

ARTÍCULO ORIGINAL

PRIMERAS EXPERIENCIAS CON ESTÉREO VIDEO OPERADO POR BUZOS PARA MUESTREAR PECES DE ARRECIFE EN CUBA

First experiences with diver operated stereo video to survey reef fishes in Cuba

Zenaida M. Navarro-Martínez¹, Elena de la Guardia², Lázaro V. García López¹, Jorge A. Angulo-Valdés^{1,3}

¹ Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba

² Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de Arrecifes Coralinos, Departamento de Recursos del Mar, CINVESTAV IPN-Unidad Mérida, Yucatán

³ School of Natural Resources and Environment, University of Florida, United States of America

* Autor para correspondencia:
zenaida@cim.uh.cu

Recibido: 9.3.2017

Aceptado: 10.7.2017

RESUMEN

El uso de técnicas de video bajo el agua para el muestreo en arrecifes se ha incrementado en los últimos años. Cuba carece de publicaciones científicas que refieran el uso de estas técnicas, siendo este estudio el primero. Los objetivos de este trabajo fueron (1) analizar el alcance, y las ventajas y desventajas que ofrece el método de estéreo video operado por buzos para evaluar a los peces de arrecife, (2) presentar la metodología seguida en Cuba al emplear este método de muestreo y (3) presentar los principales resultados obtenidos. Esta tecnología ha sido empleada en Cuba desde el año 2011, y desde entonces se ha empleado para el muestreo en varios arrecifes de coral de la isla. A través de las experiencias adquiridas en el archipiélago de los Canarreos, se mostró la aplicabilidad del método para evaluar la ictiofauna arrecifal. Se analizó el esfuerzo de muestreo, el tiempo de procesamiento de los datos, la relación entre peces identificados y medidos respecto a los observados, y parámetros asociados a las mediciones de las tallas como indicadores de calidad. El estéreo video operado por buzos resultó muy efectivo en el muestreo de cardúmenes de peces y en el análisis de biomasa que derivan de mediciones con alta precisión y exactitud. Los videos obtenidos con este método demandan tiempo para su procesamiento y dispositivos electrónicos con altas capacidades de almacenamiento. Sus principales limitaciones son la subestimación de especies crípticas y de pequeño tamaño, y sus principales ventajas son su naturaleza poco invasiva, el registro permanente de la información y la visión tridimensional de los transectos.

PALABRAS CLAVES: archipiélago de los Canarreos, ictiofauna arrecifal, métodos de muestreo, muestreo en áreas marinas protegidas, técnicas de video bajo el agua.

ABSTRACT

The use of underwater video techniques to survey coral reefs has gained worldwide momentum in the last few years. In Cuba, on the other hand, it had never been used until recently, being this study the first of its kind. This paper aims at: (1) to analyze the feasibility,

advantages and disadvantages of diver operated stereo video for reef fish assessment; (2) to present the methodology followed in Cuba using this method; and (3) to present preliminary results. This technology was first applied in Cuba in 2011, and since then several coral reef sites have been studied. Starting from its application in Los Canarreos archipelago, we demonstrated its feasibility for reef fish assessments, as well as conducted analysis on survey effort, data processing time, relationship between identified and measured fishes respect to those observed, and parameters associated to size measurements as quality indicators. Diver operated stereo video was very effective in fish school surveys and in biomass analysis derivative from precise and accurate measurements. Videos need several hours to be processed and plenty space in hardware to massive storage. The main limitation of this method is the under estimation of cryptic and small species, and the main advantages are its little invasive nature, permanent record of information and tri-dimensional view of transects.

KEYWORDS: *Los Canarreos archipelago, reef fish assemblages, survey in marine protected areas, survey methods, underwater video technique.*

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral a nivel mundial han estado sometidos a diferentes factores estresantes cuyo efecto sinérgico ha causado un deterioro gradual en su estado de salud (Jackson, 1997; Jackson *et al.*, 2001, 2014). Esta situación amenaza la alta diversidad que caracteriza a estos ecosistemas y que respalda los numerosos bienes y servicios que brindan (Worm *et al.*, 2006; Pratchett *et al.*, 2014). Los peces de arrecife contribuyen tan marcadamente al desarrollo de los arrecifes, que se consideran uno de sus componentes claves. Por las características ecológicas y el papel que desempeñan, los peces son uno de los grupos marinos mejor estudiados (Castello *et al.*, 2010). Pero las amenazas a los arrecifes de coral alrededor

del mundo (Castello *et al.*, 2010) y en el Caribe (Miloslavich *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2014), demandan el incremento de evaluaciones sistemáticas enfocadas en componentes claves tales como los corales y los peces.

Los métodos de muestreo menos invasivos y extractivos son los de preferencia para evaluar los arrecifes de coral. El método más convencional empleado en estos ecosistemas es el censo visual con sus distintas variantes (Lessios, 1996). Como una alternativa al censo visual se ha incrementado durante los últimos años el uso de técnicas de video bajo el agua, con sus propias variantes (Shortis *et al.*, 2007; Mallet and Pelletier, 2014).

La mayoría de los trabajos referentes a la ictiofauna arrecifal en Cuba, han empleado el censo visual (*e.g.* Cobián y Chevalier, 2009; Pina-Amargós *et al.*, 2009; Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014). Hasta el momento no han sido publicados artículos científicos que utilicen técnicas de video bajo el agua para el muestreo de las asociaciones de peces de arrecife en Cuba. Por la novedad de esta tecnología en Cuba y las múltiples ventajas que ofrece, se realiza el presente trabajo cuyos objetivos son (1) analizar el alcance, y las ventajas y desventajas que ofrece el método de estéreo video operado por buzos para evaluar a los peces de arrecife, (2) presentar la metodología seguida en Cuba al emplear este método de muestreo y (3) presentar los principales resultados obtenidos. Este trabajo constituye el primero en abordar el uso de técnicas de estéreo video en Cuba para el estudio de los peces de arrecife e intenta reflejar cómo manejar los datos y resultados, teniendo en cuenta el alcance y limitaciones de la metodología.

