

## SÍNTESIS / SYNTHESIS



# USO DE LOS SISTEMAS DE VÍDEO ESTEREOSCÓPICO SUBMARINO REMOTO PELÁGICOS (STEREO-BRUV) PARA EL ESTUDIO DE LAS TORTUGAS MARINAS EN AGUAS ATLÁNTICAS

Claudia Hurtado-Pampín\*, Raquel de la Cruz-Modino\*\*  
& José Carlos Hernández\*

## RESUMEN

La zona oceánica pelágica es uno de los ecosistemas más extensos del planeta. Para estudiar y promover medidas de conservación de la biodiversidad de dichos ecosistemas se necesita conocer la distribución de las especies, el uso del hábitat, el grado de conectividad y el estado en el que se encuentran las poblaciones. Realizar dichos seguimientos para especies pelágicas y migratorias es complicado debido a que su distribución no es homogénea y pueden presentar una distribución amplia en diferentes hábitats, como es el caso de las tortugas marinas. En los últimos años, los sistemas remotos de vídeo «Baited Remote Underwater Stereo-Video» (BRUV) se han convertido en una herramienta popular para evaluar de manera no intrusiva. Esta novedosa técnica nos puede facilitar información muy importante sobre los ecosistemas pelágicos. Y, en concreto, para el estudio y la conservación de las tortugas marinas, al proporcionar conocimientos estratégicos sobre áreas que no han sido estudiadas en detalle, como pueden ser las zonas de alimentación y los corredores de migración en zonas pelágicas-costeras.

Palabras clave: BRUV, conservación, sistemas pelágicos, tortugas marinas, gestión, monitoreo.

USE OF PELAGIC BAITED REMOTE UNDERWATER STEREO-VIDEO (STEREO-BRUVS) SYSTEMS FOR THE STUDY OF SEA TURTLES IN THE ATLANTIC WATERS

## ABSTRACT

The pelagic oceanic zone is one of the largest ecosystems on the planet, which is exposed to different anthropogenic pressures. In order to study and promote biodiversity conservation measures on these ecosystems, it is necessary to know the distribution of the species, the use of the habitat, the degree of connectivity and the status of populations. Carrying out such monitoring for pelagic and migratory species is complicated due to the fact that their distribution is not homogeneous and they can be widely distributed in different habitats, as is the case of sea turtles. In recent years, Baited Remote Underwater Stereo-Video (BRUVS) have become a popular tool to assess in a non-intrusive way. This innovative technique can provide us with important new information, in particular for the conservation of sea turtle populations by providing strategic knowledge about areas that have not been thoroughly studied, such as feeding areas and migration corridors in pelagic-coastal zones.

Keywords: BRUVS, conservation, pelagic systems, sea turtles, management, monitoring.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.07>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 117-131; ISSN: e-2659-6644



## INTRODUCCIÓN

La gestión eficaz del medio marino y sus recursos naturales requiere una comprensión de la ecología de las especies y de su evolución a lo largo del tiempo, por lo que es esencial la investigación y el seguimiento continuo. En la actualidad, la videografía submarina se ha convertido en un elemento básico de los estudios de observación en entornos tropicales y templados (Mallet and Pelletier, 2014; Bouchet *et al.*, 2018). En concreto, desde principios de la década de 2000, los sistemas remotos de vídeo submarino con carnada (Baited Remote Underwater stereo-Video systems, BRUV) se han convertido en una herramienta popular para recopilar datos en una amplia variedad de profundidades y hábitats (Harvey *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014; Harvey *et al.*, 2021) (fig. 1). El uso de estas cámaras representa una metodología estandarizada, no invasiva ni intrusiva, utilizada para monitorear la diversidad, riqueza, biomasas y abundancias relativas de depredadores marinos *in situ* (Cappo *et al.*, 2003; Langlois *et al.*, 2012; Mallet and Pelletier, 2014; Cambra *et al.*, 2021; Harvey *et al.*, 2021). Detectar cambios en estos parámetros a lo largo del tiempo es clave para evaluar la funcionalidad de los ecosistemas integrando los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas (Maureaud *et al.*, 2017). Por ello esta nueva metodología es muy eficiente, ya que es fácil de repetir, fiable y útil para recolectar una gran cantidad de datos en un periodo corto de tiempo.

Los estudios pioneros utilizaron BRUV bentónicos en zonas poco profundas cercanas a la costa (fig. 2). Sin embargo, un creciente compromiso internacional para ampliar la cobertura mundial de áreas marinas protegidas (AMP) en los últimos años (Pala, 2013) ha motivado la adaptación de los BRUV bentónicos a los hábitats pelágicos en mar abierto, lejos de costa (Santana-Garçon *et al.*, 2014a; Bouchet and Meeuwing, 2015; Bouchet *et al.*, 2018) (fig. 2). La zona pelágica incluye las aguas de la plataforma continental y de mar abierto, por lo cual se considera como el ecosistema más extenso del planeta, lo que genera una necesidad de ampliar los estudios en estas zonas (Angell, 1993).

Se ha comprobado que las AMP bien implementadas son una herramienta efectiva para prevenir la sobrepesca y conservar la biodiversidad (Bond *et al.*, 2012; Speed *et al.*, 2018). Sin embargo, su efectividad para conservar especies pelágicas migratorias que se mueven fuera de los límites del área protegida es limitada (Espinoza *et al.*, 2014; Speed *et al.*, 2016) debido a que dichas especies no están distribuidas de forma homogénea en el ecosistema (Rizzari *et al.*, 2014). Mientras algunas especies presentan una mayor ocurrencia o abundancia en ciertos sitios o hábitats (Bond *et al.*, 2012), otras presentan una distribución más amplia en una elevada variedad de hábitats distintos (Espinoza *et al.*, 2014). Por ello, para lograr un manejo efectivo que incluya la protección de estas especies, se necesitan datos que permitan

---

\* Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, 38280, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain.

