

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**GRADO EN CIENCIAS DEL MAR**

**TRABAJO FIN DE GRADO**

**CURSO ACADÉMICO [2017-2018]**

**TÍTULO:**

**RELEVANCIA DE LA DETECTABILIDAD INDIVIDUAL EN LA ESTIMA DE  
LA ABUNDANCIA DE PECES EMPLEANDO CÁMARAS SUBACUÁTICAS**

**AUTOR:**

**AITOR LEKANDA GUARROTXENA**

**Resumen:** Conocer la abundancia de las poblaciones de peces junto a sus variaciones espacio-temporales es un aspecto muy relevante para su gestión y conservación. Son varios los métodos que se han empleado durante los últimos años para la estima de la abundancia de peces, entre los que destacan aquellos basados en capturas y esfuerzo pesquero u observaciones directas mediante censos visuales; pero las estimas aportadas mediante estos métodos podrían presentar sesgos importantes además de ser poco precisas. El reciente avance tecnológico ofrece la oportunidad de utilizar cámaras submarinas de gran calidad a un coste reducido permitiendo aumentar sensiblemente la cobertura espacial y temporal de los muestreos. Asimismo, se ha demostrado que mediante el empleo de cámaras submarinas es posible estimar la densidad absoluta ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) de determinadas especies, cuyo movimiento se asocia a un área definida (o “home-range”). Sin embargo, uno de los factores que es frecuentemente ignorado en estos métodos es la detectabilidad individual, ya que asumen que el total de los individuos presentes dentro del área de observación cubierta por la cámara son detectados ( $P_{ID} = 1$ ). No obstante, probablemente dicha detectabilidad podría variar dependiendo de factores como la temperatura, el hábitat, la profundidad o el comportamiento de los peces. En el presente trabajo se ha evaluado exitosamente un protocolo para estimar conjuntamente la detectabilidad individual y la densidad absoluta. Con ese fin, se escoge como especie de estudio al *Serranus scriba*, un pequeño serránido relativamente abundante y de interés para la pesca recreativa en el Mediterráneo, en un área de estudio localizado en una zona costera del SO de la isla de Mallorca (Islas Baleares, España). Se emplearon diez dispositivos de cámaras específicamente diseñados que fueron desplegadas en 40 puntos, muy próximos entre ellos, abarcando tres tipos de hábitat: fondos parcheados de *Posidonia oceanica*, fondos mixtos y fondos rocosos. En las mismas localidades se completaron una serie de censos visuales mediante un protocolo específicamente diseñado para maximizar la detectabilidad de la especie objetivo. Los datos obtenidos fueron analizados mediante un modelo jerárquico bayesiano que permitió la estimación concurrente de la detectabilidad y densidad absoluta. Los resultados obtenidos no muestran diferencias en la detectabilidad de individuos de *S. scriba* entre los tres tipos de hábitat considerados, estableciendo que la detectabilidad individual es fija con un valor del 0.816 (95% CI: entre 0.650 y 0.991) para fondos mixtos de *P. oceanica*, roca y arena. Finalmente, mediante simulaciones posteriores se ha demostrado que las estimaciones obtenidas con este valor de detectabilidad son precisas y exactas, mientras que las estimas asumiendo una detectabilidad perfecta se encuentran sesgadas. Por tanto, los resultados

obtenidos justifican la utilización del protocolo metodológico propuesto para describir de forma precisa y exacta los patrones espacio-temporales de la abundancia de muchos peces costeros, pudiendo convertirse en una herramienta muy útil para la elaboración de planes de conservación y gestión de los recursos marinos.

**Abstract:** The knowledge of the fish abundance together with their spatio-temporal variations is a very important aspect for their management and conservation. During the last years, several methods have been applied to estimate fish abundance, among which those based on catches and fishing effort or on direct observation by visual censuses stand out, but the estimates calculated by these methods could be biased in addition to being imprecise. The recent technological advance offers the opportunity to afford high quality underwater cameras allowing to increase the spatial and temporal coverage of the samplings. Likewise, it has been demonstrated that using underwater cameras it is possible to estimate the absolute density (ind / m<sup>2</sup>) of certain species, whose movement is associated to a defined area (or "home-range"). However, one of the factors that is often ignored is the individual detectability, assuming that the total of the individuals present within the observation area covered by the camera are detected ( $P_{ID} = 1$ ). However, such detectability could vary depending on factors such as temperature, habitat, depth or fish behavior. In the present work a protocol has been successfully evaluated to estimate together the individual detectability and the absolute density. To that end, *Serranus scriba*, an abundant small serranid and usually caught by recreational fishing in the Mediterranean, is chosen as a study species in a coastal area of the SW of the island of Mallorca (Balearic Islands, Spain). Ten specifically designed camera devices were deployed at 40 points, very close to each other, covering three different habitats: patchy *Posidonia* bottoms, mixed bottoms and rocky bottoms. At the same locations, visual censuses have been completed through a protocol specifically designed to maximize detectability of the studied species. The resulting data have been analyzed using a Bayesian hierarchical model which allowed the concurrent estimation of detectability and absolute density. The results obtained did not show differences in the detectability of *S. scriba* among the three habitat types considered, establishing that the individual detectability is fixed with a value of 0.816 (95% CI: between 0.650 and 0.991) for mixed bottoms of *P. oceanica*, rock and sand. Finally, through a simulation experiment it has been shown that the estimations obtained with this detectability value are precise and exact, while the estimates assuming a perfect detectability are biased. Therefore, the

results obtained justify the use of the proposed methodological protocol to accurate and precise description of the spatiotemporal patterns of the abundance for many coastal fish, so it can become a very useful tool for conservation and management plans for marine resources.

**Palabras clave:** Densidad absoluta; detectabilidad; cámaras subacuáticas; censos visuales; área de actividad.

**Key words:** Absolute density; detectability; underwater camera; visual census; home-range.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



## CONTENIDO

<b>1. Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Material y métodos .....</b>	<b>5</b>
2.1. Área de estudio .....	5
2.2. Cámaras subacuáticas .....	6
2.3. Censos visuales.....	8
2.4. Modelado de la densidad absoluta y detectabilidad individual empleando censos visuales y cámaras subacuáticas.....	10
2.5. Simulaciones virtuales.....	12
<b>3. Resultados .....</b>	<b>13</b>
<b>4. Discusión.....</b>	<b>19</b>
<b>5. Conclusión.....</b>	<b>22</b>
<b>6. Conclusion.....</b>	<b>23</b>
<b>Agradecimientos .....</b>	<b>24</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>24</b>

## **INTRODUCCIÓN**

La evaluación precisa y exacta del estado de los stocks pesqueros o poblaciones de peces resulta imprescindible para la gestión de aquellas poblaciones sometidas a algún tipo de explotación, ya que permite gestionar las pesquerías de manera eficiente y sostenible a largo plazo (Botsford et al., 1997; Hilborn y Walters, 2013). El método más empleado para la estima de la abundancia y la resiliencia de las poblaciones está basado en dato de captura y esfuerzo. Sin embargo, se ha demostrado que la determinación de la dinámica poblacional y el estado de los stocks empleando únicamente el registro obtenido a través de métodos extractivos puede conducir a una estimación equivocada y consecuentemente al declive de algunos stocks (Agnew et al., 2013; Pauly et al., 2013). Las estimas con frecuencia se encuentran sesgadas debido a que los datos de capturas y esfuerzo pesquero son muchas veces incompletos o poco representativo de la realidad. La capturabilidad varía en función del buque y el arte empleado para la pesca (Pelletier, 1991; Trenkel y Cotter, 2009). Además, la información disponible en países en desarrollo o pesquerías de artes menores (Berkes, 2001) suele ser poco adecuada debido a que los recursos disponibles para la recopilación de datos son limitados (Pauly et al., 2013). Los descartes y las capturas no reportadas continúan siendo un problema a la hora de estimar las capturas (Agnew et al., 2009). Además, estudios recientes han demostrado que la capturabilidad en los artes de pesca pasivos, aquellos en los que el individuo entra en contacto con el arte o señuelo para ser pescado, se ve altamente influenciada por la vulnerabilidad individual ya que existe una parte de la población más propensa a ser capturada debido a su comportamiento. En estos casos, la pesca solamente ejercería presión y extraería información de los individuos más vulnerables (Maunder et al., 2006; Alós et al., 2014). La solución que se ha encontrado para hacer frente a estos inconvenientes está en complementar los datos disponibles con información extraída a través de métodos independientes de la pesca (Agnew et al., 2013; Pauly et al., 2013), siempre procurando mantener y ampliar los esfuerzos para monitorear las variaciones en la biomasa del stock de una manera más directa (Branch et al., 2011).

En aguas someras, el censo visual, conteos del número de individuos dentro de un área conocida realizados por buceadores con escafandra autónoma, es uno de los métodos independientes de la pesca más utilizados (Thresher y Gunn, 1986; Edgar et al., 2004), a pesar de que también presenta ciertas incertidumbres. Se pone en duda la precisión de los observadores que frecuentemente omiten la presencia o subestiman la abundancia de especies crípticas, siendo necesario un entrenamiento previo para reducir el error y

asegurar un correcto intercalibrado entre observadores (Edgar et al., 2004; Thompson y Mapstone, 1997). Asimismo, se trata de un método con limitaciones tanto espaciales como temporales, como pueden ser la profundidad, el tiempo de inmersión o la frecuencia de muestreo (Assis et al., 2013). No obstante, estas limitaciones podrían resolverse gracias al uso de cámaras subacuáticas (Cappo et al., 2003). El muestreo mediante cámaras, además de minimizar las limitaciones de los censos visuales convencionales, implica menos perturbaciones en el medio y permite reducir el error relacionado con la variabilidad entre observadores ya que las imágenes pueden ser verificadas (Assis, 2013).

