



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

El coralígeno somero de la costa de Gandia

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Evaluación y Seguimiento Ambiental de
Ecosistemas Marinos y Costeros

AUTOR/A: Martínez Baños, Lucía

Tutor/a: Rodilla Alamá, Miguel

CURSO ACADÉMICO: 2021/2022

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a Miguel Rodilla por haberme ayudado a lo largo de este trabajo y por ofrecerme la oportunidad de aprender de él y disfrutar de las inmersiones en el mar que tanto me apasionan. En segundo lugar, también quiero dar las gracias al equipo que me ha acompañado durante el trabajo en el mar, Blanca, Meri y Carles, así como aquellos que echaron una mano ayudando en alguna que otra inmersión y que, sin duda, han aportado su granito de arena, como mi amigo Alberto.

Agradecer sobre todo a mis padres y mi hermano por el incondicional apoyo durante todos mis estudios y en especial con este máster que tanta ilusión me hacía realizar, y a mi amiga Miriam, que es lo mejor que me llevo de este curso.

Resumen

Las algas, junto con las fanerógamas marinas, desempeñan un papel fundamental para los ecosistemas marinos. En concreto, las algas esciáfilas coralinas pertenecientes a las familias Corallinaceae y Hapalidiaceae forman una de las comunidades más complejas y diversas del Mediterráneo, el coralígeno, tratándose del segundo punto caliente en diversidad de especies más importante de este mar después de las praderas de *Posidonia oceanica*. Es por ello, que conocer sobre la biodiversidad y estructura y funcionamiento de la biocenosis de este es esencial para garantizar su conservación. En este trabajo se ha realizado una cartografía del enclave coralígeno ubicado en las costas de Gandía, conocido como la Vinyeta, mediante buceo con el fin de determinar la forma de su borde así como obtener una evaluación del estado de las algas que lo componen. Los resultados demuestran que el coralígeno presenta una morfología heterogénea y compleja. Mientras que su estado de conservación es bueno actualmente, este presenta evidencias de factores como la sedimentación y otros que serán agravados por el cambio climático afectando negativamente en el futuro tanto a su cobertura como a las especies que en él habitan.

Palabras clave: Algas esciáfilas, fanerógamas marinas, coralígeno, la Vinyeta, cartografía, sedimentación.

Abstract

Algae, as well as marine phanerogams, play a key role in marine ecosystems. Specifically, coralline scyaphilic algae belonging to the Corallinaceae and Hapalidiaceae families form one of the most complex and diverse communities in the Mediterranean sea, the coralligenous, which is the second most important hotspot in terms of species diversity in this sea after the *Posidonia oceanica* meadows. Therefore, it is essential to know about the biodiversity and structure and functioning of this biocenosis to guarantee its conservation. In this work, a mapping of the coralligenous enclave located off the coast of Gandía, known as La Vinyeta, has been carried out by diving in order to determine the shape of its edge and to obtain an assessment of the state of the algae that compose it. The results show that this coralligenous has a heterogeneous and complex morphology. Although its conservation status is good, it shows evidence of factors such as sedimentation and others that will be aggravated by climate change, which will negatively affect both its cover and the species that inhabit it in the future.

Key words: Scyaphilous algae, marine phanerogams, coralligenous, La Vinyeta, mapping, sedimentation.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	4
2. OBJETIVO.....	7
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	7
4. METODOLOGÍA.....	8
Metodología cartográfica	8
Metodología trabajo de campo.....	8
Procesado de los datos de posicionamiento.....	10
Identificación de las comunidades de algas esciáfilas y fanerógamas marinas	11
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	11
6. CONCLUSIONES.....	27

1. INTRODUCCIÓN

Aunque el mar Mediterráneo representa solo el 0,82% en superficie y el 0,32% en volumen de los océanos mundiales (Bianchi y Morri, 2000) se trata del mar cerrado más grande (2.969.000 km²) y más profundo (media de 1.460 m, máximo de 5.267 m) de la Tierra (Coll *et al.*, 2010). Conocido por contener una alta biodiversidad marina cuenta con al menos 20.000 especies registradas (Pascual *et al.*, 2017) constituyendo así en uno los 25 puntos calientes de biodiversidad reconocidos del mundo (Myers *et al.*, 2000). Las preocupaciones sobre las amenazas en la conservación de su gran biodiversidad son especialmente mayores que sobre la de otros mares debido a que los impactos antropogénicos son proporcionalmente más fuertes en él (Kipson *et al.*, 2011) debido a que el Mediterráneo ha estado habitado durante milenios por lo que los ecosistemas de este se han visto alterados de muchas formas distintas como son la actividad pesquera, la contaminación directa o indirecta entre muchos otros (Coll *et al.*, 2010).

Las especies amenazadas y hábitats saludables del Mar Mediterráneo siguen disminuyendo debido fundamentalmente al impacto generado de las actividades humanas (UNEP/MAP RAC/SPA 2010). Los modelos climáticos predicen que la cuenca mediterránea será una de las regiones más afectadas por la actual tendencia al calentamiento y por un aumento de los fenómenos extremos (Lejeune *et al.*, 2010; Galli *et al.*, 2017). En concreto, se prevé que la interacción con las perturbaciones antropogénicas a escala local como son la eutrofización, el aumento de carga de sedimentos, la contaminación química entre otros, causen un impacto fuerte sobre la biota marina del Mediterráneo (Rindi *et al.*, 2019).

Uno de los hábitats más importantes de los fondos blandos de las aguas costeras de todo el mundo son los comprendidos por las praderas marinas, establecidos por las fanerógamas marinas (Den Hartog, 1970; Templado, 2004). La luz se trata de uno de sus principales factores limitantes para su crecimiento por lo que se localizan en el piso infralitoral, aunque pueden estar presentes en algunas llanuras intermareales (Templado, 2012).

La riqueza y densidad animal que estas presentan son mayores que en la de los fondos adyacentes sin vegetación (Heck *et al.*, 1995) debido a la gran superficie que crean la gran cantidad de hojas que contiene. Esta superficie es rápidamente colonizada por toda una gran variedad de microflora y microfauna, que crea el alimento para numerosas especies mayores, estableciendo a partir de aquí una pirámide trófica completa. También actúan como refugio albergando a muchas especies de importancia comercial y son utilizadas para poner las puestas o para desarrollar las etapas juveniles de ciertos grupos de especies. Asimismo, funcionan de alimento para cefalópodos, crustáceos, mariscos y peces (González, 1995; Green & Short, 2003). Por todo esto, son consideradas especies ingenieras ya que construyen el hábitat del que dependen muchas especies para refugiarse, fijarse, alimentarse o reproducirse (Coleman & Williams, 2002).

Entre sus funciones también destacan la de atenuar el hidrodinamismo marino provocando así la atenuación de la erosión costera (Templado *et al.*, 2012)

Concretamente, en el Mediterráneo se encuentran cinco especies de fanerógamas marinas: *Posidonia oceanica*, endémica y la más extendida; *Cymodocea Nodosa* la cual está presente también a lo largo de las costas africanas del Atlántico Norte, en Portugal y además llega hasta las islas Canarias; *Zostera marina* que se encuentra también en las costas del Atlántico Norte y del Pacífico; *Zostera noltii*, también en el océano Atlántico y llega a las islas Canarias y *Halophila decipiens* que se encuentra también en el archipiélago canario (Green & Short, 2003; Templado *et al.*, 2012).

A pesar del reducido número de especies de fanerógamas marinas estas forman uno de los ecosistemas más importantes y característicos de los fondos litorales de los mares templados, comúnmente conocidos como praderas marinas (Templado *et al.*, 2012).

Por otro lado, las algas, junto con las fanerógamas marinas, también desempeñan un papel ecológico fundamental para el ecosistema marino ya que se tratan de sus productores primarios generando una entrada de materia y energía en el ecosistema y constituyendo asimismo también el inicio de numerosas redes tróficas marinas (Gili *et al.*, 2022).

Las algas esciáfilas en particular son aquellas que crecen bajo condiciones de iluminación atenuada o umbrías como las que se encuentran en los fondos rocosos infralitorales donde estas se desarrollan debido a que la iluminación no incide directamente, ya sea por su orientación, inclinación o profundidad.

Algunas de las algas esciáfilas que crecen en estas condiciones son las clorofíceas *Halimeda tuna* y *Fabellia petiolata* y/o rodofíceas laminares *Peyssonnelia squamaria*, *Peyssonnelia rosamarina* y *Lithophyllum stictaeforme* (alga calcárea) (Templado *et al.*, 2012) formando una de las comunidades más complejas y diversas del Mediterráneo, el comúnmente llamado “coralígeno” (Grande *et al.*, 2006). Este contribuye en gran medida en la amplia biodiversidad del mar Mediterráneo tratándose así del segundo punto caliente de diversidad de especies más importante de este después de las praderas de *Posidonia oceanica* (Boudouresque, 2004).

Se trata de un hábitat característico de la plataforma continental que alcanza hasta los 100 m de profundidad en el Mediterráneo occidental y debido a que son muy complejos y heterogéneos y además difieren de una región del mediterráneo a otra no hay una definición del todo decidida. Sin embargo, la definición más consensuada de estos hábitats es la de Ballesteros. (2006) definiendo el coralígeno como sustratos duros de origen biogénico que se producen principalmente por la acumulación de algas calcáreas incrustantes que crecen en condiciones de poca luz que puede desarrollarse en zonas del circalitoral pero también en la zona infralitoral (Ballesteros, 2003).

Del mismo modo que no hay un consenso para establecer una clara definición del coralígeno tampoco lo hay para establecer el número de los distintos tipos que hay según su morfología debido a que en este coexisten diferentes tipos de hábitats (Barberá *et al.*, 2012).

Hay algunos autores como Cognetti *et al.*, (2001), Ballesteros (2006) y Danovaro (2013) que solo distinguen dos tipos de coralígeno: El coralígeno de plataforma y el coralígeno de borde. El primero se forma a profundidades mayores de 50 m hasta los 140 m y se trata de concrecionamientos sobre fondos blandos (Cognetti *et al.*, 2001), una formación muy característica del mediterráneo (Péres & Picard, 1964). Este presenta una estructura típica cavernosa, con numerosos recovecos y, que puede llegar a alcanzar un grosor de 3 o 4m (Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, 2003), diferenciándose la parte superficial de la plataforma de la parte con más pendiente, conocida como borde.

El coralígeno es reconocido como un hábitat marino típico del Mediterráneo y uno de los más complejos (Paoli *et al.*, 2016b) que forman la base de su riqueza única (Relini, 2009) ya que hay al menos 1666 especies, reportadas por Ballesteros. (2006). Además de ser característicos por sus algas calcáreas, pueden presentar coral rojo, gorgonias, briozoos y esponjas cuyas especies, formas y colores difieren de una región a otra y, en particular, entre el este y el oeste y el norte y el sur del Mediterráneo tal y como describe Thierry De Ville D’Avray *et al.*, (2019) en su estudio. Asimismo, en este mismo estudio estos concluyeron que aunque son menos conocidos y bastante diferentes a otros servicios que proporcionan por ejemplo la *Posidonia*

oceanica los principales servicios ecosistémicos identificados que proporcionan los hábitats del coralígeno fueron los servicios de “nursery”, alimento y secuestro de carbono (Campagne *et al.*, 2015) entendiendo servicios ecosistémicos como la contribución directa e indirecta que los ecosistemas aportan al bienestar humano (TEEB, 2010).