MÉTODOS DE MUESTREO PARA EVALUAR A LOS PECES DE ARRECIFE, CON ÉNFASIS EN LOS MÉTODOS DE VIDEO BAJO EL AGUA

En el muestreo de los peces de arrecife pueden ser empleadas distintas variantes del censo visual, en dependencia de los objetivos de la investigación y de la conducta de los peces que se vayan a evaluar (Lessios, 1996). Las más usadas son el transecto lineal (Brock, 1954), el censo visual estacionario (Bohnsack and Bannerot, 1986) y la técnica de censo de buzo errante o nado al azar (Jones and Thompson, 1978). Todas estas variantes tienen como similitud que son poco invasivas, y que necesitan la presencia de un especialista en el agua que esté previamente entrenado en la identificación, conteo y estimación de la talla de los peces.

El método de video bajo el agua, al igual que el censo visual, es poco invasivo para la biota que se desea evaluar y cuenta con variantes que se ajustan a diferentes objetivos de investigación. Los métodos de video, a diferencia de los de censo visual, pueden prescindir de la presencia de un especialista en el agua y requieren de un equipamiento costoso que limita su uso en muchas regiones. Hasta el año 2012 los países con mayor cantidad de publicaciones que refieren el uso de técnicas de video bajo el agua fueron Australia, Estados Unidos y Nueva Zelanda (Mallet and Pelletier, 2014). Estos métodos han sido de utilidad en la evaluación de la efectividad de áreas marinas protegidas (Watson *et al.*, 2007; Kelaher *et al.*, 2014), campo de estudio de gran importancia en las ciencias marinas. Además, han mostrado gran aplicabilidad en ramas económicas importantes tales como la industria pesquera y la acuicultura (Harvey *et al.*, 2003; Tessier *et al.*, 2005).

Numerosos trabajos se han dedicado a la comparación entre las diferentes técnicas de video (*e.g.* Watson *et al.*, 2005, 2010; Langlois *et al.*, 2010; Mallet and Pelletier, 2014) o entre los métodos de video y los de censo visual (*e.g.* Harvey *et al.*, 2001a, b; Pelletier *et al.*, 2011; Holmes *et al.*, 2013). En estos se han presentado y discutido las ventajas y limitaciones de cada uno, y los objetivos de investigación a los que más se adecuan en dependencia de sus características.

Los sistemas de video se denominan remotos cuando no dependen de un buzo que lo maneje bajo el agua, lo que hace posible aumentar la profundidad y el tiempo de muestreo (Watson *et al.*, 2007; Pelletier *et al.*, 2011). A los sistemas remotos se les puede añadir una carnada que tiende a atraer a gran número de especies e individuos, debido al efecto de la carnada sobre algunos peces y al estímulo que ejercen los primeros que se aproximan sobre los restantes individuos (*e.g.* Watson *et al.*, 2005; Cappo *et al.*, 2006; Watson *et al.*, 2007; Langlois *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2014). Esta variante es idónea para el muestreo de peces carnívoros generalistas (Denny and Babcock, 2004; Langlois *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2014) y para evaluar la riqueza de especies en un área (Watson *et al.*, 2005). Los sistemas remotos de video que no usan carnada son muy empleados cuando no se desea modificar la conducta la fauna, *e.g.* para estudiar la conducta natural de los peces (Watson *et al.*, 2005) o durante experimentos ecológicos (*e.g.* Hughes *et al.*, 2007). Los sistemas de video operado por buzos permiten maniobrar las cámaras, lo que ofrece ventajas en hábitats estructuralmente complejos (Watson *et al.*, 2005) o ante condiciones de baja visibilidad (Mallet and Pelletier, 2014). A cada

una de estas variantes se le puede adaptar un sistema de estéreo video (Harvey *et al.*, 2001a; Watson *et al.*, 2005; Langlois *et al.*, 2010; Mallet and Pelletier, 2014), cuyo uso está muy extendido en este campo (Shortis *et al.*, 2007).

SÍNTESIS DE LAS VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO DE ESTÉREO VIDEO OPERADO POR BUZOS

El método de estéreo video operado por buzos (Harvey and Shortis, 1996) consiste en la filmación de transectos bajo el agua a través de dos cámaras ajustadas a una base metálica maniobrada por buzos. Sus principales ventajas son su naturaleza no extractiva, que permite la observación de los peces en su hábitat natural y la obtención de datos con alto nivel de precisión y exactitud. Este no requiere la presencia de especialistas (aunque sí de buzos) en el agua, ofrece más tiempo al observador para identificar y contar individuos dentro de un cardumen, permite obtener información del hábitat al mismo tiempo que de los peces y registrar la información de forma permanente (Harvey *et al.*, 2001a, b; Cappo *et al.*, 2006; Pelletier *et al.*, 2011). Por tanto, hace posible la revisión de los videos en más de una ocasión para corroborar información dudosa o para realizar análisis con objetivos diferentes. Esto lo hace muy útil en especialistas en entrenamiento al permitir una identificación más confiable de las especies, ya que posibilita la consulta de guías de identificación y literatura de referencia, o la consulta a especialistas experimentados para la identificación de especies mientras se analizan los videos.

El censo visual para el muestreo de peces de arrecife requiere entrenar personal en la identificación rápida y correcta de la ictiofauna dentro del agua, y estimar la talla de los peces. A pesar del entrenamiento

en la estimación de tallas y la experiencia de los especialistas, existe falta de precisión y exactitud en los estimados de longitud que estos hacen (Harvey *et al.*, 2001a, b; Edgar *et al.*, 2004). A diferencia de este, el método de estéreo video operado por buzos permite la medición exacta y precisa de la talla de los peces, es relativamente insensible a la experiencia del operador, permite realizar mediciones imparciales y repetibles, realizar múltiples mediciones de un pez en un corto periodo de tiempo y adquirir datos estandarizados (Harvey *et al.*, 2001a, b, 2003; Cappo *et al.*, 2006; Pelletier *et al.*, 2011). Además, los métodos de video minimizan la variabilidad inter-observador (Watson *et al.*, 2010). La precisión y exactitud obtenidas en las mediciones a través del estéreo video proporcionan mayor poder de detección de pequeños cambios en la longitud, biomasa y condición del cuerpo de los peces (Harvey *et al.*, 2001b; Cappo *et al.*, 2006). Además, permite fijar los límites del transecto con mayor precisión y exactitud que los límites estimados durante un censo visual (Harvey *et al.*, 2004). En este sentido, la subestimación y la sobrestimación del área de muestreo tiene un efecto marcado en el registro de la abundancia de peces en un área, y compromete la comparación de datos tomados por diferentes observadores (Harvey *et al.*, 2004). Además, en los muestreos por censo visual es posible que se sobreestime la cantidad de individuos dentro de los cardúmenes (Edgar *et al.*, 2004; Tessier *et al.*, 2005). El análisis de esta información a través de los video-transectos permite detener el video y contar los individuos de manera más exacta, al mismo tiempo que se optimiza la identificación de las especies que conforman el cardumen.