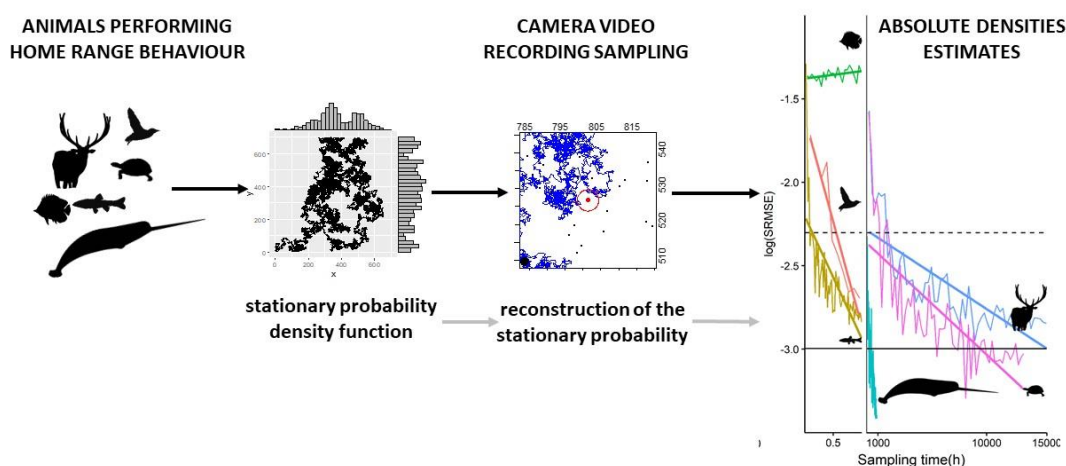
El avance tecnológico de las últimas décadas ha permitido la comercialización de cámaras de gran calidad a bajo precio, lo que se ha visto reflejado en el ámbito científico. Los primeros artículos científicos publicados en los que se hacía uso de sistemas de video-grabación subacuática en ambientes costeros comenzaron de manera experimental en los años 1950s, bajo el término de “televisión subacuática” (Mallet y Pelletier, 2014). Los primeros sistemas estaban sujetos a una gran cantidad de limitaciones, entre las cuales la baja resolución de imágenes se presentaba como el principal problema (Barnes, 1952, 1953, 1955 y 1963; Myrberg y Arthur, 1973). Sin embargo, a partir del año 2000 se incrementan de manera exponencial las aplicaciones científicas de las cámaras submarinas, debido al desarrollo tecnológico que permitió el acceso a imágenes de mejor calidad, una mayor autonomía de las baterías y la ampliación de la capacidad de almacenamiento (Mallet y Pelletier, 2014).

En la actualidad, entre los sistemas más empleados se encuentran las cámaras controladas por buzos, las cámaras remolcadas y las cámaras remotas o autónomas, tanto cebadas como sin cebar (Mallet y Pelletier, 2014). Se comenzó a emplear el sistema de cámaras subacuáticas para el análisis de comportamiento de determinadas especies (Barnes, 1963; Myrberg y Arthur, 1973) y desde entonces ha continuado avanzando, diversificado sus objetivos, hasta que en los últimos años el uso de estas técnicas de grabación se ha intensificado en el campo de la ecología marina (Struthers et al., 2015). Además de monitorear la diversidad de especies en ambientes costeros mediante sistemas de atracción empleando cámaras cebadas, se han desarrollado dispositivos no cebados para la determinación de la abundancia y densidad absoluta de especies que desarrollan la mayor parte de su actividad dentro un área confinada o “home-range” (Campos-Candela et al., 2018). Asimismo, el empleo simultáneo de dos cámaras estereoscópicas permite determinar la talla de cada individuo con un alto grado de precisión (Díaz-Gil et al., 2017).

En gran parte de los estudios realizados hasta el momento se han empleado estructuras horizontales ya que son capaces de registrar imágenes con un gran ángulo de visión. Sin embargo, en dichos sistemas de visión horizontal no es posible determinar con precisión el área de visión de la cámara, lo que dificulta la estimación de la densidad absoluta, individuos por unidad de área. Por tanto, se han propuesto para otro tipo de métricas, densidades relativas, utilizados preferentemente junto a sistemas cebados para atraer un mayor número de individuos alrededor de la cámara (Mallet y Pelletier, 2014). Otra limitación relevante de los sistemas de cámaras orientadas horizontalmente radica en el hecho de que la detectabilidad individual es menor debido a la posibilidad de que el campo de visión se vea afectado a causa de la rugosidad del lecho marino, como puede ser la presencia de grandes rocas o incluso praderas de *Posidonia oceanica* de gran densidad (Follana-Berná et al., in prep.). Estos inconvenientes se pueden solventar mediante el empleo de estructuras en las que las cámaras estén orientadas verticalmente. En este caso, a pesar de que la superficie de visión de la cámara pueda ser menor, la estima de la superficie de visión es más precisa, lo que permite mejorar la precisión de las estimas de densidad absoluta (Campos-Candela et al., 2018).

Recientemente se ha demostrado que la densidad absoluta de peces puede estimarse con precisión y exactitud mediante el conteo de los individuos observados en un número relativamente bajo de fotogramas (Campos-Candela et al., 2018). Este es el caso de muchos peces costeros de movilidad independiente que permanecen la mayor parte del tiempo dentro de un área determinada o “home-range”, que tiende a ser de una magnitud inferior a la extensión del hábitat adecuado para su distribución (March et al., 2010; Alós et al., 2016). Para estimar la densidad absoluta mediante este método es necesario que la detectabilidad individual de la especie a estudiar sea conocida (Campos-Candela et al., 2018). Además, factores como la temperatura, profundidad, hábitat y comportamiento podrían causar cambios en la detectabilidad (Follana-Berná et al., in prep.).





In animals displaying home range behaviour, density is stationary at a given temporal and spatial scale. Absolute density can be estimated by counting animals from a video recording survey after an affordable case-specific sampling effort.

Figura 1: Mapa conceptual de la aplicabilidad de las cámaras para la estimación de la densidad absoluta de especies con comportamiento “home-range” mediante el conteo de individuos por fotogramas (Candela-Campos, 2018).

La detectabilidad individual puede estimarse completando conteos mediante dos métodos independientes. Cuando sea posible asumir que uno de los métodos es capaz de detectar la totalidad de individuos presentes en el área considerada, las estimas realizadas mediante el segundo método pueden ser corregidas (MacKenzie et al., 2002; Conn et al., 2014; Williams et al., 2017). En el presente trabajo se combina esta última idea con el método de estima de la abundancia absoluta mediante cámaras propuesto por Campos-Candela et al. (2018).

En función de las asunciones establecidas para la estimación de densidad absoluta mediante el análisis de imágenes por fotogramas (Candela-Campos et. al, 2018), la especie escogida para llevar a cabo el estudio fue el *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758), un pez óseo de pequeño tamaño que habita aguas templadas litorales compuestos por sustratos rocosos cubiertos de praderas de *P. oceanica* y *Cymodocea nodosa* (Bauchot et al., 1987). Se ha registrado como una especie sedentaria altamente asociada al bentos, que muestra un alto grado fidelidad zonal debido a su reducido “home-range”, ya que la mayor parte del tiempo se encuentra confinado dentro de un área reducida de poco más de 1 km<sup>2</sup> (March et al., 2010). En las Islas Baleares, se considera que se encuentra explotada por la pesca recreativa y, marginalmente, por la pesca artesanal (Cardona et. al., 2007), siendo la pesca con caña el método de pesca mayoritariamente empleado para capturarla (Alós, 2008). Un 5-10% de la población de las Islas Baleares practica la pesca recreativa, en el

cual el *S. scriba* supone el 24% de las capturas de los pescadores recreativos (Morales-Nin et al., 2005). Esta especie ocasionalmente es comercializada por los pescadores de artes menores, aunque el volumen de capturas desembarcadas y el valor comercial es reducido. No existen datos acerca del volumen de capturas descartadas y a excepción de la talla mínima y número de individuos por día, no cuenta con ningún plan específico para su conservación (Morales-Nin et al., 2005).

A través del presente trabajo de fin de grado se desarrolla un protocolo metodológico que permite estimar conjuntamente la detectabilidad individual y la abundancia de *S. scriba*, combinado cámaras y censos visuales. Asimismo, se pretende evaluar la existencia de diferencias en detectabilidad relacionadas con el tipo de hábitat. Este objetivo es muy relevante debido a que una vez calibrada la detectabilidad del sistema de cámaras submarinas empleadas, los dispositivos podrán utilizarse para estimar la abundancia a la escala espacio-temporal deseada y sin la necesidad de completar censos visuales de manera simultánea. Por tanto, este trabajo se trata de una prueba de concepto para el protocolo metodológico propuesto. En caso de demostrarse la capacidad del método para describir de forma precisa y exacta los patrones espacio-temporales de la abundancia, podría convertirse en una herramienta muy útil para la elaboración de planes de conservación y gestión, no solo en el caso de la especie considerada sino también de otros muchos recursos marinos costeros.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDIO**

El presente estudio se ha llevado a cabo en una zona costera cercana al Port d'Andratx, al Sudoeste de la Isla de Mallorca (Fig. 1). Se trata de un área caracterizada por la presencia de fondos mixtos de roca y pradera de *P. oceanica*, integrado en una zona de aguas someras con profundidades que varían entre los 5 y los 20 m, donde la visibilidad es elevada durante gran parte del año. El estudio se realizó en cuatro días seleccionados aleatoriamente entre febrero y marzo del 2018. Se escogieron 40 puntos al azar, dentro de un área comprendida de 16.000 m<sup>2</sup> aproximadamente (Fig. 1). En cada uno de los puntos se sumergió un sistema de cámaras submarinas, considerando 10 puntos por cada día. Las cámaras fueron fondeadas siempre entre las 9:00 am y recogidas transcurridas las tres horas de grabación. Al finalizar la grabación, se completó un censo visual alrededor de cada dispositivo. A continuación, se describen con más detalle los aspectos técnicos de los muestreos mediante cámaras y censos visuales.



Figura 2: Imagen satélite de la zona de muestreo (NO Isla de Mallorca, España) obtenida a través de Google Earth

### CÁMARAS SUBACUÁTICAS

El sistema de cámaras submarinas utilizado, diseñado con el objetivo específico de incrementar la detectabilidad en fondos de gran cobertura de *P. oceanica*, consiste en una estructura vertical provista de dos cámaras de acción Sony HDR AS50, separadas entre sí por una distancia de 20 cm y con ambas lentes dirigidas hacia el fondo con un ángulo de 45° (Fig. 2). El sistema, construido con tubos de PVC, lleva incorporado un lastre en su parte inferior y una pequeña boya en su parte superior. De ese modo, teniendo en cuenta que el lastre ejerce mayor fuerza para permitir el hundimiento, la boya trabaja en sentido contrario asegurando que el soporte permanezca en posición vertical. La distancia desde las cámaras a la base de la estructura es de 150 cm. La superficie de visión de las cámaras es de 5 m<sup>2</sup> para un fondo horizontal y uniforme. Las cámaras utilizadas cuentan una autonomía energética aproximada de 3 horas.

Los sistemas se fondearon a una distancia superior de 15 m entre sí, debido a que en un estudio piloto previo se determinó que se trata de la distancia mínima que asegura la independencia espacial entre cámaras, evitando problemas de autocorrelación espacial.