\*\* Instituto Universitario de Investigación Social y Turismo, Universidad de La Laguna, 38200, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain.

Autora para la correspondencia: Claudia Hurtado-Pampín [churtado@ull.edu.es](mailto:churtado@ull.edu.es).

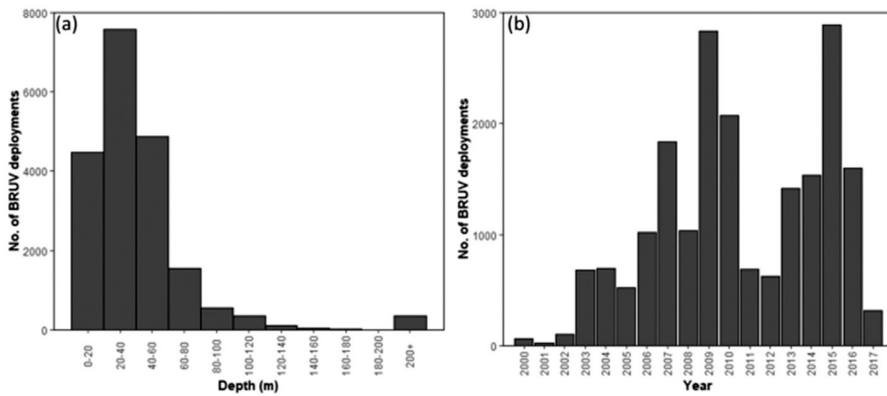


Figura 1. Número de BRUV utilizados a) según la profundidad y b) en los últimos años. Fuente: Harvey *et al.*, 2021.

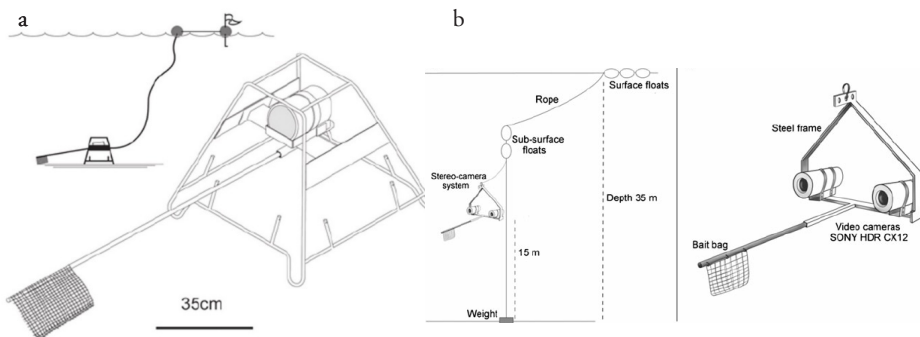


Figura 2. Esquema BRUV utilizados: a) bentónico y b) pelágico Fuente: Stowar *et al.*, 2008; Santana-Garçon *et al.*, 2014b.

conocer su distribución, uso del hábitat, el grado de conectividad entre AMP y el estado en el que se encuentran sus poblaciones a lo largo del tiempo (Prato *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014).

Varios grupos de investigación y organizaciones han desarrollado diversos diseños de BRUV pelágicos, la mayoría de los cuales constan de una o dos cámaras estereoscópicas con una carcasa subacuática adecuada, una base donde se montan las cámaras, un sistema de suspensión (pesos, cuerda y boyas) y un atrayente, generalmente olfativo, en forma de cebo (Harvey *et al.*, 2013; Bouchet *et al.*, 2018; Harvey *et al.*, 2021). El uso de uno o más atrayentes aumenta sustancialmente la probabilidad de que los animales cercanos entren en el campo de visión de las cámaras (Rees *et al.*, 2015). Este sistema se diferencia del uso directo de carnada por el hecho de que no se alimenta a los animales, no existe un condicionamiento provocado por la relación entre la comida y la presencia de las estructuras, ni probabilidad de que relacionen la comida con personas (Birt *et al.*, 2012) (fig. 2).

El uso de este tipo de cámaras tiene una serie de ventajas para el monitoreo de especies, que hacen que sea una de las metodologías más interesantes actualmente:

- No producen impactos ecológicos, ya que tienen poco impacto directo en la fauna y los ecosistemas, salvo por el uso de carnada.
- Eficiencia y fiabilidad en su uso, su funcionamiento es sencillo y relativamente rápido. Genera observaciones con alta fiabilidad ya que no se depende de la experiencia de uno o más observadores como es el caso de los censos visuales *in situ*. Además, se requiere de menos personal para realizar el trabajo de campo.
- Superan algunas de las limitaciones de otras metodologías como la profundidad, el tiempo y la interacción en el comportamiento de los individuos por la presencia del observador o barco (Espinoza *et al.*, 2014).
- Gracias a las facilidades tecnológicas, es factible el despliegue de múltiples estaciones al mismo tiempo, aumentando así el alcance geográfico y la resolución espacial de los datos de biodiversidad (Mallet and Pelletier, 2014).
- Se pueden obtener datos de comportamiento de animales en libertad que no se podrían obtener fuera de laboratorios (Santana-Garcon *et al.*, 2014b; Ryan *et al.*, 2018).
- Permiten registrar la abundancia y el comportamiento de una amplia variedad de especies, proporcionando una visión integral de la biodiversidad local (Barord *et al.*, 2014).
- Mediante el uso de dos cámaras por estación con previa calibración, se pueden medir tallas, lo cual permite hacer estimaciones de biomasa.
- Aportan un registro permanente de imágenes y videos de alta definición para divulgación y educación.
- El uso de carnada incrementa la abundancia de especies depredadoras en el área de monitoreo sin causar impactos negativos en el ecosistema. Esto se debe a que no hay un condicionamiento asociado a la relación entre la comida y la presencia de estructuras o personas, ya que estas se distribuyen en puntos diversos, eliminando la probabilidad de que las especies depredadoras asocien la comida a un punto en concreto (Cappo *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014; Andradi-Brown *et al.*, 2016).
- La pluma de olor generada por estaciones con cámaras remotas es mucho menor que la generada por líneas de pesca, por lo que se reduce el potencial de que se solapen los conteos de individuos entre estaciones cercanas. Asegurando réplicas independientes siempre que se respeten las distancias necesarias entre las cámaras (Spaet *et al.*, 2016).

