



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

Abundancia de Hippocampus spp. en estructuras artificiales
y en praderas de Cymodocea nodosa

Trabajo Fin de Máster

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

AUTOR/A: Torán Barreres, Carles

Tutor/a: Rodilla Alamá, Miguel

CURSO ACADÉMICO: 2021/2022

RESUMEN

Actualmente, la gran mayoría de las especies de caballitos de mar (*Hippocampus spp*) se encuentran amenazadas a nivel mundial por eventos naturales o impactos antropogénicos que causan la degradación o bajo desarrollo de su hábitat natural, por lo que se ven obligados a ocupar otros sitios como los elementos creados por el ser humano. Dicho esto, mediante censos visuales de transectos lineales con buceo SCUBA, el presente estudio pretende analizar el efecto atractor de las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía comparando la abundancia de *Hippocampus spp* en diferentes hábitats y la de dos especies presentes en estas estructuras, además de examinar cuáles son los factores que determinan el asentamiento de estos animales en dichas estructuras. Los resultados mostraron que el hábitat artificial tiene una gran capacidad de atracción sobre *Hippocampus spp*, pero no para una de las dos especies en concreto; además se determina que su asentamiento en estas estructuras no se basa solamente en la preferencia por los puntos de sujeción. Se discuten las posibles causas de estos resultados, pero se concluye que estos hábitats artificiales proporcionan una serie de beneficios que los naturales no pueden ofrecer debido a su bajo estado de desarrollo.

Palabras clave: "Estructura artificial"; "*Cymodocea nodosa*"; "Caballitos de mar"; "*Hippocampus hippocampus*"; "*Hippocampus guttulatus*"

ABSTRACT

Currently, the great majority of seahorse species (*Hippocampus spp*) are threatened globally due to natural events or anthropogenic impacts that cause the degradation or poor development of their natural habitat, consequently they are forced to occupy other places such as the structures created by humans. By means of underwater visual censuses with linear transects, the present study aims to analyse the attractor effect of the artificial structures anchored by the Gandia Fishermen's Association by comparing the abundance of *Hippocampus spp* in different habitats and that of two species present in these structures; moreover, this study has the purpose of examining the factors that determine the colonization of these animals in such structures. The results revealed that the artificial habitat has a great capacity to attract *Hippocampus spp*, but not for one of the two species in particular; in addition, it is determined that colonization in these structures is not only based on the preference for the attachment points. The possible causes of these results are discussed, but it is concluded that these artificial habitats provide several benefits that natural habitats cannot offer due to their low state of development.

Keywords: "Artificial structure"; "*Cymodocea nodosa*"; "Seahorses"; "*Hippocampus hippocampus*"; "*Hippocampus guttulatus*"

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MATERIAL Y MÉTODOS	9
2.1. Área de estudio	9
2.1.1. Estructura artificial.....	10
2.1.2. <i>Cymodocea nodosa</i>	13
2.1.3. Fondos de arena.....	14
2.2. Diseño experimental.....	15
2.3. Recolección de datos.....	16
2.4. Tratamiento de los datos y análisis estadístico	19
3. RESULTADOS	20
3.1. Abundancia de caballitos de mar entre los distintos hábitats.....	20
3.2. Abundancia de <i>H. hippocampus</i> y <i>H. guttulatus</i> en estructuras artificiales	22
3.3. Monitoreo de la nueva estructura artificial	23
4. DISCUSIÓN	25
5. CONCLUSIÓN	35
6. BIBLIOGRAFÍA	36

1. INTRODUCCIÓN

Los caballitos de mar (*Hippocampus spp*) son peces teleósteos marinos pertenecientes a la familia *Syngnathidae*, la cual incluye también a los peces pipa y a los dragones de mar (Zhang *et al.*, 2017). Según la evidencia morfológica, genética y de comportamiento, existen 48 especies pertenecientes a este género que varían de entre 1.5 a 35.5 cm de tamaño (Vincent *et al.*, 2011), pero estos animales se caracterizan (principalmente) por tener una cabeza similar a la de los caballos (de ahí su nombre) con un hocico de longitud variable según la especie, el cuerpo segmentado en anillos óseos y una cola prensil (Zhang *et al.*, 2017). Otras características son que presentan una aleta dorsal, dos pequeñas aletas pectorales, una aleta anal reducida y carecen de las aletas pélvicas y caudales; por lo que su movimiento se basa en la propulsión por medio de la aleta dorsal y usan las aletas pectorales para dirigir la trayectoria (Zhang *et al.*, 2017) (Figura 1.1).

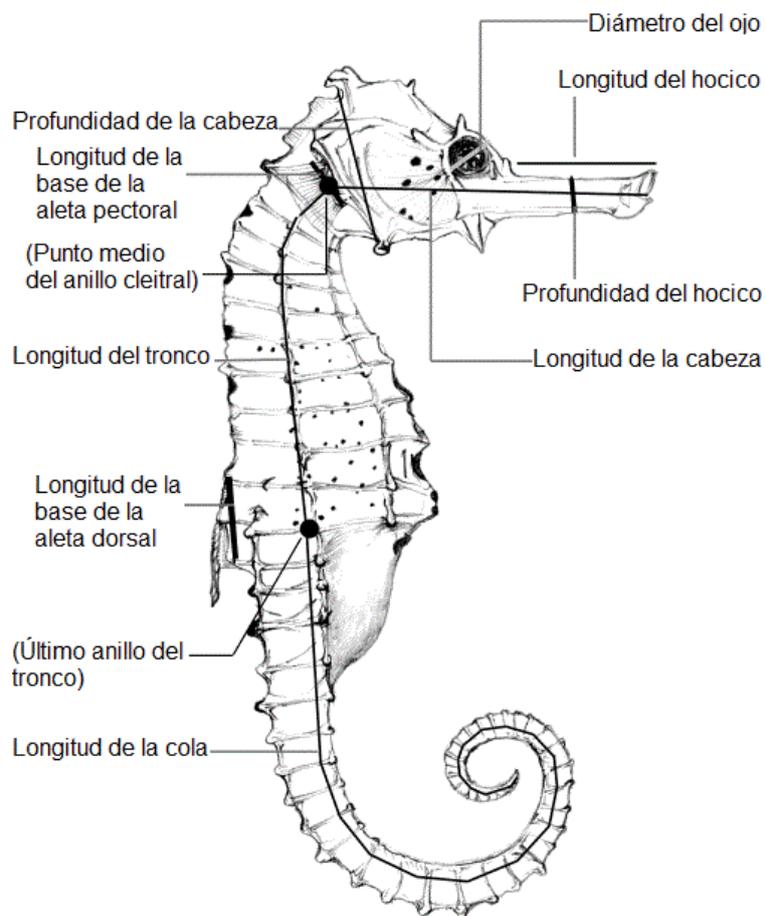


Figura 1.1. Imagen modificada del trabajo de Choo y Liew (2006) donde se muestran algunas de las características morfológicas generales para *Hippocampus spp* descritas en el texto.

Los caballitos de mar evitan a los depredadores a través del camuflaje y consumen presas vivas y móviles, generalmente, de pequeño tamaño porque no poseen dientes, entonces succionan los alimentos a través del hocico (Foster y Vincent, 2004; Zhang *et al.*, 2017). Son depredadores visuales, por lo que son más activos durante las horas diurnas al depender de la vista para alimentarse (Foster y Vincent, 2004); sus ojos se mueven independientemente permitiéndoles, así, maximizar el área de búsqueda. Además, son depredadores de emboscada, es decir, esperan camuflados y aferrados mediante su cola prensil a algún elemento de sujeción (debido a su baja capacidad de natación y flexibilidad limitada por los anillos óseos) y realizan un ataque rápido para superar la capacidad de escape de la presa (Foster y Vincent, 2004; Garcia *et al.*, 2012;

Valladares *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2017; Ape *et al.*, 2019); no obstante, también son capaces de adoptar una estrategia de alimentación activa buscando presas en la columna de agua, sedimentos o entre la vegetación; donde la técnica de depredación se basa en conseguir acercarse a la presa a una distancia óptima para realizar la succión a través del hocico (Foster y Vincent, 2004; Ape *et al.*, 2019). La dieta de los caballitos de mar se basa en el consumo de pequeños crustáceos, siendo *Amphipoda*, *Decapoda*, *Isopoda* y *Calanoida* los taxones dominantes entre sus presas (Foster y Vincent, 2004; Kitsos *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Segade *et al.*, 2015; Yip *et al.*, 2015; Lazic *et al.*, 2021); sin embargo, también se han descrito otras presas en sus contenidos intestinales como moluscos, larvas de peces o poliquetos, entre otros (Woods, 2002; Foster y Vincent, 2004; Garcia *et al.*, 2012). Entonces se sugiere que los taxones de crustáceos dominantes en la dieta de *Hippocampus spp* y la capacidad de depredar otros organismos depende de su abundancia y disponibilidad en el ecosistema (Tipton y Bell, 1988; da Costa Castro *et al.*, 2008; Storero y González, 2008), además del grado de complejidad del hábitat o la disponibilidad de estructuras para su sujeción (Curtis y Vincent, 2005; Ape *et al.*, 2019).

Otra característica de los caballitos de mar que, junto con las otras especies de la familia *Syngnathidae*, los hace únicos dentro del reino animal es la inversión de los roles sexuales durante la fase de reproducción típicamente conocida en otras especies animales, es decir, la fertilización de los ovocitos y su posterior gestación tiene lugar en la bolsa de cría de los machos, el cual les proporciona alimentos, oxígeno y protección (Linton y Soloff, 1964; Teixeira y Musick, 2001; Zhang *et al.*, 2017) (**Figura 1.2**); mientras que las hembras no realizan ninguna función en el cuidado parental (Teixeira y Musick, 2001). Tras un periodo de 8 a 20 días de incubación, la bolsa de cría se abre y se liberan los caballitos de mar juveniles (Zhang *et al.*, 2017). Además, se ha documentado la producción de señales acústicas, denominadas *clics*, durante la fase del cortejo que también se produce durante la alimentación, pero con diferentes frecuencias (Oliveira *et al.*, 2014).

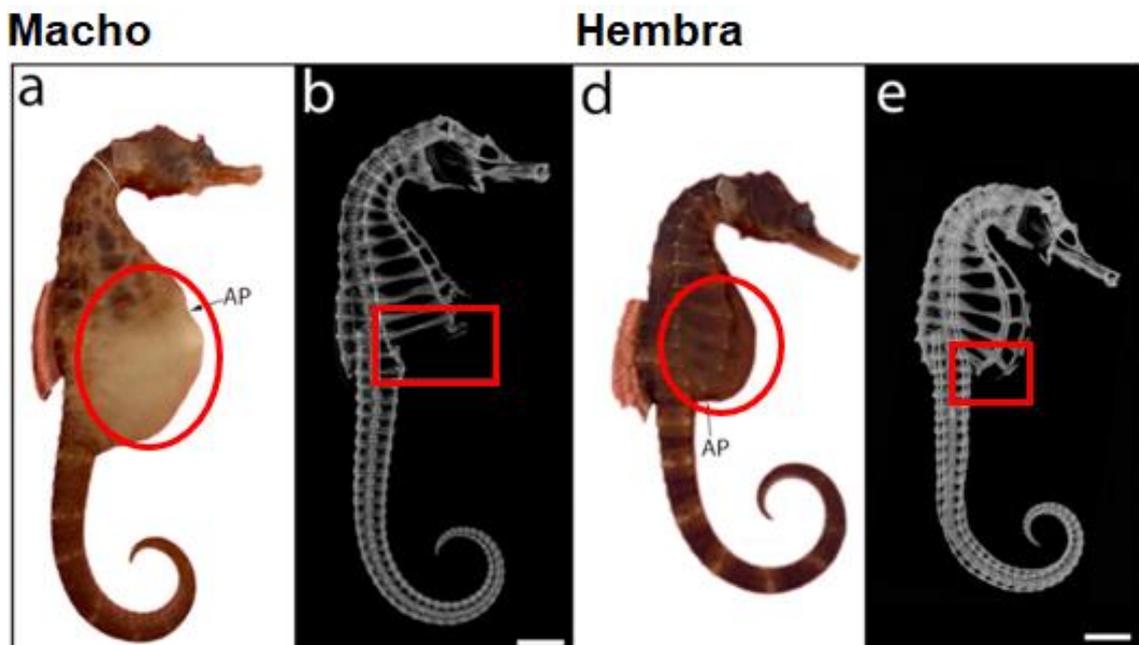


Figura 1.2. Imagen modificada del trabajo presentado por Dudley *et al.* (2022) donde se destaca la presencia de la bolsa de cría en los caballitos de mar machos y su ausencia en las hembras.

Las poblaciones de caballitos de mar se encuentran amenazadas a escala global, hasta tal punto que se clasifican catorce especies como “vulnerables” o “en peligro” (Simpson *et al.*, 2019; Simpson *et al.*, 2020), por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2022), mientras que del resto de especies no se disponen datos suficientes para evaluar su estado (Gurkan *et al.*, 2011; Otero-Ferrer *et al.*, 2015; Claassens y Harasti, 2020). La situación detallada de *Hippocampus spp* viene dada por sus características biológicas sumadas a los efectos antropogénicos. Biológicamente se caracterizan por presentar áreas de distribución dispersas al ser fieles al sitio una vez reclutados, baja capacidad de natación, rangos de hogar pequeños, baja densidad de las poblaciones, bajas fecundidades y dominar la monogamia en la gran mayoría de las especies (Foster y Vincent, 2004; Gristina *et al.*, 2017), entonces esto provoca que sean vulnerables a impactos de los seres humanos que causan la degradación de sus hábitats, a la pesca incidental y a la sobrepesca para su exhibición en acuarios o para su comercio como curiosidades y medicinas orientales (Vincent, 1996; Foster y Vincent, 2004; Koldewey y Martin-Smith, 2010; Claassens *et al.*, 2018; Simpson *et al.*, 2020; Koning y Hoeksema, 2021); especialmente debido a la pesca con arrastre, ya que aparte de tener un impacto directo sobre las poblaciones locales de caballitos de mar también provoca indirectamente la destrucción de su hábitat (Curtis *et al.*, 2007; Gristina *et al.*, 2015). Ante esta situación, en 2004, se reguló internacionalmente su comercio en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), siendo los primeros peces óseos marinos considerados (CITES, 2005; S. Foster *et al.*, 2016; Correia *et al.*, 2018; Koning y Hoeksema, 2021).

Las poblaciones de caballitos de mar se encuentran, principalmente, en ambientes costeros poco profundos, los cuales están expuestos a la frecuente presión antrópica y urbanización que amenaza la supervivencia de los hábitats naturales donde se ubican estas poblaciones (Bell *et al.*, 2003; Foster y Vincent, 2004; Scales, 2010; Vincent *et al.*, 2011; Choi *et al.*, 2012; Correia *et al.*, 2020), es por eso (tal como se ha comentado anteriormente) que algunas especies se encuentran catalogadas como “en peligro” por la IUCN. En la naturaleza se pueden encontrar variedad de hábitats en los que se asientan las poblaciones de caballitos de mar como macroalgas, esponjas, arrecifes de coral, praderas de fanerógamas o incluso manglares (Bell *et al.*, 2003; Olden *et al.*, 2007; Rosa *et al.*, 2007; Clynick, 2008; Simpson *et al.*, 2019); siendo las praderas de fanerógamas y los manglares los hábitats con mayor y menor número de avistamientos de estos organismos respectivamente (Foster y Vincent, 2004). Todos estos hábitats son fundamentales para permitir el correcto desarrollo de los caballitos de mar debido a su morfología particular, ya que aparte de servir como refugio frente a los depredadores con su camuflaje también les proporcionan puntos donde agarrarse (mediante su cola prensil) para alimentarse y descansar (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004; Qin *et al.*, 2014)(Figura 1.3).



Figura 1.3. Ejemplares de caballitos de mar camuflados y aferrados a una pradera de *Cymodocea nodosa* (Fuente: <https://marmenormarmayor.es/>).

Hippocampus spp se distribuyen alrededor de los hábitats costeros poco profundos de aguas templadas y tropicales desde 50º norte a 50º sur de latitud, con la mayor diversidad de especies entre la zona Indo-pacífica (Foster y Vincent, 2004). A pesar de la amplia distribución de estos animales y su gran diversidad en la zona Indo-pacífica, tan solo se pueden encontrar dos especies en el mar Mediterráneo, *Hippocampus hippocampus* e *Hippocampus guttulatus*. El caballito de mar de hocico corto (*H. hippocampus*) y el caballito de mar de hocico largo (*H. guttulatus*) son las dos especies que habitan en el Mediterráneo y el Atlántico nororiental, siendo las praderas de fanerógamas y los lechos de algas sus hábitats naturales (Woodall *et al.*, 2011; Correia *et al.*, 2020; Pierri, Cardone, *et al.*, 2021; Pierri *et al.*, 2021; Pierri *et al.*, 2022). Al igual que el resto, ambas especies están amenazadas por la degradación de sus hábitats, la pesca incidental y la sobrepesca (Salin *et al.*, 2005; Olden *et al.*, 2007; Vincent *et al.*, 2011), por tanto, nivel global también se encuentran en el Apéndice II de la CITES y en la Lista Roja de la UICN evaluadas como “datos insuficientes”, pero en el mar Mediterráneo han sido reevaluadas como “casi amenazadas” (Correia *et al.*, 2020; Pierri, Cardone, *et al.*, 2021; IUCN, 2022). Los caballitos de mar pueden mostrar preferencias de hábitat según la especie (Gristina *et al.*, 2015) y, es que, como el resto de las especies de caballitos de mar están presentes en ambientes costeros, pero generalmente estas dos especies se suelen avistar en hábitats de diferente complejidad. Por lo común, *H. guttulatus* se asocia tanto con hábitats uniformes como más complejos, mientras que *H. hippocampus* está presente en hábitats de baja complejidad; es decir, generalmente, *H. hippocampus* está presente en áreas con vegetaciones menos densas y evita sujetarse allí donde la fauna o flora es densa, mientras que *H. guttulatus* habita áreas con mayor complejidad del sustrato y presenta una menor discriminación a la hora de elegir el sitio de sujeción (Foster y Vincent, 2004; Curtis y Vincent, 2005; Faleiro *et al.*, 2008; Correia *et al.*, 2015; Gristina *et al.*, 2015; Correia *et al.*, 2018).

H. hippocampus se distribuye a lo largo de las costas del océano Atlántico nororiental (desde el Reino Unido hasta África occidental) y por todo el mar Mediterráneo (Woodall *et al.*, 2011). Presenta las características biológicas y morfológicas básicas mencionadas anteriormente para *Hippocampus spp*. A simple vista se puede confundir con *H. guttulatus*, pero presenta unos rasgos morfológicos que lo hace distinguible. Uno de estos rasgos es una seña de identidad propia y diferenciadora (la cual da lugar a su nombre común), ya que presenta un hocico corto en comparación de otras especies (por eso se le llama caballito de mar de hocico corto) y, a diferencia de *H. guttulatus*, presenta pocos o ningún filamento a lo largo del cuerpo (Lourie *et al.*, 1999) (**Figura 1.4**). Este último rasgo se ha publicado que está relacionado con la forma de vida de especie; ya que, como se ha explicado anteriormente, esta especie se encuentra en hábitats de menor complejidad, por lo que una menor presencia o ausencia de estos filamentos sugiere que *H. hippocampus* depende menos de la flora o estructuras filamentosas para su camuflaje o crípsis (Curtis y Vincent, 2005). Sin embargo, esto es contrastado con más variedad de coloración para conseguir un mayor camuflaje con el ambiente, es decir, según las condiciones del ambiente puede variar de color (desde marrón a naranja o negro) con el objetivo de camuflarse (Lourie *et al.*, 1999; Curtis y Vincent, 2005).