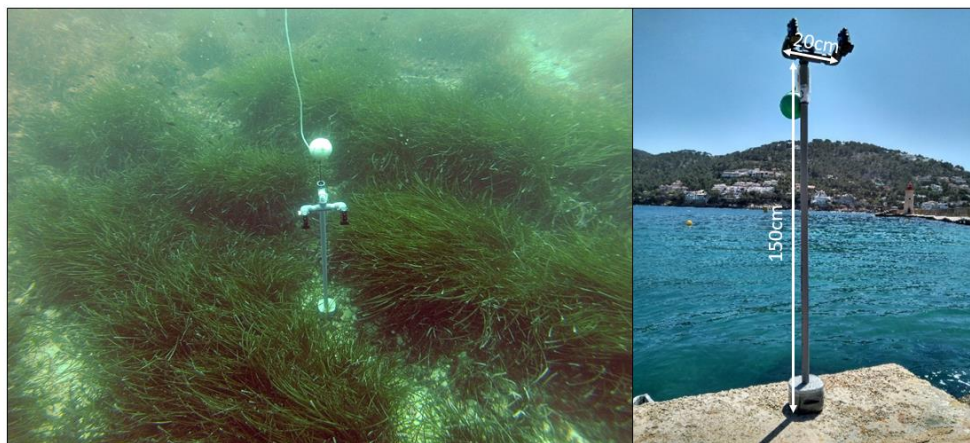


Figura 3: Fotografías y características de los dispositivos empleados. Fuentes: Pablo Archavala y Aitor Lekanda.

Para analizar cada uno de los video obtenidos se siguió el siguiente protocolo: (1) descartar el primer minuto de grabación tras depositarse el dispositivo en el fondo debido a las interferencias que se hayan podido generar; (2) anotar el número de individuos identificados para un determinado fotograma cada 120-300s. Con el fin de minimizar la posibilidad de que un individuo inmóvil quede camuflado en el fondo o difícilmente pueda ser identificado, se examinan 150 fotogramas alrededor del fotograma de interés, destacando que el individuo ha de aparecer necesariamente en el fotograma de interés. Este visionado se facilita gracias al uso del programa VirtualDub 1.10.4 (Fig. 3), que permite retroceder y avanzar a la velocidad deseada.



Figura 4: Imagen capturada por las cámaras subacuáticas y visionada a través del programa VirtualDub (versión 1.10.4) donde se puede apreciar un individuo de *S. scriba* (señalizado mediante el círculo blanco) entre las hojas de *P. oceanica*. Fuente propia.



### CENSOS VISUALES

Alrededor del punto de fondeo de cada uno de los dispositivos se completó un censo visual con el fin de obtener una referencia del número de individuos por unidad de área. Por tanto, se asume que a través del protocolo diseñado para llevar a cabo el censo visual se contabilizan todos los peces que se encuentran en el área de estudio, siendo la detectabilidad completa.

Para este estudio específico, a fin de contabilizar todos los individuos de *S. scriba* presentes en el área de manera eficiente y teniendo en cuenta su movimiento (Alós et al. 2016), el protocolo diseñado (Fig. 4A) consistió en realizar un censo visual mediante dos observadores en un área circular de 5 m de radio, tomando como centro el punto de fondeo de cada uno de los dispositivos.

En el momento de iniciar un censo visual, ambos observadores realizan una observación previa del área a examinar a media agua, tratando siempre de no generar perturbaciones y no alterar el medio. A continuación, uno de los buceadores desciende y se posiciona sobre de la estructura anclando una de las extremidades de un cabo lastrado de 5m, mientras que el segundo buzo lo extiende por completo y comienza a avanzar en círculo arrastrando el cabo lastrado por el fondo. Este sistema permite remover las hojas de *P. oceanica*, actividad no destructiva que no ejerce daño alguno a la vegetación, ya que en praderas de gran densidad cabe la posibilidad de que individuos de *S. scriba* se escondan y pasen desapercibidos. El mismo buceador encargado de arrastrar el cabo es la referencia que define el área del censo visual. Ambos buceadores realizan el censo de manera coordinada, siendo el buceador que se encuentra en la parte externa encargado de marcar el ritmo al mismo tiempo que anota los individuos que se encuentren dentro del área delimitada a su paso, mientras que el buceador fijo, además, prestará especial atención a aquellos que puedan aparecer tras el movimiento de las hojas y que por tanto puedan pasar desapercibidos por el observador en movimiento. En caso de discrepancia entre los dos observadores, se asignó el número máximo.

Tras finalizar el censo visual, se anotan tanto la profundidad como la temperatura. Posteriormente, ambos buceadores ascienden unos metros para cuantificar el porcentaje de cobertura en relación a tres variables: sustrato duro de baja rugosidad, gran rugosidad y pradera de *P. oceanica*. Esta variable fue definida en base a observaciones previas. En cuanto a la clasificación de los fondos se llevó a cabo el siguiente criterio: (1) Sustrato duro de baja rugosidad, engloba desde fondos arenosos a fondos de gravilla, de carácter homogéneo; (2) Sustratos duros de gran rugosidad, comprenden fondos rocosos de alta

heterogeneidad ambiental, con gran frecuencia de cavidades, cambios de relieve y algas; (3) Pradera de *P. oceanica*, parches densos compuestos de *P. oceanica*. En caso de discrepancia entre los dos observadores en la asignación de un porcentaje de cobertura, se recurrió a las imágenes del fondo registradas en las mismas grabaciones. A cada punto muestreado se le asignó un porcentaje de cobertura basado en la clasificación anterior. Los porcentajes de estas tres variables se utilizaron para asignar cada punto muestreado a uno de tres tipos de fondo de acuerdo con el siguiente protocolo. En primer lugar los porcentajes de cobertura fueron transformados de acuerdo con  $\log(x_i/\text{geo.mean}(x))$ , donde  $x_i$  es el porcentaje de cada tipo de fondo observado en el punto de muestreo  $i$  y  $\text{geo.mean}$  es la media geométrica de los tres porcentajes de un punto (Aitchison, 1983). Los valores transformados, junto con la profundidad, fueron sometidos a un análisis de componentes principales (función *rda* de la librería *vegan* de R package). Las coordenadas de cada punto en el nuevo espacio (*scores*) se usaron como input para clasificar los puntos en tres categorías mediante un algoritmo de vecino más cercano (utilizando la función *kmeans* de R package).

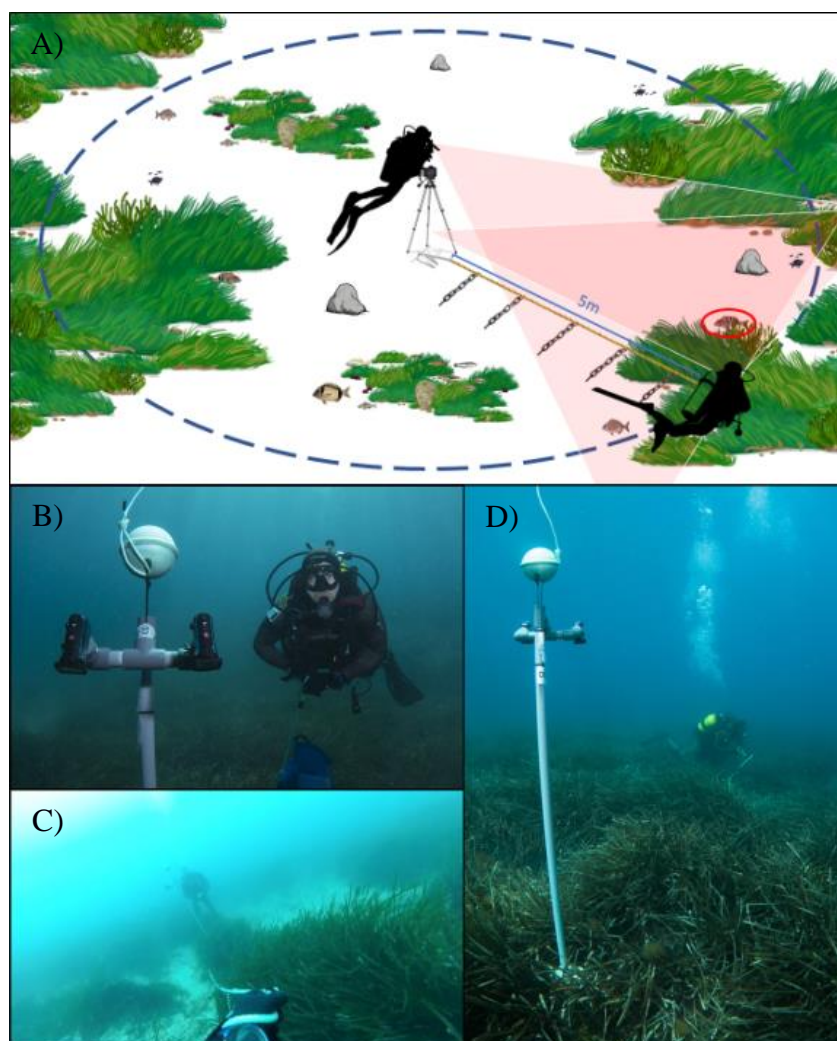


Figura 5: Esquema conceptual de la metodología empleada para realizar los censos visuales junto con fotografías tomadas durante la realización de los mismos. A) Protocolo diseñado para llevar a cabo un censo visual de detectabilidad completa mediante dos observadores. B) Fotografía de la localización del observador fijo. C) Visión del observador en movimiento durante la realización del censo visual D) Visión del observador fijo durante la realización del censo visual. Fuentes: Pablo Arechavala y Aitor Lekanda.

## MODELADO DE LA DENSIDAD ABSOLUTA Y DETECTABILIDAD INDIVIDUAL EMPLEANDO CENSOS VISUALES Y CÁMARAS SUBACUÁTICAS

El objetivo del modelo estadístico implementado es la estima simultánea de la detectabilidad individual de las cámaras y de la abundancia de *S. scriba*.

El número medio de individuos que se espera contar un censo visual, para los que se asume una detectabilidad perfecta ( $P_{ID} = 1$ ), viene dado por:

$$N_{UVC} = DZ_{UVC} \quad (\text{Eq. 1})$$

donde  $D$  es la densidad (ind/m<sup>2</sup>) y  $Z_{UVC}$  es el área muestreada por los buceadores (75.54m<sup>2</sup>). Sin embargo, en el caso de las cámaras, la detectabilidad puede no ser completa ( $P_{ID} < 1$ ), por tanto, el número medio de individuos que se espera contar en un fotograma vendrá dado por:

$$N_{UCam} = P_{ID}DZ_{UCam} \quad (\text{Eq. 2})$$

siendo  $P_{ID}$  la detectabilidad individual y  $Z_{UCam}$  el área de visión de la cámara (5m<sup>2</sup>).