Las desventajas del estéreo video operado por buzos se centran en el alto costo de

todo el equipamiento, la dificultad de maniobrar el equipo ante condiciones adversas como fuertes corrientes y la dificultad de censar especies crípticas y de muy pequeña talla (Harvey *et al.*, 2001a; Holmes *et al.*, 2013). Sin embargo, el registro de especies, fundamentalmente las crípticas, también está subestimado con el censo visual (Willis, 2001; Edgar *et al.*, 2004), aunque en menor medida. En comparaciones entre la estructura de la ictiofauna registrada con el estéreo video operado por buzos y con el censo visual (Pelletier *et al.*, 2011; Holmes *et al.*, 2013), se ha encontrado mayor registro de especies sin identificar, menor riqueza de especies y muchas veces menor abundancia de peces con el primero de estos métodos. Diferencias similares se han encontrado en la proporción de peces medidos respecto a los identificados, que con el estéreo video llegan a ser muchas veces menor al 50 %, mientras con el censo visual tiende a ser el 100 % o cercano a este (*e.g.* Holmes *et al.*, 2013). Sin embargo, la menor cantidad de individuos medidos con los métodos de estéreo video es compensada con la alta precisión y exactitud de las mediciones realizadas. Aunque el estéreo video operado por buzos requiere más tiempo para procesar las imágenes en el laboratorio, el tiempo y el costo en el campo se reduce considerablemente en comparación al censo visual (Pelletier *et al.*, 2011; Holmes *et al.*, 2013).

La presencia de buzos bajo el agua en los métodos de video operado por buzos, puede modificar la conducta de la fauna que se desea evaluar (Watson *et al.*, 2005; Pelletier *et al.*, 2011; Mallet and Pelletier, 2014). Por ello pudiera ser subestimada la abundancia de especies con conducta evasiva ante la presencia humana. En este caso, el empleo de métodos alternativos conocidos como remotos, son de gran utilidad. Al comparar el

método de video remoto que usa carnada, uno de los métodos de video más empleados en la actualidad, con los operados por buzos, con el primero se registra mayor riqueza de especies, mayor cantidad de especies de interés para las pesquerías, mayor biomasa de carnívoros generalistas y se obtiene mayor poder en la detección de cambios que el primero (Watson *et al.*, 2005, 2010; Langlois *et al.*, 2010). Estas características hacen a este método remoto más adecuado para el muestreo de especies de interés pesquero y para estudiar la diversidad general de peces sin estimados de densidad (Watson *et al.*, 2005, 2010; Langlois *et al.*, 2010). Las principales causas de las diferencias entre el número de especies registradas por el método remoto de video con carnada y los video-transectos operados por buzos, son la ausencia de buzos, la presencia de carnada y el mayor tiempo de filmación que caracteriza al primero (Watson *et al.*, 2010).

Sin embargo, los métodos remotos con carnada muestran menor variabilidad en la composición de la ictiofauna respecto a los operados por buzos, lo que se atribuye a que abarca menor heterogeneidad del hábitat (Langlois *et al.*, 2010) y a que tiene un efecto consistente sobre la ictiofauna a pesar de las diferencias entre hábitats (Watson *et al.*, 2005). Los sistemas de video conducidos por buzos parecen más útiles en el muestreo de hábitats estructuralmente complejos por las posibilidades de maniobrar las cámaras, lo que los hace más aptos para identificar especies crípticas que se mantienen en oquedades (Watson *et al.*, 2005). También son más adecuados que la variante remota con carnada para la estimación de la densidad de individuos, debido al desconocimiento del área sobre la que actúa la carnada (Watson *et al.*, 2005). Aunque la visibilidad limita el desarrollo

de todas las técnicas de video, foto y censo visual, las cámaras operadas por buzos en tales condiciones pueden ser maniobradas para contrarrestar el efecto de la baja visibilidad (Mallet and Pelletier, 2014). No obstante, las condiciones de iluminación y las dimensiones del sistema de cámaras limitan la observación en oquedades y grietas.

Las diferencias observadas en la composición de la ictiofauna al comparar métodos de video y censo visual (Tessier *et al.*, 2005; Langlois *et al.*, 2006) o métodos de video operado por buzos y los remotos que usan carnada (Watson *et al.*, 2005, 2010; Langlois *et al.*, 2010), responden a la habilidad diferencial de algunos métodos en muestrear de manera más efectiva especies con ciertas características (Holmes *et al.*, 2013). Tessier *et al.* (2005), encontraron que los factores que más contribuyeron a la identificación diferencial de especies por

censo visual o por video, fueron las características ecológicas (relación con el arrecife y/o la columna de agua), la abundancia de las asociaciones de peces y la interacción entre la conducta de evasión o atracción hacia los buzos y el contraste de las especies con el fondo. Por tal motivo, se recomienda seleccionar bien el método que se va a emplear en dependencia de las especies que se deseen evaluar.

CASO DE ESTUDIO: USO DEL ESTÉREO VIDEO OPERADO POR BUZOS EN CUBA

EQUIPAMIENTO DE ESTÉREO VIDEO

El estéreo video operado por buzos (Harvey and Shortis, 1996) consta de un par de cámaras de video protegidas por estancos rígidamente fijados a una base metálica (Fig. 1). En el caso de Cuba, las cámaras empleadas fueron Canon HFS21 Raynox HD6600 Pro que filman videos en alta definición.