Figura 1.4. Se muestra un ejemplar de *H. hippocampus* donde se pueden observar las características morfológicas descritas en el texto.

Al igual que *H. hippocampus*, *H. guttulatus* también presenta las características biológicas y morfológicas básicas mencionadas anteriormente para las demás especies de caballitos de mar. Sin embargo, sus rasgos morfológicos que lo hacen distinguible es que tiene un hocico largo (de ahí su nombre común de caballito de mar de hocico largo) y la presencia de filamentos a lo largo de todo el cuerpo (Lourie *et al.*, 1999) (**Figura 1.5**), que sumado a una coloración entre amarillo-verdoso o marrón, sugiere que esta especie se encuentra en ambientes de mayor complejidad (tal como se ha descrito anteriormente) y depende más de la vegetación o las estructuras para camuflarse (Curtis y Vincent, 2005). Al igual que *H. hippocampus* se encuentra distribuida entre el océano Atlántico oriental y el mar Mediterráneo, desde la costa norteafricana hasta las Islas Shetland (Gristina *et al.*, 2017).



Figura 1.5. Se muestra un ejemplar de *H. guttulatus* donde se pueden observar las características morfológicas descritas en el texto.

Estas especies se asocian, principalmente, con los hábitats de praderas de fanerógamas porque les proporcionan puntos de apoyo, alimento y protección al poder camuflarse con el ambiente (Foster y Vincent, 2004; Curtis y Vincent, 2005). Sin embargo, son especies que se encuentran a poca profundidad por lo que sus hábitats están bastante expuestos a perturbaciones (tanto naturales como provocadas por el ser humano) que han causado su degradación a lo largo de los años; entonces, con sus características biológicas, ambas especies son muy sensibles a la destrucción de sus hábitats (Foster y Vincent, 2004; Gristina *et al.*, 2017). Esto se agrava en el

mar Mediterráneo, donde las praderas de fanerógamas están en claro declive (Calizza *et al.*, 2013; Tuya *et al.*, 2014).

Durante las últimas décadas, se ha podido observar que un porcentaje cada vez mayor de la población mundial se ha asentado en las ciudades costeras (Creel, 2003), entonces una consecuencia directa de este fenómeno es la urbanización de la costa y el aumento de impactos y la modificación de los hábitats marinos naturales (Nicholls y Small, 2002; Bulleri y Chapman, 2010; Claassens, 2016) que provoca la disminución significativa de la población de especies que los habitan (Gibson *et al.*, 2007; Waycott *et al.*, 2009; Correia *et al.*, 2015), como son los caballitos de mar tal como se ha explicado a lo largo de este apartado. Estos impactos antropogénicos (sumados a eventos naturales que pueden suceder) alteran las condiciones del hábitat de *Hippocampus spp*, ya que reducen la disponibilidad de presas y soportes naturales disponibles, los cuales son esenciales para el asentamiento de estas especies (Correia *et al.*, 2013; Cunha *et al.*, 2013; Correia *et al.*, 2015; Correia *et al.*, 2018). Entonces el principal reto al que se enfrenta la comunidad científica es conseguir conservar estas especies a pesar de las constantes presiones sobre el medio ambiente (Claassens *et al.*, 2018). Son varias las actividades realizadas por el ser humano que se pueden mencionar que causan una degradación de los hábitats naturales y, con ello, provocan una inevitable reducción de la densidad y distribución de las poblaciones de *Hippocampus spp*. Entre estas actividades encontramos la urbanización masiva, la contaminación, el fondeo, el dragado o el desarrollo del snorkel y buceo SCUBA (di Franco *et al.*, 2011; Correia *et al.*, 2013; Cunha *et al.*, 2013; Gristina *et al.*, 2015; Simpson *et al.*, 2019), entre otros; sin embargo, aquellas que causan un mayor impacto al instante son las artes de pesca destructivas como la pesca de arrastre. Se ha informado que esta práctica altera la estructura de la población de caballitos de mar al afectar a las cohortes, reducir la reproducción y matar individuos por su pesca incidental (Baum *et al.*, 2003); además, provoca la destrucción del hábitat y, por consiguiente, la reducción de la complejidad estructural del bentos (Collie *et al.*, 2000; Baum *et al.*, 2003).

Las praderas de fanerógamas son ecosistemas altamente productivos que proporcionan un hábitat importante para una gran variedad de especies de peces e invertebrados, reconfiguran el flujo de agua, influyen en el ciclo de nutrientes y proporcionan una mayor estabilidad de los sedimentos (Hughes *et al.*, 2009). Estos son los hábitats naturales preferencialmente elegidos por los caballitos de mar porque sus características estructurales les sirven como refugio de los depredadores al camuflarse y de las corrientes al disponer de puntos de sujeción para descansar y alimentarse (James y Heck, 1994; Lee *et al.*, 2001; Foster y Vincent, 2004; Qin *et al.*, 2014). Además, son hábitats productivos que les aportan una mayor disponibilidad de pequeños crustáceos (recurso alimenticio principal de *Hippocampus spp*) porque la diversidad y abundancia de especies es mayor que en aquellos hábitats circundantes sin vegetación, ya que sus estructuras físicas pueden ser utilizadas como espacio vital (Heck *et al.*, 1989; Edgar *et al.*, 1994; Lee *et al.*, 2001; Foster y Vincent, 2004). Es decir, una mayor complejidad del hábitat se relaciona con una mayor diversidad y abundancia de organismos marinos y esta complejidad puede ser proporcionada por la vegetación de las praderas de fanerógamas (Silvertown, 2004).

El problema, tal como se ha mencionado anteriormente, es que los principales hábitats donde se sitúan *Hippocampus spp* han sufrido una regresión significativa en los últimos años, principalmente a causa del impacto producido por el ser humano, provocando que muchas especies experimenten disminuciones de sus poblaciones (Orth *et al.*, 2006; Clynick, 2008; Claassens *et al.*, 2018;). La destrucción de las praderas de fanerógamas da lugar a fondos sin vegetación y la estructura del hábitat es una de las características principales para determinar la distribución de los caballitos de mar debido a la dependencia de estos animales a los puntos de anclaje y a mantenerse camuflados (Vincent *et al.*, 2005). No obstante, se han reportado casos de especies amenazadas que buscan refugio en estructuras artificiales allí donde su hábitat

natural ha sufrido una importante regresión (García-GoMez *et al.*, 2011; Claassens *et al.*, 2018), por lo que existe la posibilidad de que estos hábitats artificiales se utilicen como mecanismos para la conservación de especies amenazadas (García-Gómez *et al.*, 2015; Simpson *et al.*, 2019). Las estructuras artificiales pueden ser utilizadas especialmente para la conservación de caballitos de mar, ya que se conocen casos en los que estos animales habitan las estructuras cuando están disponibles por proporcionarles un hábitat nuevo donde alimentarse y reproducirse (Clynick, 2008; Correia *et al.*, 2013; Correia *et al.*, 2015; Claassens *et al.*, 2018; Simpson *et al.*, 2019; Simpson *et al.*, 2020). Entonces, ante la ausencia de vegetación, se debe conseguir simular los hábitats naturales con diferentes estructuras que permitan su asentamiento y para conseguirlo se han llevado a cabo construcciones con diferentes materiales (Lee *et al.*, 2001; Sirota y Hovel, 2006; Vega Fernández *et al.*, 2009). Por tanto, el uso de anclajes artificiales es una herramienta potencial para aumentar la complejidad del hábitat al incorporar una nueva zona que pueda ser colonizada por los organismos marinos, fomentando así el asentamiento de poblaciones de caballitos de mar y mitigando algunas de las causas de su disminución (Correia *et al.*, 2015).

Las nuevas estructuras introducidas al medio marino son colonizadas rápidamente por diferentes organismos, ya que los sustratos duros son limitados en el océano (solamente el 10% de los fondos marinos), y suponen un hábitat nuevo por el que competir (Levinton, 1995). Estas estructuras, principalmente, son colonizadas por las fases larvares planctónicas de los organismos que necesitan aferrarse a sustratos duros para seguir con su ciclo de vida (Levinton, 1995). El proceso de colonización de cualquier superficie sólida, ya sea viva o muerta, se conoce como *fouling* (Wahl, 1989); por lo que el crecimiento y desarrollo de distintas formas de vida (micro y macroorganismos) sobre cualquier sustrato inmerso en el medio marino (natural o artificial) se conoce como *biofouling* (Evans y Hoagland, 1986). El proceso del *biofouling* empieza con la inmediata colonización del sustrato sumergido por parte de microorganismos y la creación del *biofilm* (Ralston y Swain, 2009). Posteriormente, se asientan los colonizadores secundarios atraídos por los compuestos químicos del *biofilm*, como macroalgas, moluscos o cnidarios y se produce un cambio en la estructura del sistema hacia una comunidad más compleja (Pawlik, 1992). La colonización terciaria se da con el asentamiento de macroorganismos sésiles y de vida libre una vez la comunidad ya formada sea capaz de proporcionarles alimento y refugio (Hincapié-Cárdenas, 2007).

En la bibliografía se puede encontrar trabajos que estudian el efecto atractor que tienen las estructuras artificiales sobre los caballitos de mar como el realizado por Claassens, L. (2018) o el llevado a cabo por Claassens *et al.* (2018), en los que se estudió la especie *H. capensis* y obtuvieron que era más abundante en el hábitat artificial y que seleccionaba preferentemente estos hábitats sobre los naturales cuando ambos estaban disponibles cerca. Harasti *et al.* (2010) probó en su estudio que *H. whitei* se encontraba en grandes densidades en las redes protectoras para el baño en las playas en comparación con los hábitats naturales alrededor del puerto de Sydney, Australia. Otros trabajos que se pueden destacar son los llevados a cabo en la laguna de Ria Formosa (Portugal) por Correia *et al.* (2015) y Correia *et al.*, (2013), en los que se demostraron que *H. hippocampus* y *H. guttulatus* eran capaces de ocupar estructuras artificiales tras la notable pérdida del hábitat natural en la laguna y, además, establecieron la base de los hábitats artificiales como potenciales herramientas de gestión para mejorar las poblaciones de caballitos de mar.

Tal como se ha ido exponiendo a lo largo del apartado, no se pueden separar los problemas ambientales de la urbanización del litoral. En España, destaca el auge del turismo de playa que han experimentado las costas mediterráneas desde 1960, lo que se traduce en que estas zonas llevan más de 60 años de presión antrópica. Se pueden mencionar como algunas de las ciudades de la costa mediterránea española que han experimentado un gran desarrollo urbanístico en los últimos años a Gandía (**Figura 1.6**) o Denia (**Figura 1.7**), por lo que se deduce que tanto estas ciudades como las adyacentes se han visto afectadas por la presión ejercida por el ser humano. Sin embargo, las praderas de fanerógamas marinas en estas zonas se han visto afectadas, principalmente, por los eventos naturales. En los últimos años, se han producido fenómenos meteorológicos conocidos como DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos) que producen temporales de lluvias torrenciales y fuertes vientos, de manera que aumenta el oleaje y la energía que impacta sobre el fondo marino y, por consiguiente, sobre las praderas de fanerógamas marinas, destruyéndolas. Es por esto que, dichas praderas, se encuentran en un estado poco desarrollado al sufrir periódicamente un impacto que detiene su crecimiento.



Figura 1.6. Comparación de la costa de Gandía durante 1956 y 2021, donde se observa una clara urbanización de la zona (fuente: <https://visor.gva.es/visor/> - Comparador de Cartografía).



Figura 1.7. Comparación de la costa de Denia durante 1956 y 2021, donde se observa una clara urbanización de la zona (fuente: <https://visor.gva.es/visor/> - Comparador de Cartografía).

A lo largo de la costa de la comarca de La Safor se han encontrado ejemplares de *Hippocampus spp* adheridos a las redes de los pescadores de la zona (2022, Cofradía de Pescadores de Gandía, com. pers.) o en las boyas que delimitan la zona de baño en las playas (2022, Ayuntamiento de Oliva, com. pers.). Como se ha avistado la presencia de caballitos de mar en la zona costera de la comarca de La Safor, caracterizada por presentar fondos de arenas finas bien calibradas (Sospedra *et al.*, 2015), y estos animales necesitan de la presencia de puntos de anclaje para poder vivir, el presente trabajo pretende estudiar el posible efecto atractor que tienen (sobre las poblaciones de *H. hippocampus* y *H. guttulatus*) las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía para la puesta de *Sepia officinalis* (**Figura 1.8**). Es decir, como

existen trabajos que mencionan la presencia de caballitos de mar en hábitats artificiales y se han realizado avistamientos de estos animales en redes o boyas (elementos creados por el ser humano) en la zona costera de La Safor, se pretende investigar si dichas estructuras (cuyo objetivo principal es incentivar la puesta de *S. officinalis*) son capaces de atraer y albergar ejemplares de *H. hippocampus* y *H. guttulatus*. Ante esto, se establece la hipótesis de que las estructuras artificiales concentran poblaciones de caballitos de mar por las necesidades biológicas de estas especies, las características sedimentarias de la zona y el estado poco desarrollado de su hábitat natural.

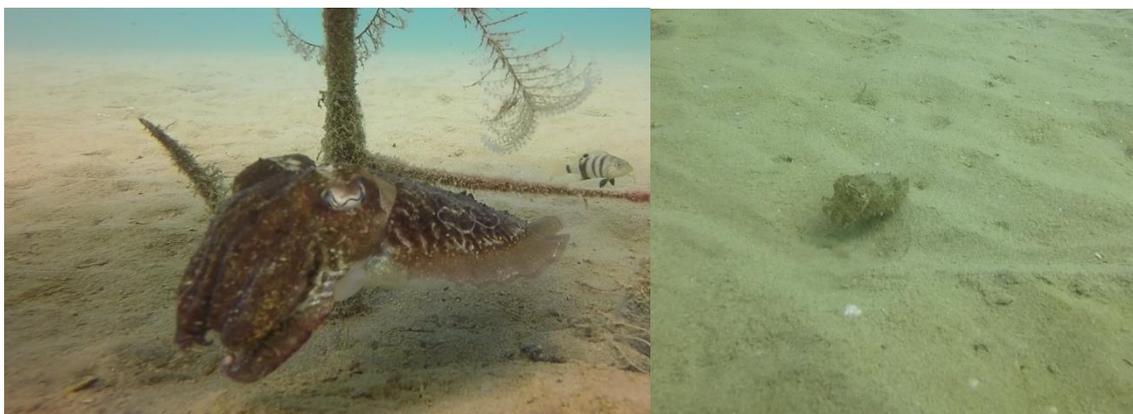


Figura 1.8. Se muestran un ejemplar adulto, izquierda, y un juvenil, derecha, de *S. officinalis* observados en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía.

Por todo esto, el objetivo principal del presente estudio es comparar la abundancia de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* presente en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía y en otros hábitats naturales, como son los fondos arenosos de la zona o en praderas de *Cymodocea nodosa*. Como objetivo secundario, se plantea si este hábitat artificial es capaz de atraer más a una especie que a otra, por lo que se pretende analizar la abundancia de ambas especies en las estructuras artificiales. Además, otro objetivo secundario planteado es comprobar si la preferencia de *Hippocampus spp* por colonizar el hábitat artificial se basa, principalmente, en la total disponibilidad de puntos de anclaje o depende, además, de otros factores.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Las zonas en las que se han realizado los muestreos se ubican dentro del Golfo de Valencia en el Mediterráneo Occidental y se distribuyen a lo largo de la costa de la comarca de La Safor (España) (**Figura 2.1.1** y **Tabla 2.1.1**). Desde un punto de vista oceanográfico, la zona presenta aguas relativamente transparentes, oligotróficas (debido a la escasa escorrentía) y de carácter subtropical (Zoffmann *et al.*, 1985), es decir, templadas en invierno (con mínimas superficiales alrededor de 13°C) y cálidas en verano (con máximas en torno a los 27°C). Se puede presenciar una marcada termoclina estacional (alrededor de los 15 m de profundidad), la cual empieza a formarse entre mediados y finales de abril con el aumento de la radiación solar y desaparece hacia noviembre, con la disminución de dicha radiación. La salinidad superficial oscila entre 37 y 38 ‰, aunque se pueden conseguir salinidades inferiores (Zoffmann *et al.*, 1985).



Figura 2.1.1. Se muestra la extensión del Golfo de Valencia, situado entre el Cabo de Tortosa (Tarragona, España) y el Cabo de la Nao (Alicante, España), en color amarillo y en color rojo la delimitación norte y sur de la costa de la comarca de La Safor (**fuente:** Google Earth).

Tabla 2.1.1. Se muestra la ubicación de los puntos que delimitan la parcela donde se sitúa el hábitat artificial (dentro de la cual se llevarán a cabo los muestreos) y los sitios donde se han realizado los muestreos en las praderas de *C. nodosa* y en los fondos de arena. Siendo *N*: Norte, *W*: Oeste y *E*: Este.

Estructura artificial	Punto 1 (P1)	38°58'20.51"N - 0° 7'44.00"W
	Punto 2 (P2)	38°58'21.07"N - 0° 7'42.74"W
	Punto 3 (P3)	38°58'11.45"N - 0° 7'35.24"W
	Punto 4 (P4)	38°58'13.00"N - 0° 7'33.41"W
<i>Cymodocea nodosa</i>	Sitio 1 (S1)	38°54'33.34"N - 0° 1'1.66"W
	Sitio 2 (S2)	38°54'22.93"N - 0° 0'45.22"E
	Sitio 3 (S3)	38°54'47.99"N - 0° 0'54.73"W
	Sitio 4 (S4)	38°54'36.36"N - 0° 0'48.12"W
Fondos de arena	Sitio 1 (S1)	38°58'9.53"N - 0° 7'14.93"W
	Sitio 2 (S2)	38°58'59.42"N - 0° 8'15.36"W
	Sitio 3 (S3)	38°59'4.35"N - 0° 8'1.96"W
	Sitio 4 (S4)	38°55'28.97"N - 0° 1'50.55"W

2.1.1. Estructura artificial

La estructura artificial fondeada por la Cofradía de Pescadores de Gandía para la puesta de sepia se encuentra en frente de la costa de Guardamar de la Safor a una distancia (aproximadamente) de 650 m de la costa. Se encuentra dentro de una parcela con unas dimensiones de (más o menos) 350 y 50 m de largo y ancho, respectivamente; concretamente entre los puntos de coordenadas que se muestran en la **Tabla 2.1.1 (Figura 2.1.1.1)**. Esta zona presenta una profundidad de la columna de agua de unos 8 m y las estructuras artificiales se sitúan sobre un fondo marino compuesto por arenas finas bien calibradas (**Figuras 2.1.1.2**), las cuales están formadas por arenas finas y homogéneas habitadas por anélidos, moluscos, crustáceos y equinodermos (Sospedra *et al.*, 2015). Esta biocenosis ocupa, aproximadamente, 640 km² del Golfo de Valencia (Sospedra *et al.*, 2015) y se extiende con frecuencia a lo largo del litoral oriental de la península ibérica (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2009).