En el estudio de Bonacrosi *et al.*, (2014) también destacan la gran importancia del coralígeno tanto por su papel en los flujos de energía y ciclos de carbono así como por su amplia distribución, complejidad estructural y valor económico. En concreto, son las especies coralinas de estas comunidades las que desempeñan un papel crucial como ingenieros del ecosistema: la acumulación de sus talos calcáreos produce bioconstrucciones que modifican la estructura tridimensional del sustrato e influyen enormemente en el funcionamiento del ecosistema (Bressan *et al.*, 2009; Ingresso *et al.*, 2018).

También en el estudio de Paoli *et al.*, (2016a) se identificaron en zonas de Italia algunas funciones proporcionadas por estos hábitats como son: “disponibilidad de medicina natural” (investigación), ornamento (coral rojo), “paisajes” (buceo), “hábitat”, “almacenamiento de energía y materia” (alimento), y añadieron el papel de retención de sedimentos y nutrientes por la estructura planar de las gorgonias que se hayan en estos ecosistemas.

Al igual que muchos hábitats del Mediterráneo estos también se ven amenazados por acciones antropogénicas como son las aguas residuales (Hong, 1980), impactos físicos por inmersión (Harmelin & Marinopoulos, 1994) o actividades pesqueras (García-Rubies y Zabala, 1990) y especies invasoras (Piazzi *et al.*, 2005) así como la acidificación del mar (Nash *et al.*, 2016). Debido al desarrollo extremadamente despacio de este hábitat su recuperación ante estos impactos es muy lenta y limitada (Thierry De Ville D’Avray *et al.*, 2019). Otro factor muy importante para destacar que afecta al desarrollo de las comunidades de coralígeno es el nivel de deposición de sedimentos demostrado en el estudio de Balata *et al.*, (2005) donde concluyeron que en las zonas con una deposición de sedimentos mayor la presencia de césped era mayor, mientras que en lugares con una deposición de sedimentos baja se encontraban más algas erectas e incrustantes.

En las costas de Gandía, al sur del Golfo de Valencia, se encuentra el enclave coralígeno conocido como la Vinyeta. Tal y como describe Peláez. (2014) en su trabajo, esta zona presenta un gran interés local debido a que propicia la presencia de especies con un elevado valor comercial en sus alrededores. Esta información está basada en un conocimiento empírico de las capturas en las áreas próximas a la Vinyeta.

Por todo ello es importante conocer sobre la biodiversidad de este enclave coralígeno así como de su estructura y funcionamiento de la biocenosis para garantizar su conservación y los beneficios socioeconómicos que este genera (Peláez, 2014).

Por otro lado, la cartografía es una herramienta con un incuestionable valor, tanto para soporte de la navegación, transporte marítimo, determinación de procedimientos de seguridad marítima en zonas costeras, prevención y seguimiento de situaciones de accidentes de buques cargados de contaminantes (Almazán *et al.*, 2009), así como para la realización de funciones de gestión y proyectos de investigación garantizando una mejora en la toma de decisiones en los procesos de implantación de figuras de protección. Por tanto, la necesidad de tener una cartografía lo más rigurosa y actualizada posible es de vital importancia.

2. OBJETIVO

El objetivo general del presente trabajo es determinar la morfología y obtener la cartografía del borde del coralígeno de la Vinyeta así como estudiar el estado de conservación de las algas esciáfilas que lo conforman y de las fanerógamas marinas de la zona. Para lograr este objetivo se plantean de forma específica los siguientes objetivos:

- Obtención de datos de posicionamiento del borde del coralígeno mediante buceo para la posterior adquisición de la cartografía de la zona.
- Analizar la variación de las algas esciáfilas propias del coralígeno y demás presentes en este basado en la interpretación de imágenes submarinas.
- Determinar el estado de conservación relacionando los datos obtenidos.

3. ÁREA DE ESTUDIO

La zona donde se llevó a cabo el estudio fue en el sector sur del Golfo de Valencia, entre el Cabo de Cullera y el Cabo de San Antonio. Esta área está dominada por arenas fangosa infralitorales hasta los 40 metros de profundidad, siguiendo un gradiente batimétrico e hidrodinámico. Algunas zonas están cubiertas por las fanerógamas marinas de *Cymodocea nodosa* o por el alga *Caulerpa prolifera*, en algunas escasas zonas, se pueden encontrar los enclaves de roca biogénica que emergen desde el fondo sedimentario (Peláez, 2014).

En concreto el estudio se ha centrado en el enclave coralígeno de La Vinyeta (Fig 1) ya que es la zona más accesible debido a su profundidad, el cual es un factor limitante a la hora de desarrollar cualquier estudio que requiera de buceo con escafandra autónoma.

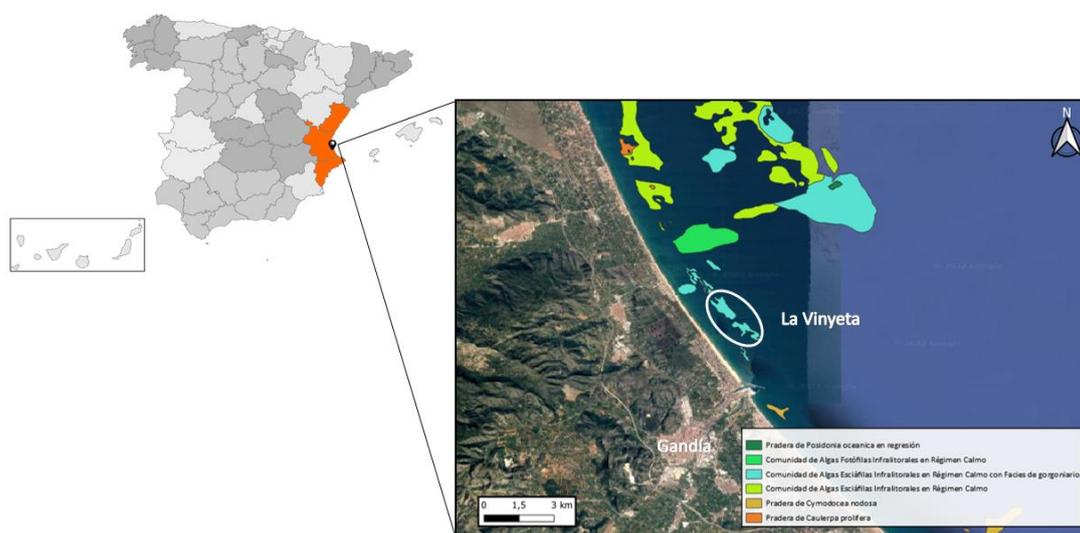


Figura 1. Localización del enclave coralígeno la Vinyeta. Elaboración propia a partir de la cartografía binómica de HIDTMA-ECOMAR

Este enclave se trata en concreto de un coralígeno de plataforma cuyos pescadores de la flota artesanal llamaban 'piedra', un área que se ha convertido en una zona con interés para estos debido a las especies de alto valor que alberga (Peláez, 2014). Se encuentra a menos de 2 millas náuticas del puerto de Gandía y cuenta con una profundidad entre 15 y 17,5 m de máxima. Presenta una altura del borde inferior bastante homogénea con una media de 2,3 m, un máximo de 3m y un mínimo de 1,5 m según Peláez (2014).

4. METODOLOGÍA

La metodología utilizada en este trabajo se basó, en primer lugar, en la realización de un muestreo directo mediante la ejecución de varias salidas de campo donde se llevó a cabo la cartografía del borde exterior de La Vinyeta por medio de buceo con ayuda de un GPS. En segundo lugar, se realizó un análisis de las imágenes, obtenidas mediante los vídeos adquiridos durante las inmersiones, a través de las cuales se identificaron algunas de las algas más representativas presentes en el enclave además de analizar algunos aspectos del estado en el que se encuentran.

Metodología cartográfica

Esta consistió en primer lugar en la realización del campo de trabajo y posteriormente en el procesado de los datos obtenidos.

Metodología trabajo de campo

Para la obtención de la información cartográfica del borde del coralígeno de la Vinyeta se llevaron a cabo varias inmersiones con escafandra autónoma durante los meses de marzo a agosto.

La primera inmersión y a partir de la cual se realizaría el recorrido del borde del coralígeno fue un lugar donde un equipo de la Universitat Politècnica de València tenían fondeado un hidrófono y sabían de la existencia de coralígeno (Fig 2). Una vez llegados a este punto la primera inmersión realizada consistió en encontrar su borde.

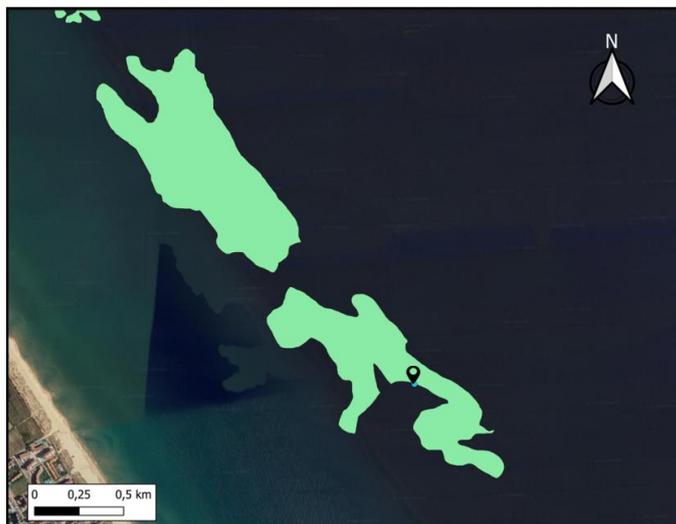


Figura 2. Punto de inicio.

La georreferenciación de cada punto correspondiente al borde del coralígeno se efectuó con un GPS convencional. En concreto este iba remolcado en un flotador enganchado mediante una cuerda y unos plomos que posteriormente uno de los buzos llevaría consigo para conseguir así los datos de posicionamiento durante el recorrido (Fig 3a).

En todos los casos se requirió un equipo mínimo de dos buceadores y un patrón que llevara y permaneciese en la embarcación. Los buceadores llevaban consigo, por una parte, la boya con

el GPS, una cámara subacuática para grabar el coralígeno y las algas que hay en él, así como unas tablillas (Fig 3b) para anotar toda la información relevante como la profundidad y la altura aproximada del coralígeno (Fig 3c). En dos ocasiones se utilizó un torpedo para acelerar la toma de datos de posicionamiento del borde (Fig 3d).