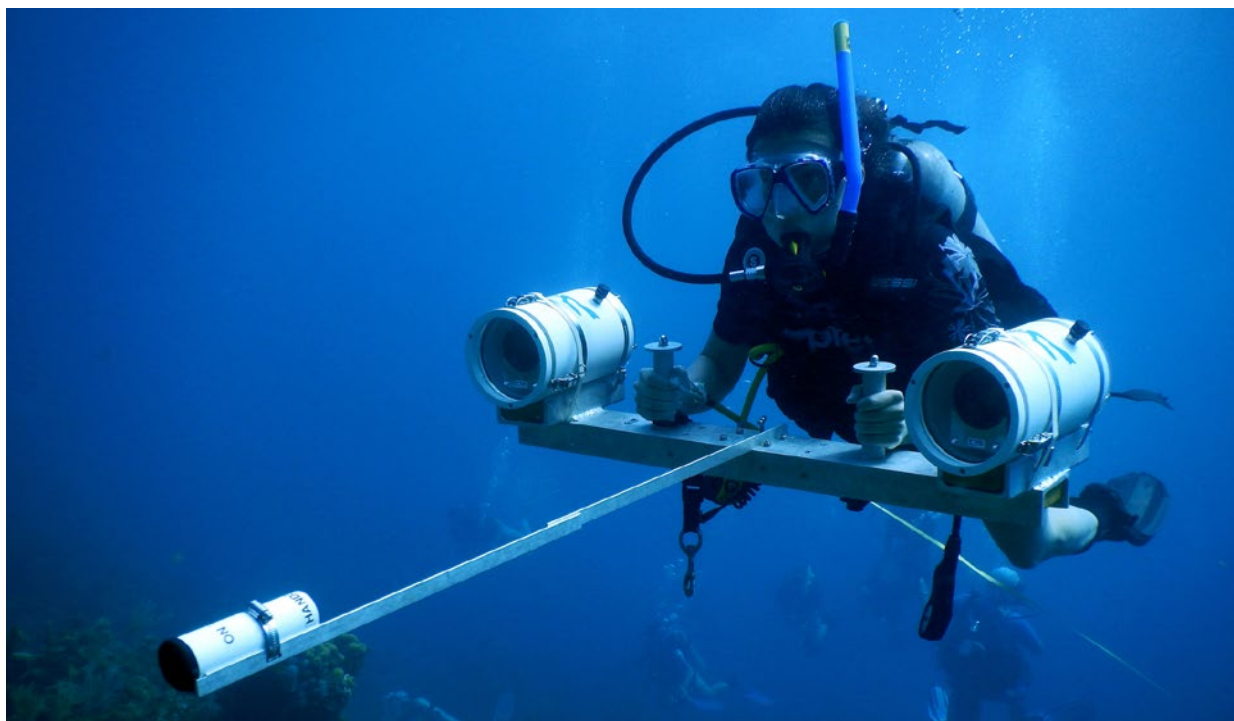


Fig. 1. Sistema de estéreo video operado por buzos utilizado para el estudio de las asociaciones de peces en arrecifes de coral en Cuba (Foto tomada por Lázaro García)

Unido el centro de la armazón metálica a través de un soporte, se ubica un dispositivo sincronizador emisor de luz (LED) o una computadora de buceo. Este dispositivo es observado desde ambas cámaras y su función es permitir la sincronización de los fotogramas correspondientes de las cámaras derecha e izquierda durante el análisis de los videos.

METODOLOGÍA DE MUESTREO

Antes de la toma de los video-transectos se requiere realizar el proceso de calibración de las cámaras, procedimiento obligatorio para el desarrollo de mediciones precisas y reales (Harvey and Shortis, 1996; Shortis *et al.*, 2007). Durante este, se define la orientación interior de las cámaras y con ello las características de su geometría interna, así como la orientación de cada una respecto a la otra (Harvey and Shortis, 1996). Para ello se utiliza un cubo de dimensiones conocidas, con distancias entre los puntos diana también conocidas (Fig. 2A). Las distancias entre los puntos diana son medidas y los resultados de estas mediciones comparados con los valores preestablecidos. Las mediciones fueron realizadas y comparadas a través del programa de calibración CAL, versión 1.33.1. (SeaGIS, 2011). Como resultado de este proceso fue creado un fichero de calibración que fue posteriormente utilizado por el programa con

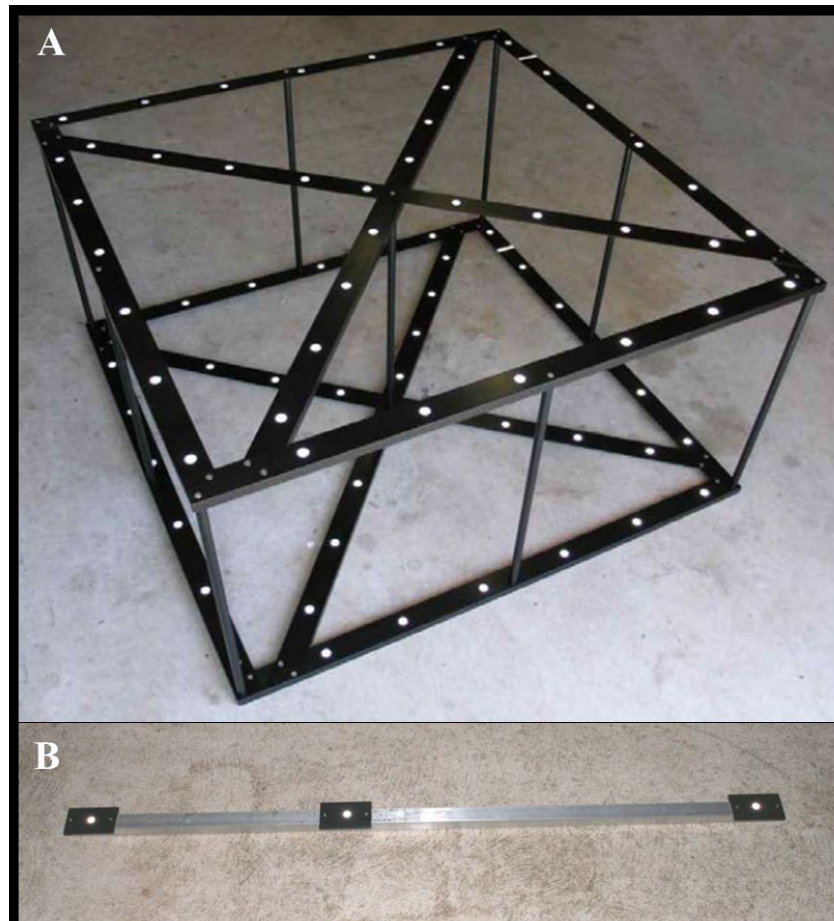


Fig. 2. Accesorios empleados para la calibración de las cámaras del sistema de estéreo video: cubo de dimensiones conocidas (A) y patrón de calibración con medidas conocidas (B). Imágenes tomadas del manual de calibración del equipo de estéreo video (SeaGIS, 2011).

el que se analizaron los estéreo videos, y fue útil mientras se mantuvieron ambas cámaras en la misma posición. Para corroborar que la posición de las cámaras correspondía con la última calibración realizada, se midieron las distancias entre puntos y dimensiones ya conocidas de un patrón adjunto al equipamiento de calibración del estéreo video (Fig. 2B). En este caso las mediciones se realizaron con el programa EventMeasure, versión 3.32 (SeaGIS, 2011).