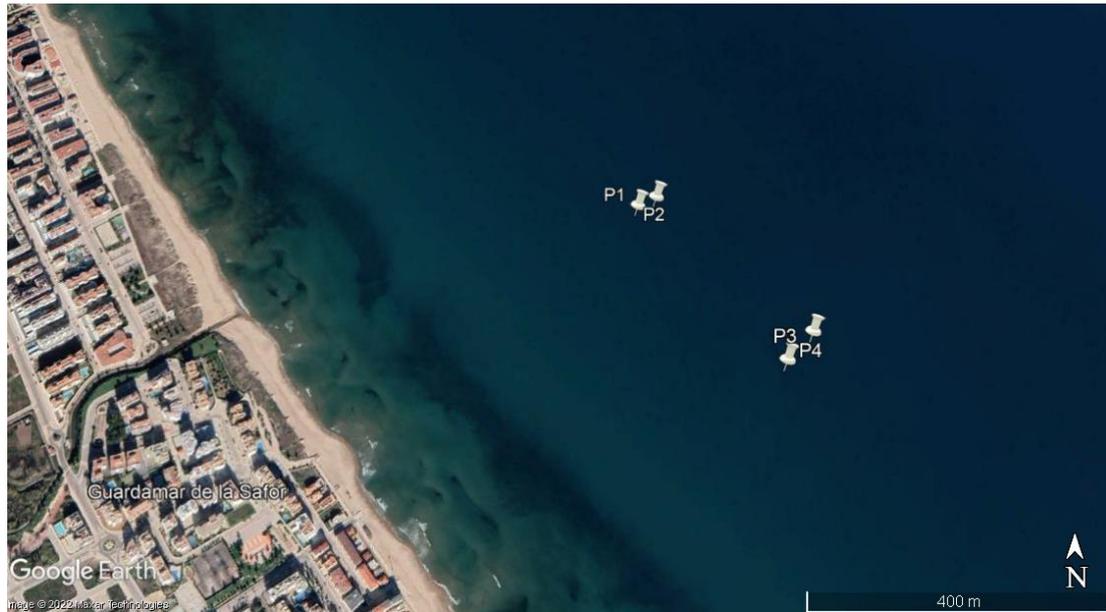


Figura 2.1.1.1. Se muestran los puntos que delimitan la parcela donde se sitúa el hábitat artificial, en color blanco (fuente: Google Earth).



Figura 2.1.1.2. Se observa el tipo de fondo existente en la zona donde se ubican las estructuras artificiales, además de un ejemplar de *H. guttulatus* aferrado a la estructura.

En la parcela delimitada por las coordenadas que se muestran en la **Tabla 2.1.1** se pueden encontrar varias de estas estructuras destinadas a la puesta de la sepia. Estas estructuras se componen de líneas de cuerdas de 300m de largo, en los que cada 1 m de longitud (aproximadamente) se sitúa un cabo revestido de plomo en la base para permitir su fijación a la línea y se mantiene vertical por la presencia de una pequeña boya o flotador. Este cabo vertical presenta una altura de unos 50-60 cm y dispone de bridas situadas en dirección perpendicular a dichos cabos (o paralelas al fondo y superficie del agua) que incentivan la puesta de la sepia (**Figura 2.1.1.3**)



Figura 2.1.1.3. Se muestra, en la imagen izquierda, la estructura creada para la puesta de sepia antes de ser fondeada y, a la derecha, la forma cómo se dispone una vez ha sido sumergida.

Para la realización de este trabajo se fondeó una nueva línea de estas estructuras, de manera que se pretende comprobar si el asentamiento de las poblaciones de caballitos de mar se produce de forma inmediata con la disponibilidad total de puntos de anclaje o depende de otros factores. Para ello, se tomó una de estas estructuras y, con la embarcación, nos dirigimos a la ubicación del hábitat artificial (**Tabla 2.1.1** y **Figura 2.1.1.1**). En cada extremo de la estructura se ató un ancla y una boya (**Figura 2.1.1.4**), de manera que el ancla ayuda a que la estructura se hunda en el punto deseado (además de evitar que varíe su posición con el tiempo) y las boyas permiten su posterior localización desde la embarcación para las tareas posteriores. La embarcación se ubicó en el punto más situado al Este de la parcela de estas estructuras para evitar que la nueva línea se situara encima de otra o entre dos más antiguas, de manera que esta estructura más reciente se encuentra en el extremo Este, de P2 a P4 (**Tabla 2.1.1** y **Figura 2.1.1.1**). Una vez situados en la localización deseada, se lanzó al agua el ancla y con ella la estructura mientras la embarcación avanzaba paralelo a la costa con la velocidad adecuada para extender esta línea nueva (**Figura 2.1.1.5**) hasta que el otro extremo con el ancla también estaba en el agua. Con el principio y final de la estructura señalizado con las boyas en superficie (**Figura 2.1.1.6**), un buzo se dispuso a atar los extremos de esta nueva estructura a los de la otra adyacente para así fijarla. Finalmente, una vez el buzo terminó de fijar la nueva línea, se retiran boyas y anclas de la estructura, por lo que esta queda fondeada en la ubicación deseada.

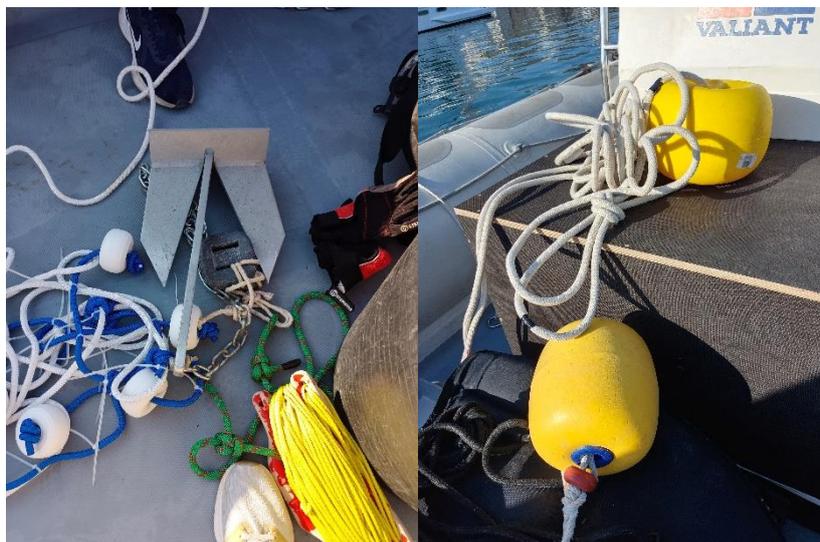


Figura 2.1.1.4. Se muestran los elementos mencionados (ancla y boya) que se atan a cada extremo de la estructura para garantizar su fondeo.

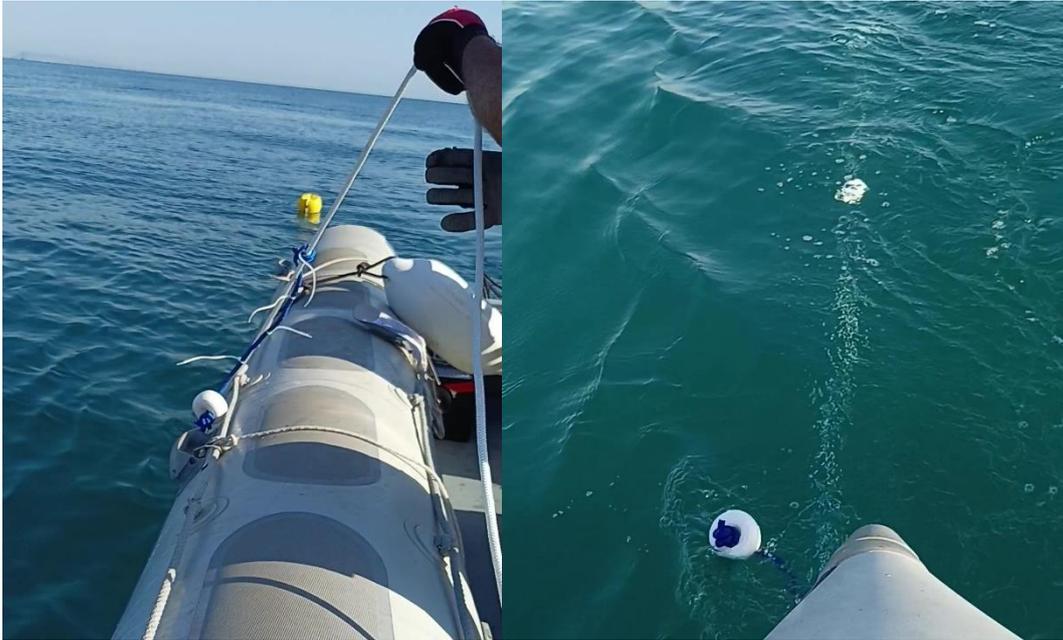


Figura 2.1.1.5. Se observa cómo se extiende la estructura mientras la embarcación avanza.

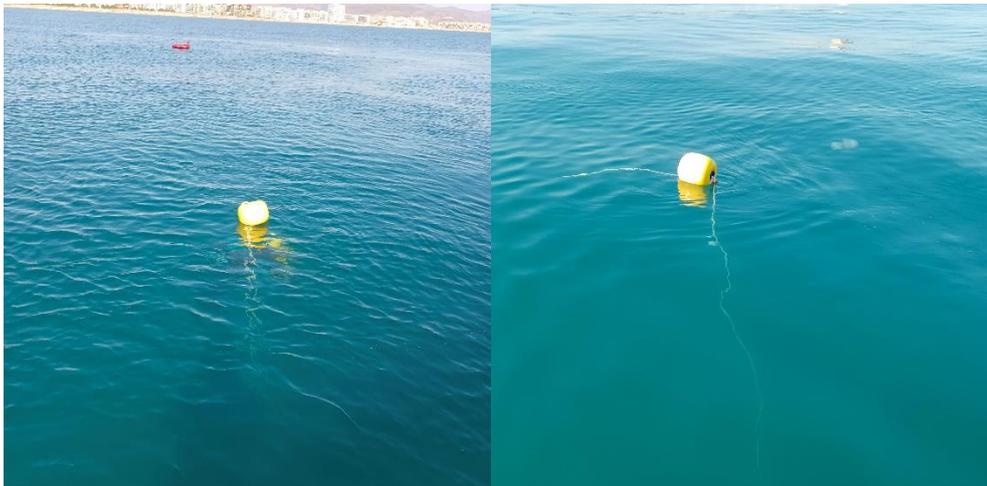


Figura 2.1.1.6. Se muestra el inicio y el final, respectivamente, de la señalización de la posición de la estructura fondeada.

2.1.2. *Cymodocea nodosa*

Los sitios de las praderas de *C. nodosa* donde se han realizado los muestreos para el desarrollo del presente estudio se sitúan en frente de la costa del término municipal de Oliva, concretamente en las coordenadas expuestas en la **Tabla 2.1.1 (Figura 2.1.2.1)**, y se podría decir que representa la zona de transición entre las costas arenosas características en el Golfo de Valencia y los altos acantilados rocosos del litoral del norte de la provincia de Alicante.

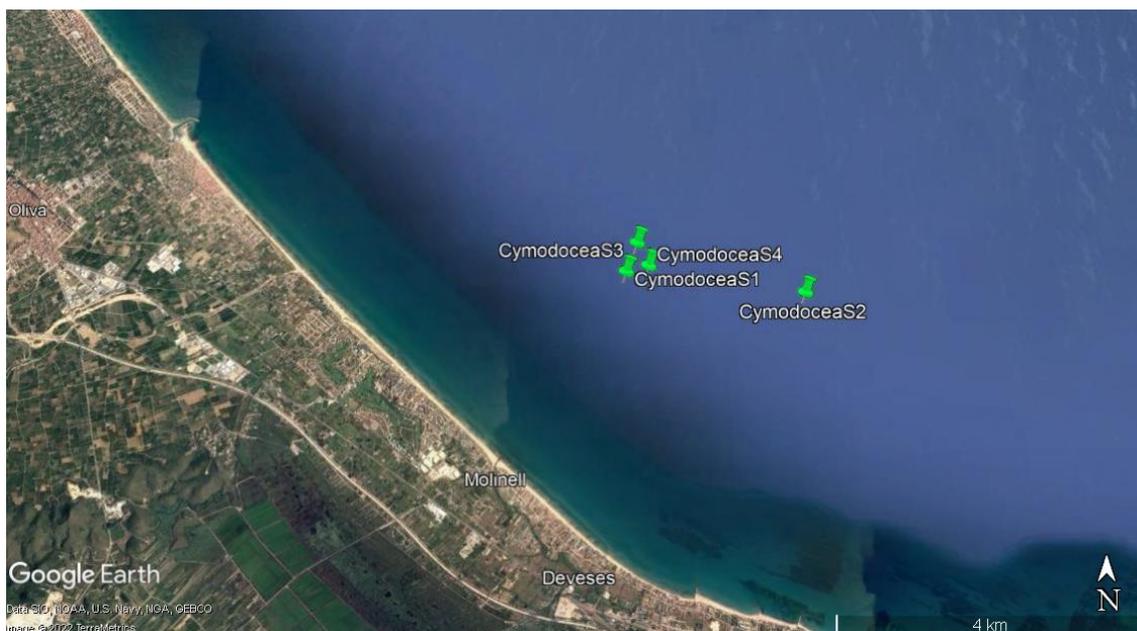


Figura 2.1.2.1. Ubicación de los sitios de muestreo para las praderas de *C. nodosa* (fuente: *Google Earth*).

C. nodosa es una fanerógama marina que se encuentra, principalmente, en el mar Mediterráneo formando praderas sobre fondos arenosos y se puede encontrar en profundidades de hasta 30 m al presentar una amplia tolerancia a las condiciones ambientales (Mas *et al.*, 2017). En este estudio, los sitios de muestreo sobre praderas de *C. nodosa* se encontraban entre 14 y 16 m de profundidad (**Figura 2.1.2.2**).



Figura 2.1.2.2. Se muestra el estado de las praderas de *C. nodosa* presentes en la zona de estudio.

2.1.3. Fondos de arena

Como se ha dicho, el fondo marino de la costa de la comarca de La Safor (y la mayor parte del litoral oriental de la península ibérica) está formado por arenas finas bien calibradas (**Figura 2.1.3.1**) y los sitios de muestreo para este tipo de hábitat se distribuyen a lo largo de la costa de esta comarca, los cuales se indican en la **Tabla 2.1.1** (**Figura 2.1.3.2**).



Figura 2.1.3.1. Se muestra el fondo marino arenoso característico de la zona de estudio.

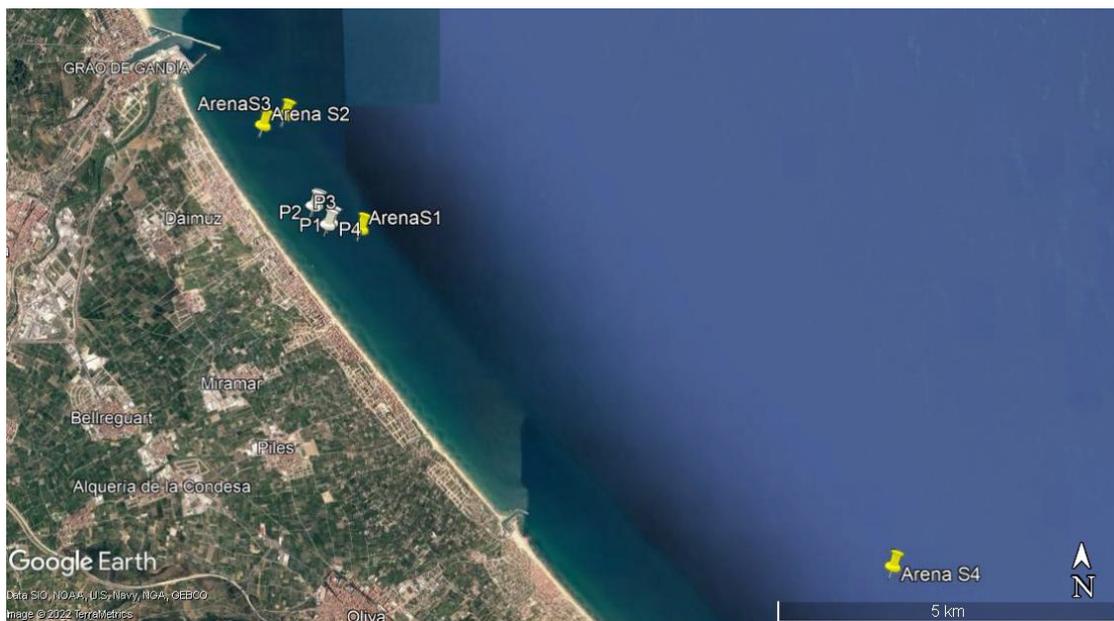


Figura 2.1.3.2. Ubicación de los sitios de muestreo para los fondos de arena, en color amarillo (fuente: Google Earth).

2.2. Diseño experimental

Debido a varios factores como la alimentación, depredación, características físicas del hábitat, perturbaciones naturales y antrópicas o el reclutamiento de las especies, entre otros, las poblaciones de peces presentan variaciones espaciales y temporales que deben ser contempladas en el diseño muestral planteado. Esto permitirá realizar afirmaciones más generales sobre los resultados obtenidos en el estudio y diferenciar el efecto de cada fuente de variación (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008).

En el presente estudio se descarta el factor temporal debido a que la toma de muestras se realizó en un periodo de tiempo que se puede considerar reducido en comparación con el ciclo biológico de los caballitos de mar, por lo que no se puede alcanzar a apreciar la variación estacional de estas especies. Además, otro motivo por el que se plantea este descarte es porque las condiciones climáticas y oceanográficas en las que se tomaron las muestras fueron prácticamente idénticas en todas ellas.

Como se ha comentado en el apartado anterior, el objetivo principal de este trabajo es comparar la abundancia de caballitos de mar en distintos hábitats para evaluar el posible efecto atractor que tienen las estructuras artificiales sobre estos animales. La toma de datos se realizó en tres hábitats distintos como son las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía, praderas de *Cymodocea nodosa* y fondos de arenas finas bien calibradas. Dentro de

cada uno de estos tres hábitats se realizaron muestreos en cuatro sitios distintos con el fin de evitar la pseudoreplicación espacial y cuya ubicación viene detallada en la **Tabla 2.1.1**; en el caso del hábitat artificial se detallan los puntos que delimitan la parcela donde se encuentran fondeadas las estructuras y dentro de la cual se han realizado muestreos en cuatro líneas distintas. Finalmente, en cada uno de estos sitios se realizaron dos censos seleccionados al azar, a modo de réplicas (8 censos en cada hábitat). De este modo se llevaron a cabo un total de 24 censos en tres hábitats distintos a lo largo de la costa de la comarca de La Safor (**Figura 2.2.1**). Por tanto, el diseño experimental propuesto presenta dos factores. El primero es el factor *Hábitat*, el cual es fijo, ortogonal y presenta tres niveles (*Estructura artificial*, *Cymodocea nodosa* y *Fondos de arena*). El segundo es el factor *Sitio*, el cual es aleatorio, anidado al factor *Hábitat* y presenta cuatro niveles (*Sitio 1*, *Sitio 2*, *Sitio 3* y *Sitio 4*).