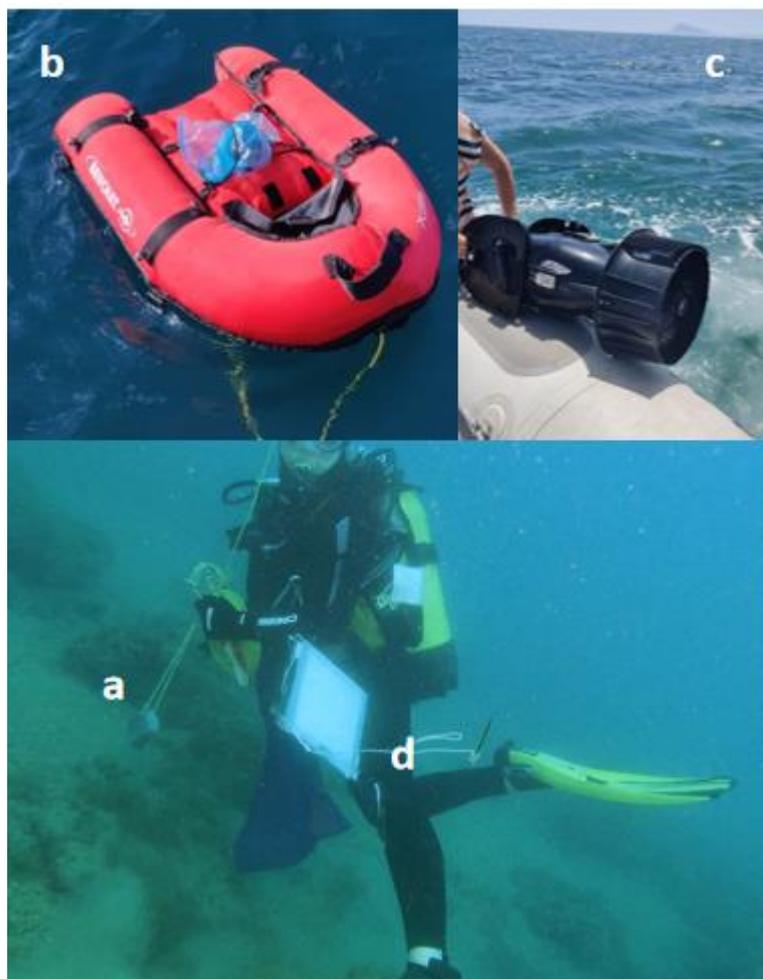


Figura 3. Cuerda atada a la boya y los plomos (a), boya con el GPS (b), buzo con la tablilla (d) y foto del torpedo (c).

Para la anotación de la altura del coralígeno mediante las tablillas se utilizaron dos métodos. En primer lugar, se anotó la profundidad en la base del coralígeno y en su cima obteniendo así por diferencia de profundidades su altura. Por otro lado, se utilizó un método menos preciso, pero más rápido que se basa en medir la altura del coralígeno basándose en la altura de unos de los buzos y hacer así una estimación aproximada de su altura. También se anotó la hora de anotación de los datos de profundidad de modo que posteriormente se pudiese estimar en que punto de coordenada corresponde dicha profundidad y poder observar así los cambios de profundidad presentes a lo largo del borde del coralígeno.

La dirección en la que se recorrió el borde la mayor parte del tiempo fue en dirección norte, manteniendo el coralígeno a la izquierda de los buceadores menos las dos últimas salidas se realizaron en la parte interior de la Vinyeta en dirección sur.

A pesar de que se trata de una metodología relativamente sencilla que permite la obtención de unos datos mucho más precisos esta presenta algunas limitaciones:

La precisión de cualquier dispositivo que esté conectado mediante un cable va a depender de la capacidad del buceador de mantener la boya en su parte superior con la mayor precisión posible (Schories & Niedzwiedz, 2012). Por ello, la boya con el GPS requiere de una buena flotabilidad para mantener su posición en la superficie del agua cuando el buceador intente minimizar el error adicional del cable. Con unas condiciones de viento más fuertes, es difícil mantener la posición de esta por lo que la precisión del posicionamiento se va a ver afectada a medida que el buceador se mueva horizontalmente por la columna de agua. Además, el efecto de este movimiento de arrastre del cable se va a ver multiplicado a medida que el buceador se desplace a mayores profundidades (Fig 4). Es por ello que en estas condiciones el buzo tiene que aplicar un mayor esfuerzo para acortar la longitud del cable y mantener la posición de la boya lo más vertical posible.

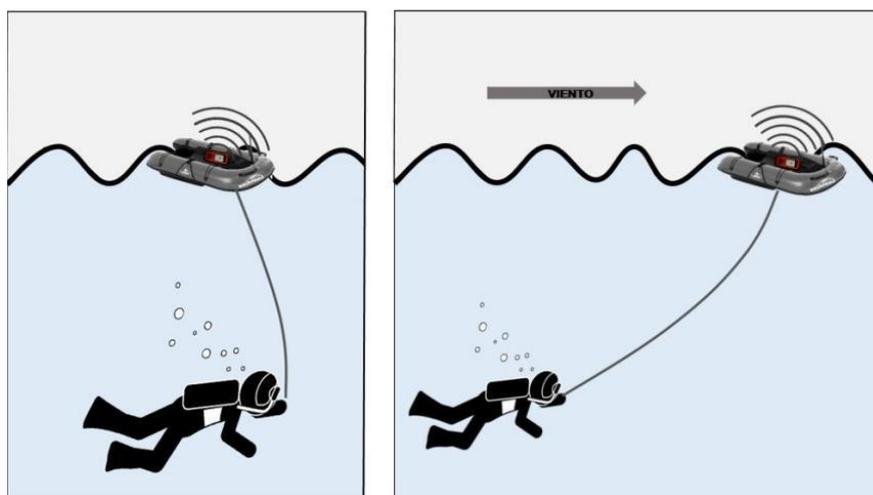


Figura 4. Ilustración de la dificultad de sostener la boya directamente sobre el buzo: A la izquierda buceo poco profundo en condiciones óptimas de la superficie del mar; a la derecha inmersión profunda con condiciones de mayor viento.

Esto implica un mayor esfuerzo físico y por consecuencia un mayor consumo de aire por lo que la durabilidad de las inmersiones se ven afectadas en condiciones de viento más desfavorables.

En general, el tiempo de trabajo mediante esta metodología es limitado, pero este se ve disminuido por efectos como la deriva de la boya que requiere un mayor esfuerzo, así como también de la profundidad, la cantidad de aire y la velocidad con la que es consumido tanto antes como durante la inmersión y en el ascenso y parada de descompresión para la eliminación de microburbujas de nitrógeno así como las dificultades físicas como la descompresión de los buzos durante las bajadas o mareos que impiden finalmente la realización de la inmersión. La temperatura del agua durante los meses de invierno también es una desventaja añadida ya que disminuye la durabilidad de la inmersión. La turbidez del agua es otra de las limitaciones debido a que con una menor visibilidad la toma de datos mediante vídeo y mediante observación directa se hace más dificultosa.

Procesado de los datos de posicionamiento

Para el procesamiento de datos se utilizó el Sistema de Información Geográfica de software libre y de código abierto QGIS.

Tras obtener los datos gpx de coordenadas mediante el GPS estos fueron introducidos en el programa QGIS donde fueron editados y eliminados aquellos puntos de posicionamiento que

no eran válidos ya sea porque correspondían a puntos del viaje de ida y vuelta de la zona de estudio o por fallos de orientación durante las inmersiones o bien por solapamiento de puntos.

Gracias a la anotación de la hora en el momento de la toma de datos de profundidad se pudieron identificar los puntos correspondientes a dicha profundidad y poder observar así los cambios de profundidad presentes a lo largo del borde. Del mismo modo, los vídeos tomados pudieron ser asociados a los puntos georreferenciados gracias a la hora en la que fueron tomados.

Identificación de las comunidades de algas esciáfilas y fanerógamas marinas

Por otro lado, la identificación de las comunidades de algas esciáfilas más representativas de la zona y de las fanerógamas marinas se basó en la visualización detenida de los videos e imágenes obtenidas durante las inmersiones. Para la identificación de las especies se basaron en bibliografía de estudios sobre la biota de la misma zona, así como de aquellos realizados en enclaves coralígenos del mediterráneo.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En total se realizaron 6 salidas de campo distribuidas entre los meses de marzo, junio y agosto con un total de 13 inmersiones aproximadamente para la realización de la cartografía del borde del coralígeno de la Vinyeta (Fig 5).

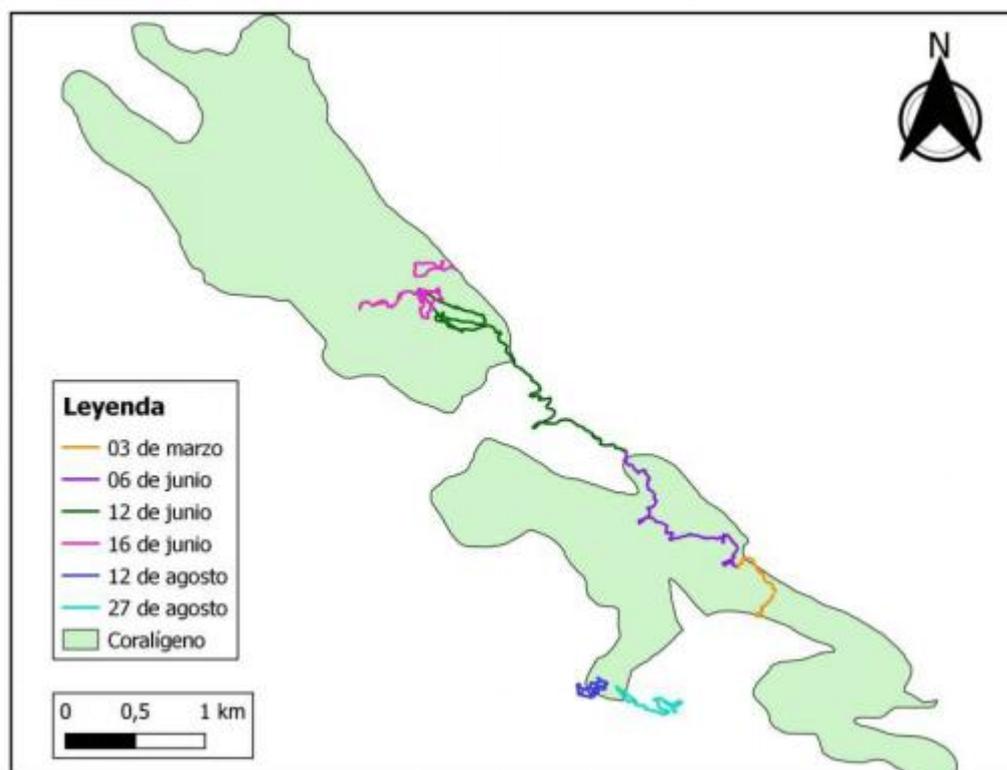


Figura 5. Cartografía de la Vinyeta.

En este mapa se observan recorridos realizados mediante el buceo superpuestos sobre el mapa de la ecocartografía de Valencia, en concreto de las comunidades marinas, realizada por la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar y la UTE formada por las

empresas HIDTMA e IBERINSA, entre los años 2006 y 2007 que se puede encontrar en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, s.f.). Para la realización de esta cartografía estas empresas utilizaron técnicas acústicas, utilizando un ecosonda colocada debajo de la embarcación junto con una cámara remolcada en la parte posterior obteniendo la ecocartografía calculando la distancia entre ambos.

A menor profundidad los recorridos con la sonda deberían ser mayores y más estrechos para obtener una mayor precisión pero en cambio, los creadores de esta ecocartografía probablemente extrapolaron de modo que obtenemos una cartografía más imprecisa y con falta de datos. Como se puede observar en la figura 5 en la parte central donde aparentemente no había presencia de coralígeno en realidad si hay. Del mismo modo observamos mediante la cartografía realizada en este trabajo que el coralígeno tiene un borde bastante irregular y que en algunas zonas se aleja del borde de la cartografía presentada por el MITECO.