Se considera que la densidad de peces puede ser diferente para cada tipo de fondo (*categoría*, factor fijo). Asimismo, se considera que la densidad de peces puede variar entre los cuatro días de muestreo (*día*, factor aleatorio). De este modo, se espera que el número de individuos contados en un determinado censo ( $N.UVC_{categoría,día}$ ) siga una distribución de Poisson alrededor de un valor medio ( $\lambda.UVC_{categoría,día}$ ) que proviene de la combinación entre el efecto fijo del tipo de fondo sumado a una componente aleatoria. El resultado de la relación entre el factor fijo categoría y la combinación del factor aleatorio sitio/día es la siguiente:

$$N.UVC_{categoría,día} \sim \text{Poisson}(\lambda.UVC_{categoría,día}) \quad (\text{Eq. 3})$$

$$\ln(\lambda.UVC|categoría,día) = \mu.UVC_{categoría} + \delta_{día}$$

$$e^{\mu.UVC_{categoría}} = D_{categoría}Z_{UVC}$$

Debido a que los censos se completaron en el mismo área donde se fondearon las cámaras, y teniendo en cuenta que la densidad de *S. scriba* es estacionaria (Candela-Campos et al., 2018), se asume que la densidad de peces estimada a través de ambas

metodologías es la misma. Por tanto el número de individuos contados en un fotograma ( $N.UCam_{categoría,día,cámara}$ ) seguirá una distribución de Poisson alrededor de un valor medio ( $\lambda.UCam_{categoría,día,cámara}$ ) que resulta de la combinación del efecto del tipo de hábitat (*categoría*, factor fijo), un primer factor aleatorio relacionado con las diferencias de densidad entre días y un nuevo factor aleatorio relacionado con las diferencias de densidad entre cámaras :

$$N.UCam_{categoría,día,cámara} \sim Poisson(\lambda.UCam_{categoría,día,cámara}) \quad (\text{Eq. 4})$$

$$\ln(\lambda.UCam|categoría,día,cámara) = \mu.UCam_{categoría} + \delta_{cámara} + \delta_{día}$$

$$e^{\mu.CAM_{categoría}} = P_{ID}D_{categoría}Z_{cámara}$$

$$\delta_{cámara} \text{Normal}(0, \sigma_{cam})$$

$$\delta_{día} \text{Normal}(0, \sigma_{día})$$

donde  $P_{ID,categoría}$  es la detectabilidad individual, que es específica para cada una de las tres categorías de hábitat consideradas. Asimismo, de acuerdo con los resultados obtenidos, se implementó un segundo modelo considerando que la detectabilidad individual era la misma para las tres categorías.

Los parámetros del modelo (Eq. 3 y Eq. 4) se han estimado mediante un enfoque Bayesiano. Los parámetros de la distribución a posteriori ( $D$  y  $P_{ID}$ ) obtenidos a través de los datos observados (conteos UVC y UCam), se obtuvieron a través de JAGS (<http://mcmc-jags.sourceforge.net/>). Para la densidad ( $D$ ) se asumió un prior con distribución uniforme entre el 0 y 1 ind/m<sup>2</sup>, muy por encima del valor de densidad reportado para la misma especie en una zona de estudio de similares características, 0.017 ind/m<sup>2</sup> (Follana et al., in prep). Para la detectabilidad ( $P_{ID}$ ) se le asigna un prior de distribución uniforme entre 0 y 1, mientras que se asigna un prior de distribución uniforme con valores entre 0 y 10 para las varianzas de los dos efectos aleatorios (*días* y *cámaras*). Respecto al análisis Bayesiano empleado, se implementó y se ejecutó utilizando la librería *r2jags* (Su y Yajima, 2015) del paquete estadístico R. Se calcularon 3 cadenas de Monte Carlo para estimar la detectabilidad y densidad absoluta para cada tipo de fondo. Para cada cadena, se utilizaron 20000 iteraciones, de los que se descartaron las primeras 10000. Además, solo se retuvieron uno de cada diez valores (tasa de adelgazamiento,  $n_{thin}=10$ ) con el fin de evitar autocorrelación.



### SIMULACIONES VIRTUALES

Para evidenciar la aplicabilidad de los resultados obtenidos, se completó un experimento de simulación con el objetivo de estimar la precisión y la exactitud de las estimas de abundancia de un hipotético muestreo completado solamente empleando lo dispositivos diseñados, pero teniendo en cuenta el valor de detectabilidad estimado en el apartado anterior. El código para la simulación se implementó mediante el programa informático R.

Se situó una cámara virtual en el centro de un escenario cuadrado con un lado definido como:

$$side = 2r_{cam} + 2r_{HR} \quad (\text{Eq. 5})$$

Donde  $r_{cam}$  representa el radio del área que abarca el objetivo de la cámara y  $r_{HR}$  es el radio del home-range. En el caso específico de *S. scriba*, se ha asignado un valor de  $r_{HR} = 85.6$  m obtenido mediante seguimiento acústico en anteriores trabajos (Alós et al. 2016). Con este tamaño de escenario de simulación, la probabilidad de que un pez cuyo centro de home-range esté situado fuera del escenario, y por tanto no considerado a la hora de determinar la densidad, entre dentro del área de visión de la cámara y sea contado, es despreciable. El número de animales que se mueven dentro de ese escenario viene dado por  $side^2 D$ , donde  $D$  es la densidad de peces realmente estimada para *S. scriba*. Los centros de home-range de esos peces virtuales se distribuyeron al azar dentro del escenario virtual y cada animal es movido según el siguiente modelo (Palmer et al., 2011; Alós et al., 2016):

$$\vec{r}_{n+1} = \vec{r}_c + e^{-k\Delta t}(\vec{r}_n - \vec{r}_c) + \vec{R}_n \quad (\text{Eq. 6})$$

donde  $\vec{r}_{n+1}$  denota la posición del futuro,  $\vec{r}_n$  denota la posición actual del pez en el momento  $t_n = n\Delta t$ , siendo  $n$  un número entero,  $\vec{r}_c$  es la posición del centro del home-range,  $k$  es una fuerza constante armónica central que atrae al animal hacia  $\vec{r}_c$ , y  $\vec{R}_n$  es un término estocástico, con una distribución normal alrededor de una media cero y desviación estándar en cada dimensión aproximada por (Palmer et al., 2011):

$$\sigma = \sqrt{\frac{\varepsilon(1-e^{-2k\Delta t})}{2k}} \quad (\text{Eq. 7})$$

donde  $\varepsilon$  es la varianza de  $\vec{\xi}$  en Eq. 6.

Los valores  $k$  ( $0.258 \text{ s}^{-1}$ ) y  $\varepsilon$  ( $631.05 \text{ m}^2/\text{s}$ ) fueron estimados para *S. scriba* mediante seguimiento acústico en anteriores trabajos (Alós et al., 2016). El tiempo  $dt$  en el que se actualizó la posición de todos los peces fue de 1 segundo. Se estableció que la simulación

de la cámara tendría 10 horas de duración; por lo tanto, el número de movimientos rastreados para cualquier pez dado fue de 360.000. La cantidad de peces que realmente se encuentran dentro del área inspeccionada por una cámara ( $N_i$ ) se contó cada 150 segundos, un intervalo que garantiza la independencia temporal entre los fotogramas simulados. El número real de peces contados se tomó de forma aleatoria a partir de una distribución binomial de tamaño  $N_i$  con una probabilidad de detección definida por el valor  $P_{ID}$  estimado empíricamente para *S. scriba* (ver resultados).

Se simularon hasta 10 cámaras independientes, es decir, se creó y movió un nuevo conjunto de animales, para estimar la precisión y exactitud del método. En cada caso, la densidad del animal ( $D$ ) se estimó en varios instantes, es decir, empleando un número creciente de fotogramas (ver resultados), mediante un modelo de análisis bayesiano similar al descrito anteriormente, pero sin el submodelo relativo a los censos visuales. Los detalles técnicos de los análisis fueron prácticamente los mismos que los descritos anteriormente, excepto en el caso de  $P_{ID}$ . En los experimentos de simulación,  $P_{ID}$  se consideraron dos opciones. Una detectabilidad perfecta, es decir, se ignoró el hecho de que no es posible contar todos los peces dentro del área de visión de la cámara. Mientras que en la otra alternativa, se considera el valor de detectabilidad ( $P_{ID}$ ) estimado en el apartado anterior (ver resultados). En este caso, no solo se tuvo en cuenta el valor medio de detectabilidad sino su incertidumbre.

La exactitud en la estima de la densidad de peces,  $D$ , se evaluó mediante la raíz cuadrada del error cuadrático medio (Walther y Moore, 2005):

$$SRMSE = \frac{1}{D} \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (E_j - D)^2} \quad (\text{Eq. 8})$$

donde  $E_j$  es el valor estimado de  $D$  en la simulación  $j$  y  $D$  es el valor real.

## **RESULTADOS**

A partir del análisis de componentes principales y el análisis de agrupación (*kmeans*) donde se tuvo en cuenta la profundidad y el porcentaje de cobertura de fondos duros de baja rugosidad, alta rugosidad y pradera de *P. oceanica* de todos los puntos de muestreo (Fig. 5A), se pudo asignar cada uno de los puntos muestreado a una categoría de hábitat. Se pudieron diferenciar tres categorías: 1) Fondos parcheados de *P. oceanica* (Fig 5B), en ellos encontramos principalmente fondos de sustrato duro de baja rugosidad, arena y/o rocas de pequeña escala con baja frecuencia de porosidad, y *P. oceanica* en proporciones similares, siendo estos puntos los encontrados a mayor profundidad; 2) Fondos mixtos

(Fig. 5C), compuestos por los tres tipos de sustrato característicos de la zona de estudio a una profundidad media; y 3) Fondos rocosos (Fig 5D), constituidos principalmente por sustrato duro de alta rugosidad situados a poca profundidad. Además, el tipo de fondo más frecuente de la zona de estudio es de *P. oceanica* parcheada, mientras que los fondos rocosos son los menos abundantes (Fig. 5A).