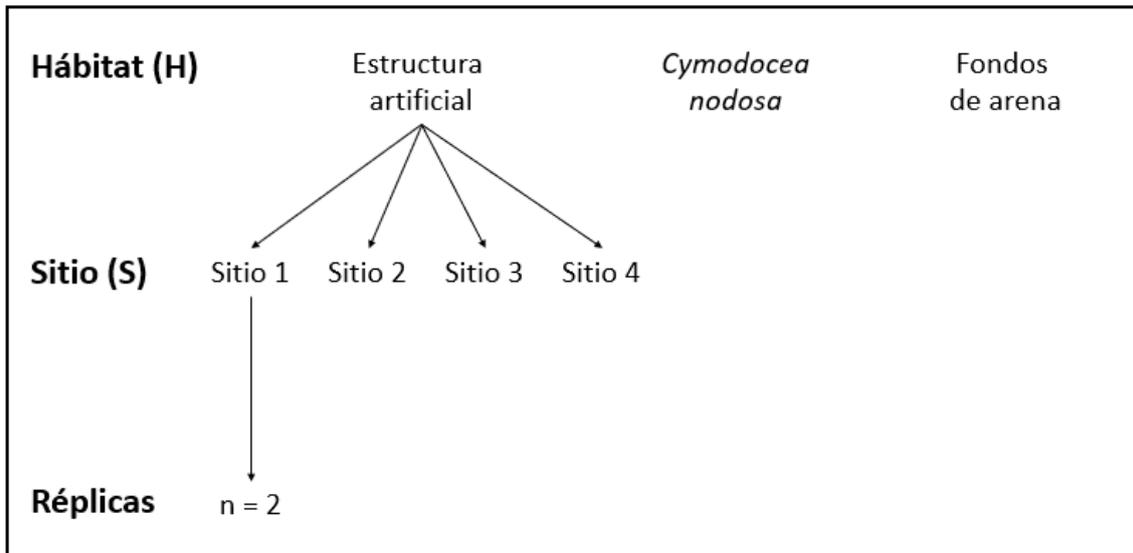


Figura 2.2.1. Diagrama del diseño experimental utilizado.

Este diseño experimental mostrado también permite obtener los datos del primer objetivo secundario, el cual consiste en analizar la abundancia de ambas especies de caballitos de mar en las estructuras artificiales, ya que al mismo tiempo que se realizan los censos en los cuatro sitios de este hábitat se determina la especie avistada. En este caso el diseño presenta un único factor, *Especie*, con dos niveles (*H. hippocampus* y *H. guttulatus*) para los 8 censos realizados en las estructuras fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía.

La nueva línea fondeada no se considera en el diseño experimental mostrado en la **Figura 2.2.1**. Para determinar si la preferencia de *Hippocampus spp* por colonizar un hábitat se basa en la disponibilidad total de puntos de anclaje o depende de otros factores, se realizaron 2 censos a los 3 días del fondeo de la nueva estructura (libre de organismos incrustados) y otros 2 censos 3 semanas después de haber sido sumergida (con el proceso de colonización ya empezado), por tanto, se llevaron a cabo un total de 4 censos.

2.3. Recolección de datos

El estudio de especies evaluadas “en peligro” por la IUCN, como *H. hippocampus* y *H. guttulatus*, y de praderas de fanerógamas, como *C. nodosa*, que se encuentran en regresión en la actualidad requiere el uso de métodos de muestreo no destructivos, de manera que se evita causar daños a estos organismos y afectar a posibles evaluaciones posteriores en las zonas de estudio. Por tanto, el estudio de estas especies de caballitos de mar, tanto en estructuras artificiales como en los hábitats naturales, se realizó a través de censos visuales submarino mediante buceo SCUBA o buceo con escafandra autónoma.

El método de censo visual iniciado por Brock (1954) para estimar, cuantitativamente, poblaciones de peces sin afectar negativamente tanto al hábitat muestreado como a la fauna asociada, ha sido revisado y optimizado por muchos autores hasta la descripción de protocolos para el muestreo de caballitos de mar con censos visuales submarino con buceo SCUBA (Curtis *et al.*, 2004). Para la realización del presente estudio, de entre los tipos de censos visuales, se eligió el uso de transectos lineales, el cual también ha sido empleado por otros autores para sus respectivos trabajos (Clynick, 2008; Claassens y Hodgson, 2018; Correia *et al.*, 2018; Correia *et al.*, 2020). La facilidad de ejecución y para obtener datos, su bajo coste, el poder ser usado prácticamente en cualquier hábitat al no ser muy afectados por su variación o el permitir detectar especies con distribuciones irregulares son algunos de los puntos fuertes que presenta esta técnica de muestreo (Z. R. Caldwell *et al.*, 2016). Esta metodología permite el seguimiento y la estimación de la abundancia relativa de poblaciones de peces, donde la experiencia y capacidad del observador para la identificación de las especies en su hábitat natural resulta fundamental para el correcto y rápido desarrollo del estudio (Bortone y Bohnsack, 1991).

La toma de muestras, como se ha dicho, se realizó mediante censos visuales de transectos lineales usando el equipo necesario para realizar inmersiones con escafandra automática. El principio más importante del buceo SCUBA es que no se debe practicar solo, por tanto, todos los transectos fueron efectuados por dos buceadores, como mínimo. Para llevar a cabo esta metodología de muestreo en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía (incluyendo la nueva estructura sumergida para este estudio), los buceadores nadan cada uno a un lado de la línea de la estructura artificial y recorren un transecto de 50 m de longitud, con el uso de una cinta métrica. Como estos animales permanecen quietos aferrados a alguna estructura de sujeción durante largos períodos de tiempo, se presta especial atención a los cabos verticales de la estructura y se aparta suavemente (si es necesario) cualquier vegetación o elemento que pueda dificultar su detección por el camuflaje. Aunque debido a su biología es mucho más probable encontrar a los caballitos aferrados a alguna estructura, se establece una amplitud de observación de 2 m a cada lado de la línea (4 m de ancho en total) por si se pudiese encontrar algún ejemplar nadando o en el sedimento (**Figura 2.3.1**).

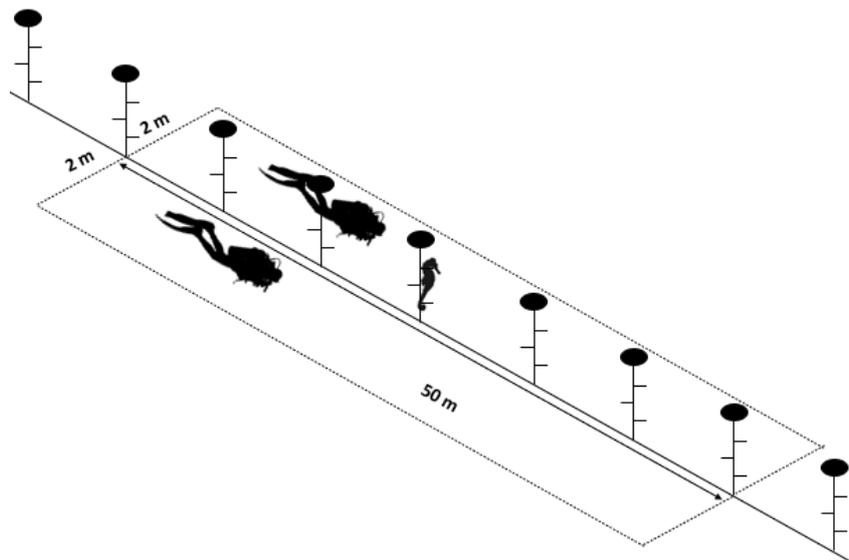


Figura 2.3.1. Se muestra, de forma esquemática, la metodología usada para la recolección de datos en la estructura artificial.

Para el estudio, se anota (a lo largo del transecto descrito anteriormente) la distancia a la que se observan ejemplares de caballitos de mar y de qué especie se trata (*H. hippocampus* o *H. guttulatus*) para obtener, posteriormente, su abundancia en número de individuos por m^2 (ind/m^2). Para minimizar el sesgo de observación, la identificación de la especie de caballito de

mar avistada siempre se realiza por el mismo buzo. Estos datos se registran bajo el agua con un lápiz sobre una tabla de PVC y papel de poliéster; además, se incorpora la ayuda de una cámara sumergible (*Go Pro HERO4 Silver*) para obtener imágenes de los ejemplares y del hábitat.

Los muestreos realizados en las praderas de *C. nodosa* y en los fondos de arena se llevan a cabo con el mismo procedimiento detallado para las estructuras artificiales, excepto por el caso que no se sigue la línea de una estructura. En este caso, una vez los buceadores se establecen en el hábitat, realizan (a través de este) transectos de 50 m de longitud y un ancho de búsqueda de 4 m en total, observando si existe la presencia de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* (Figura 2.3.2 y 2.3.3). Entonces, tanto en los transectos realizados en las estructuras artificiales como en el hábitat natural, se evalúan 200 m².

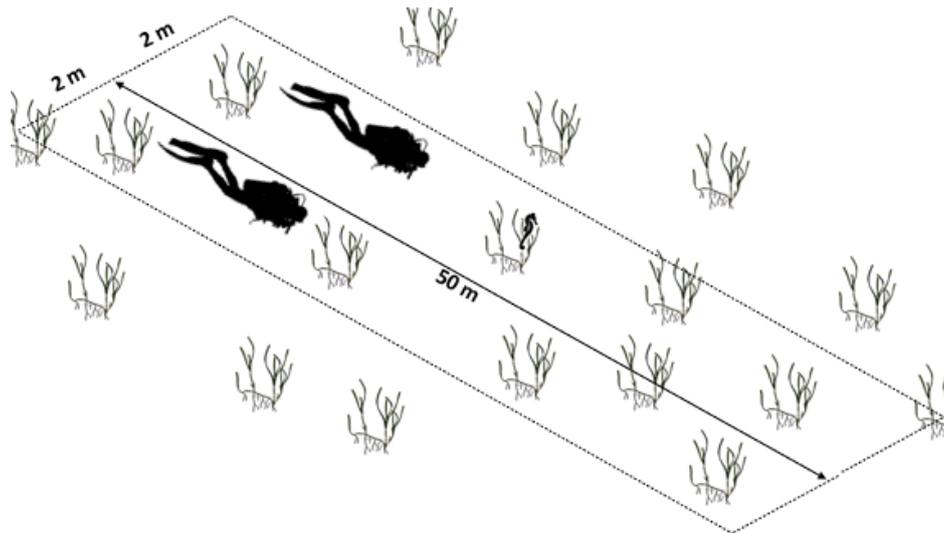


Figura 2.3.2. Se muestra, de forma esquemática, la metodología usada para la recolección de datos en las praderas de *C. nodosa*.

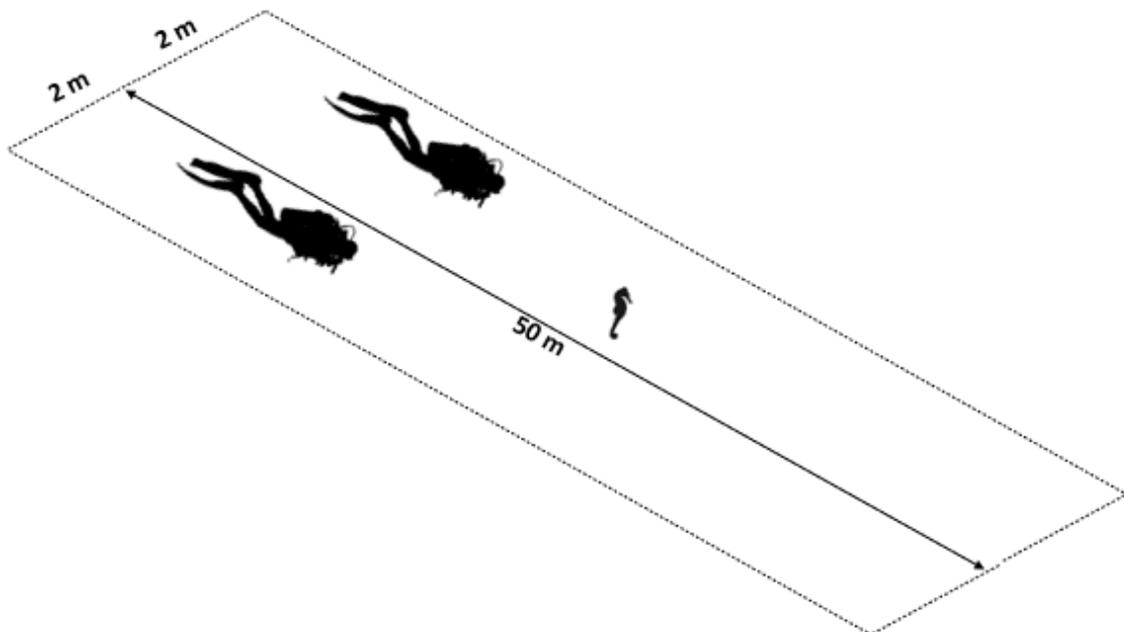


Figura 2.3.3. Se muestra, de forma esquemática, la metodología usada para la recolección de datos en los fondos de arena.

2.4. Tratamiento de los datos y análisis estadístico

Mediante los transectos visuales descritos se obtuvieron los datos de abundancia (total y por especie avistada) en cada censo realizado, los cuales se registraron utilizando el programa de software de hojas de cálculo *Microsoft Excel v19.0* para su posterior tratamiento y análisis estadístico.

Las diferentes abundancias obtenidas para los caballitos de mar en los tres hábitats o para *H. hippocampus* y *H. guttulatus* en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía se analizaron utilizando un diseño simétrico de análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1991, 1992, 1993, 1994), expuestos en el apartado del diseño experimental. Estos son los modelos lineales de ANOVA propuestos para analizar la abundancia de:

- Caballitos de mar entre los distintos hábitats: $X_{ijn} = \mu + H_i + S(H)_{j(i)} + e_{n(ij)}$.
 - Donde:
 - X_{ijn} = valor estimado
 - μ = media poblacional
 - H_i = variaciones debidas al factor *Hábitat*
 - $S(H)_{j(i)}$ = variaciones debidas al factor *Sitio*, anidado en *Hábitat*
 - $e_{n(ij)}$ = variaciones debidas a las réplicas
 - Presenta dos factores. *Hábitat* el cual es fijo y ortogonal con tres niveles; *Sitio*, el cual es aleatorio y anidado con cuatro niveles. La variable a medir es la abundancia de caballitos de mar (sin clasificar por especies), es decir, individuos de caballitos de mar/m².
- *H. hippocampus* y *H. guttulatus* en las estructuras artificiales: $X_{in} = \mu + Sp_i + e_{n(i)}$.
 - Donde:
 - X_{in} = valor estimado
 - μ = media poblacional
 - Sp_i = variaciones debidas al factor *Especie*
 - $e_{n(i)}$ = variaciones debidas a las réplicas
 - Presenta un factor (*Especie*) con dos niveles. La variable a medir es la abundancia de cada especie, es decir, individuos de *H. hippocampus* o *H. guttulatus*/m².

Mediante estos modelos y utilizando el programa *R Project for Statistical Computing v3.6.1* (R Core Team, 2022) se analizaron los valores medios de las abundancias obtenidas en los distintos muestreos. En el presente estudio tomamos el valor de $\alpha = 0.05$ como nivel de significación; entonces si en los resultados de los análisis se obtiene que *p-valor* < 0.05, se consideran estadísticamente significativos. Previamente al análisis de ANOVA se contrastó, para la variable analizada, la normalidad de la respuesta en cada nivel y la homogeneidad de las varianzas. Para el modelo lineales con un factor se contrastó la normalidad de la respuesta en cada nivel por separado y para el modelo lineal con más de un factor se contrastó con los residuales del modelo, ambos por medio del test de Kolmogorov-Smirnov (KS) (Massey, 1951). La homogeneidad de las varianzas se contrastó por medio del test de Bartlett (Bartlett, 1937), en el modelo con un solo factor, o con el test de Cochran (Cochran, 1951), para el modelo con más de un factor. Si al analizar la normalidad esta no se cumple, se continúa con el análisis porque ANOVA presenta bastante robustez ante esta situación; pero si al analizar la homogeneidad de varianzas se obtienen diferencias significativas, se deben realizar transformaciones de los datos hasta que se cumpla dicha condición. No obstante, en el presente estudio los datos cumplieron las condiciones de normalidad y homogeneidad, por lo que no se llevó a cabo ninguna transformación. Si los resultados de ANOVA revelan que existen diferencias significativas entre

los niveles de los factores, se realizan análisis *a posteriori* mediante el test Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981; Abdi y Williams, 2010). En este test *a posteriori* se comparan todos los posibles pares de medias de los distintos niveles entre sí, permitiendo establecer subconjuntos homogéneos entre ellos, y se toma el valor de $\alpha = 0.05$ como nivel de significación, por tanto, para valores de $p < 0.05$ los resultados son estadísticamente significativos.

3. RESULTADOS

Un total de 76 individuos de caballitos de mar fueron avistados entre los tres hábitats durante todo el periodo de muestreo realizado y, de entre todos estos ejemplares, la especie *H. guttulatus* fue más abundante que *H. hippocampus* con 44 y 32 registros, respectivamente (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Número de caballitos de mar avistados durante el periodo de muestreo según el hábitat y la especie.

Hábitat	Especie	Nº individuos vistos	Caballitos de mar en el hábitat	Caballitos de mar totales
Estructura artificial	<i>H. hippocampus</i>	32	74	76
	<i>H. guttulatus</i>	42		
<i>Cymodocea nodosa</i>	<i>H. hippocampus</i>	0	0	
	<i>H. guttulatus</i>	0		
Fondos de arena	<i>H. hippocampus</i>	0	2	
	<i>H. guttulatus</i>	2		

3.1. Abundancia de caballitos de mar entre los distintos hábitats

De los 76 caballitos de mar que se avistaron en total entre los tres hábitats, 74 fueron en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía. Los 2 ejemplares restantes fueron vistos en los fondos de arena y no se observó ninguno en las praderas de *C. nodosa* (Tabla 3.1).

El número máximo de ambas especies de caballitos de mar censados en una réplica fueron 15 en las estructuras artificiales, mientras que el mínimo fue de 0 ejemplares de caballitos de mar en praderas de *C. nodosa* y fondos de arenas finas bien calibradas. La media del número de caballitos de mar encontrados fue de 9.25 ind/200 m² en las estructuras artificiales, 0.00 ind/200 m² en praderas de *C. nodosa* y 0.25 ind/200 m² en los fondos de arena. Por lo que la abundancia media obtenida para cada uno de los hábitats es de 0.04625 ind/m², 0.0000 ind/m² y 0.00125 ind/m² para las estructuras artificiales, praderas de *C. nodosa* y fondos de arenas, respectivamente.

El análisis de la abundancia media de *Hippocampus spp* entre los tres hábitats mostró una clara tendencia a presentar una mayor abundancia en uno de los tres hábitats (Figura 3.1.1). De esta manera, al menos uno de los tres hábitats analizados presenta diferencias significativas (p -valor = 9.475×10^{-5}) respecto a los otros en cuanto a la abundancia de caballitos de mar (Tabla 3.1.1). Se puede observar, claramente, como la abundancia media de caballitos de mar en las estructuras artificiales supera a la de los otros hábitats, llegando a ser 37 veces mayor que el otro hábitat donde se han producido avistamientos (fondos de arena), y que el valor de la abundancia media entre *C. nodosa* y los fondos de arena es prácticamente similar (Figura 3.1.1).