Por otro lado, el coralígeno cartografiado por el MITECO se presenta de forma homogénea cuando en realidad no es así. Durante las inmersiones pudimos comprobar como el coralígeno presenta bastantes recovecos que incluso en algunas ocasiones eran una dificultad añadida para seguir el borde. En la figura 5 se puede observar como en la cartografía realizada el día 16 de junio, esta presenta una línea hacia el interior del coralígeno que parecía ser el borde pero en realidad se trataba de una grande cavidad dentro de este, es decir, estábamos en medio del coralígeno por lo que posteriormente nos dirigimos al verdadero borde siguiendo la dirección NE. Esto nos da una idea de que la Vinyeta presenta un coralígeno que no es homogéneo en su interior sino que presenta bastantes cavidades.

Del mismo modo, a lo largo del recorrido del borde se observaron distintos tipos de formaciones de coralígeno según su morfología. En este trabajo se tendrán en cuenta los 4 tipos de coralígeno que se presentan en el trabajo de Rodríguez-López. (2020); coralígeno tipo montículo, en pared, tipo cornisa y en llanura.

El primer tipo de coralígeno que encontramos fue el coralígeno tipo cornisa (Fig 6). Este presentó una altura máxima registrada de 3 m y se caracteriza por presentar muchos huecos y grandes extensiones.



Figura 6. Coralígeno tipo cornisa.

Junto con este tipo de coralígeno también se halló el de tipo pared (Fig 7) el cual se trata de un tipo de coralígeno vertical y compacto, con una altura entre 1 y 2 m. Las alturas de coralígeno registradas fueron durante las salidas de los días 4 y 12 de junio de entre 1 y 2 m para este tipo de coralígeno.



Figura 7. Coralígeno tipo pared.

Ya en la salida realizada el 16 de junio en esta zona se empezaron a encontrar coralígeno de tipo llanura. Este se caracteriza por presentarse en grandes extensiones de menos de 1 m de altura con escasos huecos.



Figura 8. Coralígeno tipo llanura.

En las siguientes inmeriones al día 16 fue este tipo de coralígeno el más presente, con una altura no mayor a 1 m.

El último tipo de coralígeno es el de montículo (Fig 9). Este se trata de pequeñas elevaciones más o menos aisladas con una altura variable pero que no alcanza 1 m de altura.



Figura 9. Coralígeno tipo montículo.

En general, este tipo de coralígeno se encontraron a lo largo de todo el recorrido del borde pero siendo más predominantes en las zonas correspondientes a las últimas tres salidas. Además, cabe destacar que la altura de estos también varió, siendo menores en altura aquellos localizados en las zonas del 12 y 27 de agosto con una altura no mayor a 0,5 m.

Como se puede observar en la figura 9 el sedimento está formado por coralígeno que ha sido erosionado. De modo que en lugares donde se ha producido una mayor erosión de este se observa un sedimento como el que se muestra en esta figura y más en detalle en la figura 10.



Figura 10. Sedimento formado por coralígeno erosionado.

Por otra parte, en cuanto al número de profundidades, se registraron una totalidad de 13 a lo largo del recorrido de la Vinyeta. En la figura 11 se encuentran los puntos aproximados donde se tomaron los datos de profundidad y su valor.

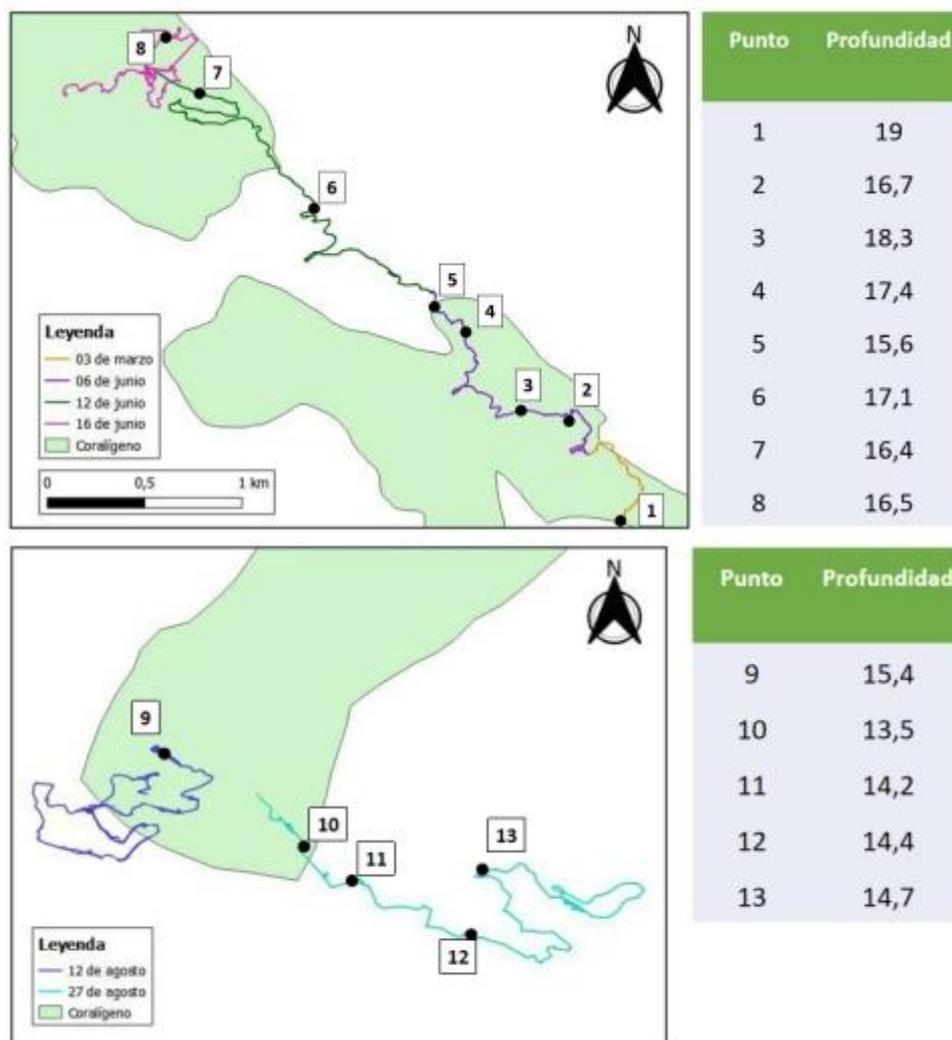


Figura 11. Cartografía con los puntos donde se tomaron los datos de profundidad y sus correspondientes valores.

Como se puede observar el valor de las profundidades resulta descendente a medida que nos aproximamos a la zona más norte del coralígeno.

Los estudios de Bavestrello *et al.*, (1995), Charles *et al.*, (1995) y Gremare *et al.* (1997) demuestran que las tasa de sedimentación en los meses de primavera, final de otoño y en invierno son mayores debido a que los temporales y lluvia se producen con más frecuencia en estos meses.

En un escenario de cambio climático el sistema atmósfera-océano presencia una aumento de la temperatura y como consecuencia, la adaptación de este sistema al nuevo equilibrio lleva consigo ajustes en el transporte de energía lo cual influirá directamente en los vientos y en las corrientes marinas (Kersting, 2016). Los vientos son el principal motor del oleaje, por lo que un aumento de estos ocasiona el aumento en la intensidad del oleaje generando grandes consecuencias en la franja litoral del ecosistema marino. Un claro ejemplo fue la borrasca Gloria que provocó grandes impactos entre los días 15 y 25 de enero de 2020 evidenciando la vulnerabilidad del litoral mediterráneo ante perturbaciones atmosféricas de gran magnitud. De acuerdo con los Puertos de Estado, en cuanto el oleaje durante la borrasca Gloria se estableció un récord al medirse una altura media de 8,44 m en la boya de Valencia (AEMET, 2020).

Según el ICM-CSIC las predicciones del cambio climático indican entre otros que las tormentas extremas podrían ser más frecuentes en las próximas décadas (Elisa *et al.*, 2020). Con unas

olas de mayor altura el transporte de sedimento es mayor y como consecuencia se puede producir el enterramiento de coralígeno que hemos observado en este estudio (Fig 12) lo cual podría explicar las diferencias de profundidad que se han observado a lo largo de este.



Figura 12. Coralígeno muerto enterrado por el sedimento.

En cuanto a las especies bioconstrucoras del coralígeno y propiamente esciáfilas son las algas coralinas pertenecientes a las familias Corallinaceae y Hapalidiaceae las más importantes, las cuales precipitan calcita. *Lithophyllum stictaeforme*, *L.cabiochae* y *Mesophyllum alternans* son las principales siendo la más importante *M.expansum*, seguida de *L. stictaeforme* y *M. alternans*. Las especies secundarias son las de la familia Peyssonneliaceae, que precipitan aragonito durante la calcificación (Ballesteros, 2006; Boudouresque *et al.*, 2016). *Peyssonnelia spp.* es el género más frecuente de algas incrustantes en el coralígeno tal y como dice Piazzzi *et al.*, (2011) en su estudio, siendo *P.rubra* y *P.squamaria* las más comunes. Además destacan las diferentes algas blandas erectas *Halimeda tuna* y *Flabellia petiolata*.

En cuanto a las zona cartografiadas de la Vinyeta en la primera salida de campo, el 3 de marzo de 2022, encontramos especies de algas esciáfilas como la *Peyssonnelia rosa-marina* (Fig 13a), *P. squamaria* (Fig 13d), *P. rubra*, *Lithophyllum cabiochae* (Fig 13c) y sobretodo *Mesohphyllum alternans* (Fig 13b).

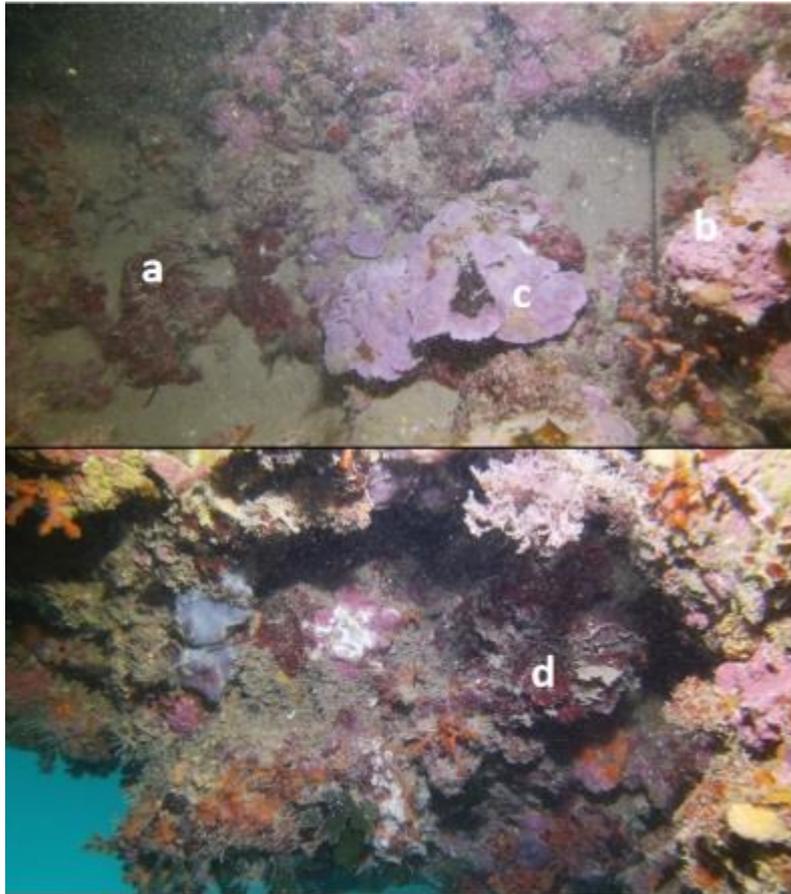


Figura 13. Algas esciáfilas rojas e incrustantes del coralígeno de la Vinyeta.