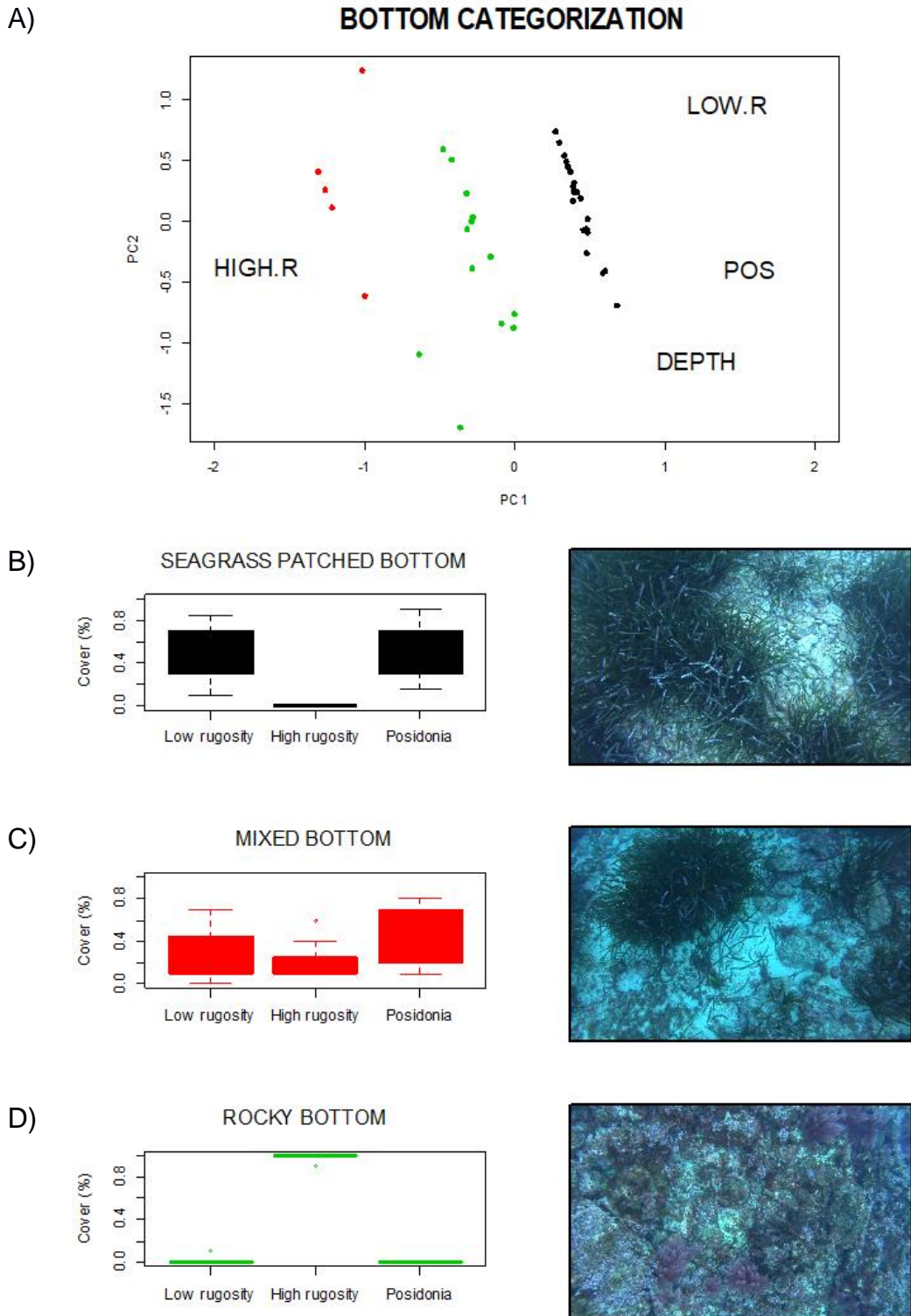


Figura 6: Categorización del fondo. A) Análisis de componentes principales y de agrupación de todos los puntos de muestreo (punto: punto de muestreo; color: tipo de fondo (negro: fondos parcheados de *P. oceanica*; rojo: fondos mixtos; verde: fondos rocosos); HIGH.R: sustrato duro de alta rugosidad; LOW.R: sustrato duro de baja rugosidad; POS: pradera de *P. oceanica*). B) Representación gráfica y fotográfica de la cobertura fondos parcheados de *P. oceanica*. C) Representación gráfica y fotográfica de la cobertura de fondos mixtos. D) Representación gráfica y fotográfica de la cobertura fondos rocosos.

Tras la caracterización de los puntos de muestreo, se procedió a calcular la densidad absoluta de individuos de *S. scriba* (ind/m<sup>2</sup>) y la detectabilidad para cada uno de los fondos categorizados a partir del modelo jerárquico bayesiano anteriormente descrito (eq. 3 y 4). Se contaron un total de 207 individuos de *S. scriba* tras el análisis de 3039 fotogramas.

Tabla 1: Detectabilidad individual y densidad absoluta en función del tipo de fondo (C.I.: Intervalo de credibilidad bayesiano; MEDIAN: Mediana; D: Densidad absoluta (ind/m<sup>2</sup>); P<sub>ID</sub>: Detectabilidad individual (probabilidad, 0-1); Tipo de fondo 1: Fondos parcheada de *P. oceanica*; Tipo de fondo 2: Fondos mixtos; Tipo de fondo 3: Fondos rocosos; Total: Todos los puntos de muestreo).

	C.I. 2.5%	MEDIAN	C.I.
D <sub>1</sub> (ind/m <sup>2</sup> )	0.007	0.011	0.019
D <sub>2</sub> (ind/m <sup>2</sup> )	0.011	0.018	0.030
D <sub>3</sub> (ind/m <sup>2</sup> )	0.011	0.020	0.035
P <sub>ID1</sub>	0.502	0.780	0.987
P <sub>ID2</sub>	0.574	0.844	0.992
P <sub>ID3</sub>	0.452	0.813	0.991
P <sub>IDTotal</sub>	0.650	0.861	0.991

La densidad absoluta de *S. scriba* estimada (D) fluctúa entre 0,007-0,035 ind/m<sup>2</sup>, siendo dichos valores más elevados para los fondos rocosos (D<sub>3</sub>; mediana = 0.020 ind/m<sup>2</sup>) y los más bajos para los fondos de parcheados de *P. oceanica* (D<sub>1</sub>; mediana=0.011 ind/m<sup>2</sup>) (Tabla 1).

Asimismo, se estimó que la detectabilidad individual (P<sub>ID</sub>) los distintos tipos de fondo comprende valores entre 0.50 y 0.99, siendo la mediana muy similar entre los distintos fondos ( P<sub>ID1</sub> = 0.780; P<sub>ID2</sub> = 0.844; P<sub>ID3</sub>= 0.813). Al no existir grandes diferencias en la detectabilidad individual entre fondos, se implementó un nuevo modelo donde se calculó

la detectabilidad total de todos los puntos de muestreo ( $P_{ID \text{ Total}}$ ) a través del cual se obtuvo un valor de la mediana similar ( $P_{ID \text{ total}} = 0.861$ ), pero con un intervalo de credibilidad más reducido (0.650-0.991). Ambos parámetros, densidad y detectabilidad total, son representados gráficamente en la Figura 6. Este segundo modelo debe considerarse más riguroso de acuerdo con la relación entre varianza explicada y número de parámetros comprendidos.

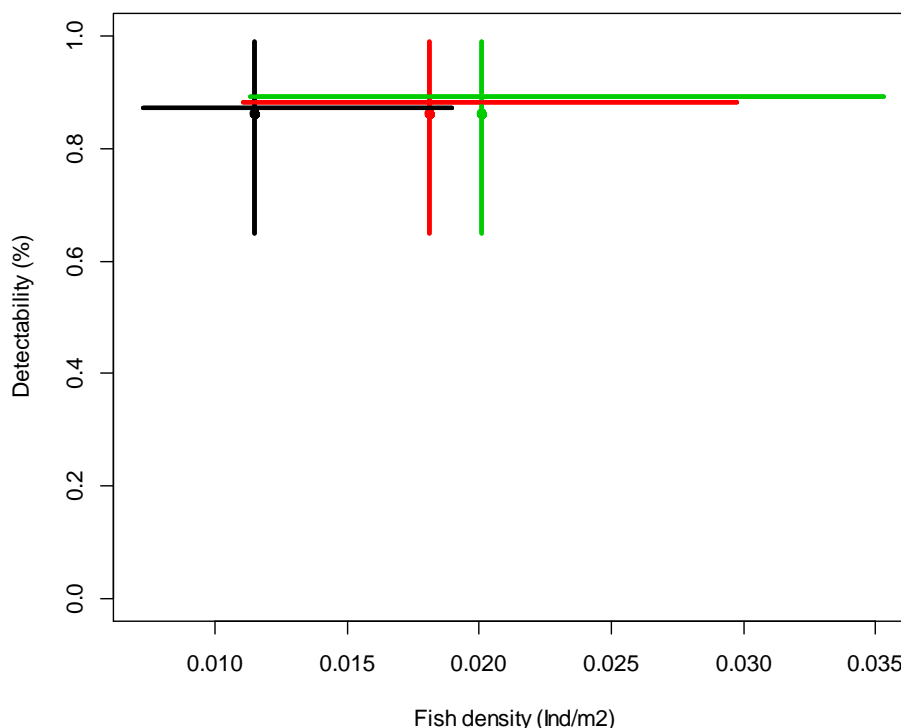


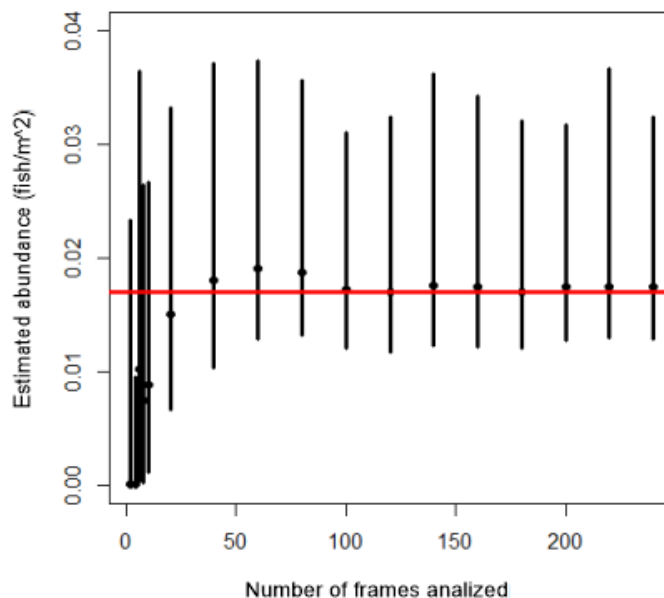
Figura 7: Representación gráfica de la detectabilidad (probabilidad, 0-1) y densidad absoluta (ind/m<sup>2</sup>) para cada tipo de fondo (Punto: detectabilidad individual; Línea vertical: intervalo de credibilidad Bayesiano de la detectabilidad individual; Línea horizontal: Intervalo de credibilidad bayesiano de la densidad absoluta).

Una vez calculado el valor de la detectabilidad se comparó la precisión y la exactitud para la estimación de la densidad absoluta considerando e ignorando el valor de la detectabilidad. Se realizaron una serie de simulaciones virtuales donde se analizó la variación de la densidad absoluta y del error cuadrático medio relativo (*SRMSE*) mediante el conteo de individuos con diferentes frecuencias de análisis.