Abundancia de *Hippocampus spp* según el hábitat

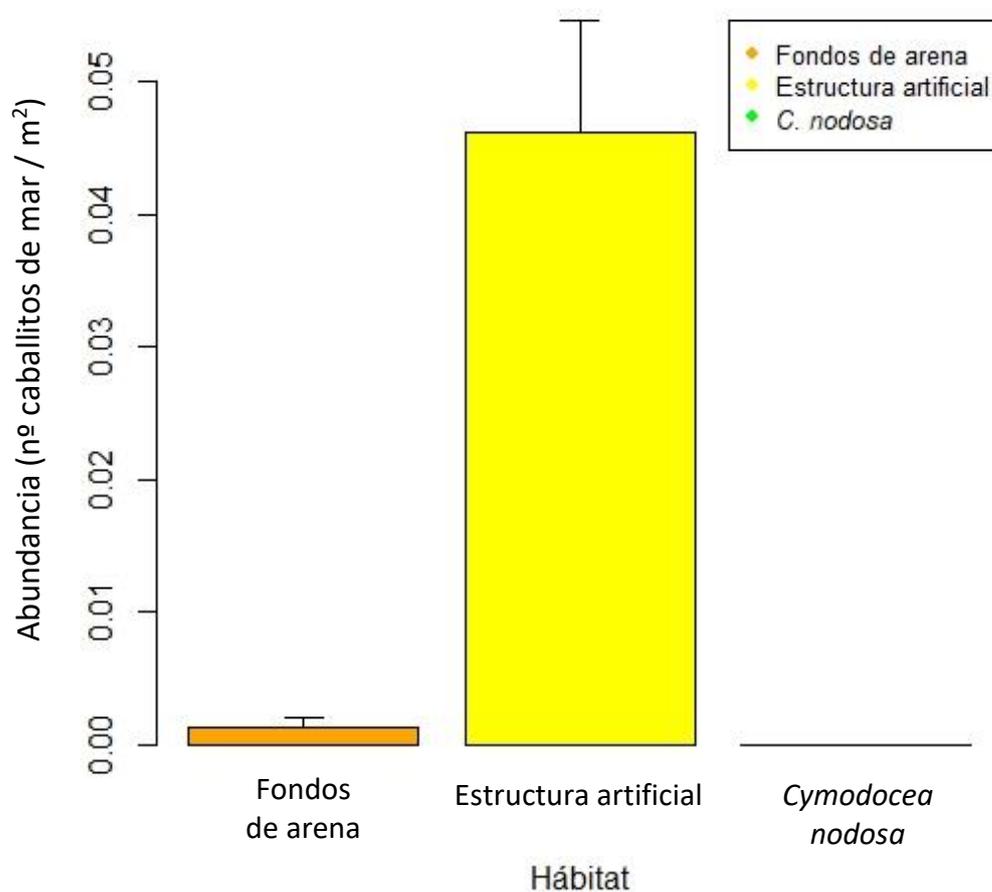


Figura 3.1.1. Diagrama de barras que representa el valor medio de la abundancia con desviación típica para los caballitos de mar presentes en cada uno de los hábitats.

Tabla 3.1.1. Análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (H: *Hábitat* y S: *Sitio*) para la abundancia de caballitos de mar entre los distintos hábitats.

Fuente de variación	g.l.	C.M.	F ^a	F versus
H	2	0.0055542	30.762***	S(H)
S(H)	9	0.0001806	0.922	Residual
Residual	12	0.0001958		

g.l. = grados de libertad; C.M. = cuadrados medios; F = F ratio; ^a = nivel de significación (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

Según el análisis *a posteriori* con el test SNK, tal como se podía intuir con la tendencia descrita, las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía presentan diferencias significativas en la abundancia media de *Hippocampus spp* con las praderas de *C. nodosa* y los fondos de arena (Tabla 3.1.2), pudiendo establecer subconjuntos homogéneos entre las abundancias medias de los tres hábitats analizados (*Estructura Artificial* > *Cymodocea nodosa* = *Fondos de arena*).

Tabla 3.1.2. Análisis *a posteriori* (test SNK) para comparar, por pares entre sí, los 3 niveles del factor *Hábitat* debido al resultado significativo en ANOVA para este factor. Se consideran estadísticamente significativos los resultados de *p-valor* < 0,05.

Pares de medias comparados	Resultados
Estructura artificial - <i>Cymodocea nodosa</i>	$P < 0.001$
Estructura artificial - Fondos de arena	$P < 0.001$
Fondos de arena - <i>Cymodocea nodosa</i>	$P > 0.05$

3.2. Abundancia de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* en estructuras artificiales

De los 74 caballitos de mar que se avistaron en total entre las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía, 32 fueron registrados como *H. hippocampus* y 42 como *H. guttulatus* (Tabla 3.1).

El número máximo de individuos de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* censados en una réplica de este hábitat fueron 9 y 10 respectivamente, mientras que el mínimo fue de 1 ejemplar para ambas especies. La media del número de caballitos de mar encontrados fue de 4.00 individuos/200 m² para *H. hippocampus* y de 5.25 individuos/200 m² para *H. guttulatus*. Por lo que la abundancia media obtenida para cada una de estas especies en las estructuras artificiales es de 0.0200 ind/m² y 0.0265 ind/m² para *H. hippocampus* y *H. guttulatus*, respectivamente.

El análisis de la abundancia media entre *H. hippocampus* y *H. guttulatus* en las estructuras artificiales no muestra una tendencia clara a presentar mayor abundancia para una de las dos especies sobre la otra (Figura 3.2.1), cosa que se corrobora con el análisis estadístico al no obtener diferencias significativas (*p-valor* = 0.391) entre la abundancia de ambas especies en este hábitat (Tabla 3.2.1). Se puede observar que *H. guttulatus* presenta ligeramente una mayor abundancia media en las estructuras fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía que *H. hippocampus*, pero con un valor muy similar (Figura 3.2.1).

Abundancia de ambas especies en el hábitat artificial

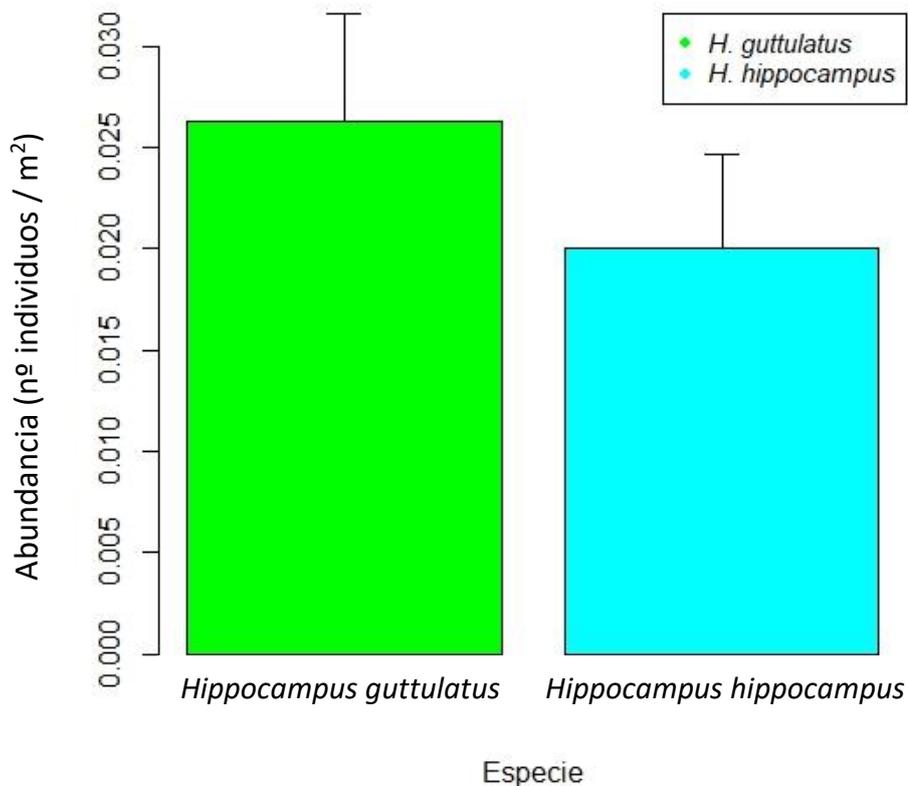


Figura 3.2.1. Diagrama de barras que representa el valor medio de la abundancia con desviación típica para ambas especies de caballitos de mar presentes en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía.

Tabla 3.2.1. Análisis de la varianza (ANOVA) con un factor (Sp: *Especie*) para la abundancia de las dos especies de caballitos de mar en el hábitat artificial.

Fuente de variación	g.l.	C.M.	F ^a	F versus
Sp	1	0.0001563	0.785	Residual
Residual	14	0.0001991		

g.l. = grados de libertad; C.M. = cuadrados medios; F = F ratio; ^a = nivel de significación (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

3.3. Monitoreo de la nueva estructura artificial

Tras realizar 4 transectos de 50 m e inspeccionar la nueva línea fondeada en diferentes estados de colonización, no se observó ningún ejemplar de *H. hippocampus* o *H. guttulatus*. La primera revisión se realizó 3 días después de su fondeo, cuando la estructura todavía estaba limpia (**Figura 3.3.1**), y se volvió a comprobar después de haber estado 3 semanas sumergida, cuando ya habría empezado el proceso de colonización (**Figura 3.3.2**).

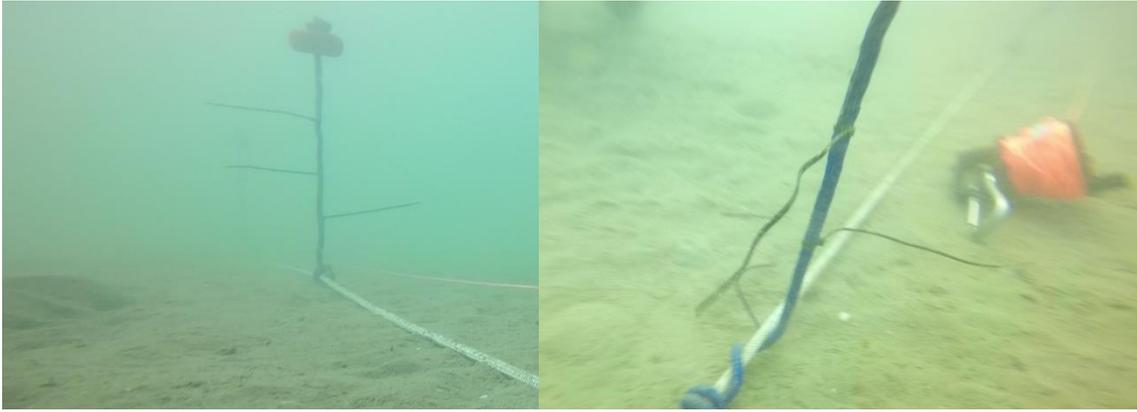


Figura 3.3.1. Estado de la nueva línea fondeada después de 3 días sumergida, donde se puede observar que se encuentra libre de organismos adheridos al no haber empezado el proceso de colonización.

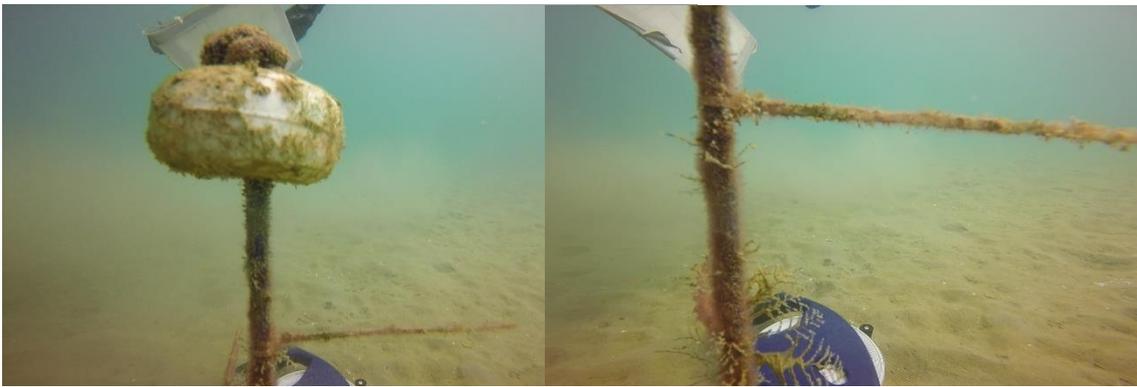


Figura 3.3.2. Estado de la nueva línea fondeada después de 3 semanas sumergida, donde se puede observar que ya se está llevando a cabo el proceso de colonización de la estructura al presentar organismos adheridos.

Si se compara la **Figura 3.3.1** con la **Figura 3.3.2**, se puede ver como existe un grado de colonización diferente entre ambos momentos del muestreo y la estructura empieza a ser habitada por los primeros organismos colonizadores. Aunque no se observó ningún individuo de *Hippocampus spp*, sí que se avistó un ejemplar de pez pipa (**Figura 3.3.3**), el cual pertenece a la misma familia que los caballitos de mar (*Syngnathidae*), a los 3 días del fondeo de la estructura.



Figura 3.3.1. Ejemplar de pez pipa avistado durante el control de la nueva estructura a los 3 días de ser fondeada.

4. DISCUSIÓN

A partir de los muestreos realizados, se puede decir que existe una comunidad de caballitos de mar en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía, la cual está formada por poblaciones de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* (Tabla 3.1). Además, tal como se ha podido observar en el análisis estadístico expuesto en el apartado anterior, existen diferencias significativas entre la abundancia de caballitos de mar presentes en los distintos hábitats (Tabla 3.1.1), siendo la abundancia en las estructuras artificiales mayor que en las praderas de *C. nodosa* y en los fondos de arenas finas bien calibradas que caracterizan a las playas de la comarca de La Safor, sin diferencias entre estas dos últimas (Tabla 3.1.2 y Figura 3.1.1). En cuanto a las dos poblaciones de caballitos de mar presentes en las estructuras artificiales, se observa una ligera tendencia a una mayor abundancia por parte de *H. guttulatus* ante *H. hippocampus* (Figura 3.2.1); sin embargo, el análisis estadístico reveló que no existen diferencias significativas entre la abundancia de ambas poblaciones (Tabla 3.2.1). Por último, no se pudo evidenciar el asentamiento inmediato de caballitos de mar con la disponibilidad total de puntos de anclaje al no ser capaces de visualizar, durante el periodo temporal que duró este estudio, ningún ejemplar en la nueva estructura fondeada.

Haber obtenido una mayor abundancia de caballitos de mar en las estructuras artificiales que en los hábitats naturales, es un resultado esperado debido a la biología de la especie y al estado poco desarrollado en el que se encuentran las praderas de *C. nodosa* de la zona (Figura 2.1.2.2). Además, coincide con resultados obtenidos por otros autores (Clynick, 2008; Hellyer *et al.*, 2011; Otero-Ferrer *et al.*, 2015; Correia *et al.*, 2015; Gristina *et al.*, 2015; Claassens *et al.*, 2018; Claassens y Hodgson, 2018; Simpson *et al.*, 2019, 2020), donde en algunos estudios se manifiesta que estos animales son capaces de elegir hábitats artificiales sobre los naturales incluso en igualdad de disponibilidad y presencia (Claassens *et al.*, 2018; Simpson *et al.*, 2019). Históricamente, las praderas de fanerógamas marinas se han considerado el hábitat natural de los caballitos de mar (Foster y Vincent, 2004), pero ante la drástica disminución de estos hábitats parece que dichos animales prefieren poblar las estructuras artificiales donde encuentran recursos alimenticios y refugio (Gristina *et al.*, 2015).

Actualmente, a nivel mundial una gran cantidad de especies de caballitos de mar se encuentran en la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN, ya que (con sus características biológicas) son muy vulnerables a los impactos naturales y a los producidos por el ser humano sobre el medio marino. Entre los impactos naturales destacan las tormentas que provocan la destrucción de hábitats y entre los antropogénicos destacan los impactos producidos por la sobrepesca o los que provocan la destrucción de las praderas de fanerógamas marinas.

Tal como indican Foster y Vincent (2004) en su estudio, las poblaciones de caballitos de mar se consideran frágiles ante la sobreexplotación pesquera (directa o indirecta) por sus rasgos biológicos, ya que bajas densidades de poblaciones significan que pueden tener problemas a la hora de encontrar una nueva pareja, su baja movilidad y la pequeña área de distribución se traducen en que estos animales pueden tardar en recolonizar áreas sobreexplotadas, la monogamia en la mayoría de las especies indica que un individuo que ha perdido su pareja puede dejar de reproducirse (al menos temporalmente) y el cuidado paternal hace que la supervivencia en los primeros estados de vida depende de la del macho. Por lo que una pesca intensa, para su exhibición en acuarios o el comercio oriental (Vincent, 1996; Salin *et al.*, 2005; Koldewey y Martin-Smith, 2010; Vincent *et al.*, 2011), provocará una presión insostenible sobre las poblaciones de caballitos de mar.

Por otro lado, una de las principales consecuencias del impacto antropogénico en el medio marino es la degradación y pérdida de hábitats por el uso de artes de pesca destructivas o el desarrollo urbanístico (Collie *et al.*, 2000; Baum *et al.*, 2003). Ante esta situación, los caballitos

de mar también se consideran muy vulnerables porque son animales crípticos que utilizan el camuflaje con el entorno para evitar la depredación y necesitan de la presencia de algún punto de anclaje para alimentarse o descansar (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004; Curtis y Vincent, 2005; Curtis *et al.*, 2007). Además, esta degradación del hábitat da lugar a una distribución escasa de caballitos de mar donde se reducen las oportunidades de interacción sexual, de manera que se limita la capacidad de apareamiento y reclutamiento (Correia *et al.*, 2015; Simpson *et al.*, 2020). Correia *et al.* (2015), en su estudio, determina que la disponibilidad de anclajes es un factor importante para los caballitos de mar a la hora de elegir un hábitat e influye en su abundancia, por lo que el deterioro del hábitat natural (y la consiguiente falta o ausencia de sitios dónde agarrarse) impide el asentamiento de poblaciones de caballitos de mar y contribuye a una disminución de estas poblaciones. Entonces, junto con la sobrepesca, se considera la pérdida del hábitat natural una de las principales causas de la disminución de las poblaciones mundiales de caballitos de mar (Bell *et al.*, 2003; Foster y Vincent, 2004; Curtis *et al.*, 2007; Gristina *et al.*, 2015).

Sin embargo, aquello que se considera que afecta en mayor medida a las praderas de fanerógamas marinas a lo largo de la costa perteneciente a la comarca de La Safor, y alrededores, son los impactos naturales. Aunque ciudades como Gandía o Denia han experimentado un gran desarrollo urbanístico y puede que haya aumentado la presión antropogénica en la zona, son los impactos producidos por fenómenos meteorológicos (como la DANA) aquello que causa estragos en estos hábitats naturales. Los periodos de lluvias torrenciales y fuertes vientos provocan un aumento de la intensidad del oleaje, por lo que la energía mecánica que golpea las praderas de fanerógamas marinas también aumenta y provoca la destrucción de estas. Esto se puede observar cuando termina de arremeter el fenómeno meteorológico y se depositan una gran cantidad de fragmentos de estas fanerógamas en las playas, obligando a algunos municipios a tomar medidas de gestión para removerlas (2022, Ayuntamiento de Oliva, com. pers.). De manera que las praderas de fanerógamas marinas ven perturbado su crecimiento cada año y esto evita su correcto desarrollo.

El uso de estructuras artificiales ha sido probado en muchos países, con éxito, como un hábitat alternativo para diversos organismos marinos que les proporciona zonas de refugio y alimentación mientras se aplican medidas para la recuperación del hábitat natural (J. D. Bell *et al.*, 1985; Lee *et al.*, 2001). La introducción de nuevas estructuras en el medio acuático es rápidamente colonizada por microorganismos y las fases larvarias de los organismos que necesitan fijarse a sustratos duros para proseguir su ciclo de vida (Levinton, 1995). Posteriormente, este sistema evoluciona rápidamente hasta crear un nuevo hábitat donde conviven poblaciones de distintas especies. Este suceso se puede decir que es el que ha ocurrido con las estructuras fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía para la puesta de *S. officinalis*, donde se puede encontrar la presencia de dos especies de caballitos de mar, *H. hippocampus* y *H. guttulatus*.