Por otro lado, las zonas más superficiales y más iluminadas del coralígeno estaban cubiertas por algas como *Dictyota dichotoma* var. *intricata* la cual habita en lugares del piso infralitoral con una buena iluminación, presentando un desarrollo anual, aumentando su cobertura en los meses de verano (Palacín *et al.*, 1998; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013). Es por eso que la pudimos encontrar con más abundancia en las zonas correspondientes a los días 16 de junio, 12 y 27 de agosto. Estas zonas presentan una menor profundidad con respecto al resto de zonas cartografiadas y una mejor iluminación, además de haber sido recorridas durante los meses de verano por lo que explicaría la alta densidad de esta alga, especialmente en las zonas correspondientes a los días 12 y 27 de agosto (Fig 14). También pudimos observar la presencia, aunque no tan abundante, de *Dyctiota dichotoma*, la cual se trata de una especie con un desarrollo anual, subcosmopolita y común de la zona (Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).



Figura 14. Algas pardas *Dictyota dichotoma* var. *Intricata*.

También en las zonas más superficiales e iluminadas encontramos especies como el alga parda *Dictyopteris lucida*, las algas verdes *Halimeda tuna* y *Flabellia petiolata*, esta última se encontró en especial abundancia (Fig 15). Estas se tratan de algas esciáfilas clorofíceas (Templado *et al.*, 2012). Las encontramos con mayor abundancia en las zonas correspondientes a los días 3 de marzo y 4 de junio, ya que se tratan de zonas más profundas con una menor iluminación. Especialmente *Halimeda tuna* fue encontrada solo en profundidades más elevadas mientras que *Flabellia petiolata*, aunque se encontró en mayores densidades en estas zonas mencionadas, si se ha encontrado en todas las zonas. Esto es debido a que se trata de una alga con una amplia distribución batimétrica (Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

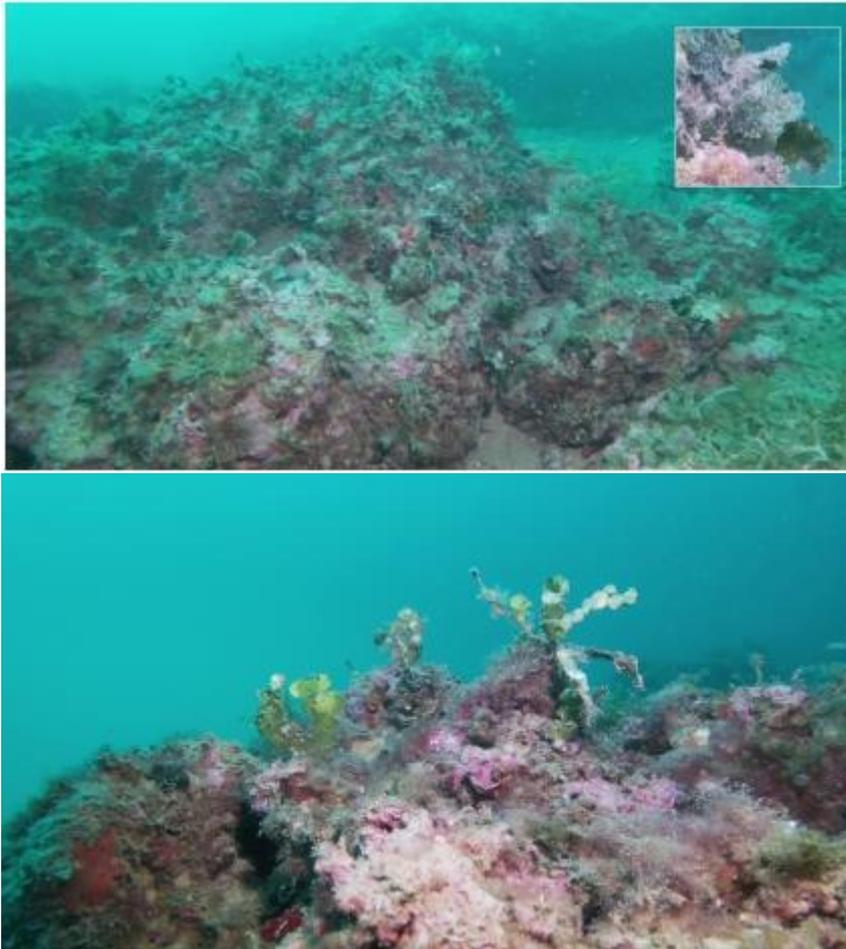


Figura 15. *Flabellia petiolata* recubriendo al superficie del coralígeno en la imagen de arriba y *Halimeda tuna* en la imagen de abajo.

En las zonas de los días 16 de junio, 12 y 27 de agosto se encontró la presencia del alga parda *Padina pavonica*, la cual es una especie de alga fotófila que se encuentra frecuentemente en fondos bien iluminados. Vive cerca de la superficie y hasta 20 metros de profundidad. También el alga verde *Caulerpa prolifera* (Fig 16), la cual se trata de una especie común en los fondos infralitorales fotófilos y típica colonizadora de hábitats degradados y fondos blandos de la Comunitat Valenciana (Boisset, 2006). Esta última se encontró solo en la zona del 27 de agosto.



Figura 16. *Caulerpa prolifera* sobre sustrato duro y blando.

Sólo en la zona correspondiente a los días 12 y 27 de agosto se pudo observar la presencia de *Acinetospora crinita*, la cual es una alga parda que se puede ver recubriendo el sustrato y algunas especies (Fig 17).



Figura 17. *Acinetospora crinita* recubriendo el coralígeno en la imagen de la izquierda y recubriendo el hidrozoo *Pennaria disticha* en la imagen de la derecha.

Durante la ola de calor del verano de 2003 se produjo un crecimiento desmesurado de esta alga, formando una gruesa capa de mucílago (su formación dominante) que afectó a organismos dependientes de luz, provocando la necrosis en muchas especies bentónicas y blanqueamiento de algas calcáreas e individuos de *Cladocora caespitosa* (Schiaparelli *et al.*, 2007). El hecho de haber muestreado esta área a finales de agosto de 2022 puede justificar la presencia de esta alga debido a que las temperaturas del agua este verano han sido extremadamente altas. La Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) publicó un artículo en su blog informando que era “bastante probable” que el verano de 2022 fuese el “más cálido” de los registros de temperatura. Concretamente, agosto fue el mes más cálido de los últimos 106 años de registro, solo superado por el verano de 2003 (Núñez Mora & Rubén del Campo, 2022).

Con respecto al resto de algas rojas, además de las algas rojas calcáreas de orden Corallinales presentadas anteriormente y las principales formadoras del coralígeno, encontramos ejemplares de *Sphaerococcus coronopifolius* (Fig 18b), *Halymenia floresii* (Fig 18d) especialmente en las áreas de los días 12 y 27 de agosto ya que esta es muy común en primavera y verano. También se encontraron en estas zonas la presencia de *Lophocladia lallemedi* (Fig 18c), una alga roja invasora. A lo largo de todo el borde una de las algas rojas invasoras que más se observa es la *Womersleyella setacea* (Fig 18a).

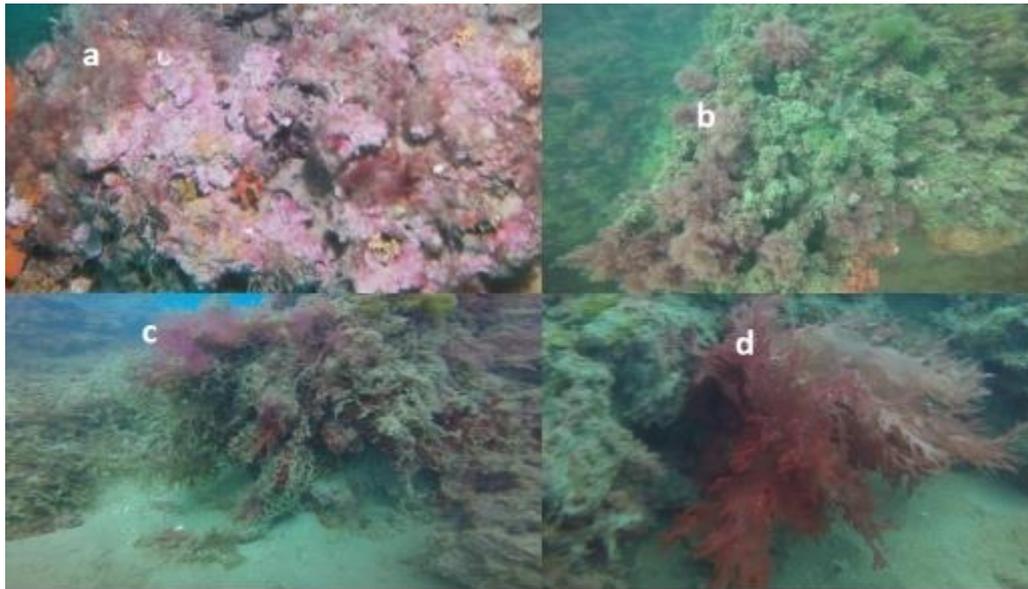


Figura 18. Algas rojas *Womersleyella setacea* recurbiendo el coralígeno (a) , *Sphaerococcus coronopifolius* (b), *Lophocladia lallemandii* (c) y *Halymenia floresii* (d).

Las algas rojas *L. lallemandii* y *W. setacea* están consideradas entre las especies de macrófitos más invasivas del Mediterráneo (Tomas *et al.*, 2011). Por otro lado, la alta presencia de *S. Coronopifolius* se puede deber a que las zonas donde presentó una mayor abundancia fueron las recorridas durante los meses de junio donde su desarrollo es óptimo ya que aún no ha perdido sus ramificaciones (Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

A lo largo de la zona de estudio se observa que las algas rojas presentan una mayor abundancia, en zonas más profundas, sobre las algas pardas y verdes. A mayor profundidad mejores son las condiciones para especies esciáfilas donde la irradiancia es menor.

En ningún caso se encontró la presencia de fanerógamas marinas, sin embargo en la zona recorrida el día 27 de agosto se encontró mata muerta de *Posidonia oceanica*, en concreto sus rizomas y raíces (Fig 19). Se sabe que hay fósiles de fanerógamas marinas de hace unos 120 millones de años (CSIC, 2018) y es posible que en algunas ocasiones a partir de estas se asentaran las algas esciáfilas que dan lugar a la posterior formación del coralígeno o bien fuese gracias al frene del hidodinamismo generado por el coralígeno que se facilitara la asentación de esta fanerógama. En este caso la mata muerta de *Posidonia oceanica* encontrada puede tener, según la gente de la zona, una edad de 30 o incluso 50 años ya que hace este tiempo sí había presencia de esta en la Vinyeta.



Figura 19. Mata muerta de *Posidonia oceanica*.

Como se ha mencionado anteriormente, el coralígeno no solo está formado por las algas rojas estructuradoras sino que además presentan una gran variedad de animales que forman parte de este y le otorgan estructura. En el coralígeno abundan especies sésiles filtradoras como las gorgonias, anémonas y gran variedad de esponjas, briozoos y en menor medida ascidias. También se encuentran muchas especies de moluscos y artrópodos, poliquetos así como mucha variedad de peces (Peláez, 2014; Barrientos *et al.*, 2020).