Pero a su vez también tienen una serie de limitaciones que hay que tener en cuenta a la hora de trabajar con ellos:

- La calidad de las imágenes se puede ver afectada por la turbidez y la baja visibilidad de las aguas (Cappo *et al.*, 2004; Espinoza *et al.*, 2014; Bouchet *et al.*, 2018).
- La correcta identificación de las especies puede resultar difícil en el caso de especies e individuos de pequeño tamaño, difíciles de visualizar o morfológicamente similares (Bouchet *et al.*, 2018).



- La dispersión de la carnada es un proceso complejo y dinámico que puede fluctuar espaciotemporalmente, es difícil determinar la velocidad a la que la carnada se degrada y se libera en la columna de agua. Por lo que cuantificar el tamaño del área efectiva muestreada sigue siendo complicado (Santana-Garçon *et al.*, 2014c; Bouchet and Meeuwing, 2015; Andradi-Brown *et al.*, 2016; Whitmarsh *et al.*, 2017; Bouchet *et al.*, 2018).
- Puede existir competencia intraespecífica debido a la dominancia de grandes depredadores cerca de las cámaras (Hardinge *et al.*, 2013; Bouchet *et al.*, 2018) 200. g, 1000. g or 2000. g of crushed pilchards..
- Muchas especies pueden no tener respuesta a las señales olfativas, por lo que rara vez se han cuantificado y puede que se sobrestimen (Espinoza *et al.*, 2014; Bouchet *et al.*, 2018).
- Las probabilidades de detección/atracción pueden variar según la hora del día, el hábitat y las comunidades de estudio (Bouchet *et al.*, 2018). Siempre se suelen usar por el día en horas de buena luz para tener una mejor grabación. Si se utilizaran por la noche se debería poner una luz y esto podría alterar el comportamiento del animal e incluso estos podrían no acercarse. Muchas especies muestran cambios diurnos de comportamiento, por lo que muchas veces no se observa el principal comportamiento y estimación de individuos debido a que son de hábitats nocturnos, esto puede hacer que se subestime a las especies que son más activas por la noche (Birt *et al.*, 2012; Espinoza *et al.*, 2014).
- Los recuentos de fauna silvestre reflejan medidas de abundancia relativa más que absoluta y pueden estar sesgados, por ejemplo, por la saturación de las pantallas (Bouchet *et al.*, 2018).
- Para obtener mediciones cuantitativas los individuos deben observarse simultáneamente en el campo de visión de las dos cámaras estereoscópicas. Además, para garantizar la precisión y exactitud de las mediciones, los peces deben encontrarse a una distancia y orientación predefinidas respecto al sistema de cámaras (Harvey *et al.*, 2010).

En resumen, el sistema BRUV tiene sesgos debido al uso de carnada, el comportamiento de los animales y una eficacia reducida en condiciones de poca luz o turbidez (Udyawer *et al.*, 2014). Estas limitaciones se reducen a medida que se incrementa el tiempo de monitoreo. El estudio de Cambra *et al.*, (2021) muestra que se necesitan un mínimo de 90 minutos de grabación para registrar una muestra representativa de depredadores de alto nivel trófico, como por ejemplo los elasmobranchios (Cambra *et al.*, 2021). Asimismo, la literatura sugiere que las ventajas de este tipo de metodología superan los sesgos y limitaciones asociadas (Barord *et al.*, 2014; Whitmarsh *et al.*, 2017). Cabe destacar que otros muestreos de captura-recaptura también tienen limitaciones, además de tener un impacto mayor en las especies y los ecosistemas. Además, la detectabilidad varía según la especie en todos los métodos de observación, por lo que la combinación de diferentes técnicas puede ser más apropiada para definir completamente la riqueza y abundancia de una especie en un lugar determinado (Espinoza *et al.*, 2014).



La característica más beneficiosa y exitosa de este tipo de metodología ha sido la capacidad de proporcionar mediciones de longitud exactas y precisas de los individuos observados (Harvey and Shortis, 1995; Harvey *et al.*, 2001), una característica esencial para comprender la biología y la ecología de la mayoría de las poblaciones (Nash *et al.*, 2016). Por ejemplo, los datos de talla son útiles para estimar la fase del ciclo de vida y madurez de los individuos, lo que da una idea de la estructura de la población de la especie en la zona. Así mismo, las estimas de biomasa son fundamentales para la gestión de la pesca.

Por lo tanto, este tipo de muestreo es útil para evaluar patrones de actividad (Bond *et al.*, 2012), comportamiento (Watson and Harvey, 2007), las respuestas de las especies a las áreas protegidas, presiones antropogénicas y zonas de pesca (Goetze *et al.*, 2011; Goetze and Fullwood, 2013). Principalmente estos BRUV pelágicos están siendo una importante técnica para el estudio de tiburones (MacNeil *et al.*, 2020), pero recientemente ya se están utilizando para documentar el comportamiento de las tortugas marinas (Letessier *et al.*, 2015). A su vez, proporcionan información útil sobre la composición y complejidad de los hábitats, lo que facilita la evaluación de las asociaciones de hábitat-especie y una mejor comprensión de la facilitación del hábitat (Harvey *et al.*, 2013).