La toma de los video-transectos se realizó con un buzo operador del sistema de

cámaras y un buzo que portaba una cinta métrica con la que estableció el inicio y el fin de los transectos. Los buzos estuvieron separados 35 m para evitar disturbio en el área de muestreo y se comunicaron mediante dos tracciones de la cinta métrica. La velocidad promedio de nado fue 0,3 m/s, aproximadamente. El ángulo de inclinación de la cámara fue de 30° y se nadó a una altura promedio de 0,5 m del fondo marino, aunque esta varió considerablemente según las características del relieve.

En cada uno de los muestreos se realizaron 12 transectos ubicados en línea recta con 10 m de separación entre estos. Cada transecto tuvo 25 m de longitud y 5 m de ancho (2,5 m a cada lado de su centro), y por tanto, un área de 125 m². El rango de altura fue de 5 m. La metodología seguida se apoyó en la propuesta por Delacy (2008) y coincide con la empleada en otros estudios similares (e.g. Harman *et al.*, 2003; Watson *et al.*, 2005).

PROCESAMIENTO DE LOS VIDEO-TRANSECTOS

Los videos filmados se obtuvieron en archivos de video con extensión .MTS para el formato *Advanced Video Codec High Definition (AVCHD)*. Estos fueron convertidos a archivos de video con extensión *Audio Video Interleave (.AVI)* a través del programa Aunsoft MTS/M2TS Converter. Este procedimiento fue necesario para el posterior análisis de los videos debido a la capacidad de cómputo con la que se contaba.

El procesamiento de los videos se realizó a través del programa EventMeasure, versión 3.32. (SeaGIS, 2011) (Fig. 3). Para ello fue necesaria una base de datos con la información científica de los peces de arrecife del Caribe. Con este fichero añadido, el programa permite la creación de la base de datos con la información científica de las especies identificadas y otros aspectos de interés tomados por el especialista (e.g. estadio de desarrollo, número

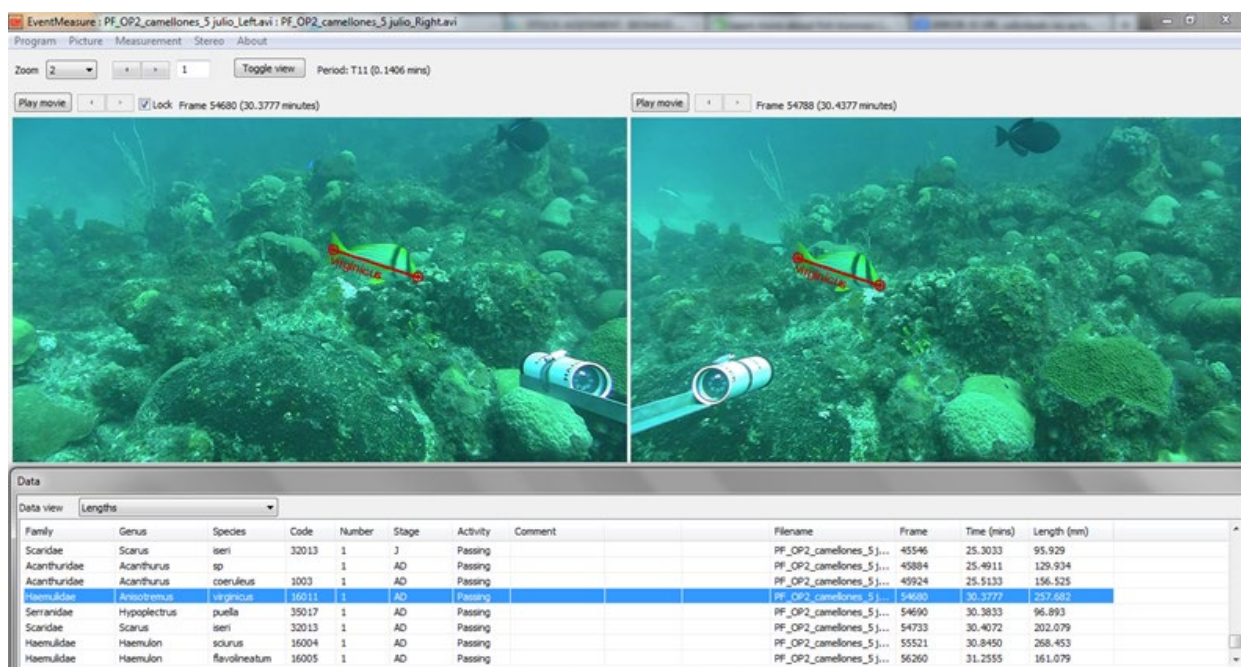


Fig. 3. Interfaz gráfica del programa EventMeasure utilizado para el procesamiento de los videos tomados por el estereovideo operado por buzos en arrecifes de coral en Cuba

de individuos, actividad que realizaba, comentario).

En los videos analizados se identificaron todas las especies de peces observadas dentro de los límites establecidos del transecto, siempre a menos de 7 m de distancia respecto a las cámaras. Se midió la longitud horquilla de los peces, siempre que fuera posible. Para realizar las mediciones se seleccionó la posición más estirada del pez y con el menor ángulo de inclinación respecto a las cámaras. Las mediciones se realizaron con el cuerpo del pez lo más paralelo posible al plano focal de las cámaras. Se evitó medir a los peces cercanos a los límites del transecto, buscando siempre las posiciones más cercanas al centro del transecto. Se tuvieron en cuenta los parámetros de cada medición calculados por el programa EventMeasure, de manera tal que solo se aceptaron las mediciones con valores de precisión menor de 10 mm, del parámetro RMS menor de 20 mm

y una proporción precisión-longitud menor del 5 %. El parámetro RMS (RMS1 y RMS2) es dado por el programa EventMeasure, y representan las intersecciones que definen los segundo puntos (punto final) de cada medición (SeaGIS, 2011). Los menores valores de estos parámetros indican que los procesos de calibración y sincronización de ambas cámaras fueron correctos, que se marcaron puntos similares en estas, y que el ángulo y la distancia del pez son correctos para tomar las mediciones (SeaGIS, 2011). Las posiciones y ángulos que se evitaron en este trabajo al medir a los peces, tienden a incrementar el error de dichas mediciones (Letessier *et al.*, 2015).