En la zona de estudio de la Vinyeta se encontraron poríferos como *Crambe Crambe*, *Spirastrella cunctatrix*, *Chondosia reniformis*, *Oscarella lobularis*, *Phorbas tenacior*, *Axinella damicornis*, *Fasciospongia cavernosa*, *Axinella polypoides*.

Debido a que las condiciones del coralígeno son normalmente esciáfilas este es un ambiente muy rico en esponjas, aunque estas también pueden crecer en condiciones de más luz (Ballesteros, 2003). Especialmente en la Vinyeta las especies más abundantes encontradas fueron *Crambe Crambe* y *Spirastrella cunctatrix*.

Axinella polypoides aunque según Hong. (1980) se trata de una de las especies características de la biocenosis del coralígeno, prácticamente no se observaron ejemplares. Como se observa en la figura 20 se encontró un ejemplar prácticamente enterrado debido a la sedimentación de la zona.

La abundancia de esponjas se presenció relativamente alta durante los recorridos realizados más al sur, los correspondientes a una mayor profundidad, mientras que aquellos realizados con una menor profundidad la presencia de estas bajó considerablemente. Esto puede deberse a que en las zonas con una mayor luz la proliferación de algas es mayor, las cuales compiten con las esponjas en la ocupación del espacio (Bertolino *et al.*, 2014). También las elevadas temperaturas debido a la ola de calor del 2003 comentada anteriormente pudo ser una de las causas de desaparición de estas, así como el de las gorgonias (Garrabou *et al.*, 2009).

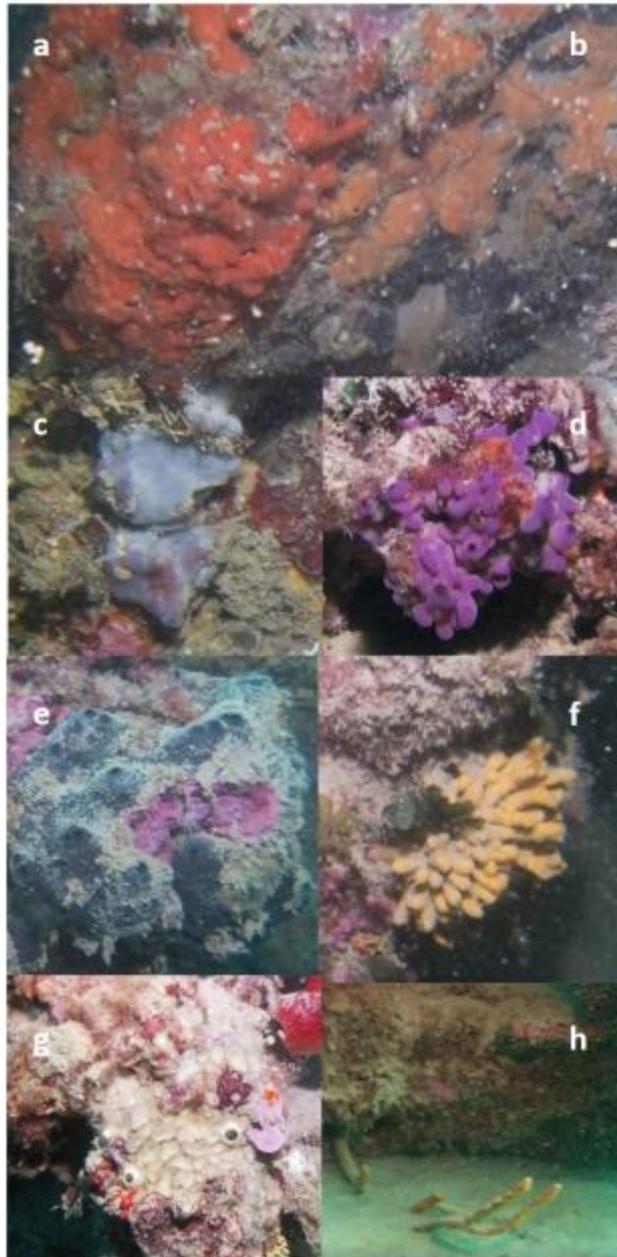


Figura 20. *Crambe Crambe* (a), *Spirastrella cunctatrix* (b), *Chondosia reniformis* (c), *Oscarella lobularis* (d), *Phorbastenacior* (e), *Axinella damicornis* (f), *Fasciospongia cavernosa* (g), *Axinella polypoides* (h).

Las especies predominantes del coralígeno, pese a su nombre, nos son los corales sino las algas coralíneas, las algas rojas (Rodophyta) pertenecientes a los géneros *Lithopyllum* y *Mesophyllum*. Sin embargo, son las gorgonias uno de los representantes más característicos de los hábitats coralígenos actuando de modo de “grandes árboles”.

Algunas de las especies más representativas de esta zona son *Eunicella verrucosa*, *Paramuricea clavata* y *Leptogorgia sarmentosa* (Fig 21a). Durante las inmersiones se encontraron ejemplares de *Eunicella singularis* una de las especies catalogadas como dominantes en las comunidades de coralígeno (Ballesteros 2006; Gori *et al.*, 2011) y una de las mayores reportadas con mayor frecuencia en los estudios realizados respecto a la abundancia y distribución de gorgonias a lo largo del Mediterráneo (Cúrdia *et al.*, 2013). Sin embargo, la más encontrada en esta zona de estudio fue la gorgonia *E. verrucosa* (Fig 21b). En

el mar Mediterráneo, *E. verrucosa* ha sido catalogada como "casi amenazada" en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Otero *et al.*, 2017). La presencia de esta gorgonia es relativamente alta en las zonas recorridas el 3 de marzo, 4 y 6 de junio, y su presencia se ve drásticamente reducida en la zona más al norte cartografiada y en las zonas del 12 y 27 de agosto. Se puede observar en la figura 21 como se encuentran ejemplares enterrados por el sedimento (Fig 21c) el cual provoca en ellas una necrosis (Fig 21d) y por tanto la muerte.

La alta intensidad lumínica favorece al crecimiento algal (Cúrdia *et al.*, 2012). Las gorgonias tienen una interacción espacial con las algas las cuales dominan la biocenosis ubicada a poca profundidad y su abundancia disminuye cuando la intensidad de luz disminuye mientras que la abundancia de las gorgonias aumenta.

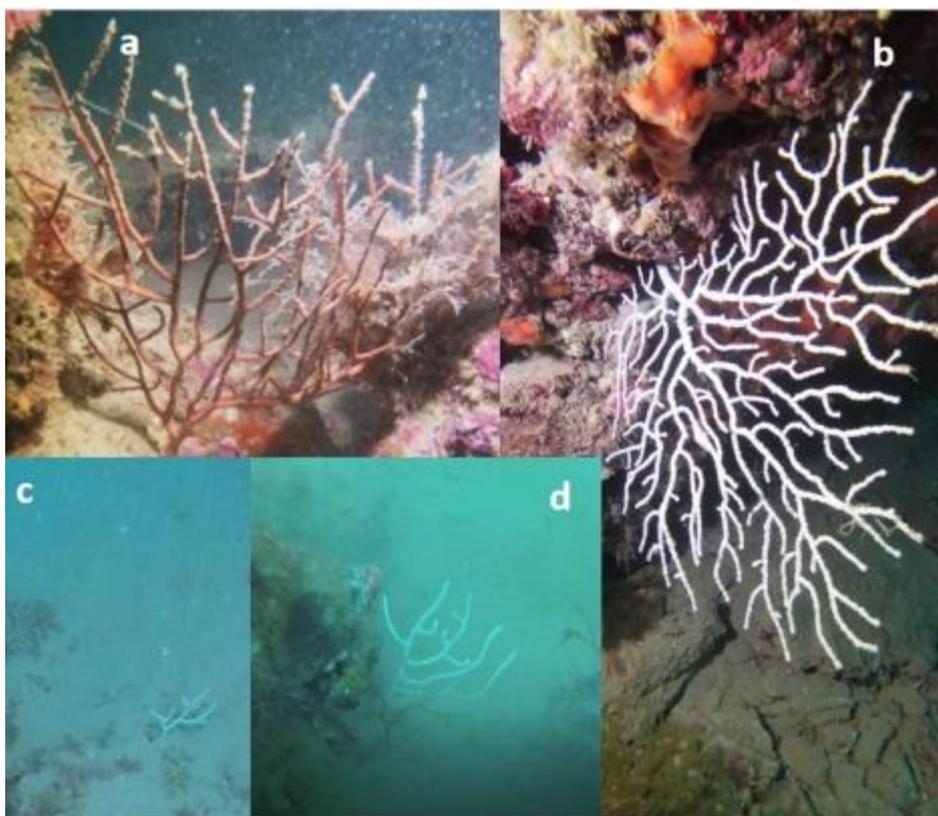


Figura 21. *Leptogorgia sarmentosa* (a), *Eunicella verrucosa* (b), *E. verrucosa* enterrada (c) y *E. verrucosa* enterrada con presencia de necrosis (d).

Otras especies de cnidarios que se pueden encontrar en la zona de estudio son los hidrozooos *Halocodyle disticha* y *Caldocora cespitosa* y el antozoo *Parazoanthus axinellae*.

Destaca la presencia de *Myriapora truncata*, *Halocynthia papillosa* como ascidia. Como briozoos destaca la presencia de *Pentapora fascialis* así como el de *Schizobrachiella sanguinea* la cual se trata de una especie oportunista (Fig 22).

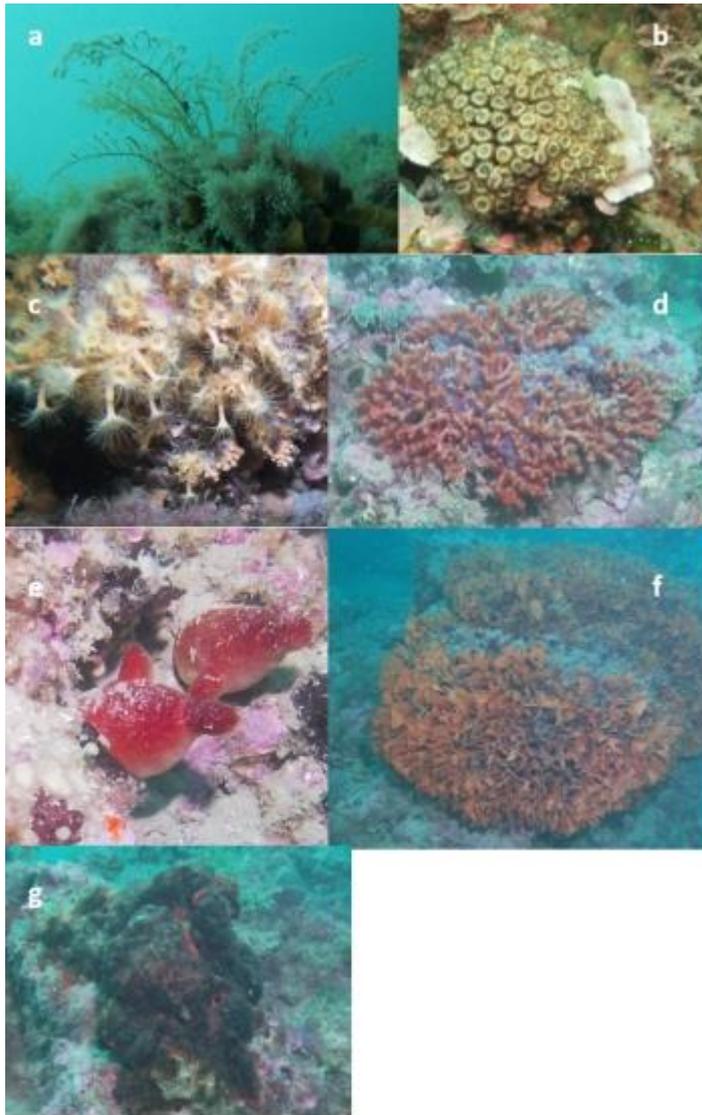


Figura 22. *Pennaria disticha*(a), *Caldocora cespitosa* (b), *Parazoanthus axinellae* (c), *Myriapora truncata* (d), *Halocynthia papillosa* (e), *Pentapora fascialis* (f) y *Schizobrachiella sanguinea* (g).