Como se ha comentado anteriormente, haber obtenido una mayor abundancia de caballitos de mar en las estructuras artificiales no es un resultado sorprendente porque las praderas de *C. nodosa* encontradas no presentaban la densidad o la extensión que se esperaba (**Figura 2.1.2.2**) y esto se traduce en una menor disponibilidad de zonas dónde sujetarse. Debido a las características morfológicas y biológicas de los caballitos de mar, estos son extremadamente dependientes de la presencia de puntos de anclaje para conseguir su desarrollo (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004; Qin *et al.*, 2014). A parte de la disponibilidad de puntos de anclaje, el bajo desarrollo de las praderas de fanerógamas marinas también afecta a las poblaciones de caballitos de mar desde otro punto de vista, ya que este hecho se traduce en una disminución de la diversidad de la fauna asociada (Curtis y Vincent, 2005) y, por tanto, de los recursos alimentarios para *H. hippocampus* y *H. guttulatus*. Las estructuras artificiales en el medio marino

son capaces de agregar una gran variedad de especies, lo que se traduce en una mayor abundancia en comparación con los hábitats naturales (Heck *et al.*, 1989; Lee *et al.*, 2001; Foster y Vincent, 2004). En el trabajo de Correia *et al.* (2015), se documenta que las estructuras fondeadas para el estudio de caballitos de mar fueron capaces de atraer a otros organismos como peces pipa, gobios, lábridos, espáridos, cefalópodos y (lo más importante) pequeños crustáceos que constituyen la base de la dieta de los caballitos de mar (Foster y Vincent, 2004; Kitsos *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Segade *et al.*, 2015; Yip *et al.*, 2015; Lazic *et al.*, 2021). Por tanto, los caballitos de mar se pueden beneficiar de estos hábitats.

El bajo estado de desarrollo actual de las praderas de fanerógamas hace que sean hábitats menos complejos que las estructuras artificiales fondeadas que han podido ser colonizadas. El aumento de la complejidad del hábitat provoca, generalmente, que la densidad de presas aumente (Canion y Heck, 2009). Diferentes estudios respaldan que estructuras artificiales complejas son capaces de soportar una mayor abundancia de presas potenciales para los caballitos de mar (Curtis y Vincent, 2005; Hellyer *et al.*, 2011; Gristina *et al.*, 2015) y que dicha complejidad del hábitat no afecta al éxito de la técnica de depredación de emboscada utilizado por los signátidos (James y Heck, 1994) o que puede, incluso, aumentarla (Flynn y Ritz, 1999). Además, se esperaría que hábitats más complejos ofreciesen más refugio y camuflaje, por tanto, que disminuyese el riesgo de ser depredados (Hellyer *et al.*, 2011). Esto puede apoyar la preferencia de los caballitos de mar por el hábitat artificial.

Según detalla Giménez (2021), en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía también se puede encontrar una gran variedad de fauna (además de los caballitos de mar) como ascidias, crustáceos, poliquetos, moluscos y briozoos, entre otros; siendo *Annelida*, *Mollusca* y *Arthropoda* los filos más abundantes. Las dietas de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* se basan en la ingesta de pequeños crustáceos como pequeños decápodos, *Calanoida*, *Mysida* y *Amphipoda* (Kitsos *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Segade *et al.*, 2015). Por tanto, ambas especies tienen recursos alimenticios en estas estructuras al disponer de presas como megalopa de *Brachyura* (larva de decápodo), *Eualus cranchii* (decápodo pequeño), *Processa sp* (decápodo pequeño), *Synalpheus gambarelloides* (decápodo pequeño), *Apocorophium acutum* (*Amphipoda*) y *Erichthonius brasiliensis* (*Amphipoda*) (Giménez, 2021), además de los copépodos (*Calanoida*) del zooplancton presentes en la columna de agua. Sin embargo, se considera que el alimento principal tanto de *H. hippocampus* como de *H. guttulatus* son los organismos del orden *Amphipoda*, ya que en un solo cabo de la estructura artificial se pueden encontrar más de 5700 y 1100 individuos de *Apocorophium acutum* y *Erichthonius brasiliensis*, respectivamente (Giménez, 2021).

No obstante, los caballitos de mar muestran flexibilidad trófica y son capaces de modificar su estrategia alimentaria en función de los recursos del hábitat a medida que crecen (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004). *Hippocampus spp* se caracterizan, principalmente, por ser depredadores visuales de emboscada que esperan camuflados hasta que se acerca la presa y realizan un ataque rápido para succionarlos a través del hocico (Foster y Vincent, 2004; Garcia *et al.*, 2012; Valladares *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2017; Ape *et al.*, 2019), pero también son capaces de adoptar una estrategia de búsqueda activa y alimentarse mientras nadan (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004; Ape *et al.*, 2019). Además, se han documentado casos donde los caballitos de mar son capaces de alimentarse también de otros taxones como *Pycnogonida*, *Bivalvia* o *Nematoda* (Segade *et al.*, 2015; Ape *et al.*, 2019;) e incluso del consumo ocasional de presas más grandes que la apertura máxima del hocico como *Caridea*, *Paguroidea* o algunos peces (Woods, 2002; da Costa Castro *et al.*, 2008; Ape *et al.*, 2019), los cuales aportarían una mayor energía a los caballitos que depredar presas más pequeñas (da Costa Castro *et al.*, 2008). De manera que se considera que las estrategias de alimentación dependen de la complejidad del hábitat y disponibilidad de puntos de anclaje (Curtis y Vincent, 2005; Ape *et al.*, 2019) y las preferencias de alimentación dependen de la abundancia y disponibilidad de las presas en el

ambiente (Tipton y Bell, 1988; Woods, 2002; da Costa Castro *et al.*, 2008; Storero y González, 2008). Por tanto, a parte de los pequeños crustáceos que constituyen su dieta básica, estos organismos podrían estar utilizando otros recursos alimentarios presentes en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía.

Asimismo, aunque los hábitats naturales ofrecen fuentes de alimento y brindan mayor resguardo frente a posibles depredadores (Chick y McIvor, 1997; Foster y Vincent, 2004; Hellyer *et al.*, 2011), existe la teoría de que en la mayoría de las ocasiones son seleccionados por *Hippocampus spp.*, simplemente, por estar más disponibles, ya que se ha demostrado la elección preferencial de hábitats artificiales por parte de estos animales cuando ambos hábitats están cerca (Claassens *et al.*, 2018; Simpson *et al.*, 2019). Esta elección se puede deber, en parte, a la disponibilidad de puntos de anclaje porque los caballitos de mar los consideran como un factor bastante importante para su asentamiento y (si están disponibles) sienten preferencia por estructuras tubulares sólidas en lugar de los posibles anclajes irregulares y frágiles de los hábitats naturales deteriorados (Harasti *et al.*, 2014; Simpson *et al.*, 2019). Estas estructuras tubulares sólidas las podemos encontrar en el hábitat artificial objeto de estudio de este trabajo; por lo que se deduce que, ante el bajo estado de desarrollo del hábitat natural de la zona costera de la comarca de La Safor (**Figura 2.1.2.2**), ambas especies han hallado en estas estructuras un nuevo hábitat en el que aferrarse con su cola.

Las estructuras artificiales pueden servir como herramientas para el restablecimiento de distintas especies porque proporcionan refugio y zonas de alimentación similares a las que usarían las especies en su hábitat natural (Ambrose y Anderson, 1990; Zalmon *et al.*, 2002; Wen *et al.*, 2010). Se ha probado que estas estructuras son capaces de aumentar la densidad de presas y proporcionar un hábitat adecuado para el desarrollo de juveniles al ofrecer protección frente a los depredadores, de manera que ejercen una función útil en el mantenimiento del equilibrio en los sistemas marinos cuando el hábitat natural se ha degradado o destruido (Shahbudin *et al.*, 2010). Sin embargo, esta función de los hábitats artificiales ha sido puesta en duda por diversos autores porque se plantean que estas estructuras funcionan como mecanismos de agregación de individuos en lugar de generar un aumento de las poblaciones de especies en el sistema (Grossman *et al.*, 1997; Pickering y Whitmarsh, 1997; Correia, Koldewey, *et al.*, 2015). La agregación en una zona puede tener impactos negativos para las especies amenazadas porque pueden ser más vulnerables a los impactos antropogénicos, como la presión pesquera (directa o indirecta), o naturales, como la propagación de enfermedades (Franks, 2000; Dempster *et al.*, 2004; Reubens *et al.*, 2013). No obstante, aunque estos argumentos pueden ser ciertos y pueden agregar especies más móviles (Santos y Monteiro, 1997; Charbonnel *et al.*, 2002), el uso de estructuras artificiales en zonas con escasa disponibilidad del hábitat natural tiene potencial para conceder beneficios a largo plazo en especies más sedentarias como los caballitos de mar; ya que al proporcionar un nuevo hábitat mejorado donde sujetarse y alimentarse, promueven el asentamiento de las poblaciones y aumentan las oportunidades de interacción sexual (Correia *et al.*, 2013; Correia, Koldewey, *et al.*, 2015). Por tanto, se puede considerar que las estructuras artificiales, en primera instancia, agregan individuos de caballitos de mar ante la degradación o poco desarrollo del hábitat natural y posteriormente, con los posibles beneficios que les puedan aportar, se asientan en este nuevo hábitat formando poblaciones de distintas especies o comunidades, aumentando su abundancia.

Este efecto de agregación de especies más móviles se pudo percibir en las estructuras fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía al observar (en más de una ocasión) bancos de peces ballesta, *Balistes capriscus* (**Figura 4.1**). En un primer momento, sorprendió su presencia y se planteó la idea de que estos organismos se podrían alimentar de *H. hippocampus* y de *H. guttulatus*, ya que la presencia de *B. capriscus* coincidía con la nula o muy baja observación de ambas especies de caballitos de mar durante los censos. Sin embargo, este suceso no se pudo

verificar en el presente trabajo y tampoco se ha encontrado ningún estudio en la bibliografía que lo demuestre. En el estudio de Blanc y Daguzan (1999) se expone que *B. capriscus* se alimenta de los huevos de *S. officinalis*, lo cual justificaría la presencia de esta especie en las estructuras artificiales del presente estudio. Por otro lado, está documentado que la dieta principal de *Balistes spp* se basa en crustáceos y bivalvos (Vose y Nelson, 1994; Goldman *et al.*, 2016; von Schiller y García, 2016). Dicho esto, aunque se presume que el tamaño de las presas será diferente entre *B. capriscus* e *Hippocampus spp* por la diferencia de tamaño entre ellos, podría ser que la ausencia de ambas especies de caballitos de mar con la presencia de *B. capriscus* se deba a que este último se alimente de las presas de *Hippocampus spp* y exista una competencia por el alimento.



Figura 4.1. Se muestra, a la izquierda, el banco formado por una gran cantidad de ejemplares de *B. capriscus* y, a la derecha, uno de los individuos de dicho banco.

Además, la exploración de las estructuras artificiales produjo la percepción de que abundaba la presencia de peces de la familia *Blenniidae* (**Figura 4.2**) en aquellos cabos que estaban muy colonizados y no se encontraban ejemplares de caballitos de mar, o si los había era en muy pocos de ellos y situados en las partes bajas. La suposición ante un ambiente más colonizado es que alberga una mayor cantidad de presas disponibles y, por tanto, se esperaría una mayor presencia de caballitos de mar. Los organismos de la familia *Blenniidae* presentan una dieta omnívora, alimentándose de algas e invertebrados como pequeños crustáceos (Mobley y Fleeger, 1999; Azevedo y Homem, 2002). Se plantea que el bajo hallazgo de caballitos de mar ante esta situación se debe a que *Blenniidae spp* son más eficientes que ambas especies de caballitos a la hora de depredar sobre los pequeños crustáceos y la competencia los relega a las partes bajas de los cabos. Sin embargo, también existe otra posible explicación a este suceso, ya que se ha probado que *Hippocampus spp* evitan agarrar estructuras bastante colonizadas porque el punto de anclaje es demasiado grueso (Correia *et al.*, 2015; Simpson *et al.*, 2020). Esto justificaría, en parte, los avistamientos de ejemplares de caballitos de mar en las partes bajas de los cabos, los cuales estaban menos colonizados que las partes superiores (**Figura 4.2**).

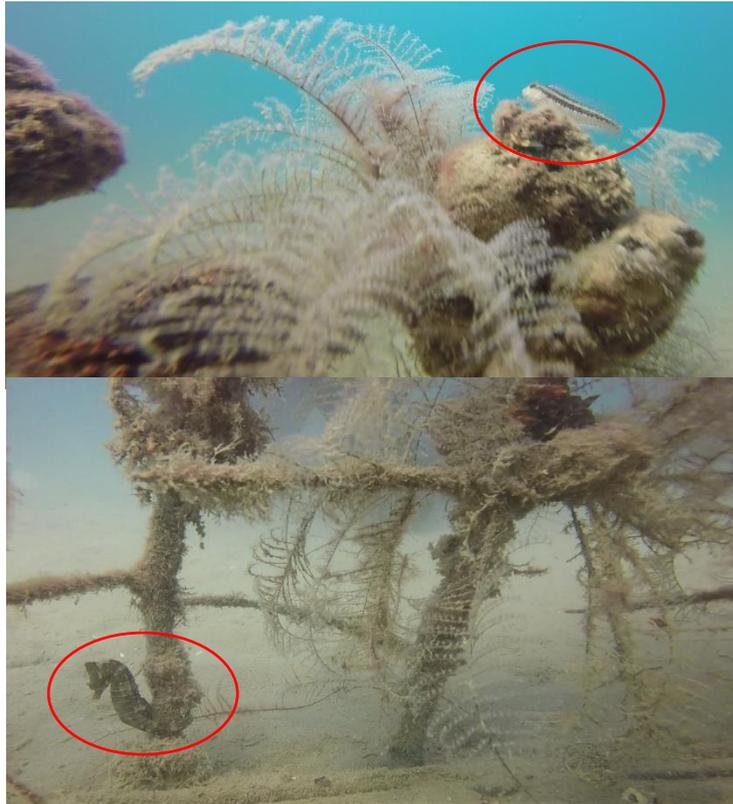


Figura 4.2. Se observa como *Blenniidae spp.*, imagen superior, ocupa la parte alta más colonizada y el ejemplar de caballito de mar, imagen inferior, se sitúa en la parte baja menos colonizada.

Otra observación que merece especial mención es que se pudo divisar la presencia de juveniles sujetos en las estructuras artificiales (**Figura 4.3**). Esto se considera un indicador de buena salud de la población y demuestra que los caballitos de mar están interactuando en las estructuras, ya que estas especies tienen dificultades para encontrar pareja cuando la disponibilidad de anclaje es escasa (Correia *et al.*, 2015; Simpson *et al.*, 2020). De manera que estas estructuras les proporcionan un hábitat idóneo para reproducirse.



Figura 4.3. Se puede observar la presencia de un juvenil de *H. guttulatus* aferrado a la estructura.

Por otro lado, aunque se haya obtenido que no existen diferencias significativas (**Tabla 3.1.2**) y solamente hayan sido dos (**Tabla 3.2**), resultó extraño avistar un mayor número de caballitos de mar en fondos arenosos sin vegetación (**Figura 4.4**) que en las praderas de *C. nodosa*, ya que (como se ha explicado a lo largo de todo el trabajo) estos animales son muy dependientes de

disponer puntos de anclaje. Estos ejemplares de caballitos de mar se encontraron a más de 400 (S1 fondos de arena) y 1000 m (S2 fondos de arena) de distancia de las estructuras artificiales (**Tabla 2.1.1** y **Figura 2.1.3.2**) y tal como se ha dicho anteriormente, estas especies son capaces de adoptar una estrategia de búsqueda activa del alimento (James y Heck, 1994; Foster y Vincent, 2004; Ape *et al.*, 2019). Entonces, una posible explicación a este suceso es que se avistaron en estas zonas porque se desplazaron en busca de presas. Sin embargo, esta teoría parece muy poco probable porque estos animales, con sus características biológicas, presentan una baja capacidad de natación y una fidelidad al sitio muy alta, por lo que sus rangos de desplazamiento no son muy elevados (Foster y Vincent, 2004; Curtis y Vincent, 2006; Gristina *et al.*, 2017). En su estudio, Claassens y Harasti, (2020) muestran que una especie de caballito de mar (*H. capensis*) no se alejaba más de 5 m de la ubicación donde estaba situado su hogar, aunque fueron capaces de registrar un individuo que se desplazó acerca de 70 m; por otro lado, para *H. guttulatus* se ha señalado que presenta un rango de distribución de unos 20 m² alrededor de su hogar (Curtis y Vincent, 2006) y el registro de su distancia máxima recorrida es de 150 m (Caldwell y Vincent, 2012). Dicho esto, y considerando las distancias mencionadas, es muy poco probable que fuesen ejemplares de las estructuras artificiales que iniciaron una expedición en busca de alimento (al menos el encontrado a más de 1 km de distancia), por lo que se supone que deben existir otras poblaciones o individuos aislados cerca de los sitios donde fueron avistados.



Figura 4.4. Caballito de mar visto durante uno de los transectos en fondos de arena, el cual estaba sujeto a un objeto sumergido

Tal como se ha dicho anteriormente, una mayor complejidad del hábitat se puede traducir con una mayor abundancia de caballitos de mar. Sin embargo, esto es específico según la especie estudiada; ya que *H. hippocampus* prefiere habitar zonas de menor complejidad (con vegetaciones o elementos menos densos) y evita sujetarse allí donde la fauna o flora es densa, mientras que *H. guttulatus* habita sitios con mayor complejidad del sustrato (**Figura 4.5**) y presenta una menor discriminación a la hora de elegir el sitio de sujeción (Foster y Vincent, 2004; Curtis y Vincent, 2005; Faleiro *et al.*, 2008; Correia *et al.*, 2015; Gristina *et al.*, 2015; Correia *et al.*, 2018). Por lo que, en primera instancia, se pensó que una de las dos especies podría ser más abundante al adaptarse mejor según fuese la complejidad del hábitat, pero tal como refleja el análisis estadístico (**Tabla 3.2.1**) no existen diferencias significativas entre las abundancias de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía.



Figura 4.5. En estas imágenes se pueden observar las diferentes preferencias de complejidad para ambas especies. A la izquierda *H. hippocampus* en un cabo más despejado y a la derecha *H. guttulatus* camuflado en un ambiente más complejo.

Aunque no se hayan obtenido diferencias significativas, se puede observar una ligera tendencia a una mayor abundancia por parte de *H. guttulatus* que de *H. hippocampus* (**Figura 3.2.1**). Tal como se ha explicado anteriormente, cualquier objeto o estructura sólida que se sumerja en el medio marino es colonizada rápidamente por los organismos presentes y su complejidad aumenta con el tiempo hasta alcanzar la capacidad máxima que pueda soportar el sistema (Evans y Hoagland, 1986; Levinton, 1995; Hincapié-Cárdenas, 2007). Entonces, con el paso del tiempo se espera que los cabos de las estructuras estén más colonizados y aumente la complejidad del hábitat. Este escenario beneficiaría la presencia de *H. guttulatus*, ya que algunos estudios han probado la relación positiva entre el porcentaje de cobertura de vegetación o complejidad del hábitat con la abundancia de *H. guttulatus* y el caso contrario para *H. hippocampus* (Correia *et al.*, 2013; Curtis y Vincent, 2005). Sin embargo, a través de los distintos censos se observó la presencia de *H. hippocampus* en los mismos cabos relativamente complejos que habita *H. guttulatus* (**Figura 4.6**) y que no todos los cabos presentaban el mismo grado de colonización y complejidad (**Figura 4.7**) por lo que se asume que el hábitat también presenta una complejidad adecuada para *H. hippocampus* y este dispone de puntos de sujeción.