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS PRESENTADOS

El estéreo video operado por buzos se comenzó a emplear en Cuba en 2011, y una de las áreas más trabajadas han sido los arrecifes de coral del archipiélago de los Canarreos (Fig. 4). Los datos

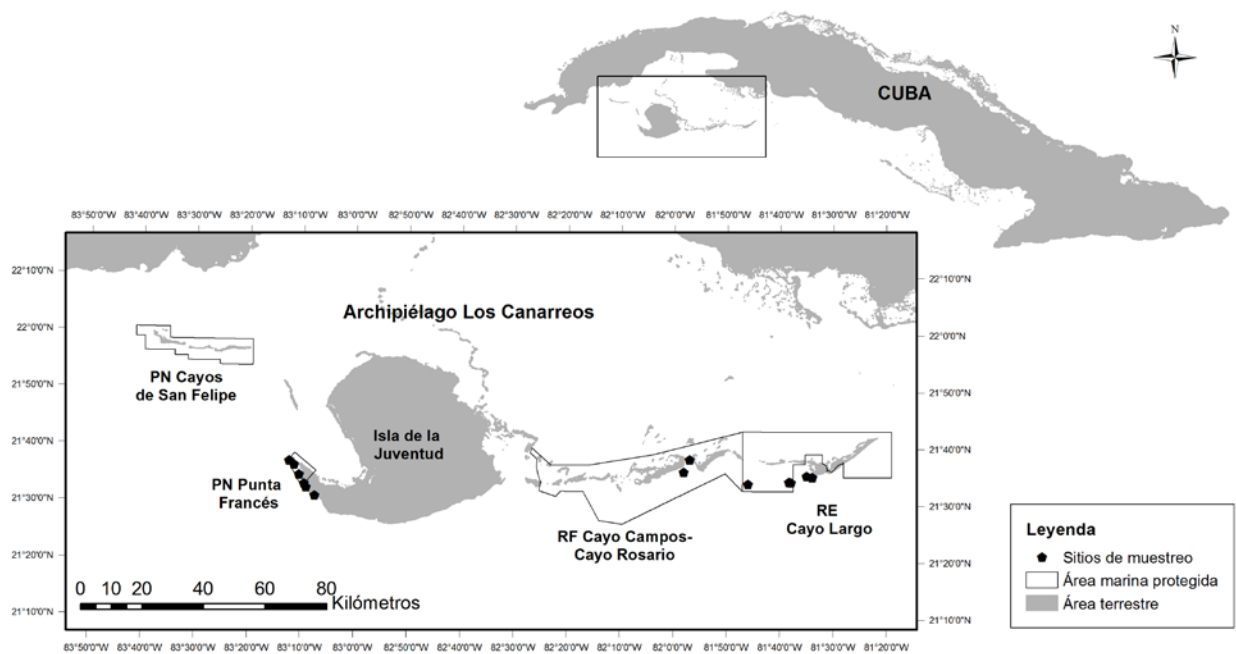


Fig.4. Ubicación geográfica de algunos arrecifes de coral en Cuba donde se ha evaluado la ictiofauna arrecifal a través del estéreo video operado por buzos. PN. Parque Nacional, RF. Refugio de Fauna, RE. Reserva Ecológica.

numéricos analizados provienen de muestreos realizados en el Parque Nacional Punta Francés y su área contigua (36 muestreos durante el periodo 2011-2014), y en el Refugio de Fauna Cayo Campos-Cayo Rosario y la Reserva Ecológica Cayo Largo (12 muestreos en 2015). La mayor parte de los muestreos realizados en 2014 en Punta Francés y uno de los realizados en Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo en 2015 carecen de datos de la longitud de los peces debido a errores humanos que imposibilitaron tomar las tallas de los peces. Por tanto, en el análisis de las mediciones realizadas solo se contó con 24 muestreos de Punta Francés y 11 de Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo.

Se analizaron la relación entre especies observadas, identificadas y medidas, así como el comportamiento de elementos problemáticos como el esfuerzo de muestreo y la fiabilidad de las mediciones. Algunos de estos elementos son empleados comúnmente en las comparaciones entre diferentes métodos de muestreo (*e.g.* Holmes *et al.*, 2013). El procesamiento de los datos se realizó a través del programa estadístico R, versión 2.15.2 (R Core Team, 2012). Para la realización de la curva de acumulación de especies se empleó el programa Primer versión, 6.1.14 (Clarke and Warwick, 2001). La construcción de la curva de acumulación de especies se realizó a partir de los datos de riqueza observada, el estimador Chao 1 (basado en la riqueza de especies raras) y en el estimado de Michaelis-Menton (curva ajustada a la de la riqueza observada). Para graficar la media de los parámetros precisión y RMS con los intervalo de confianza del 95 % asociado se empleó el programa Statistica, versión 7 (StatSoft, Inc., 2004).

RESULTADOS Y CONSIDERACIONES

Los estéreo videos realizados en Cuba desde el año 2011 se han focalizado en áreas protegidas con muy poco o nulo conocimiento sobre su ictiofauna arrecifal. El uso de esta metodología ha permitido actualizar e incrementar la lista de especies de peces de estas áreas, analizar información sobre la diversidad y composición de peces entre los hábitats y las áreas evaluadas, estas últimas con diferentes categorías de protección. También ha permitido la toma de otros datos como estadio de los peces (*e.g.* juvenil, fase inicial o terminal), actividad que realizan (*e.g.* pasando, excavando, comiendo) o algún otro comentario de interés. Todos estos, datos de importancia para estudios ecológicos.