En resumen, se puede decir, por una parte, que la metodología de cartografiar sistemas tan complejos como el corralígeno es mejor mediante técnicas cartográficas a pequeña escala, como el que se presenta en este trabajo, que permiten una obtención más detallada de la morfología. Obteniendo una evaluación más eficiente y detallada del corralígeno tanto en su morfología como la de los organismos que lo componen.

Por otro lado, podemos decir que el estado de conservación del corralígeno y por tanto de las especies de algas que lo compone es bueno aunque se observan efectos que pueden producir en este efectos negativos en un futuro no tan lejano.

Como se ha visto a lo largo de estos resultados los organismos presentes a lo largo del corralígeno se distribuyen según los factores ambientales que influyen como son la luz, los nutrientes, carbono orgánico particulado (POC), carbono orgánico disuelto (DOC), el movimiento del agua, la temperatura y la salinidad (Ballesteros, 2006) así como las actividades antropogénicas como el amarre, la pesca de arrastre, y/o buceo (Boudouresque, 2004). Se sabe que esta zona según Peláez. (2014) tiene un interés pesquero artesanal grande debido a las especies de interés comercial que en este habitan. Concretamente, la cofradía de

pescadores de Gandía es la que mayor flota pesquera (83,3%) destina para la pesca de arte menor en la Comunitat Valenciana (Calderón, 2018).

Durante las inmersiones se pudieron observar algunas redes y una ancla (Fig 23) que confirman este hecho.



Figura 23. Artes de pesca y ancla encontradas en la zona de la Vinyeta.

Las artes de pesca perdidas en particular, al igual que la pesca de arrastre, tienen un alto impacto sobre los organismos que habitan en los coralígenos, debido a que estas introducen material sintético a la red alimentaria marina, enredan organismos marinos, dañan las estructuras biológicas y afectan a la producción primaria con el aumento de la turbidez y las tasas de sedimentación (Kaiser et al., 2001, Althaus et al., 2009; Macfadyen et al., 2009).

Con respecto a la tasa de sedimentación, esta se ha visto incrementada en las últimas décadas en muchas zonas costeras y marinas, constituyendo una amenaza potencial para las comunidades litorales (Airoldi, 2003). Se sabe que la cantidad de sedimento juega un gran papel en el desarrollo del coralígeno, ya que es uno de los principales factores que influyen en la estructura, biomasa, y el metabolismo de las comunidades bentónicas marinas (Airoldi, 2003).

En el estudio de Hindrawati. (2015), el cual es el primer trabajo sobre el estudio de los sedimentos en la Vinyeta, se obtuvieron unos valores de deposición de sedimentos primaria en el coralígeno que oscilaban entre $4,12-9,87 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, prediciendo que el coralígeno, en un año, puede retener $1,5-3,6 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de sedimento que más tarde juega un papel en el desarrollo de esta roca biogénica. Este autor concluye que debido a que este enclave se trata de uno de los coralígenos de plataforma más someros del Mediterráneo esto ocasiona que esté fuertemente condicionado por la sedimentación (Hindrawati, 2015).

Con este trabajo se ha podido adquirir un mayor conocimiento sobre el enclave de la Vinyeta, estudiando su cartografía y analizando las imágenes tomadas sobre su biodiversidad durante los recorridos. Este conocimiento más detallado sobre los enclaves coralígenos permite realizar estudios más completos sobre estos hábitats tan importantes.

Investigar las causas que implican la pérdida en biodiversidad marina es de vital importancia, en un mundo tan antropizado como el de hoy en día. Sobre todo en términos de sostenibilidad del ecosistema y en la investigación en cuanto a los productores primarios, las algas, las cuales en algunos casos son especialmente sensibles (Cardinale *et al.*, 2012).

6. CONCLUSIONES

En conclusión, el estado de conservación de las algas esciáfilas, componentes del coralígeno de la Vinyeta, es bueno pero, se han evidenciado impactos como la sedimentación que causan su enterramiento y en consecuencia una pérdida en la biodiversidad tan grande que en estos espacios habitan.

Por otro lado, la metodología utilizada en este estudio evidencia que son el uso de técnicas más precisas necesarias para establecer los límites con mayor exactitud de estos hábitats tan complejos. Gracias a esta técnica de cartografiado se pudo demostrar que la ecocartografía proporcionada por la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar no se corresponde con la verdadera forma del coralígeno de la Vinyeta.

Es la obtención de una cartografía más detallada y precisa sobre la morfología y biodiversidad de estos espacios, que favorecerá un mayor conocimiento y por tanto, favorecerá a adaptar las medidas de protección y conservación más pertinentes ante escenarios como el de la sedimentación y de otros que se verán agravados debido a el cambio climático.

Futuros trabajos deberían estudiar la variabilidad temporal del coralígeno en cuanto a su morfología y especies que en ellos habitan. Así como estudiar el estado de conservación con un nivel de detalle mayor mediante el uso de índices y con información más detallada de la zona. Por último, debería darse lugar a la creación e implantación de una cartografía más rigurosa y actualizada al alcance de todos sobre todo el entorno del coralígeno, con el fin de efectuar las medidas necesarias con la información de un espacio correctamente cartografiado.

7. BIBLIOGRAFÍA

AEMET (2020). Borrasca Gloria. Agencia Estatal de Meteorología - AEMET. Gobierno de España. Recuperado 6 de septiembre de 2022, de https://www.aemet.es/es/conocermas/borrascas/2019-2020/estudios_e_impactos/gloria

Airoldi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology*, 41, 161–236. <https://doi.org/10.1201/9780203180570-23>

Almazán-Gárate, J. L., Palomino-Monzón, M. C., & Verdú-Vázquez, A. (2009). La Cartografía Marina y los Sistemas de Información Geográfica. *Jornadas Internacionales de Didáctica de las Matemáticas en Ingeniería*, 229-240. <http://www2.caminos.upm.es/Departamentos/matematicas/Fdistancia/MAIC/CONGRESOS/JORNADAS%201/118%20A%20Cartografia%20marina.pdf>

Althaus F., Williams A., Schlacher T.A., Kloser R.J., Green M.A., Barker B.A., Bax N.J., Brodie P. and Schlacher-Hoenlinger M.A. (2009) Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of sea-mounts are long-lasting. *Marine Ecology Progress Series* 397, 279–294.

Balata, D., Piazzì, L., Cecchi, E., & Cinelli, F. (2005). Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research*, 60(4), 403–421. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.12.005>

Ballesteros, E. (2003). The coralligenous in the Mediterranean Sea: Definition of the coralligenous assemblage in the Mediterranean, its main builders, its richness and key role in benthic ecology as well as its threats. *Project for the Preparation of a Strategic Action Plan for the Conservation of the Biodiversity in the Mediterranean Region (SAP BIO)*. UNEP-MAP-RAC/SPA.

Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 44, 123-195.

Barberá, C., Moranta, J., Ordines, F., Ramón, M., De Mesa, A., Díaz-Valdés, M., Grau, A.M. & Massutí, E. (2012). *Biodiversity and hábitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation*. *Biodiversity and Conservation*, 21 (3), 701-728.

Barrientos, N., Vaquer-Sunyer, R., Marsinyach, E., Julià, M., Moranta, J., Ballesteros, E., Barberá, C. (2020) «Coralígeno». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). Informe Mar Balear 2020 <https://www.informemarbalear.org/es/habitats-prottegidos/imb-coraligeno-esp.pdf>

Bavestrello, G., & Cattaneo-Vietti, R. (1995). Annual sedimentation rates and role of the resuspension processes along a vertical cliff (Ligurian Sea, Italy). *Journal of Coastal ...*, 11, 690–696. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/10.2307/4298372>

Bertolino, M., Calcinai, B., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Lafratta, A., Pansini, M., Pica, D. & Bavestrello, G. (2014). *Stability of the sponge assemblage of Mediterranean coralligenous concretions along a millennial time span*. *Marine Ecology*, 35, 149-158.

Bianchi, N., & Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5), 367– 376. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8)

Boisset, F. (2006). Ficha de la especie (*Caulerpa prolifera*). Banco de datos de Biodiversidad. Recuperado 7 de septiembre de 2022, de <https://bddb.gva.es/bancodedatos/extendida/ficha.aspx?Param=ALTfiFZVp7femi2b0gR3Txb cDkrghNFyu9RezTDIKUpadwQURC-eDrpvyAXagYFrrXl36UgkkFOAJU6I6Mul20LSDeW9V9rpWbbVJUbiRM>

Bonacorsi, M., Alami, S., Breand, N., Clabaut, P., Daniel, B., Pergent, G., Pergent-Martini, C. (2014). Cartography of main coastal ecosystems (coralligenous and rhodolith beds) along the Corsican Coasts. In C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (ed.), *Proceedings of the second Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous & other Calcareous Bio-Concretions (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014)*. Tunis: RAC/SPA

Boudouresque, C. F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 20, 97-146.

Boudouresque, C. F., Blanfuné, A., Harmelin-Vivien, M., Personnic, S., Ruitton, S., Thibaut, T. & Verlaque, M. (2016). Ed. Springer. *Where seaweed forests meet animal forests: the examples of macroalgae in coral reefs and the Mediterranean coralligenous ecosystem*. Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots.

Bressan, G., Chemello, R., Gravina, M. F., Gambi, M. C., Peirano, A., Cocito, S., ... & Tursi, A. (2009). Other types of bioconstructions. In *Marine bioconstructions: Nature's architectural seascapes* (pp. 89-114). Edizioni del Museo Friulano di Storia Naturale.

Campagne, C. S., Salles, J. M., Boissery, P., & Deter, J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine pollution bulletin*, 97(1-2), 391-400.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U. et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.

Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L. et al. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American journal of botany*, 98(3), 572-592.

Charles, F., Amouroux, J. M., Grémare, A., & Baudart, J. (1995). A bioassay approach to temporal variation in the nutritional value of sediment trap material. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. [http://doi.org/10.1016/0022-0981\(95\)00046-T](http://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00046-T)

Cognetti, G., Sara, M., & Magazzu, G. (2001). *Biología marina*. Ariel.

Coleman, F. C., & Williams, S. L. (2002). Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1), 40-44.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., et al. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns and threats. *PLoS ONE* 5:e11842. doi: 10.1371/journal.pone.0011842

CSIC. (2018). Guía didáctica: Les fanerògames marines. Institut de Ciències del Mar, 10 pp.

Cúrdia, J., Monteiro, P., Afonso, C. M., Santos, M. N., Cunha, M. R., & Gonçalves, J. M. (2013). Spatial and depth-associated distribution patterns of shallow gorgonians in the Algarve coast (Portugal, NE Atlantic). *Helgoland Marine Research*, 67(3), 521-534.