Los resultados de la simulación (Fig. 7) muestran que teniendo en cuenta el valor de detectabilidad estimado ( $P_{ID} = 0.861$ ) la densidad absoluta consigue alcanzar valores exactos, es decir, próximos a la densidad real ( $D_{real} = 0.017 \text{ ind/m}^2$ ), mientras que si se asume que la detectabilidad es completa ( $P_{ID} = 1$ ) la estabilidad converge en un valor inferior a la densidad real, menos exactos. Sin embargo, teniendo en cuenta el valor de

detectabilidad individual, los resultados son menos precisos debido a un incremento en la variabilidad, mientras que asumiendo que la detectabilidad es completa se reduce la variabilidad, incrementando la precisión.

**A) EVALUATION OF ABUNDANCE WITH THE ESTIMATED DETECTABILITY VALUE (P.ID=0.861)**



**B) EVALUATION OF ABUNDANCE ASSUMING COMPLETE DETECTABILITY VALUE (P.ID=1)**

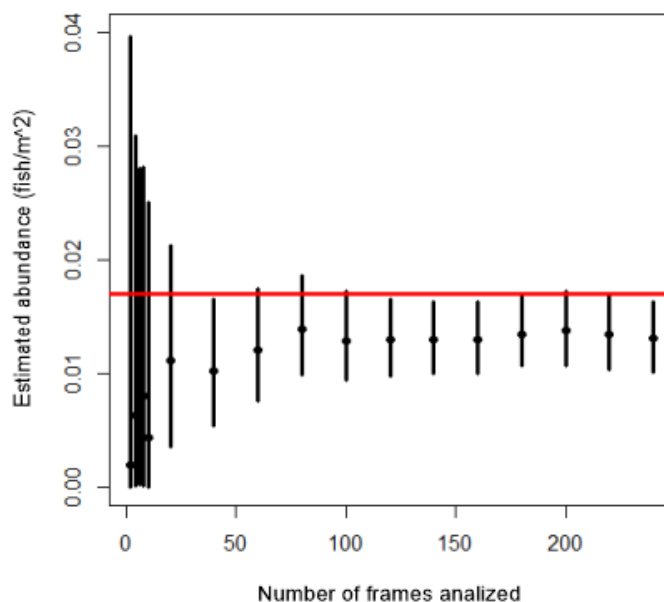
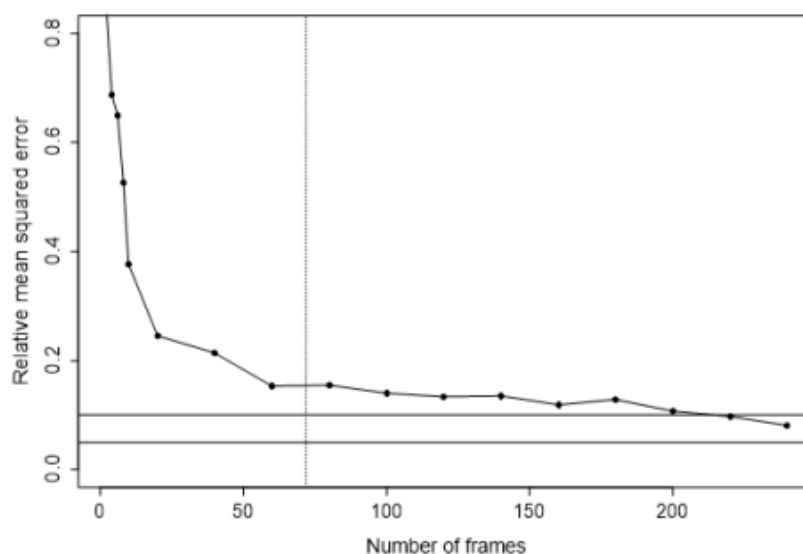


Figura 8: Representación gráfica de la precisión y exactitud en función de la consideración del valor de detectabilidad individual. A) Estimación de la densidad a través del visionado de fotogramas (fotograma cada 150s) teniendo en cuenta el valor de la detectabilidad individual estimado ( $P_{ID} = 0.861$ ). B) Estimación de la densidad a través del visionado de fotogramas (fotograma cada 150s) asumiendo que la detectabilidad individual es completa ( $P_{ID} = 1$ ). (Línea roja: Densidad asignada ( $0.017 \text{ ind/m}^2$ ); Líneas verticales cortas: intervalo de credibilidad bayesiano).

En cuanto al error cuadrático medio, utilizado para comprender la evolución de la precisión durante la simulación en la estima de abundancia, los resultados (Fig. 8) muestran que incrementando del número de fotogramas analizados (frecuencia de análisis, 1 fotograma/150s) se mejora la exactitud. Además, considerando el valor de detectabilidad estimado se posibilita la reducción del error hasta un 5-10% incrementando el número de fotogramas analizados. Por el contrario, si asumimos que la detectabilidad es completa el error no se reduce más allá del 20%.

A) EVALUATION OF ERROR WITH THE ESTIMATED DETECTABILITY VALUE (P.ID=0.861)



B) EVALUATION OF ERROR ASSUMING COMPLETE DETECTABILITY VALUE (P.ID=1)

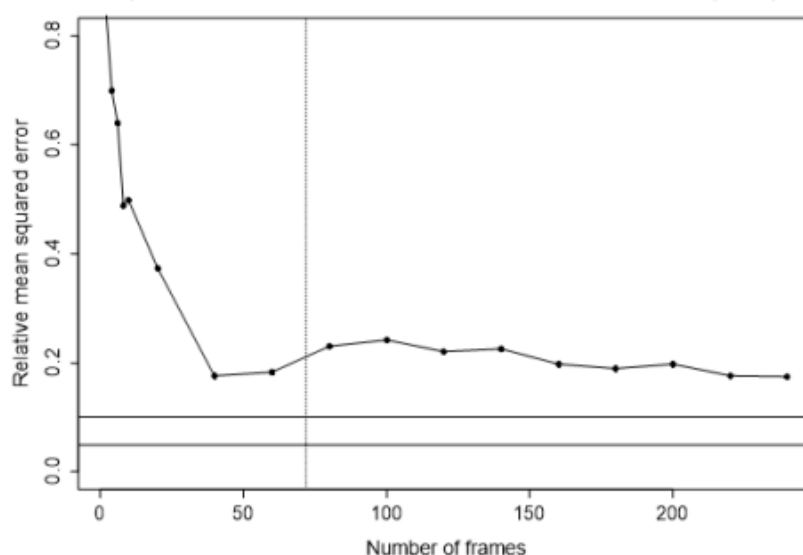


Figura 9: Representación gráfica de la evolución de la exactitud en función de la consideración de la detectabilidad individual. A) Estimación del error cuadrático medio relativo a través del visionado de fotogramas teniendo en cuenta el valor de detectabilidad individual estimado ( $P_{ID} = 0.861$ ). B) Estimación del error cuadrático medio relativo a través del visionado de fotogramas asumiendo que la detectabilidad individual es completa ( $P_{ID} = 1$ ). (Doble línea horizontal: intervalo de error establecido (0.05-0.1); Línea vertical: Número de fotogramas empleado).

## DISCUSIÓN

Comprender los patrones de variación de la abundancia tanto en la escala temporal como espacial resulta imprescindible para el estudio de la ecología de peces y diseño de estrategias efectivas para la conservación y gestión de recursos (Pittman y McAlpine, 2003; Botsford et al., 2009). Permite ejercer acciones de manejo convenientes gracias a que se dispone de una información completa y sin sesgos (Walther y Moore, 2005; Hilborn y Walters, 2013). No obstante, el cálculo de la abundancia puede verse altamente influenciado, incluso sesgado, a causa de las variaciones que sufre la detectabilidad individual donde diversos factores juegan un papel fundamental (Williams et al., 2017; Hutto, 2016).

La naturaleza compleja de los movimientos de los animales es un problema conceptual y operacional muy importante a la hora de seleccionar escalas apropiadas en estudios ecológicos (Levin, 1992). Al mismo tiempo, la determinación de la densidad en especies que muestran gran fidelidad a la zona puede resultar muy útil a modo de bioindicador, debido a que las variaciones en densidad pueden permitir entender los procesos que los ocasionan, entre los que el efecto antrópico producido a causa de diversas actividades, como la pesca, suelen ser de gran interés (Burger y Gochfeld, 2001). La vaca o *S. scriba* habita en fondos mixtos de pradera y roca (Guidetti, 2000) y muestra un patrón individual de movimiento asociado a un área determinada de actividad o “home-range”, en el que cada individuo muestra una gran fidelidad a una zona concreta (Alós et al., 2010). Siendo una de las principales especies de las comunidades ícticas asociadas a la *P. oceanica* (Deudero et al., 2008), además de ser considerada como una especie objetivo para la pesca recreativa y marginalmente pescada por pesquerías artesanales (Alós et al., 2008), lo convierte en una especie muy interesante para el estudio del impacto de la pesca en zonas costeras.

El desarrollo de una metodología capaz de estimar con precisión y exactitud la densidad absoluta, sin limitaciones espacio-temporales, para aquellas especies costeras asociadas a un área de actividad limitada resulta muy útil para llevar a cabo estrategias de manejo y conservación (Naylor, 2005; Willis, 2006). En estudios anteriores, se ha demostrado que teniendo en cuenta la movilidad de los peces y la eficiencia de la búsqueda como factores clave, es posible mejorar la precisión para las estimaciones de densidad de pequeñas especies sedentarias con un área censal reducida (Samoilys y Carlos, 2000). En consecuencia, se ha desarrollado en este estudio un protocolo capaz de estimar la densidad absoluta de manera eficaz, teniendo en cuenta que los métodos



empleados hasta el momento se encuentran sesgados y por lo tanto carecen de la precisión y exactitud necesarias (Cappo et al., 2003). Su desarrollo ha requerido el empleo simultáneo de una metodología independiente para la cual la detectabilidad individual pudiera asumirse como perfecta.