Por todo lo anterior, el uso de esta metodología suele ir ligado a estudios de la protección de la biodiversidad, estructura y función de los ecosistemas. Facilitando la identificación y reporte de especies específicas sin intervenir demasiado en las áreas de estudio.

## METODOLOGÍA

### MONTAJE DE LOS SISTEMAS BRUV

Estos sistemas están compuestos por un armazón, una barra de más de 1-1,5 m de longitud donde se coloca una malla o un tubo de PVC para contener la carnada, un sistema de flotación y las cámaras con carcasas preparadas para bajar grandes profundidades (máxima profundidad 200 m). Como carnada se suele utilizar cualquier tipo de pescado fresco, pero es importante que siempre se utilice el mismo durante el muestreo. Lo ideal es utilizar entre 1-2 kg de sardina. A su vez, es importante que todos los BRUV sean iguales en tamaño, altura y disposición, y que consten de pesos para mantenerlos estables (Cappo *et al.*, 2003).

Se puede utilizar cualquier tipo de cámara, pero las más utilizadas suelen ser las de la marca GoPro HERO 10 Black Edition (GoPro, Inc). Es importante que estén en un modo de alta definición con un mínimo de 1080p y 25-60 frames por segundo, ya que a mayor definición mejor será la identificación de especies. Cuando se utilizan en modo estereoscópico, es importante que las dos cámaras se monten en un ángulo de 7-8 grados a cada lado de la barra de carnada, bien fijadas para que no se puedan mover (Harvey *et al.*, 2021).





Entre cada lanzamiento al agua de un sistema BRUV, se debe establecer una distancia de unos 200 m. Esta distancia nos asegura que no existirán los efectos del ruido del barco y minimizará los desplazamientos de individuos entre réplicas. La profundidad a la que se lanzan los sistemas varía dependiendo del tipo de estudio y de la orografía de la zona (Harvey *et al.*, 2021). Teniendo todo esto en cuenta se debe elegir un diseño de muestreo estadísticamente sólido que permita una cobertura espaciotemporal y un número de réplicas adecuado para nuestro objetivo de estudio.

## ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS

Como hemos dicho anteriormente, la metodología implementada permite extraer datos de abundancia relativa de las distintas especies en diferentes lugares de muestreo durante un tiempo establecido. Esto se utiliza mediante MaxN, el máximo número de individuos de una misma especie que aparecen juntos en una misma toma («frame»). Esta es una medida conservadora para calcular la abundancia relativa en el análisis de vídeos, ya que evita contar los mismos individuos que puedan aparecer en distintas tomas de la grabación (Cappo *et al.*, 2003).

Por otro lado, para obtener datos de biomasa de un grupo funcional se necesita registrar la abundancia y talla de los individuos del grupo de interés. Por ello se utilizan dos cámaras por estación (sistema estéreo) para poder medir tallas. Para ello, dichos videos se analizan mediante el *software* EventMeasure, SeaGIS© ([www.seagis.com.au](http://www.seagis.com.au)), u otros *softwares* creados para el mismo fin, como por ejemplo Benthobox ([benthobox.com](http://benthobox.com)), que permitan extraer datos de abundancia relativa de forma más eficiente, así como calcular otro tipo de métricas importantes. Por ello, las cámaras siempre deben tener una calibración previa e ir instaladas en carcasas que impidan el movimiento de la posición de calibración (Harvey *et al.*, 2001; Harvey *et al.*, 2021). Dependiendo de los objetivos del estudio a realizar, y teniendo en consideración de los recursos disponible, el tipo de hábitat y la influencia de presencia o ausencia de especies, el diseño de muestreo y *software* pueden variar.

## UTILIZACIÓN DEL SISTEMA BRUV PARA EL ESTUDIO ESPECÍFICO DE LAS TORTUGAS MARINAS

Identificar el comportamiento en el mar de la megafauna altamente migratoria es un aspecto crítico en la mitigación de los impactos antropogénicos que sufren (Cooke *et al.*, 2004). Esto es especialmente cierto en el caso de las especies de tortugas marinas que utilizan tanto el medio pelágico como el bentónico, por lo que tienen muchas posibilidades de interactuar con diferentes factores antrópicos. Sin embargo, una vez que abandonan las áreas costeras, es un desafío lograr muestrearlas correctamente (Lewison *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2009; Warden *et al.*, 2015).

Las interacciones entre individuos nos dan información sobre el valor de los recursos, la sociabilidad, el desarrollo y la evolución de los ecosistemas y especies. Recoger información de estas interacciones en el medio natural es complicado, en



particular para grandes migradores como las tortugas marinas (Hays *et al.*, 2016; Castebiano-Martínez *et al.*, 2019; Phenix *et al.*, 2019). Esto limita nuestra comprensión del funcionamiento de los ecosistemas.

En relación con las interacciones con humanos, son cada vez más frecuentes en las aguas de Tenerife, así como en otros lugares del Atlántico. Existen interacciones frecuentes entre las artes de pesca y las tortugas marinas (Wallace *et al.*, 2009; Murray, 2011; Smolowitz *et al.*, 2015). Se ha intentado reducir estas interacciones mediante suposiciones de dónde y cómo se producía dicho suceso (Smolowitz *et al.*, 2012), pero esto no consigue reducir las interacciones y capturas accidentales (Epperly, 2003), para ello es necesario investigar el comportamiento *in situ* de estas tortugas.