Figura 4.6. Se muestran tres fotogramas del mismo vídeo donde se pueden observar dos ejemplares de las distintas especies sujetándose en el mismo cabo. *H. guttulatus* en círculo naranja y *H. hippocampus* en círculo amarillo.



Figura 4.7. Se observa un diferente grado de complejidad entre los cabos situados al frente de la imagen y el señalado en rojo, los cuales pertenecen a la misma línea.

Las dietas de *H. hippocampus* y *H. guttulatus* se basan en la ingesta de pequeños crustáceos como pequeños decápodos, *Calanoida*, *Mysida* y *Amphipoda* (Kitsos *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Segade *et al.*, 2015) y aunque no se han encontrado diferencias significativas en la variedad de la dieta de ambas especies, se ha visto que *H. guttulatus* presenta una dieta más diversa que *H. Hippocampus* (Kitsos *et al.*, 2008; Gurkan *et al.*, 2011). Además, *H. guttulatus* es un depredador de emboscada visual que acecha a sus presas con más frecuencia que *H. hippocampus* (Curtis y Vincent, 2005). Entonces, esta ligera tendencia se puede deber a la capacidad que tienen ambas especies para aprovechar los recursos alimenticios presentes en estas estructuras artificiales.

Las abundancias de *H. hippocampus* (0.0200 ind/m²) y *H. guttulatus* (0.0265 ind/m²) obtenidas en las estructuras artificiales de este estudio se pueden comparar con las expuestas por otros autores en sus hábitats artificiales. Por ejemplo, son muy inferiores a la densidad máxima de 13.1 ind/m² reportada por Correia, Koldewey *et al.* (2015) para las mismas especies y algo inferiores a los 0.26 ind/m² que obtuvieron (Claassens y Hodgson, 2018) para *H. capensis*. Sin embargo, son algo superiores a las presentadas para *H. capensis* en los trabajos de (E. M. Bell *et al.*, 2003) y Lockyear *et al.* (2006) con 0.0089 y 0.0114 ind/m², respectivamente. Además, la abundancia de *H. hippocampus* obtenida en este estudio sería comparable a los 0.019 ind/m² que se presenta en el trabajo de Correia *et al.* (2020) para esta misma especie, pero su abundancia de 0.004 ind/m² para *H. guttulatus* es menor a la obtenida en el presente estudio.

Finalmente, no haber podido observar ningún ejemplar de *H. hippocampus* o *H. guttulatus* en la nueva línea fondeada fue un resultado inesperado porque (tal como se ha explicado a lo largo de todo el estudio) uno de los factores más importantes en los caballitos de mar para habitar un sitio es la disponibilidad de puntos de anclaje y en las estructuras nuevas abundaba esta disponibilidad (**Figura 3.3.1** y **3.3.2**). Aunque no fue el resultado esperado, coincide con los obtenidos en el estudio de Clynick (2008), donde se reportan mayores abundancias en las estructuras (redes sumergidas en este caso) más antiguas que en las más recientes. En este mismo estudio, señala que los caballitos de mar presentan una lenta tasa de colonización de nuevos hábitats al no observar ejemplares en las redes sumergidas hasta 4 meses después de que se desplegara la red. Sin embargo, según detalla Correia *et al.* (2015), las estructuras utilizadas en su estudio fueron ocupadas por caballitos de mar un mes después de su despliegue. No obstante, se observó la presencia de un ejemplar de pez pipa (**Figura 3.3.3**), el cual pertenece

a la misma familia que los caballitos de mar, por lo que se intuye que estos organismos se anticipan a *Hippocampus spp* en ocupar estos hábitats artificiales. Esta temprana atracción podría explicarse desde el punto de vista del camuflaje, ya que este ejemplar se encontró cerca de una de las bridas situadas en los cabos y se puede observar que presentan una silueta muy similar a este animal (**Figura 4.8**), de manera que podría confundir a los depredadores.

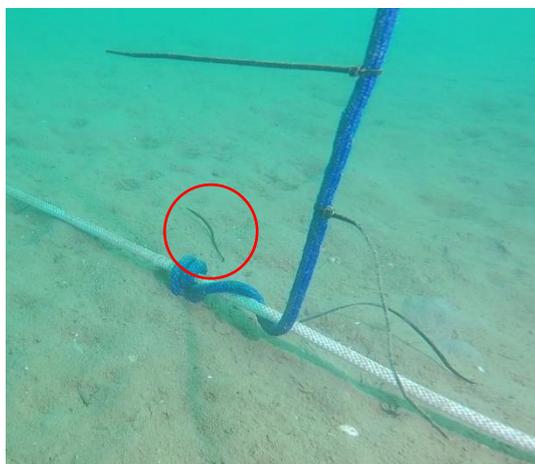


Figura 4.8. Se observa la similitud de apariencia entre el pez pipa (círculo rojo) y las bridas de los cabos.

Las estructuras más antiguas se diferencian de las más nuevas en el tiempo que llevan sumergidas, es decir, en la colonización que se haya podido producir por parte de los distintos organismos marinos (comparar **Figura 3.3.2** y **4.7**). Una mayor colonización de la estructura genera un mayor grado de complejidad y las estructuras con cierto grado de complejidad son capaces de ofrecer una mayor abundancia de presas potenciales para los caballitos de mar (Hellyer *et al.*, 2011). Esto se puede extrapolar a los resultados obtenidos por otros autores (Harasti *et al.*, 2010; Hellyer *et al.*, 2011), los cuales exponen que las estructuras donde se elimina la biota que las coloniza (menos alimento) presentan menor abundancia de caballitos que aquellas donde no se elimina (más alimento). De manera que aquello que diferencia a las estructuras recientes de las más antiguas es la disponibilidad de alimento. En el presente trabajo, se puede ver que (tras 3 semanas) la colonización en la nueva estructura sumergida es incipiente y empieza a manifestarse (**Figura 3.3.2**), pero no está lo suficientemente desarrollada como para atraer a los caballitos de mar porque no se ha encontrado ningún individuo de *Hippocampus spp* (incluso con disposición total de puntos de sujeción), mientras que en las estructuras antiguas con mayor grado de colonización se observaron hasta 15 individuos en un solo transecto de 50 m.

Este estudio pretende *aportar un pequeño grano de arena* y contribuir en aumentar la información disponible sobre los caballitos de mar y su interacción con estructuras artificiales. Tras exponer y discutir los resultados obtenidos, todavía se piensa que existen vías de investigaciones futuras que podrían resultar interesantes para completar la información proporcionada a lo largo del trabajo como podría ser estudiar si existen diferencias entre el tamaño o el sexo de los individuos de ambas especies que habitan estas estructuras. También sería curioso investigar si las abundancias en estas estructuras sufren variaciones temporales a lo largo de las distintas estaciones del año y determinar a qué se pueden deber en el caso que existan. Luego, se podrían crear las mismas o estructuras similares con diferentes materiales para estudiar en qué material prefieren sujetarse tanto *H. hippocampus* como *H. guttulatus*, así como cuál es el grosor predilecto para aferrarse a la estructura.

Por otro lado, conocer los patrones de alimentación de estas especies podría contribuir a comprender mejor su vulnerabilidad en caso de impactos antropogénicos o naturales, por lo que analizar los contenidos intestinales y conocer sus presas en este hábitat sería interesante,

además de ver si la leve mayor abundancia de *H. guttulatus* se debe a que es capaz de explotar con mayor eficiencia los recursos alimentarios presentes en las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía. Otra dieta que se podría examinar es la de *B. capriscus* para ver si puede estar alimentándose de estos animales y determinar si el patrón de presencia y ausencia se debe a este suceso. Asimismo, se podría estudiar el contenido intestinal de los individuos de la familia *Blenniidae* para determinar si compite con los caballitos de mar por alimentarse de pequeños crustáceos y de ahí el avistamiento de caballitos de mar en las partes bajas de los cabos cuando ambos organismos coincidían o si, por el contrario, esta baja altura de agarre se debe a otros factores.

Debido al bajo rango de movimiento de *Hippocampus spp* reportado en la bibliografía y la distancia que separa las estructuras artificiales de las zonas de avistamiento en fondos arenosos, en un principio se descarta que los individuos hallados perteneciesen al hábitat artificial. Entonces, se podría considerar la idea de indagar en busca de la existencia de alguna población de caballitos de mar cercana a dichos sitios o marcar individuos de las estructuras artificiales y ver si realmente son capaces de recorrer tales distancias (al menos 400 m) por algún motivo.

Finalmente, otra investigación interesante que podría realizarse es llevar un control semanal de la nueva estructura fondeada para determinar el periodo de tiempo que los caballitos de mar tardan en asentarse en estas estructuras. Además, con este control se podría probar la preferencia por la complejidad del hábitat al observar si en primer lugar se produce el asentamiento de *H. hippocampus* (cuando la complejidad de las estructuras es más baja) y posteriormente el de *H. guttulatus* con el aumento de la colonización por los distintos organismos (mayor complejidad estructural).

5. CONCLUSIÓN

Las conclusiones obtenidas en el presente estudio son:

- El análisis de ANOVA y el consiguiente test *a posteriori* pone de manifiesto el gran potencial atractor que tienen las estructuras artificiales fondeadas por la Cofradía de Pescadores de Gandía sobre las poblaciones de *Hippocampus spp*.
- El bajo estado de desarrollo de las praderas de *C. nodosa* no puede ofrecer a *Hippocampus spp* un hábitat adecuado donde desarrollar su ciclo vital, de manera que las poblaciones de caballitos de mar habitan estas estructuras que les aportan un hábitat nuevo con puntos de anclaje de su preferencia donde alimentarse, descansar, reproducirse y evitar a los depredadores.
- El análisis realizado con ANOVA demuestra que el hábitat artificial tiene la misma capacidad de atracción para *H. hippocampus* y *H. guttulatus*.
- Con los resultados no significativos obtenidos para las abundancias entre ambas especies, se considera que estas estructuras artificiales presentan un nivel de complejidad que es adecuado para permitir el asentamiento de *H. guttulatus* y que no es excesivo como para desplazar a *H. hippocampus*, de manera que ambas especies disponen de un hábitat apropiado.
- El asentamiento de las poblaciones de *Hippocampus spp* en las estructuras artificiales no se produce de manera inmediata con la presencia de puntos de anclaje, sino que (además de esto) necesitan disponibilidad de alimento.
- Esta investigación muestra la capacidad que tienen los hábitats artificiales para albergar poblaciones de caballitos de mar, por tanto, se promueve la idea de usarlos en aquellas zonas donde las praderas de fanerógamas marinas están degradadas o poco desarrolladas y, así, ayudar a la conservación de estas especies amenazadas mientras se intenta recuperar, también, su hábitat natural.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abdi, H., Williams, L.J. (2010). Newman-Keuls test and Tukey test; in *Encyclopedia of research design* (Salkind, N., ed.). SAGE Publications, 1-11.
- Ambrose, R. F., y Anderson, T. W. (1990). Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology*, 107(1). <https://doi.org/10.1007/BF01313240>
- Ape, F., Corriero, G., Mirto, S., Pierri, C., Lazic, T., y Gristina, M. (2019). Trophic flexibility and prey selection of the wild long-snouted seahorse *Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829 in three coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.04.034>
- Azevedo, J. M. N., y Homem, N. (2002). Age and growth, reproduction and diet of the red blenny *Parablennius ruber* (Blenniidae). *Cybium*, 26(2).
- Bartlett, M.S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London A* 160 (901), 268-282.
- Baum, J. K., Meeuwig, J. J., y Vincent, A. C. J. (2003). Bycatch of lined seahorses (*Hippocampus erectus*) in a Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *Fishery Bulletin*, 101(4).
- Bell, E. M., Lockyear, J. F., McPherson, J. M., Marsden, A. D., y Vincent, A. C. J. (2003). First field studies of an Endangered South African seahorse, *Hippocampus capensis*. *Environmental Biology of Fishes*, 67(1). <https://doi.org/10.1023/A:1024440717162>
- Bell, J. D., Steffe, A. S., y Westoby, M. (1985). Artificial seagrass: How useful is it for field experiments on fish and macroinvertebrates? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 90(2). [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(85\)90118-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(85)90118-2)
- Blanc, A., y Daguzan, J. (1999). Young cuttlefish *Sepia officinalis* (Mollusca: Sepiidae) in the Morbihan Bay (south Brittany, France): Accessory prey of predators. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(6). <https://doi.org/10.1017/S0025315499001435>
- Bortone, S. A., y Bohnsack, J. A. (1991). Sampling and studying fish on artificial reefs. *Artificial reef research diver, s handbook. Technical paper*, 63, 39-51.
- Brock, V. E. (1954). A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations. *The Journal of Wildlife Management*, 18(3). <https://doi.org/10.2307/3797016>
- Bulleri, F., y Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 47, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>
- Caldwell, I. R., y Vincent, A. C. J. (2012). A sedentary fish on the move: Effects of displacement on long-snouted seahorse (*Hippocampus guttulatus* Cuvier) movement and habitat use. *Environmental Biology of Fishes*, 96(1). <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0023-4>
- Caldwell, Z. R., Zgliczynski, B. J., Williams, G. J., y Sandin, S. A. (2016). Reef fish survey techniques: Assessing the potential for standardizing methodologies. *PLoS ONE*, 11(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153066>
- Calizza, E., Costantini, M. L., Carlino, P., Bentivoglio, F., Orlandi, L., y Rossi, L. (2013). *Posidonia oceanica* habitat loss and changes in litter-associated biodiversity organization: A stable isotope-based preliminary study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.07.019>

- Canion, C. R., y Heck, K. L. (2009). Effect of habitat complexity on predation success: Re-evaluating the current paradigm in seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 393. <https://doi.org/10.3354/meps08272>
- Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J. G., y Jensen, A. (2002). Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59(SUPPL.). <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1263>
- Chick, J. H., y McIvor, C. C. (1997). Habitat selection by three littoral zone fishes: Effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. *Ecology of Freshwater Fish*, 6(1). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00139.x>
- Choi, Y. U., Rho, S., Park, H. S., y Kang, D. H. (2012). Population characteristics of two seahorses, *Hippocampus coronatus* and *Hippocampus mohnikei*, around seagrass beds in the southern coastal waters of Korea. *Ichthyological Research*, 59(3). <https://doi.org/10.1007/s10228-012-0285-z>
- Choo, C. K., y Liew, H. C. (2006). Morphological development and allometric growth patterns in the juvenile seahorse *Hippocampus kuda* Bleeker. *Journal of Fish Biology*, 69(2). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01105.x>
- CITES (2005). Comercio de los caballitos de mar (<https://cites.org/sites/default/files/esp/notif/2005/014.pdf>) (consultada el 2 de agosto del 2022)
- Claassens, L. (2016). An artificial water body provides habitat for an endangered estuarine seahorse species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.06.011>
- Claassens, L. (2018). Aspects of the Population ecology, habitat use and behaviour of the endangered Knysna seahorse (*Hippocampus capensis* Boulenger, 1900) in a residential marina estate, Knysna, South Africa: implications for conservation.
- Claassens, L., Booth, A. J., y Hodgson, A. N. (2018). An endangered seahorse selectively chooses an artificial structure. *Environmental Biology of Fishes*, 101(5). <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0732-4>
- Claassens, L., y Harasti, D. (2020). Life history and population dynamics of an endangered seahorse (*Hippocampus capensis*) within an artificial habitat. *Journal of Fish Biology*, 97(4). <https://doi.org/10.1111/jfb.14452>
- Claassens, L., y Hodgson, A. N. (2018). Monthly population density and structure patterns of an endangered seahorse *Hippocampus capensis*: a comparison between natural and artificial habitats. *Journal of Fish Biology*, 92(6). <https://doi.org/10.1111/jfb.13639>
- Clynick, B. J. (2008). Harbour swimming nets: A novel habitat for seahorses. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5). <https://doi.org/10.1002/aqc.856>
- Cochran, W. G. (1951). Testing a Linear Relation among Variances. *Biometrics*, 7(1). <https://doi.org/10.2307/3001601>
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J., y Poiner, I. R. (2000). A quantitative analysis of fishing impacts shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69(5). <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x>

- Correia, M., Caldwell, I. R., Koldewey, H. J., Andrade, J. P., y Palma, J. (2015). Seahorse (Hippocampinae) population fluctuations in the Ria Formosa Lagoon, south Portugal. *Journal of Fish Biology*, 87(3). <https://doi.org/10.1111/jfb.12748>
- Correia, M., Koldewey, H., Andrade, J. P., y Palma, J. (2015). Effects of artificial holdfast units on seahorse density in the Ria Formosa lagoon, Portugal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.05.012>
- Correia, M., Koldewey, H. J., Andrade, J. P., Esteves, E., y Palma, J. (2018). Identifying key environmental variables of two seahorse species (*Hippocampus guttulatus* and *Hippocampus hippocampus*) in the Ria Formosa lagoon, South Portugal. *Environmental Biology of Fishes*, 101(9). <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0782-7>
- Correia, M., Palma, J., Koldewey, H., y Andrade, J. P. (2013). Can artificial holdfast units work as a habitat restoration tool for long-snouted seahorse (*Hippocampus guttulatus* Cuvier)? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.08.001>
- Correia, M., Paulo, D., Samara, E., Koulouri, P., Mentogiannis, V., y Dounas, C. (2020). Field studies of seahorse population density, structure and habitat use in a semi-closed north-eastern Mediterranean marine area (Stratoni, North Aegean Sea). *Journal of Fish Biology*, 97(1). <https://doi.org/10.1111/jfb.14371>
- Creel, L. (2003). Ripple effects: Population and coastal regions. In *Population Reference Bureau*.
- Cunha, A. H., Assis, J. F., y Serrão, E. A. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Curtis, J., Moreau, M. A., Marsden, D., Bell, E., Martin-Smith, K., Samoily, M., y Vincent, A. (2004). Underwater visual census for seahorse population assessments. *Project Seahorse, University of British Columbia, Vancouver*.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K., y Vincent, A. C. J. (2007). A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(5). <https://doi.org/10.1002/aqc.798>
- Curtis, J. M. R., y Vincent, A. C. J. (2005). Distribution of sympatric seahorse species along a gradient of habitat complexity in a seagrass-dominated community. *Marine Ecology Progress Series*, 291. <https://doi.org/10.3354/meps291081>
- Curtis, J. M. R., y Vincent, A. C. J. (2006). Life history of an unusual marine fish: Survival, growth and movement patterns of *Hippocampus guttulatus* Cuvier 1829. *Journal of Fish Biology*, 68(3). <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00952.x>
- da Costa Castro, A. L., de Farias Diniz, A., Martins, I. Z., Vendel, A. L., de Oliveira, T. P. R., y de Lucena Rosa, I. M. (2008). Assessing diet composition of seahorses in the wild using a non destructive method: *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae) as a study-case. *Neotropical Ichthyology*, 6(4). <https://doi.org/10.1590/s1679-62252008000400012>
- de-la-Ossa-Carretero, J. A., del-Pilar-Ruso, Y., Giménez-Casaldueiro, F., y Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 58(3). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.017>

- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., y Kingsford, M. (2004). Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia*, 525(1–3). <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000038870.13985.0f>
- di Franco, A., Graziano, M., Franzitta, G., Felling, S., Chemello, R., y Milazzo, M. (2011). Do small marinas drive habitat specific impacts? A case study from Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.053>
- Dudley, J. S., Paul, J. W., Teh, V., Mackenzie, T. E., Butler, T. A., Tolosa, J. M., ... y Whittington, C. M. (2022). Seahorse brood pouch morphology and control of male parturition in *Hippocampus abdominalis*. *Placenta*.
- Edgar, G. J., Shaw, C., Watson, G. F., y Hammond, L. S. (1994). Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 176(2). [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(94\)90185-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(94)90185-6)
- Evans, L. V., y Hoagland, K. D. (Eds.). (1986). *Algal biofouling*. Elsevier.
- Faleiro, F., Narciso, L., y Vicente, L. (2008). Seahorse behaviour and aquaculture: How to improve *Hippocampus guttulatus* husbandry and reproduction? *Aquaculture*, 282(1–4). <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.05.038>
- Flynn, A. J., y Ritz, D. A. (1999). Effect of habitat complexity and predatory style on the capture success of fish feeding on aggregated prey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(3). <https://doi.org/10.1017/S0025315498000617>
- Foster, S. J., y Vincent, A. C. J. (2004). Life history and ecology of seahorses: Implications for conservation and management. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 65, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00429.x>
- Foster, S., Wiswedel, S., y Vincent, A. (2016). Opportunities and challenges for analysis of wildlife trade using CITES data - seahorses as a case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(1). <https://doi.org/10.1002/aqc.2493>
- Franks, J. (2000). A review: pelagic fishes at petroleum platforms in the Northern Gulf of Mexico; diversity, interrelationships, and perspective. *Pêche Thonière et Dispositifs de Concentration de Poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999*.
- García, L. M. B., Hilomen-García, G. v., Celino, F. T., Gonzales, T. T., y Maliao, R. J. (2012). Diet composition and feeding periodicity of the seahorse *Hippocampus barbouri* reared in illuminated sea cages. *Aquaculture*, 358–359. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.013>
- García-Gómez, J. C., Guerra-García, J. M., Espinosa, F., Maestre, M. J., Rivera-Ingraham, G., Fa, D., González, A. R., Ruiz-Tabares, A., y López-Fé, C. M. (2015). Artificial Marine Micro-Reserves Networks (AMMRNs): An innovative approach to conserve marine littoral biodiversity and protect endangered species. *Marine Ecology*, 36(3). <https://doi.org/10.1111/maec.12167>
- García-GoMez, J. C., López-Fe, C. M., Espinosa, F., Guerra-García, J. M., y Rivera-Ingraham, G. A. (2011). Marine artificial micro-reserves: A possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology*, 32(1). <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00409.x>

- Gibson, R. N., Atkinson, R. J. A., y Gordon, J. D. M. (2007). Oceanography and marine biology: An annual review. In *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* (Vol. 45). <https://doi.org/10.1201/9781420050943>
- Giménez, M. (2021). Incrustaciones biológicas en sustratos artificiales para la puesta de sepia en fondos arenosos: estructura de la biocenosis. Universidad Politécnica de Valencia, Trabajo de Fin de Grado.
- Goldman, S. F., Glasgow, D. M., y Falk, M. M. (2016). Feeding habits of 2 reef-associated fishes, red porgy (*Pagrus pagrus*) and gray triggerfish (*Balistes capriscus*), off the Southeastern United States. *Fishery Bulletin*, 114(3). <https://doi.org/10.7755/FB.114.3.5>
- Gristina, M., Cardone, F., Carlucci, R., Castellano, L., Passarelli, S., y Corriero, G. (2015). Abundance, distribution and habitat preference of *Hippocampus guttulatus* and *Hippocampus hippocampus* in a semi-enclosed central Mediterranean marine area. *Marine Ecology*, 36(1). <https://doi.org/10.1111/maec.12116>
- Gristina, M., Cardone, F., Desiderato, A., Mucciolo, S., Lazic, T., y Corriero, G. (2017). Habitat use in juvenile and adult life stages of the sedentary fish *Hippocampus guttulatus*. *Hydrobiologia*, 784(1). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2818-3>
- Grossman, G. D., Jones, G. P., y Seaman, W. J. (1997). Do Artificial Reefs Increase Regional Fish Production? A Review of Existing Data. *Fisheries*, 22(4). [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0017:darirf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0017:darirf>2.0.co;2)
- Gurkan, S., Taskavak, E., Sever, T. M., y Akalin, S. (2011). Gut contents of two European seahorses *hippocampus hippocampus* and *hippocampus guttulatus* in the Aegean Sea, Coasts of Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 43(6).
- Harasti, D., Glasby, T. M., y Martin-Smith, K. M. (2010). Striking a balance between retaining populations of protected seahorses and maintaining swimming nets. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2). <https://doi.org/10.1002/aqc.1066>
- Harasti, D., Martin-Smith, K., y Gladstone, W. (2014). Ontogenetic and sex-based differences in habitat preferences and site fidelity of White's seahorse *Hippocampus whitei*. *Journal of Fish Biology*, 85(5). <https://doi.org/10.1111/jfb.12492>
- Heck, K. L., Able, K. W., Fahay, M. P., y Roman, C. T. (1989). Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod eelgrass meadows: Species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. *Estuaries*, 12(2). <https://doi.org/10.2307/1351497>
- Hellyer, C. B., Harasti, D., y Poore, A. G. B. (2011). Manipulating artificial habitats to benefit seahorses in Sydney Harbour, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6). <https://doi.org/10.1002/aqc.1217>
- Hincapié-Cárdenas, C. (2007). *Macrobiofouling on open-ocean submerged aquaculture cages in Puerto Rico* (Doctoral dissertation).
- Hughes, A. R., Williams, S. L., Duarte, C. M., Heck, K. L., y Waycott, M. (2009). Associations of concern: Declining seagrasses and threatened dependent species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5). <https://doi.org/10.1890/080041>
- IUCN (2022). La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (<https://www.iucnredlist.org/>) (consultada el 2 de agosto del 2022)

- James, P., y Heck, K. (1994). The effects of habitat complexity and light intensity on ambush predation within a simulated seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 176(2). [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0022-0981(94)90184-8)
- Kitsos, M. S., Tzomos, T., Anagnostopoulou, L., y Koukouras, A. (2008). Diet composition of the seahorses, *Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829 and *Hippocampus hippocampus* (L., 1758) (Teleostei, Syngnathidae) in the Aegean Sea. *Journal of Fish Biology*, 72(6). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01789.x>
- Koldewey, H. J., y Martin-Smith, K. M. (2010). A global review of seahorse aquaculture. In *Aquaculture* (Vol. 302, Issues 3–4). <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.11.010>
- Koning, S., y Hoeksema, B. W. (2021). Diversity of seahorse species (*Hippocampus* spp.) in the international aquarium trade. *Diversity*, 13(5). <https://doi.org/10.3390/d13050187>
- Lazic, T., Pierri, C., Corriero, G., Balech, B., Cardone, F., Deflorio, M., Fosso, B., Gissi, C., Marzano, M., Marzano, F. N., Pesole, G., Santamaria, M., y Gristina, M. (2021). Evaluating the efficiency of dna metabarcoding to analyze the diet of *hippocampus guttulatus* (Teleostea: Syngnathidae). *Life*, 11(10). <https://doi.org/10.3390/life11100998>
- Lee, S. Y., Fong, C. W., y Wu, R. S. S. (2001). The effects of seagrass (*Zostera japonica*) canopy structure on associated fauna: A study using artificial seagrass units and sampling of natural beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 259(1). [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00221-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00221-0)
- Levinton, J. S. (1995). *Marine biology: function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press.
- Linton, J. R., y Soloff, B. L. (1964). The Physiology of the Brood Pouch of the Male Sea Horse *Hippocampus erectus*. *Bulletin of Marine Science*, 14(1).
- Lockyear, J. F., Hecht, T., Kaiser, H., y Teske, P. R. (2006). The distribution and abundance of the endangered Knysna seahorse *Hippocampus capensis* (Pisces: Syngnathidae) in South African estuaries. *African Journal of Aquatic Science*, 31(2). <https://doi.org/10.2989/16085910609503897>
- Lourie, S. A., Vincent, A. C., y Hall, H. J. (1999). *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. Project Seahorse.
- Mas, J., Franco, I., Demestre, M., Guillén, J., Murcia, F. J., y Ruiz, J. M. (2017). Benthic Communities on Shallow Sedimentary Bottoms in the Western Mediterranean. In *Atlas of Bedforms in the Western Mediterranean*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33940-5_31
- Massey, F. J. (1951). The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. *Journal of the American Statistical Association*, 46(253). <https://doi.org/10.1080/01621459.1951.10500769>
- Mobley, K. B., y Fleeger, W. (1999). Diet of *Scartella cristata*: An artificial habitat-associated blenny (pisces: Blenniidae). *Vie et Milieu*, 49(4).
- Nicholls, R. J., y Small, C. (2002). Improved estimates of coastal population and exposure to Hazards released. *Eos*, 83(28). <https://doi.org/10.1029/2002EO000216>
- Olden, J. D., Hogan, Z. S., y Zanden, M. J. vander. (2007). Small fish, big fish, red fish, blue fish: Size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6). <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00337.x>

- Oliveira, T. P. R., Ladich, F., Abed-Navandi, D., Souto, A. S., y Rosa, I. L. (2014). Sounds produced by the longsnout seahorse: A study of their structure and functions. *Journal of Zoology*, 294(2). <https://doi.org/10.1111/jzo.12160>
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M., y Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. In *BioScience* (Vol. 56, Issue 12). [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- Otero-Ferrer, F., Herrera, R., Tuset, V. M., Socorro, J., y Molina, L. (2015). Spatial and seasonal patterns of European short-snouted seahorse *Hippocampus hippocampus* distribution in island coastal environments. *African Journal of Marine Science*, 37(3). <https://doi.org/10.2989/1814232X.2015.1083476>
- Pawlik, J. R. (1992). Chemical ecology of the settlement of benthic marine invertebrates. In *Oceanography and marine biology: an annual review*. Vol. 30.
- Pérez-Ruzafa, A., Martín, E., Marcos, C., Zamarro, J. M., Stobart, B., Harmelin-Vivien, M., Polti, S., Planes, S., García-Charton, J. A., y González-Wangüemert, M. (2008). Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation*, 16(4). <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.09.003>
- Pickering, H., y Whitmarsh, D. (1997). Artificial reefs and fisheries exploitation: A review of the “attraction versus production” debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31(1–2). [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(97\)00019-2](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(97)00019-2)
- Pierri, C., Cardone, F., Corriero, G., Lazic, T., Quattrocchi, F., Alabiso, G., y Gristina, M. (2021). Density Decline in a Mediterranean Seahorse Population: Natural Fluctuations or New Emerging Threats? *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.692068>
- Pierri, C., Lazic, T., Corriero, G., Quattrocchi, F., Trani, R., y Gristina, M. (2021). Evaluation of the seahorse *Hippocampus guttulatus* home range size at Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Central Mediterranean Sea, Italy). *2021 IEEE International Workshop on Metrology for the Sea: Learning to Measure Sea Health Parameters, MetroSea 2021 - Proceedings*. <https://doi.org/10.1109/MetroSea52177.2021.9611607>
- Pierri, C., Lazic, T., Gristina, M., Corriero, G., y Sinopoli, M. (2022). Large-Scale Distribution of the European Seahorses (*Hippocampus Rafinesque*, 1810): A Systematic Review. In *Biology* (Vol. 11, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/biology11020325>
- Qin, G., Zhang, Y., Huang, L., y Lin, Q. (2014). Effects of water current on swimming performance, ventilation frequency, and feeding behavior of young seahorses (*Hippocampus erectus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.09.001>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.r-project.org/>.
- Ralston, E., y Swain, G. (2009). Bioinspiration - The solution for biofouling control? *Bioinspiration and Biomimetics*, 4(1). <https://doi.org/10.1088/1748-3182/4/1/015007>
- Reubens, J. T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., van Colen, C., Degraer, S., y Vincx, M. (2013). Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting

- (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 139. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.011>
- Rosa, I. L., Oliveira, T. P. R., Castro, A. L. C., Moraes, L. E. D. S., Xavier, J. H. A., Nottingham, M. C., Dias, T. L. P., Bruto-Costa, L. v., Araújo, M. E., Birolo, A. B., Mai, A. C. G., y Monteiro-Neto, C. (2007). Population characteristics, space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae). *Neotropical Ichthyology*, 5(3). <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300020>
- Salin, K. R., Yohannan, T. M., y Mohanakumaran Nair, C. (2005). Fisheries and trade of seahorses, *Hippocampus* spp., in southern India. *Fisheries Management and Ecology*, 12(4). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2005.00450.x>
- Santos, M. N., y Monteiro, C. C. (1997). The Olhao artificial reef system (south Portugal): Fish assemblages and fishing yield. *Fisheries Research*, 30(1–2). [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(96\)00567-X](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00567-X)
- Scales, H. (2010). Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34(4). <https://doi.org/10.1177/0309133310364928>
- Segade, Robaina, L., Otero-Ferrer, F., García Romero, J., y Molina Domínguez, L. (2015). Effects of the diet on seahorse (*Hippocampus hippocampus*) growth, body colour and biochemical composition. *Aquaculture Nutrition*, 21(6). <https://doi.org/10.1111/anu.12202>
- Shahbudin, S., Jalal, K. C. A., Kamaruzzam, Y., Noor, N. M.-, Dah, T. C., y John, B. A. (2010). Artificial Seagrass: A Habitat for Marine Fishes. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 6(1). <https://doi.org/10.3923/jfas.2011.85.92>
- Silvertown, J. (2004). Plant coexistence and the niche. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 19, Issue 11). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.003>
- Simpson, M., Coleman, R. A., Morris, R. L., y Harasti, D. (2020). Seahorse Hotels: Use of artificial habitats to support populations of the endangered White's seahorse *Hippocampus whitei*. *Marine Environmental Research*, 157. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104861>
- Simpson, M., Morris, R. L., Harasti, D., y Coleman, R. A. (2019). The endangered White's seahorse *Hippocampus whitei* chooses artificial over natural habitats. *Journal of Fish Biology*, 95(2). <https://doi.org/10.1111/jfb.14002>
- Sirota, L., y Hovel, K. A. (2006). Simulated eelgrass *Zostera marina* structural complexity: Effects of shoot length, shoot density, and surface area on the epifaunal community of San Diego Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 326. <https://doi.org/10.3354/meps326115>
- Sospedra, J., Falco, S., Morata, T., Gadea, I., y Rodilla, M. (2015). Benthic fluxes of oxygen and nutrients in sublittoral fine sands in a north-western Mediterranean coastal area. *Continental Shelf Research*, 97. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.02.002>
- Storero, L. P., y González, R. A. (2008). Feeding habits of the seahorse *Hippocampus patagonicus* in San Antonio Bay (Patagonia, Argentina). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(7). <https://doi.org/10.1017/S0025315408002506>
- Teixeira, R. L., y Musick, J. A. (2001). Reproduction and food habits of the lined seahorse, *Hippocampus erectus* (Teleostei: Syngnathidae) of Chesapeake Bay, Virginia. *Brazilian*

Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia, 61(1). <https://doi.org/10.1590/s0034-71082001000100011>

- Tipton, K., y Bell, S. (1988). Foraging patterns of two syngnathid fishes: importance of harpacticoid copepods. *Marine Ecology Progress Series*, 47. <https://doi.org/10.3354/meps047031>
- Tuya, F., Haroun, R., y Espino, F. (2014). Economic assessment of ecosystem services: Monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries. *Ocean and Coastal Management*, 96. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.032>
- Underwood, A.J. (1981). Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19, 513-605.
- Underwood, A. J. (1991). Beyond baci: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research*, 42(5). <https://doi.org/10.1071/MF9910569>
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161(2). [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(92\)90094-Q](https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90094-Q)
- UNDERWOOD, A. J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology*, 18(1). <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00437.x>
- Underwood, A. J. (1994). On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4(1). <https://doi.org/10.2307/1942110>
- Valladares, S., Soto, D. X., y Planas, M. (2017). Dietary composition of endangered seahorses determined by stable isotope analysis. *Marine and Freshwater Research*, 68(5). <https://doi.org/10.1071/MF16013>
- Vega Fernández, T., D'Anna, G., Badalamenti, F., y Pérez-Ruzafa, A. (2009). Effect of simulated macroalgae on the fish assemblage associated with a temperate reef system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 376(1). <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.05.012>
- Vincent, A. C. J. (1996). The International Trade in Seahorses. *TRAFFIC International*.
- Vincent, A. C. J., Evans, K. L., y Marsden, A. D. (2005). Home range behaviour of the monogamous Australian seahorse, *Hippocampus whitei*. *Environmental Biology of Fishes*, 72(1). <https://doi.org/10.1007/s10641-004-4192-7>
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J., y Koldewey, H. J. (2011). Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of Fish Biology*, 78(6). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03003.x>
- von Schiller, D., y García, C. B. (2016). OBSERVACIONES SOBRE LA DIETA DE BALISTES VETULA (PISCES: BALISTIDAE) EN EL GOLFO DE SALAMANCA, CARIBE COLOMBIANO. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 29. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2000.29.0.310>
- Vose, F. E., y Nelson, W. G. (1994). Gray triggerfish (*Balistes capriscus* Gmelin) feeding from artificial and natural substrate in shallow Atlantic waters of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3).

- Wahl, M. (1989). Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. *Marine Ecology Progress Series*, 58. <https://doi.org/10.3354/meps058175>
- 'Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., y Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(30). <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Wen, C. K. C., Pratchett, M. S., Shao, K. T., Kan, K. P., y Chan, B. K. K. (2010). Effects of habitat modification on coastal fish assemblages. *Journal of Fish Biology*, 77(7). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02809.x>
- Woodall, L. C., Koldewey, H. J., y Shaw, P. W. (2011). Historical and contemporary population genetic connectivity of the European short-snouted seahorse *Hippocampus hippocampus* and implications for management. *Journal of Fish Biology*, 78(6). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02974.x>
- Woods. (1952). Marine fouling and its prevention (No. 580). United States Naval Institute.
- Woods, C. M. C. (2002). Natural diet of the seahorse *Hippocampus abdominalis*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36(3). <https://doi.org/10.1080/00288330.2002.9517121>
- Yip, M. Y., Lim, A. C. O., Chong, V. C., Lawson, J. M., y Foster, S. J. (2015). Food and feeding habits of the seahorses *Hippocampus spinosissimus* and *Hippocampus trimaculatus* (Malaysia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(5). <https://doi.org/10.1017/S0025315414001660>
- Zalmon, I. R., Novelli, R., Gomes, M. P., y Faria, V. v. (2002). Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science*, 59. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1273>
- Zoffmann, C., Ramos, A. A., y Varela, F. R. (1985). Datos preliminares oceanográficos y de contaminación en la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*, 95-110.
- Zhang, Y. Y., Ryu, B. M., y Qian, Z. J. (2017). A review - biology, aquaculture and medical use of seahorse, *hippocampus* spp. In *Annual Research and Review in Biology* (Vol. 14, Issue 5). <https://doi.org/10.9734/ARRB/2017/34152>