La baja selectividad y eficiencia de los métodos extractivos basados en arrastre, como el “ganguil”, criticado en numerosas ocasiones debido al impacto ecológico que suponen (Sacchi, 2008), ha llevado a poner en manifiesto su aplicabilidad en la estima de variaciones espacio-temporales para especies crípticas y altamente asociadas al fondo en zonas costeras (Deudero et al., 2008). A pesar de ello, al tratarse de un método extractivo no es posible aplicarlo en áreas marinas protegidas. En consecuencia, se ha escogido el censo visual como método complementario, por ser el método más aplicado para la estimación de la abundancia de peces en aguas costeras. Existen diversos tipos entre los cuales destacan los transectos y los estacionarios por ser los más empleados para la estima de abundancia de peces (Bohnsack y Bannerot, 1986). No obstante, los censos visuales están sujetos a una serie de inconvenientes conocidas que en ocasiones suponen sesgos importantes en la estima de abundancia de peces. Por un lado, se encuentran los errores cometidos por los propios observadores, ya que es posible que aquellos observadores que cuenten con un nivel bajo de experiencia omitan la presencia o subestimen la abundancia de especies crípticas (Brock, 1982), dando lugar a la variabilidad entre observadores (Thompson y Mapstone, 1997). Por otro lado, se encuentran aquellos asociados a la complejidad del censo, donde además de las limitaciones de profundidad, tiempo de inmersión y frecuencia de muestreo (Assis et al., 2013), la metodología empleada juega un papel muy importante en la precisión (Cheal y Thompson, 1998). A pesar de ello, considerando las limitaciones y sesgos que puedan influir en la veracidad de los resultados, su empleo mediante observadores experimentados se ha considerado preciso, exacto y eficiente para la estima de la abundancia de peces en aguas costeras (De Girolamo y Mazzoldi, 2001). Es necesario escoger una técnica apropiada de acuerdo con los objetivos de cada estudio, teniendo en cuenta que la ecología de las especies de estudio y los parámetros a estudiar juegan un papel fundamental (Cheal y Thompson, 1998). Por tanto, se diseñó un protocolo específico para llevar a cabo censos visuales que permitieron detectar la totalidad de los individuos de *S. scriba* presentes.

El análisis de la complejidad del hábitat en base a la cobertura y profundidad sirvió para caracterizar los puntos de muestreo en tres tipos de fondos, con el fin de identificar patrones espaciales que pudieran afectar a la densidad absoluta y detectabilidad. Se

establecieron tres categorías teniendo en cuenta que la heterogeneidad ambiental, sustrato duro de alta rugosidad y pradera de *P. oceanica*, favorecería que los individuos pudieran esconderse o mimetizarse pasando desapercibidos por el observador, mientras que los fondos homogéneos, sustrato rocoso de baja rugosidad, facilitarían la identificación. No obstante, los resultados obtenidos dentro del área de muestreo, señalan que las abundancias de *S. scriba*, calculadas para cada uno de los tres hábitats presentan valores similares a los obtenidos en estudios anteriores durante el mismo periodo y en zonas de características similares (Deudero et al., 2008; Follana-Berná, in prep.). Es posible reconocer pequeñas diferencias en la abundancia de individuos entre hábitats, pero teniendo en cuenta que los intervalos de credibilidad se superponen en gran medida, se podría decir que las diferencias en densidad debidas al tipo de hábitat son poco relevantes. Esto podría deberse a que el radio del home-range calculado para el *S. scriba* ( $r_{HR} = 85.6$  m; Alós et al. 2016) es lo suficientemente amplio como para que comprenda los tres tipos de hábitat definidos dentro del área de estudio (pradera, roca y arena).

Respecto al valor de detectabilidad individual para el *S. scriba* (Tabla 1) se ha estimado que se detectan el 86,1% de los individuos que permanecen dentro del área de visión de la cámara. Asimismo, la detectabilidad individual del *S. scriba* no se ve influenciada por el tipo de fondo, contrastando con los resultados obtenidos en el estudio llevado a cabo por Hutto (2016), donde se afirma que la detectabilidad sufre variaciones espaciales. Por tanto, este valor de detectabilidad se podrá emplear para cualquier fondo y profundidad que comprenda fondos de pradera, roca y/o arena sin necesidad de realizar nuevas calibraciones. En comparación con el valor obtenido para dispositivos horizontales, el dispositivo desarrollado ha conseguido mejorar sensiblemente la detectabilidad ( $P_{ID}$  horizontal = 0.63; Follana-Berná et al., in process), posibilitando estimas de la densidad absoluta con mayor precisión y exactitud. Asimismo, se revela que la detectabilidad es independiente de la abundancia, ya que se mantiene constante frente a las variaciones del número de individuos contados, lo que asegura su aplicabilidad general, incluso en el caso de poblaciones de abundancia reducida, lo que se ha apuntado como una dificultad adicional (Dick y MacCall, 2011).

Las simulaciones virtuales realizadas posteriormente en base a los resultados obtenidos demuestran que considerando el valor de detectabilidad individual estimado en el presente trabajo ( $P_{ID} = 0.861$ ) se logra incrementar la exactitud en el cálculo de la abundancia de *S. scriba*, producido a causa de la disminución de la diferencia entre el valor estimado y el real. Los valores de densidad absoluta convergen muy rápidamente

entorno al valor real asignado para la simulación virtual ( $D_{\text{real}}=0.017 \text{ ind/m}^2$ ), con un error considerablemente bajo ( $SRMSE < 0.15$ ) pudiendo ser reducida hasta el 0.05-0.1 en caso de incrementar el número de fotogramas analizado. Mientras tanto, al asumir que la detectabilidad es completa ( $P_{ID} = 1$ ) se subestima la densidad real con valores situados por debajo de la densidad establecida a causa de un incremento en el error, derivando en la divulgación de información sesgada. A pesar de incrementar el número de fotogramas analizado no sería posible reducir dicho error ( $SRMSE = 0.2$ ).

Por otro lado, el hecho de introducir un nuevo factor, detectabilidad individual, da lugar a un incremento de la variabilidad de los resultados de abundancia, es decir, se reduce la precisión dado que al asumir que una proporción de los individuos presentes en el área que comprende la cámara no va a ser detectado se traslada la incertidumbre de la estima de la detectabilidad incrementando la variabilidad. La existencia de cierta variabilidad entre individuos de comportamiento “home-range” no afecta a la precisión y exactitud (Palmer et al., 2011).

Por último, el hecho de lograr la estabilidad en torno al valor real de densidad con un número reducido de fotogramas indica que se podría disminuir el esfuerzo de análisis, posibilitando aplicar el mismo en la ampliación del rango espacial o temporal, uno de los principales problemas con las que se encuentra los métodos independientes de la pesca (Assis et al., 2013), sin que la veracidad de los resultados se vea afectada.

Actualmente, en los estudios en los que se han empleado las cámaras subacuáticas autónomas sin cebar para estimar la abundancia de especies costeras (Murphy y Jenkins, 2010; Mallet y Pelletier, 2014) no se ha tenido en cuenta el valor de la detectabilidad individual para el sistema utilizado, asumiendo por tanto que la que las estimaciones realizadas tienen en cuenta el total de los individuos presentes dentro del área de observación cubierta por la cámara. Sin embargo, a través del presente estudio se ha demostrado que el valor de la detectabilidad individual puede variar y que ignorarlo puede suponer subestimar la abundancia real, reduciendo la exactitud de la técnica empleada.

## **CONCLUSIÓN**

La necesidad de hallar un método independiente de la pesca idóneo para el cálculo de la densidad absoluta, y que, además, pueda corregir los problemas con los que los métodos utilizados hasta la actualidad se han encontrado, nos han llevado hasta las cámaras submarinas, capaces de proporcionar estimaciones exactas y precisas de la densidad absoluta de aquellas especies que pasan la mayor parte del tiempo dentro de un área

delimitada. Se ha demostrado que se trata de un método con un grado de detectabilidad elevado, capaz de minimizar las limitaciones espacio-temporales con los que los métodos convencionales se encuentran, además de reducir el error del observador mediante el análisis independiente del registro de imágenes. Esto nos hace pensar que se trata de una buena alternativa para emplearse junto a métodos directos utilizados en la actualidad para especies de densidad estacionaria. El hecho de que se trate de un método independiente de la pesca es muy importante de cara a la gestión pesquera, ya que nos proporcionaría información de la población total, sin verse influenciado por la selección del arte o la vulnerabilidad individual. Pese a todo, se trata de un método que requiere mucho esfuerzo de análisis, por lo que es necesario encontrar un programa capaz de automatizar el visionado y procesado de imágenes para un futuro, permitiendo incrementar el número de réplicas y el tiempo de análisis, lo que se vería reflejado en la veracidad de los resultados. En la actualidad ya se pueden encontrar trabajos que han empleado métodos similares para ambientes homogéneos. Se pone de manifiesto la relevancia de que la detectabilidad de las cámaras a pesar de ser elevada no es completa, por lo que ignorarlo podría resultar un problema relevante en determinadas situaciones. Por tanto, la detectabilidad individual es un factor muy a tener en cuenta y en caso necesario sería indispensable corregir el valor de la densidad absoluta estimada en base a la detectabilidad individual.

### **CONCLUSION**

The need to find an independent method of fishing, which can also deal with the problems with which the methods used nowadays have been found, in order to calculate the absolute density, has taken us up to underwater cameras due to the ability to provide accurate and precise estimation of the absolute density of species which spent most of their time within a limited area. It has been shown that it is a method not subjected to spatio-temporal limitations with a high degree of individual detectability, which is able to reduce the observer's error through an analysis of the registered images. These reasons lead us to believe that it may be a good alternative to be applied together with direct methods for species with stationary density. The fact that it is an independent method of fishing is very important for fisheries management, since it would give us information about the total population, without being influenced by the selection of art or individual vulnerability. Despite the benefits, this method requires a high analysis effort, so it is necessary to find a program capable of automating the viewing and processing the images for a future, allowing to increase the number of replicas and analysis time, which would

be reflected in the veracity of the results. Nowadays, it is possible to find researches which apply this type of programs for homogeneous environment.

Despite being high, the detectability is not complete, so ignoring it could be a relevant problem in certain situations. Therefore, the individual detectability is a factor which must be taken into account and if necessary it would be essential to correct the value of the estimated absolute density based on the established individual detectability.

### **AGRADECIMIENTOS**

El presente trabajo de investigación fue realizado bajo la supervisión de Dr. Pablo Arechavala López (IMEDEA-CSIC), Dr. Miquel Palmer Vidal (IMEDEA-CSIC) y Dr. José Luis Sánchez Lizaso (Universidad de Alicante) a quienes me gustaría expresar mi más profundo agradecimiento por hacer posible la realización de este estudio. No menos importante fue la colaboración y ayuda ofrecida por Guillermo Follana Berná (LIMIA) y Andrea Campos Candela (IMEDEA-CSIC) dado que su ayuda ha resultado de vital importancia para llevar a cabo el presente trabajo de fin de grado. Por último, agradecer la posibilidad de haber podido formar parte del grupo de FishEcology y ofrecerme la oportunidad de colaborar en el Proyecto Phenofish, en los que se me ofreció un trato excelente y ayuda en todo momento.

### **REFERENCIAS**

Agnew, D.J., Gutiérrez, N.L. y Butterworth, D.S. 2013, "Fish catch data: less than what meets the eye", *Marine Policy*, vol. 42, pp. 268-269.

Agnew, D.J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J.R. y Pitcher, T.J. 2009, "Estimating the worldwide extent of illegal fishing", *PloS one*, vol. 4, no. 2, pp. e4570.

