrens, and Phase Shifts in Shallow Water Subtropical and Tropical Marine Ecosystems. *Oceanography and Marine Biology*, 59, 533–557.
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C. J., W. Holmes, Robert & D. H. Strickland, John (1965). Fluorometric Determination of Chlorophyll, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 30, Issue 1, 3–15.
- Huang, Y. C. A., Hsieh, H. J., Huang, S. C., Meng, P. J., Chen, Y. S. et al. (2011). Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters. *Marine Ecology Progress Series*, 423, 83–93.
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. *IPCC, Geneva, Switzerland*, 104.
- IPCC, 2018: Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. *World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland*, 32.
- IPCC, 2019: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)].

- IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA*, 3–32.
- Karlson, R. H. (1980). Alternative competitive strategies in a periodically disturbed habitat. *Bulletin of Marine Science*, 30(4), 894-900.
- Kumari, S., Zacharia, P. U., Kripa, V., Sreenath, K. R., & George, G. (2016). Distribution pattern and community structure of zoanths (Zoantharia) along the coast of Saurashtra, Gujarat, India. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(8), 1577-1584.
- López, C., Bas-Silvestre, M., Rodríguez, A., Brito, A., Clemente, S. (2021). Effects of low pH and high temperature on two *Palythoa* spp. and predator–prey interactions in the subtropical eastern Atlantic. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*, 31, 748–763.
- López, C., Clemente, S., Almeida, C. et al. (2015). Una aproximación genética al origen de *Millepora* sp. en el Atlántico oriental. *Arrecifes de coral* 34, 631–638.
- López, C., Freitas, R., Magileviciute, E., Ratão, S. S., Brehmer, P., & Reimer, J. D. (2018). Report of a *Zoanthus* zone from the Cabo Verde islands (Central eastern Atlantic). *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 34(2), 409-413.
- López, C., Moreno, S., Brito, A., & Clemente, S. (2020). Distribution of zooxanthellate zoantharians in the Canary Islands: potential indicators of ocean warming. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 233, 106519.
- López, C., Reimer, J. D., Brito, A., Simón, D., Clemente, S., & Hernández, M. (2019). Diversity of zoantharian species and their symbionts from the Macaronesian and Cape Verde ecoregions demonstrates their widespread distribution in the Atlantic Ocean. *Coral Reefs*, 38(2), 269-283.
- Martín, J. L., Bethencourt, J. & Cuevas-agulló, E. (2012). Evaluación del calentamiento global en Tenerife. Tendencias desde 1944 en las temperaturas máximas y mínimas anuales. *Climatic Change*, 114, 343–355
- Mebs, D. (1998). Occurrence and sequestration of toxins in food chains. *Toxicon*, 36, 1519–1522.
- Mendonça-Neto, J. P., & Da Gama, B. A. P. (2009). The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral Reefs*, 28(2), 497-497.
- Ocaña, O., Moro, L., Ortea, J., Espinosa, J., & Caballer, M. (2007). Guía visual de la biodiversidad marina de Guanahacabibes. I.—Anémonas (Anthozoa: Actiniaria, Corallimorpharia, Ceriantharia y Zoanthidea). *Avicennia*, 19, 129-138.
- Ott, B., & Lewis, J. B. (1972). The importance of the gastropod *Coralliophila abbreviata* (Lamarck) and the polychaete *Hermodice carunculata* (Pallas) as coral reef predators. *Canadian Journal of Zoology*, 50, 1651–1656.
- Pérez, C. D., Vila-Nova, D. A. y Santos, A. M. (2005). Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, *Brazil. Hydrologia*, 548, 207-215.
- Rabelo, E. F., Rabay, S. G., Mattews-Cascon, H. & Fortes-Xavier, A. C. M. (2016). Distribuição de zoantídeos (Cnidaria: Zoanthidea) em recifes de arenito: influencia da competição com macroalgas. *XII Congresso Latino Americano de Ciências do Mar. Congresso Latino Americano de Ciências do Mar-Colacmar. Livro de Resumos. Florianópolis*.
- Randall, J. E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud Trop Oceanogr*, 5, 665–847.
- Reimer, J. D., Ono, S., Sinniger, F., & Tsukahara, J. (2008). Distribution of zooxanthellate zoanthid species (Zoantharia: Anthozoa: Hexacorallia) in southern Japan limited by cold temperatures. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 10(2), 57-67.