En cuanto a otras metodologías de muestreo, en las últimas décadas los transmisores electrónicos y registradores de datos han transformado el conocimiento de la ecología del comportamiento de las tortugas marinas y otros taxones marinos (Smolowitz *et al.*, 2015; Hay *et al.*, 2016). Las tortugas marinas son uno de los grupos más rastreados, con un total de 7000 individuos en los últimos 25 años (Hays and Hawkes, 2018; Schofield *et al.*, 2022). Existen diferentes metodologías para la observación del comportamiento de estos animales. Las más utilizadas en la actualidad han sido los censos aéreos, utilizados en diferentes partes del mundo para evaluar diferentes componentes del ciclo vital de las tortugas marinas (Richard and Hughes, 1972; Epperly *et al.*, 1995; Coles and Musick, 2000; Cardona *et al.*, 2005; Roos *et al.*, 2005). Se trata de estudios que causan un bajo impacto y son eficaces para identificar y cuantificar individuos, sobre todo en lugares de nidificación y agregaciones en el mar (Richard and Hughes, 1972). Sin embargo, se trata de una metodología limitada, ya que depende de la claridad del agua y no se puede obtener información detallada del animal y su comportamiento (Smolowitz *et al.*, 2015). Otro tipo de metodología utilizada han sido los censos desde barco, más útiles para una mejor observación del individuo y su comportamiento, pero existe el efecto de la presencia de la embarcación en el medio, que puede alterar el comportamiento del individuo. Además, igual que en el otro muestreo aéreo, se debe tener en cuenta que solo una parte limitada del comportamiento de las tortugas marinas ocurre en la superficie (Patel, 2013). Por otro lado, los censos mediante buceo y *snorkel* pueden proporcionar alguna observación más detallada del comportamiento de estos animales en su medio natural (Roos *et al.*, 2005; Schofield *et al.*, 2006), pero se pueden ver limitados, ya que dependen del observador (Eckert *et al.*, 1989) y la presencia de este puede alterar el comportamiento del animal (Schofield *et al.*, 2006).

Estos estudios de seguimiento han demostrado algunas características importantes de las especies como la plasticidad fenotípica en los patrones de movimiento relacionados con la búsqueda de áreas de alimentación y reproducción (Hatase *et al.*, 2007; Dujon *et al.*, 2018), las extensas rutas transoceánicas de las tortugas bobas (Luschi *et al.*, 2003), la capacidad de las tortugas marinas para optimizar rutas migratorias (Hays *et al.*, 2014a), y los intervalos de reproducción diferenciales de machos y hembras (Hays *et al.*, 2014b). Por lo que existe información sobre las interacciones durante los periodos de reproducción entre los diferentes individuos (Schofield *et al.*, 2022). Sin embargo, durante la etapa de forrajeo, que abarca la mayor parte de su ciclo de vida, sigue existiendo información limitada. Así como sobre las interaccio-





Figura 3. Tortuga boba (*Caretta caretta*) capturada por un BRUV en la isla de Fuerteventura (archipiélago canario). Fuente: imagen propia obtenida en una campaña de investigación bajo el proyecto REMA-Canarias «Recursos Marinos Pesqueros de las islas Canarias: punto de referencia histórico y estado actual»

nes sociales (Smolowitz *et al.*, 2015). Además, muchas veces estos estudios con transmisores se ven limitados debido al coste que tienen y la corta vida de los dispositivos en relación con los largos recorridos de las tortugas marinas (Sequeira *et al.*, 2019).

Actualmente, gracias a los recientes estudios que utilizan tecnologías basadas en imágenes mediante sistemas BRUV, se ha demostrado la complejidad de las interacciones intra- e interespecíficas en los ecosistemas (Thomsom *et al.*, 2011; Kotera and Phillott, 2020). Pese a que los BRUV no están siendo utilizados principalmente para el monitoreo de las tortugas marinas, diferentes estudios han demostrado que tienen la capacidad de documentar su presencia (Garzon *et al.*, 2022) (fig. 3). Esta metodología puede apoyar la conservación de las poblaciones de tortugas marinas al proporcionar conocimientos estratégicos sobre las áreas de alimentación y los corredores de migración en zonas pelágicas y costeras. Asimismo, permite realizar mediciones de la longitud recta del caparazón (SCL), obteniendo estimaciones de tamaño *in situ* para evaluar la madurez y la proporción de sexos de las poblaciones en un determinado lugar (Letessire *et al.*, 2015). Además, mediante las imágenes obtenidas se puede realizar un seguimiento a largo plazo de los individuos mediante fotoidentificación, una acción que puede incluso completarse a largo tiempo mediante la ciencia ciudadana. Para finalizar, queremos apuntar que en nuestro caso hemos realizado los primeros muestreos piloto en las islas Canarias y están dando unos resultados sorprendentes. Por lo que sin duda será una metodología muy útil para estimar abundancias, tallas, comportamientos e interacciones con la pesca artesanal (fig. 3).



## CONCLUSIÓN

Después de realizar esta revisión bibliográfica sobre el uso de los sistemas de BRUV para el estudio de las tortugas marinas, hemos podido observar que esta es una técnica muy útil de la cual podemos extraer mucha información sobre estos esquivos animales y mejorar con ella su conservación. Gracias a esta novedosa metodología podemos obtener datos de comportamiento que aún no han sido registrados, así como de interacción en el ambiente. Sin embargo, al tratarse de una técnica de reciente aparición, no existen muchos trabajos para el estudio de las tortugas marinas. En general, esta metodología no ha sido aún implementada en zonas del Atlántico Este, por lo que se sabe muy poco al respecto de los resultados que se pueden obtener. Si bien nuestros muestreos pilotos nos hacen ser optimistas.

Por último, se trata de una técnica cada vez más utilizada globalmente para el monitoreo de especies pelágicas y depredadores tope, permitiendo comparaciones a nivel global (Heagney *et al.*, 2007; Bouchet and Meeuwig 2015; Santana-Garcon *et al.*, 2014c) para proporcionar información espacial a gran escala, evaluaciones temporales para la comprensión de la dinámica de la población y los procesos ecológicos globales. Esto puede servir para diseñar enfoques de gestión más eficientes para la protección de hábitats y especies en estado crítico como los elasmobranquios y las tortugas marinas (Monck *et al.*, 2011; MacNeil *et al.*, 2020; Harvey *et al.*, 2021).