Siguiendo la metodología propuesta se realizaron 12 video-transectos por muestreo, cantidad suficiente para obtener una muestra representativa de la ictiofauna arrecifal en cada sitio (Fig. 5). Esto lo corrobora la tendencia a la saturación observada en las curvas de acumulación de especies, sobre todo si se tiene en cuenta que la asíntota en una curva de acumulación de especies es difícil de alcanzar (Clarke and Warwick, 2001). Además, el área efectiva que se muestreó supera la analizada siguiendo la metodología propuesta por Brock (1954), una de las variantes de censo visual más utilizadas en estudios de ecología de peces en Cuba (*e.g.* Chevalier y Cárdenas, 2005; Cobián *et al.*, 2011). Con ambos métodos se analiza la misma longitud (6 transectos de 50 m y 12 transectos de 25 m, respectivamente), pero el ancho de banda en el censo visual es de 2 m (total analizado: 600 m²) y en el censo de video es de 5 m (total analizado: 1 500 m²). Harman *et al.* (2003), Watson *et al.* (2005), Delacy (2008) también emplearon

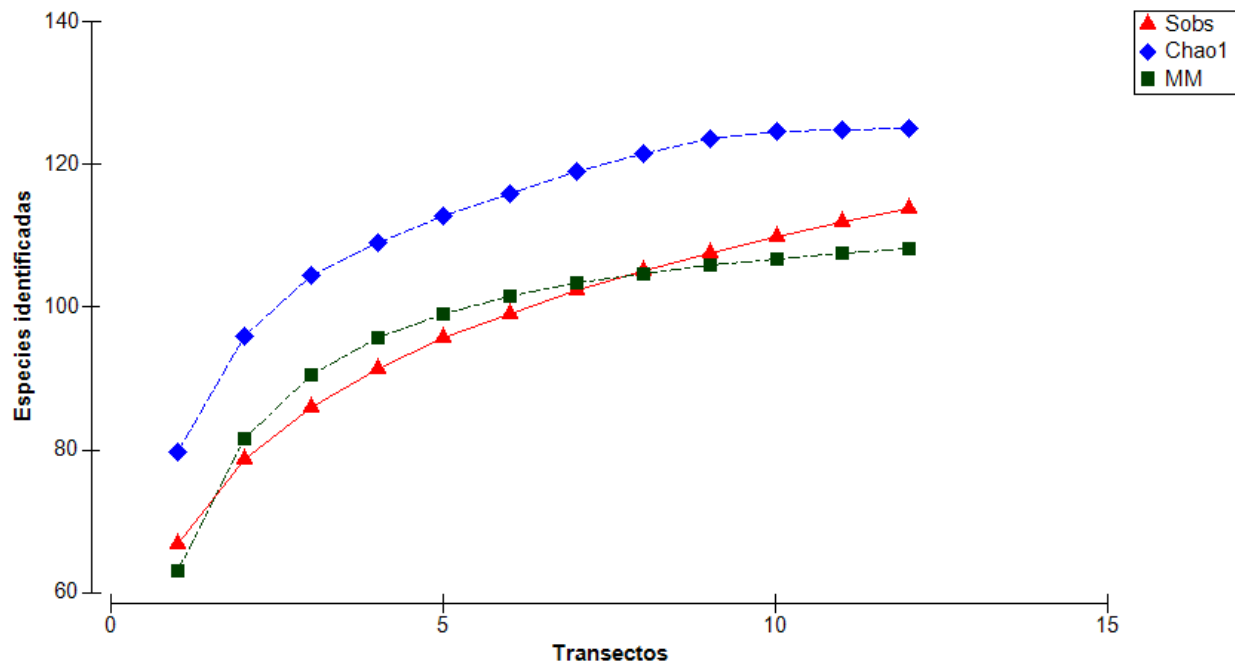


Fig. 5. Curva de acumulación de especies construida con los datos de riqueza observada (Sobs), el estimador Chao 1 (Chao1) y el estimado de Michaelis-Menton (MM), calculados a partir de la matriz de abundancia de peces registrada en Punta Francés, Cuba

12 video-transectos para muestrear asociaciones de peces.

La cantidad de transectos realizados es también adecuada para el muestreo en biotopos a diferentes profundidades (2 a 20 m) sin requerir aire adicional para la realización del buceo SCUBA. Los biotopos en los que se ha trabajado hasta ahora han sido crestas, veriles y camellones. De estos, el que ofreció mayor dificultad para el muestreo fue la cresta. Esto se debe a que la poca profundidad, estructura y efecto del oleaje en esa área del arrecife, complejizó la maniobrabilidad del sistema de estéreo video durante los transectos de muestreo.

El tiempo empleado en el campo para la filmación de los video-transectos no excedió los 30 minutos, contrario al tiempo de procesamiento de los videos que tomó alrededor de 15 horas por muestreo (12 transectos por cada muestreo). El tiempo empleado

durante el análisis de los videos varió en dependencia de la abundancia de peces encontrada en el área. Por tanto, se requirió poco tiempo para el muestreo en el campo, pero un tiempo considerable para el procesamiento de los videos. Además, fueron necesarios requisitos operacionales que permitieran el transporte del equipamiento y la transferencia periódica de los videos desde las cámaras hacia una computadora. El tiempo requerido para este proceso, conjuntamente con la conversión de los videos, fue de 4 horas por muestreo, aproximadamente. Además del tiempo, uno de los requisitos más importantes durante este proceso fue la existencia de dispositivos electrónicos que permitieran el almacenamiento de los ficheros de video, los cuales necesitan un espacio considerable consonante con su resolución.

Todos los peces observados no pudieron ser identificados, ya que muchos

se encontraban poco visibles. En Punta Francés fueron observados 51 623 individuos, de los cuáles 48 908 fueron identificados hasta nivel de especie, y en Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo de 15 060 peces observados, 14 463 fueron identificados hasta nivel de especie (Tabla I).

Además de la relación entre especies observadas e identificadas, hay otras de hábitos crípticos (*e.g.* orden Pleuronectiforme y familia Syngnathidae) o de muy pequeña talla (*e.g.* familias Blenniidae y Gobiidae) que no se han podido registrar con este método. Durante el desarrollo de estos estudios y análisis de los resultados es necesario ser consecuentes con las limitaciones del método, y en este caso, la subestimación de especies crípticas, nocturnas o de muy pequeña talla.