Aitchison, J. 1983, "Principal component analysis of compositional data", *Biometrika*, vol. 70, no. 1, pp. 57-65.

Alós, J. 2008, "Influence of anatomical hooking depth, capture depth, and venting on mortality of painted comber (*Serranus scriba*) released by recreational anglers", *ICES Journal of Marine Science*, vol. 65, no. 9, pp. 1620-1625.

Alós, J., Palmer, M., Balle, S., Grau, A.M. y Morales-Nin, B. 2009, "Individual growth pattern and variability in *Serranus scriba*: a Bayesian analysis", *ICES Journal of Marine Science*, vol. 67, no. 3, pp. 502-512.

Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C. y Arlinghaus, R. 2014, "Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 72, no. 2, pp. 217-225.

Alós, J., Palmer, M., Balle, S. y Arlinghaus, R. 2016, "Bayesian state-space modelling of conventional acoustic tracking provides accurate descriptors of home range behavior in a small-bodied coastal fish species", *PloS one*, vol. 11, no. 4, pp. e0154089.

Assis, J., Claro, B., Ramos, A., Boavida, J. y Serrão, E. 2013, "Performing fish counts with a wide-angle camera, a promising approach reducing divers' limitations", *Journal of experimental marine biology and ecology*, vol. 445, pp. 93-98.

Barnes, H. 1952, "Underwater television and marine biology", *American Scientist*, vol. 40, no. 4, pp. 679-681.

Barnes, H. 1953, "Underwater television and research in marine biology, bottom topography and geology", *Deutsche Hydrografische Zeitschrift*, vol. 6, no. 3, pp. 123-133.

Barnes, H. 1955, "Underwater television and research in marine biology, bottom topography and geology", *Deutsche Hydrografische Zeitschrift*, vol. 8, no. 6, pp. 213-236.

Barnes, H. 1963, "Underwater television", *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, no. 1, pp.115–128.

Bauchot M. L., Fischer W., Bauchot M. L., Schneider M.. Serranidae, 1987, "Fiches FAO d'Identification des espèces pour les Besoins de la Pêche (Revison 1)", *RomeFAO, Méditerranée et Mer Noire. Zones de pechê 37*, no. 2 (Vertébrés), pp. 1301-1319.

Berkes, F. 2001, "Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods", [Ottawa, Ont., Canada], IDRC, pp. 39-40, <http://www.deslibris.ca/ID/405981>.

Bohnsack, J.A. y Bannerot, S.P. 1986, "A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes", *NOAA Technical Report NMFS*, no. 41, pp. 1-15.

Botsford, L.W., Brumbaugh, D.R., Grimes, C., Kellner, J.B., Largier, J., O'Farrell, M.R., Ralston, S., Soulanille, E. y Wespestad, V. 2009, "Connectivity, sustainability, and yield: bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas", *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 19, no. 1, pp. 69-95.

Botsford, L.W., Castilla, J.C. y Peterson, C.H. 1997, "The management of fisheries and marine ecosystems", *Science*, vol. 277, no. 5325, pp. 509-515.

Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y. y Hilborn, R. 2011, "Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments", *Conservation Biology*, vol. 25, no. 4, pp. 777-786.

Brock, R.E. 1982, "A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations", *Bulletin of Marine Science*, vol. 32, no. 1, pp. 269-276.

Burger, J. y Gochfeld, M. 2001, "On developing bioindicators for human and ecological health", *Environmental monitoring and assessment*, vol. 66, no. 1, pp. 23-46.

Campos-Candela, A., Palmer, M., Balle, S. y Alós, J. 2018, "A camera-based method for estimating absolute density in animals displaying home range behaviour", *Journal of Animal Ecology*, vol. 87, no. 3, pp. 825-837.

Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H. and Speare, P. 2003, "Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas", In: *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know? World Congress on Aquatic Protected Areas proceedings*. [online] pp.455-464. Available at: <https://pdfs.semanticscholar.org/2b99/d3f34a636dd59fce74fd87c6609a4ef0e5ed.pdf>

Cardona, L., López, D., Sales, M., De Caralt, S. y Díez, I. 2007, "Effects of recreational fishing on three fish species from the *Posidonia oceanica* meadows off Minorca (Balearic archipelago, western Mediterranean)", *Scientia Marina*, vol. 71, no. 4, pp. 811-820.



Cheal, A. J., & Thompson, A. A. (1998). Comparing visual counts of coral reef fish: Implications of transect width and species selection. *Oceanographic Literature Review*, vol. 6, no. 45, pp. 964.

Conn, P.B., Ver Hoef, J.M., McClintock, B.T., Moreland, E.E., London, J.M., Cameron, M.F., Dahle, S.P. y Boveng, P.L. 2014, "Estimating multispecies abundance using automated detection systems: ice-associated seals in the Bering Sea", *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 5, no. 12, pp. 1280-1293.

De Girolamo, M., & Mazzoldi, C. 2001, "The application of visual census on Mediterranean rocky habitats", *Marine Environmental Research*, vol. 51, no. 1, pp. 1-16.

Deudero, S., Morey, G., Frau, A., Moranta, J. y Moreno, I. 2008, "Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone", *Journal of Marine Systems*, vol. 70, no. 1-2, pp. 182-195.

Díaz-Gil, C., Smee, S.L., Cotgrove, L., Follana-Berná, G., Hinz, H., Marti-Puig, P., Grau, A., Palmer, M. y Catalán, I.A. 2017, "Using stereoscopic video cameras to evaluate seagrass meadows nursery function in the Mediterranean", *Marine Biology*, vol. 164, no. 6, pp. 137.

Dick, E. y MacCall, A.D. 2011, "Depletion-Based Stock Reduction Analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks", *Fisheries Research*, vol. 110, no. 2, pp. 331-341.

Edgar, G.J., Barrett, N.S. y Morton, A.J. 2004, "Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations", *Journal of experimental marine biology and ecology*, vol. 308, no. 2, pp. 269-290.

Follana-Berná, G., Palmer, M., Campos-Candela, A., Díaz-Gil, C., Arechavala-Lopez, P., Grau, A., Catalán, I., Coll, J., Morey, G., Verger, F., Balle, S., Alós, J. "Considering individual detectability to estimate absolute density of resident coastal fish species with underwater cameras and optimizing it". In process



Guidetti, P. 2000, "Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky–algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 50, no. 4, pp. 515-529.

Hilborn, R. y Walters, C.J. 2013, "Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty", *Springer Science y Business Media*, vol. 2, no. 2, pp. 177-186.

Hutto, R. L. (2016), "Should scientists be required to use a model-based solution to adjust for possible distance-based detectability bias?", *Ecological Applications*, vol. 26, no. 5, pp. 1287-1294.

Levin, S.A. 1992, "The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture", *Ecology*, vol. 73, no. 6, pp. 1943-1967.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J. y Langtimm, C.A. 2002, "Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one", *Ecology*, vol. 83, no. 8, pp. 2248-2255.

Mallet, D. y Pelletier, D. 2014, "Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012)", *Fisheries Research*, vol. 154, pp. 44-62.

March, D., Palmer, M., Alós, J., Grau, A. y Cardona, F. 2010, "Short-term residence, home range size and diel patterns of the painted comber *Serranus scriba* in a temperate marine reserve", *Marine Ecology Progress Series*, vol. 400, pp. 195-206.

Maunder, M.N., Sibert, J.R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P. y Harley, S.J. 2006, "Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities", *ICES Journal of Marine Science*, vol. 63, no. 8, pp. 1373-1385.

Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F. y Cerda, M. 2005, "The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management", *ICES Journal of Marine Science*, vol. 62, no. 4, pp. 727-739.

Murphy, H. M., & Jenkins, G. P. 2010, "Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review", *Marine and Freshwater Research*, vol. 61, no. 2, pp. 236-252.

Myrberg, J. y Arthur, A. 1973, "Underwater television—a tool for the marine biologist", *Bulletin of Marine Science*, vol. 23, no. 4, pp. 824-836.

Naylor, E. 2005, "Chronobiology: implications for marine resource exploitation and management", *Scientia Marina*, vol. 69, no. S1, pp. 157-167.

Palmer, M., Balle, S., March, D., Alós, J., y Linde, M. 2011, "Size estimation of circular home range from fish mark-release-(single)-recapture data: case study of a small labrid targeted by recreational fishing", *Marine Ecology Progress Series*, vol. 430, pp. 87-97.

Pauly, D., Hilborn, R. y Branch, T.A. 2013, "Fisheries: does catch reflect abundance?", *Nature*, vol. 494, no. 7437, pp. 303.

Pelletier, D. 1991, "Les sources d'incertitude en gestion des pêcheries. Evaluation et propagation dans les modèles" Tesis doctoral Instituto Nacional de Agronomía Paris-Grignon, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00032/14315/>.

Pittman, S. y McAlpine, C. 2003, "Movements of marine fish and decapod crustaceans: process, theory and application", *Advances in Marine Biology*, vol. 44, no. 1, pp. 205-294.

Sacchi, J. 2008, "The use of trawling nets in the Mediterranean. Problems and selectivity options", *Options Méditerranéennes B*, vol. 62, pp. 87-96.

Samoilys, M.A. y Carlos, G. 2000, "Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes", *Environmental Biology of Fishes*, vol. 57, no. 3, pp. 289-304.

Struthers, D.P., Danylchuk, A.J., Wilson, A.D. y Cooke, S.J. 2015, "Action cameras: bringing aquatic and fisheries research into view", *Fisheries*, vol. 40, no. 10, pp. 502-512.

Su, Y. y Yajima, M. 2015, "R2jags: Using R to run 'JAGS'", R package version 0.5-7.

Thompson, A. y Mapstone, B. 1997, "Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes", *Marine Ecology Progress Series*, pp. 53-63.

Thresher, R.E. y Gunn, J.S. 1986, "Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae)", *Environmental Biology of Fishes*, vol. 17, no. 2, pp. 93-116.

Trenkel, V.M. y Cotter, J. 2009, "Choosing survey time series for populations as part of an ecosystem approach to fishery management", *Aquatic Living Resources*, vol. 22, no. 2, pp. 121-126.

Walther, B.A. y Moore, J.L. 2005, "The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance", *Ecography*, vol. 28, no. 6, pp. 815-829.

Williams, P.J., Hooten, M.B., Womble, J.N. y Bower, M.R. 2017, "Estimating occupancy and abundance using aerial images with imperfect detection", *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 8, no. 12, pp. 1679-1689.

Willis, T.J., Badalamenti, F. y Milazzo, M. 2006, "Diel variability in counts of reef fishes and its implications for monitoring", *Journal of experimental marine biology and ecology*, vol. 331, no. 1, pp. 108-120.