Reimer, J. D., Wee, H. B., López, C., Beger, M., & Cruz, I. C. S. (2021). Widespread *Zoanthus* and *Palythoa* dominance, barrens, and phase shifts in shallow water subtropical and tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology*, 533-557.

Riera, R., Becerro, M. A., Stuart-Smith, R. D., Delgado, J. D., & Edgar, G. J. (2014). Out of sight, out of mind: Threats to the marine biodiversity of the Canary Islands (NE Atlantic Ocean). *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), 9-18.

Ritchie, R. J. (2006). Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. *Photosynthesis research*, 89(1), 27-41.

Rivera, C., Zapata, Á., Pinilla, G., Donato, J., Chaparro, B., & Jiménez, P. (2005). Comparación de la estimación de la clorofila-a mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico. *Acta Biológica Colombiana*, 10(2), 95-103.

Rodríguez-Griñán, D. (2020). Efectos de la proliferación de *Zoanthus pulchellus* (Cnidaria: Anthozoa) en las comunidades de macroalgas y productividad bentónica de los hábitats intermareales de Punta del Hidalgo (Tenerife). Grado en Biología. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de La Laguna.

Rojas Higuera, P. (2013). La expresión del cambio global en las variables físico-químicas del medio marino regional y su impacto en los ecosistemas marino-costeros colombianos. Trabajo de Fin de Grado, Universidad Nacional de Colombia.

Sammarco, P. W., Coll, J. C. y Barre, S. L. (1985). Competitive strategies of soft corals (Coelenterate: Octocorallia). II. Variable defensive responses and susceptibility to Scleractinian corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 91, 199-215.

Simón Otegui, D. (2015). Datos para el estudio del proceso de tropicalización en Canarias: evaluación de las poblaciones de antozoos indicadores en las principales plataformas intermareales de Tenerife. Trabajo de Fin de Máster, Universidad de La Laguna.

Streit, N., Mérida, L. G. R., Zepka, L. Q., Lopes, E. J., & Queiroz, M. I. (2015). Producción de pigmentos naturales (clorofila-a) en biorrefinerías agroindustriales. *Revista Ciencia y Tecnología*, 8(2), 27-34.

Tamaris-Turizo, C. (2009). Transporte de materia orgánica y deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de un río tropical. Tesis de Maestría, Universidad del Magdalena.

Tuya, F., & Haroun, R. (2008). *El intermareal Canario: poblaciones de lapas, burgados y canadillas*.

Useros, J. L. (2013). El cambio climático: sus causas y efectos medioambientales. *Anales de La Real Academia de Medicina y Cirugía de Valladolid*, 50, 71-98.

Varela, C., Guitart, B., Ortiz, M., & Lalana, R. (2002). Los zoantideos (Cnidaria, Anthozoa, Zoanthiniaria), de la región occidental de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 23(3), 179-184.

Velasco Munguira, A., & Rodríguez Camino, E. (2018). Cambio climático: calentamiento global de 1,5 °C. *Agencia Estatal de Meteorología*, 1033-1041.

Vergés, A., Doropoulos, C., Malcolm, H. A., Skye, M., Garcia-Pizá, M., Marzinelli, E. M., ... & Steinberg, P. D. (2016). Long-term empirical evidence of ocean warming leading to tropicalization of fish communities, increased herbivory, and loss of kelp. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13791-13796.

Vergés, A., Steinberg P., Hay M., Poore A., Campbell A., Ballesteros E., & Figueira W. (2014). La tropicalización de los ecosistemas marinos templados: cambios mediados por el clima en los cambios de fase de la herbivoría y la comunidad proc. Roy. Soc. B, 281-1789.

Villanova, C. (2019). Comunidades de peces litorales de fondos rocosos del Archipiélago Canario en hábitats dominados por zoantideos estructurantes. Trabajo de Fin de Máster, Universidad de La Laguna.

Yang, S., Bourgeois, C., Ashworth, C. D. & Reimer, J. D. (2013) *Palythoa* zoanthid 'barrens' in Okinawa: examination of possible environmental causes. *Zoological Studies*, 52 (1), 39-49.