## REFERENCIAS

- ANGEL, M. V. (1993). Biodiversity of the pelagic ocean. *Conservation biology*, 7(4): 760-772.
- BARORD, G.J., DOOLEY, F., DUNSTAN, A., ILANO, A., KEISTER, K.N., NEUMEISTER, H., PREUSS, T., SCHOEFFER, S. and WARD, P.D. (2014). Comparative population assessments of *Nautilus* sp. in the Philippines, Australia, Fiji, and American Samoa using baited remote underwater video systems. *PLoS One*, 9:4–8.
- BIRT, M. J., HARVEY, E. S., and LANGLOIS, T. J. (2012). Within and between day variability in temperate reef fish assemblages: learned response to baited video. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416:92-100.
- BOND, M. E., BABCOCK, E. A., PIKITCH, E. K., ABERCROMBIE, D. L., LAMB, N. F., and CHAPMAN, D. D. (2012). Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Mesoamerican Barrier Reef. *PLoS one*, 7(3): e32983.
- BOUCHET, P. J. and MEEUWIG, J. J. (2015). Drifting baited stereo-videography: a novel sampling tool for surveying pelagic wildlife in offshore marine reserves. *Ecosphere*, 6(8): 1-29.
- BOUCHET, P. J., MEEUWIG, J., HUVENEERS, C., LANGLOIS, T., LETESSIER, T., LOWRY, M., REES, M., SANTANA-GARCON, J., SCOTT, M., TAYLOR, M., THOMPSON, C., VIGLIOLA, L., WHITMARSH, S. (2018). Marine sampling field manual for pelagic stereo BRUVS (baited remote underwater videos) in *Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, Version 1*, eds R. Przeslawski, and S. Foster (Canberra, ACT: NESP Marine Biodiversity Hub), 105–132.
- CAMBRA, M., LARA-LIZARDI, F., PEÑAHERRERA-PALMA, C., HEARN, A., KETCHUM, J. T., ZÁRATE, P., CHACÓ, C., SUÁREZ-MONCADA, J., HERRERA, E., and ESPINOZA, M. (2021). A first assessment of the distribution and abundance of large pelagic species at Cocos Ridge seamounts (Eastern Tropical Pacific) using drifting pelagic baited remote cameras. *PLoS One*, 16(11): e0244343.
- CAPPO M., HARVEY, E.B., MALCOLM, H.C., SPEARE, P. (2003). Potential of Video Techniques To Monitor Diversity, Abundance and Size of Fish in Studies of Marine Protected Areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 455–464.
- CAPPO, M., SPEARE, P., and DE'ATH, G. (2004). Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302(2): 123-152.
- CARDONA, L., REVELLES, M., CARRERAS, C., SAN FÉLIX, M., GAZO, M., and AGUILAR, A. (2005). Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology*, 147: 583-591.
- COLES, W., and MUSICK, J. A. (2000). Satellite sea surface temperature analysis and correlation with sea turtle distribution off North Carolina. *Copeia*, 2000(2): 551-554.
- COOKE, S. J., HINCH, S. G., WIKELSKI, M., ANDREWS, R. D., KUCHEL, L. J., WOLCOTT, T. G., and BUTLER, P. J. (2004). Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in ecology & evolution*, 19(6): 334-343.
- DUJON, A. M., SCHOFIELD, G., LESTER, R. E., PAPAFIGOROS, K., and HAYS, G. C. (2018). Complex movement patterns by foraging loggerhead sea turtles outside the breeding season identified using Argos-linked Fastloc-Global Positioning System. *Marine Ecology*, 39(1): e12489.



- ECKERT, S. A., ECKERT, K. L., PONGANIS, P., and KOOYMAN, G. L. (1989). Diving and foraging behavior of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). *Canadian journal of zoology*, 67(11): 2834-2840.
- Epperly, S. P. (2003). Fisheries-Related Mortality and Turtle Excluder Devices (TEDs). *The Biology of Sea Turtles, Vol. 2., CRC Press*, 2003: 339-354.
- EPPERLY, S. P., BRAUN, J., and CHESTER, A. J. (1995). Aerial surveys for sea turtles in North Carolina inshore waters. *Fishery Bulletin*, 93(2): 254-261.
- ESPINOZA, M., CAPPO, M., HEUPEL, M. R., TOBIN, A. J., and SIMPFENDORFER, C. A. (2014). Quantifying shark distribution patterns and species-habitat associations: implications of marine park zoning. *PLoS one*, 9(9): e106885.
- GARZON, F., WILLIAMS, C. T., COCHRAN, J. E., TANABE, L. K., ABDULLA, A., BERUMEN, M. L., HABIS, T., MARSHALL, P.A., RODRIGUE, M. and HAWKES, L. A. (2022). A multi-method characterization of Elasmobranch & Cheloniidae communities of the north-eastern Red Sea and Gulf of Aqaba. *Plos one*, 17(9): e0275511.
- GOETZE, J. S. and FULLWOOD, L. A. F. (2013). Fiji's largest marine reserve benefits reef sharks. *Coral Reefs*, 32: 121-125.
- GOETZE, J. S., LANGLOIS, T. J., EGLI, D. P., and HARVEY, E. S. (2011). Evidence of artisanal fishing impacts and depth refuge in assemblages of Fijian reef fish. *Coral Reefs*, 30: 507-517.
- HARVEY, E., and SHORTIS, M. (1995). A system for stereo-video measurement of sub-tidal organisms. *Marine Technology Society Journal*, 29(4): 10-22.
- HARVEY, E., CAPPO, M., KENDRICK, G. A., and MCLEAN, D. L. (2013). Coastal fish assemblages reflect geological and oceanographic gradients within an Australian zootone. *PLoS one*, 8(11): e80955.
- HARVEY, E., FLETCHER, D., SHORTIS, M. (2001). A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish Bull*, 99(1):63-71.
- HARVEY, E., GOETZE, J., McLAREN, B., LANGLOIS, T., and SHORTIS, M. (2010). Influence of range, angle of view, image resolution and image compression on underwater stereo-video measurements: high-definition and broadcast-resolution video cameras compared. *Marine Technology Society Journal*, 44(1): 75-85.
- HARVEY, E. S., MCLEAN, D. L., GOETZE, J. S., SAUNDERS, B. J., LANGLOIS, T. J., MONK, J., BARRET, N., WILSON, S. K., HOLMES, T.H., LERODIACONOU, D., JORDAN, A. R., MEEKAN, M. G., MALCOM, H. A., HEUPEL, M. R., HARASTI, D., HUVENEERS, C., KNOTT, N. A., FAIRCLOUGH, D. V., CURREY-RANDALL, L. M., TRAVERS, M. J., RADFORD, B. T., REES, M. J., SPEED, C. W., WAKEFIELD, C. B., CAPPO, M. and NEWMAN, S. J. (2021). The BRUVs workshop—An Australia-wide synthesis of baited remote underwater video data to answer broad-scale ecological questions about fish, sharks and rays. *Marine Policy*, 127: 104430.
- HATASE, H., O MUTA, K., and TSUKAMOTO, K. (2007). Bottom or midwater: alternative foraging behaviours in adult female loggerhead sea turtles. *Journal of Zoology*, 273(1): 46-55.
- HAYS, G. C. and HAWKES, L. A. (2018). Satellite tracking sea turtles: Opportunities and challenges to address key questions. *Frontiers in Marine Science*, 5: 432.
- HAYS, G. C., CHRISTENSEN, A., FOSSETTE, S., SCHOFIELD, G., TALBOT, J., and MARIANI, P. (2014a). Route optimisation and solving Z ermelo's navigation problem during long distance migration in cross flows. *Ecology letters*, 17(2): 137-143.