Danovaro, R., (2013). *Biologia Marina Biodiversità e Funzionamento degli Ecosistemi Marini*. Ed.

Den Hartog C., 1970. *The seagrasses of the world*, Elsevier, Amsterdam, London, 275.

Elisa Berdalet, Cèlia Marrasé, Josep L. Pelegrí (eds.), Institut de Ciències del Mar, CSIC, 20 de marzo de 2020, 38 pp, DOI: 10.20350/digitalCSIC/12496.

Galli, G., Solidoro, C., and Lovato, T. (2017). Marine heat waves hazard 3D maps and the risk for low motility organisms in a warming Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 4:136. doi: 10.3389/fmars.2017.00136

García Gómez, J. C., Corzo, J. R., López-Fé de la Cuadra, C. M., Sánchez Moyano, J. E., Corzo Toscano, M., Rey, J., Guerra García, J. M & García Asencio, I. (2003). Metodología cartográfica submarina orientada a la gestión y conservación del medio litoral: mapa de las comunidades bentónicas del frente litoral norte del estrecho de Gibraltar. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 19, 149-163.

García-Rubies, A., & Zabala i Limousin, M. (1990). Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 1990, vol. 54, num. 4, p. 317-328.

Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevalsonné, P., Cigliano, M., Diaz, D., Harmelin, G.,

Gambi, M.C., Kersting, D.K., Ledoux, J.B., Lejeusne, C., Linares, C., Marschal, C., Pérez, T., Ribes, M.,

Gili J-M, Vendrell Simón B, Peral L, Ambroso S, Salazar J, Zapata R, Corbera J, González M. (2022). Las algas. El mar a fondo.

González, A. R., Maestre, M. J., Sánchez-Moyano, E., & García-Gómez, J. C. (2007). Comunidades de moluscos de las praderas de fanerógamas marinas (*Zostera marina* y *Cymodocea nodosa*) del sur de la Península Ibérica. *Bollettino Malacologico*, 43(1/8), 13.

González, J. T. (1995). Las comunidades de fanerógamas marinas en el mediterráneo occidental. In *La gestión de los espacios marinos en el Mediterráneo Occidental: actas de la VII Aula de Ecología: Almería, 9-20 de diciembre, 1992* (pp. 29-37).

Gori, A., Rossi, S., Berganzo, E., Pretus, J. L., Dale, M. R. T. & Gili, J. M. (2011). *Spatial distribution patterns of the gorgonians Eunicella singularis, Paramuricea clavata, and Leptogorgia sarmentosa (Cape of Creus, Northwestern Mediterranean Sea)*. *Marine Biology*, 158 (1), 143-158.

Grande, J. C., Manrique, M. D. P., & León, B. M. (Eds.). (2006). *Identificación de las áreas compatibles con la figura de "Parque Nacional" en España* (. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.

- Green, E. P., & Short, F. T. (2003). *World atlas of seagrasses*. Univ. of California Press
- Gremare, A., Amouroux, J. M., Charles, F., Dinet, A., Riaux-Gobin, C., Baudart, J., Medernach, L., Bodiou, J. Y., Vétion, G., Colomines, J. C., & Albert, P. (1997). Temporal changes in the biochemical composition and nutritional value of the particulate organic matter available to surface deposit-feeders: a two year study. *Marine Ecology Progress Series*, 150(1), 195-206.
- Harmelin, J. G., & Marinopoulos, J. (1994). Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the north-western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Marine life*, 4(1), 5-13.
- Heck, K. L., Able, K. W., Roman, C. T., & Fahay, M. P. (1995). Composition, abundance, biomass, and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries*, 18(2), 379-389.
- Hindrawati, A., D. (2015). *Proceso de sedimentación y resuspensión en un enclave coralígeno: el caso de la vinyeta* (Tesis de máster). Recuperado de <https://hdl.handle.net/10251/54957>
- Hong, J.S. (1980). Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumise à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). Thèse de Doctorat . Université d'Aix -Marseille II. 134.
- Ingrosso, G., Abbiati, M., Badalamenti, F., Bavestrello, G., Belmonte, G., Cannas, R., et al. (2018). Mediterranean bioconstructions along the Italian coast. *Adv. Mar. Biol.* 79, 61–136. doi: 10.1016/bs.amb.2018.05.001
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., & Poiner, I. R. (2003). 12 impacts of fishing gear on marine benthic habitats. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, 57(3), 197.
- Kersting, D. K. (2016). Cambio climático en el medio marino español: *impactos, vulnerabilidad y adaptación*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 166.
- Kipson, S., Fourt, M., Teixidó, N., Cebrian, E., Casas, E., Ballesteros, E., ... & Garrabou, J. (2011). Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: A case study of mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS one*, 6(11), e27103.
- L. Piazzì, G. Ceccherelli, A. Meinesz, M. Verlaque, B. Akali, B. Antolic, M. Argyrou, D. Balata, E . Ballesteros, S. Calvo, F. Cinelli, R. D'Archino, A.S. Djellouli, F. Javel, C. Mifsud, D. Pala, P. Panayotidis, A. Peirano, G. Pergent, A. Petrocelli, S. Ruitton, A. Zuljevic. Invasion of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: the balance of thirteen years of spread Cryptogam. *Algol.*, 26 (2005), 189-202
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F., and Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Tr. Ecol. E vol.* 25, 250–260. doi: 10.1016/j.tree.2009.10.009
- Linares C, Doak DF, Coma R, Díaz D, Zabala M (2007) Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology* 88(4):918–928. doi:10.1890/05-1931

Macfadyen, G., Huntington, T. & Cappell, R. (2009) Abandoned , lost or otherwise discarded fishing gear UNEP Regional Seas Reports and Studies. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 523, 115.

Martin, S., Cohu, S., Vignot, C., Zimmerman, G., & Gattuso, J. P. (2013). One-year experiment on the physiological response of the Mediterranean crustose coralline alga, *Lithophyllum cabiochae*, to elevated pCO₂ and temperature. *Ecology and evolution*, 3(3), 676-693. doi: 10.1002/ece3.475

Martin, S., Cohu, S., Vignot, C., Zimmerman, G., & Gattuso, J. P. (2013b). One-year experiment on the physiological response of the Mediterranean crustose coralline alga, *Lithophyllum cabiochae*, to elevated pCO₂ and temperature. *Ecology and evolution*, 3(3), 676-693.

Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 160–170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.057>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s.f). Ecocartografía de Valencia. <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costa/ecocartografias/ecocartografia-valencia.aspx>

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Nash, M. C., Martin, S., & Gattuso, J. P. (2016). Mineralogical response of the Mediterranean crustose coralline alga *Lithophyllum cabiochae* to near-future ocean acidification and warming. *Biogeosciences*, 13(21), 5937-5945. doi: 10.1371/journal.pone.0163091

Núñez Mora, J. Á., & Del-Campo-Hernández, R. (2022, 19 agosto). *España, camino del verano más cálido de su serie histórica*. AEMETblog.es. Recuperado 7 de septiembre de 2022, de <https://aemetblog.es/2022/08/19/espana-camino-del-verano-mas-calido-de-su-serie-historica/>

Núñez-Mora, J. A. & Rubén del Campo, R. (2022). España, camino del verano más cálido de su serie histórica. (7 de septiembre de 2022). AEMetBlog. Recuperado de <https://aemetblog.es/2022/08/19/espana-camino-del-verano-mas-calido-de-su-serie-historica/>

Otero, M.M.; Numa, C.; Bo, M.; Orejas, C.; Garrabou, J.; Cerrano, C.; Kružić, P.; Antoniadou, C.; Aguilar, R.; Kipson, S.; et al. *Overview of the Conservation Status of Mediterranean Anthozoans*; IUCN: Málaga, Spain, 2017; pp. 1–73

Palacín, M., Giribet, G., Carner, S., Dantart, L. & Turon, X. (1998). *Low densities of sea urchins influence the structure of algal assemblages in the western Mediterranean*. *Journal of Sea Research*, 39, 281-290.

Paoli, C., Montefalcone, M., Morri, C., Vassallo, P., Bianchi, C.N. (2016a). Ecosystem Functions and Services of the Marine Animal Forests. **In:** Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas Saco del Valle, C. (eds) *Marine Animal Forests*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5_38-1

Paoli, C., Morten, A., Bianchi, C., Morri, C., Fabiano, M., Vasallo, P. (2016b). Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. *In: Ecol. Indic.*, 66 (2016), pp. 86-102.

Pascual, M., Rives, B., Schunter, C., and Macpherson, E. (2017). Impact of life history traits on gene flow: a multispecies systematic review across oceanographic barriers in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 12:e0176419. doi: 10.1371/journal.pone.0176419

Peláez, R. (2014). *Estructura de la comunidad de un enclave de coralígeno de la costa de Gandía* (Tesis de máster). Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/44889>

Pérès, J. & Picard, J.M. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31(47), 1–131.

Piazzì, L., Gennaro, P. & Belata, D. (2011). *Effects of nutrients enrichment on macroalgal coralligenous assemblages*. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (8), 1830- 1835.

Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, (2003). *The coralligenous in the Mediterranean Sea*.

Relini, G. (2009). *Marine bioconstructions: nature's architectural seascapes*. Edizioni del Museo Friulano di Storia Naturale.

Rindi, F., Braga, J. C., Martin, S., Peña, V., Le Gall, L., Caragnano, A., & Aguirre, J. (2019). Coralline algae in a changing Mediterranean Sea: how can we predict their future, if we do not know their present?. *Frontiers in Marine Science*, 6, 723.

Rodríguez-López, E. (2020). *Cambios batimétricos en la estructura de la comunidad de las formaciones de coralígeno de la plataforma someras del sector sur del Golfo de Valencia* (Tesis de Máster). Recuperado de <https://riunet.upv.es/handle/10251/139421>

Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F. & Afonso-Carrillo, J. (2013). Ed. Omega. *Guía de Macroalgas y Fanerógamas Marinas del Mediterráneo Occidental*.

Romano, J.C., Serrano, E., Teixido, N., Torrents, O., Zabala, M., Zuberer, F. & Cerrano, C. (2009). *Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave*. *Global Change Biology*, 15, 1090-1103.

Ruiz, J. M., Guillén, J. E., Ramos Segura, A., & Otero, M. M. (2015). Atlas de las praderas marinas de España. *Instituto Español de Oceanografía, Instituto de Ecología Litoral, International Union for Conservation of Nature, Spain*.

Schiapparelli, S., Castellano, M., Povero, P., Sartoni, G. & Cattaneo-Vietti, R. (2007). *A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages*. *Marine Ecology*, 28, 341-353.

Schories, D., & Niedzwiedz, G. (2012). Precision, accuracy, and application of diver-towed underwater GPS receivers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(4), 2359-2372. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2122-7>

TEEB. (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. In: Kumar, P. (Ed.), Earthscan, London and Washington.

Templado, J., (2004). Las Praderas de Fanerógamas Marinas. Introducción. En: Luque Á.A y Templado J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 55-60.

Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, Á., Serrano, A., Martín, L., & Brito, A. (2012). Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Thierry De Ville D'Avray, L., Ami, D., Chenuil, A., David, R., & Féral, J. P. (2019). Application of the ecosystem service concept at a small-scale: The cases of coralligenous habitats in the North-western

Tomas, F., Cebrian, E. & Ballesteros, E. (2011). *Differential herbivory of invasive algae by native fish in the Mediterranean Sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 92, 27-34.

UNEP-MAP RAC/SPA (2010). The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. Ed. RAC/SPA, Tunis. 100.