- HAYS, G. C., FERREIRA, L. C., SEQUEIRA, A. M., MEEKAN, M. G., DUARTE, C. M., BAILEY, H., BAILLEUL, F., BOWEN, W. D., CALEY, M. J., COSTA, D. P., EGUÍLUZ, V. M., FOSSETTE, S., FRIEDLAENDER, A. S., GALES, N., GLEISS, A. C., GUNN, J., HARCOURT, R., HAZEN, E. L., HEITHAUS, M. R., HEUPEL, M., HOLLAND, K., HORNING, M., JONSEN, I., KOOYMAN, G. L., LOWE, C. G., MADSEN, P. T., MARSH, H., PHILLIPS, R. A., RIGHTON, D., ROBERT-COUDERT, Y., SATO, K., SHAFFER, S. A., SIMPFENDORFER, C. A., SIMS, D. W., SKOMAL, G., TAKAHASHI, A., TRATHAN, P. N., WIKELSKI, M., WOMBLE, J. N. and THUMS, M. (2016). Key questions in marine megafauna movement ecology. *Trends in ecology & evolution*, 31(6): 463-475.
- HAYS, G. C., MAZARIS, A. D., and SCHOFIELD, G. (2014b). Different male vs. female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles. *Frontiers in Marine Science*, 1: 43.
- KOTERA, M., and PHILLOTT, A. D. (2020). Camera traps in sea turtle research and conservation. *Emergence*.
- LANGLOIS, T. J., FITZPATRICK, B. R., FAIRCLOUGH, D. V., WAKEFIELD, C. B., HESP, S. A., MCLEAN, D. L., HARVEY, E. S. and MEEUWIG, J. J. (2012). Similarities between line fishing and baited stereo-video estimations of length-frequency: novel application of kernel density estimates. *PLoS One*, 7(11): e45973.
- LETESSIER, T. B., BOUCHET, P. J., REISSER, J., and MEEUWIG, J. J. (2015). Baited videography reveals remote foraging and migration behaviour of sea turtles. *Marine Biodiversity*, 45(4): 609-610.
- LEWISON, R. L., FREEMAN, S. A., and CROWDER, L. B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology letters*, 7(3): 221-231.
- LUSCHI, P., HAYS, G. C., and PAPI, F. (2003). A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos*, 103(2): 293-302.
- MACNEIL, M. A., CHAPMAN, D. D., HEUPEL, M., SIMPFENDORFER, C. A., HEITHAUS, M., MEEKAN, M., ... and CINNER, J. E. (2020). Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature*, 583(7818): 801-806.
- MALLET, D., and PELLETIER, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154: 44-62.
- MAUREAUD, A., GASCUEL, D., COLLE, M., PONTAVICE, H. D., PAULY, D. and CHEUNG, W. W. L. (2017). Global change in the trophic functioning of marine food webs. *PLoS One*, 12(8): 1–21.
- MURRAY, K. T. (2011). Interactions between sea turtles and dredge gear in the US sea scallop (*Placopecten magellanicus*) fishery, 2001–2008. *Fisheries Research*, 107(1-3): 137-146.
- NASH, K. L., BIJOUX, J., ROBINSON, J., WILSON, S. K., and GRAHAM, N. A. (2016). Harnessing fishery-independent indicators to aid management of data-poor fisheries: weighing habitat and fishing effects. *Ecosphere*, 7(7): e01362.
- PALA, C. (2013). Giant marine reserves pose vast challenges. *Science* 339:640-641.
- PATEL, S. H. (2013). Movements, behaviors and threats to loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Drexel University*.
- PRATO, G., GUIDETTI, P., BARTOLINI, F., MANGIALAJO, L. and FRANCOUR, P. (2013). The importance of high-level predators in marine protected area management: Consequences of their decline and their potential recovery in the Mediterranean context. *Adv Oceanogr Limnol*, 4:176–193.

- REES, M. J., KNOTT, N. A., FENECH, G. V., and DAVIS, A. R. (2015). Rules of attraction: enticing pelagic fish to mid-water remote underwater video systems (RUVS). *Marine Ecology Progress Series*, 529: 213-218.
- RICHARD, J. D. and HUGHES, D. A. (1972). Some observations of sea turtle nesting activity in Costa Rica. *Marine Biology*, 16: 297-309.
- RIZZARI, J. R., FRISCH, A. J., MAGNENAT, K. A. (2014). Diversity, abundance, and distribution of reef sharks on outer-shelf reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar Biol*, 161:2847-2855.
- ROOS, D., PELLETIER, D., CICCIONE, S., TAQUET, M., and HUGHES, G. (2005). Aerial and snorkelling census techniques for estimating green turtle abundance on foraging areas: a pilot study in Mayotte Island (Indian Ocean). *Aquatic Living Resources*, 18(2): 193-198.
- RYAN, L. A., CHAPUIS, L., HEMMI, J. M., COLLIN, S. P., MCCAULEY, R. D., YOPAK, K. E., GENNARI, E., HUVENEERS, C., KEMPSTER, R. M., KERR, C. C., SCHMIDT, C., EGEGERG, C. A. and HART, N. S. (2018). Effects of auditory and visual stimuli on shark feeding behaviour: the disco effect. *Marine biology*, 165: 1-16.
- Santana-Garcon, J., Braccini, M., Langlois, T. J., Newman, S. J., McAuley, R. B., and HARVEY, E. S. (2014a). Calibration of pelagic stereo-BRUVs and scientific longline surveys for sampling sharks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8): 824-833.
- SANTANA-GARCON, J., LEIS, J. M., NEWMAN, S. J. and HARVEY, E. S. (2014b). Presettlement schooling behaviour of a priacanthid, the Purplespotted Bigeye *Priacanthus tayenus* (Priacanthidae: Teleostei). *Environmental Biology of Fishes*, 97:277-283.
- SANTANA-GARCON, J., NEWMAN, S. J. and HARVEY, E. S. (2014c). Development and validation of a mid-water baited stereovideo technique for investigating pelagic fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 452:82-90.
- SCHOFIELD, G., KATSELIDIS, K. A., DIMOPOULOS, P., PANTIS, J. D., and HAYS, G. C. (2006). Behaviour analysis of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from direct in-water observation. *Endangered Species Research*, 2: 71-79.
- SCHOFIELD, G., PAPAITSOROS, K., CHAPMAN, C., SHAH, A., WESTOVER, L., DICKSON, L. C., and KATSELIDIS, K. A. (2022). More aggressive sea turtles win fights over foraging resources independent of body size and years of presence. *Animal Behaviour*, 190: 209-219.
- SEQUEIRA, A. M., HEUPEL, M. R., LEA, M. A., EGUÍLUZ, V. M., DUARTE, C. M., MEEKAN, M. G., THUMS, M., CALICH, H.J., CARMICHAEL, D.P., FERRERIRA, L.C., FERNANDÉZ-GRACIA, J., HARCOURT, R., HARRISON, A.L., JONSEN, I., MCMAHON, C.R., SIMS, D.W., WILSON, R.P. and HAYS, G. C. (2019). The importance of sample size in marine megafauna tagging studies. *Ecological Applications*, 29(6): e01947.
- SMOLOWITZ, R., MILLIKEN, H. O., and WEEKS, M. (2012). Design, evolution, and assessment of a sea turtle deflector dredge for the US northwest Atlantic sea scallop fishery: impacts on fish bycatch. *North American journal of fisheries management*, 32(1): 65-76.
- SMOLOWITZ, R. J., PATEL, S. H., HAAS, H. L., and MILLER, S. A. (2015). Using a remotely operated vehicle (ROV) to observe loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) behavior on foraging grounds off the mid-Atlantic United States. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471: 84-91.
- SPEED, C. W., CAPPO, M. and MEEKAN, M. G. (2018). Evidence for rapid recovery of shark populations within a coral reef marine protected area. *Biol Conserv*, 220: 308-319.





- SPEED, C. W., MEEKAN, M. G., FIELD, I. C., MCMAHON, C. R., HARCOURT, R.G., STEVENS, J. D., BABCOCK, R. C., PILLANS, R. D. and BRADSHAW, C. J. A. (2016). Reef shark movements relative to a coastal marine protected area. *Reg Stud Mar Sci*, 3:58–66.
- STOWAR, M., DE'ATH, G., DOHERTY, P., JOHANSSON, C., SPEARE, P., and VENABLES, B. (2008). Influence of zoning on midshelf shoals from the southern Great Barrier Reef. *Report to the Marine and Tropical Sciences Research Facility*.
- UDYAWER, V., CAPPO, M., SIMPFENDORFER, C. A., HEUPEL, M. R., and LUKOSCHEK, V. (2014). Distribution of sea snakes in the Great Barrier Reef Marine Park: observations from 10 years of baited remote underwater video station (BRUVS) sampling. *Coral Reefs*, 33: 777-791.
- WALLACE, B. P., AVENS, L., BRAUN-MCNEILL, J., and MCCLELLAN, C. M. (2009). The diet composition of immature loggerheads: insights on trophic niche, growth rates, and fisheries interactions. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 373(1): 50-57.
- WARDEN, M. L., HAAS, H. L., ROSE, K. A., and RICHARDS, P. M. (2015). A spatially explicit population model of simulated fisheries impact on loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Northwest Atlantic Ocean. *Ecological modelling*, 299: 23-39.
- WATSON, D. L., and HARVEY, E. S. (2007). Behaviour of temperate and sub-tropical reef fishes towards a stationary SCUBA diver. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 40(2): 85-103.
- WHITMARSH, S. K., FAIRWEATHER, P. G., and HUVENEERS, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27: 53-73.