La más notoria importancia de las tecnologías de estéreo video se centra en obtener de forma exacta y precisa la distancia de observación y la talla de los individuos observados, lo que se garantiza a través del proceso de calibración previo (Shortis *et al.*, 2007). En este sentido, la conducta de muchos peces ha dificultado su medición. Es

decir, peces que tienden a estar en oquedades o en posiciones en las que no tienen el cuerpo recto, completamente visible o en el ángulo adecuado para medirlos, pueden ser observados, identificados, pero no medidos. Exceptuando los estéreo videos en los que no se pudieron realizar mediciones, en Punta Francés se identificaron un total de 33 320 individuos de los cuales 6 982 fueron medidos, y en Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo de 12 256 identificados, 5 402 fueron medidos. Estos valores indican que de los peces identificados fueron medidos el 20,95 % y el 44,08 %, respectivamente (Tabla I).

Las mediciones realizadas fueron obtenidas con un alto grado de precisión: 4,22 mm en los muestreos de Punta Francés y 3,55 mm en los de Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo (Fig. 6). Los valores promedios de los parámetros RMS en las mediciones realizadas fueron de 6,63 mm y 6,42 mm en los muestreos de Punta Francés, y 8,82 mm y 8,79 mm en los muestreos de Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo (Fig. 6). La precisión y los otros parámetros de las mediciones

Tabla I. Cantidad y porcentaje de peces identificados hasta los diferentes niveles taxonómicos respecto al total de peces observados en todos los videos, y cantidad y porcentaje (%) de peces medidos respecto al total de peces contados en los videos donde se realizaron las mediciones de longitud horquilla. PF. Punta Francés, CCRL. Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo

Criterios	Cantidad PF	Porcentaje PF	Cantidad CCRL	Porcentaje CCRL
Total de peces observados (incluidos todos los videos)	51 623		15 060	
Identificados a nivel de especie	48 908	94,74	14 463	96,04
Identificados a nivel de género	1 809	3,50	334	2,22
Identificados a nivel de familia	345	0,67	101	0,67
No identificados	561	1,09	162	1,08
Total de peces observados (incluidos videos con mediciones)	33 320		12 256	
Cantidad de peces medidos	6 982	20,95	5 402	44,08

obtenidos están dentro de un rango idóneo (menos de 10 mm de precisión y de RMS). Esta selección estricta de las mejores mediciones garantizó un alto nivel de confiabilidad en estos datos, pero limitó la cantidad de mediciones a realizar. Para realizar la mayor cantidad de mediciones y que estas tengan la mejor calidad, es necesario montar correctamente el equipamiento de video y corroborar su estado antes de comenzar los muestreos. En este

sentido, cualquier afectación en la calibración del sistema de video lo haría no apto para tomar mediciones adecuadas. No obstante, un montaje perfecto de las cámaras no garantiza que se realicen la mayor cantidad de las mediciones.

La conducta de los peces de arrecife, la topografía de este ecosistema, y la presencia de especies crípticas o de pequeña talla dificulta la observación, identificación y medición de muchas especies observadas, hecho que ocurre en menor medida con el censo visual (Holmes *et al.*, 2013). Por tales motivos, y debido a la presencia de especies pequeñas en las que normalmente la relación precisión-longitud es muy alta (mayor del 5 %), se considera imposible medir la totalidad de los peces identificados con este método. Por tanto, para analizar la biomasa de peces es necesario hacer correcciones y ajustes que hagan comparables los datos entre diferentes áreas, pero

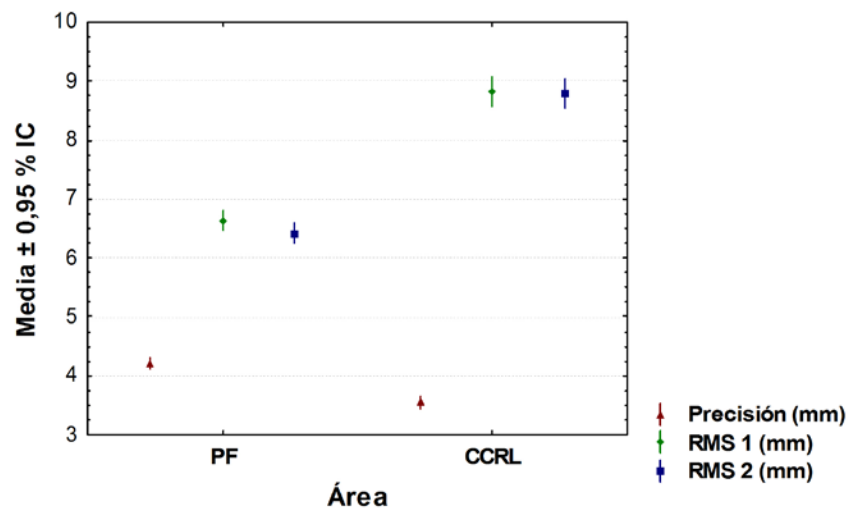


Fig. 6. Valores promedio de precisión y parámetro RMS (dado por el programa EventMeasure) con el intervalo de confianza del 95 % asociado (IC), pertenecientes a las mediciones realizadas (longitud horquilla) a los peces de los arrecifes de Punta Francés (PF) y Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo (CCRL), Cuba

partiendo siempre de que la biomasa que se representa está subestimada. Algunos de estos posibles ajustes puede ser eliminar del análisis a las especies raras, ya que aparecen solamente una o dos veces y posiblemente en mala posición, y a las especies de pequeña talla cuya relación precisión-longitud comúnmente excede el 5 %. Por tal motivo, en muchos trabajos son excluidas del análisis general o del análisis de longitud, las especies que tienden a estar subestimadas (*e.g.* Watson *et al.*, 2010; Holmes *et al.*, 2013). Holmes *et al.* (2013) seleccionaron algunas especies de interés pesquero para medirlas a través del método de estéreo video operado por buzos, y la proporción de peces medidos respecto a los identificados fue del 43 % y 47 % en las áreas muestreadas.

Dentro de las grandes potencialidades de las tecnologías de estéreo video se encuentra la identificación, conteo y

medición de peces dentro de cardúmenes, debido a que el método permite mayor discriminación de individuos dentro de grandes grupos (Pelletier *et al.*, 2011). El movimiento rápido de algunos cardúmenes de peces, la alta cantidad de individuos que pueden albergar, y la presencia de varias especies dominantes y muchas otras no dominantes, dificulta el muestreo de estos grupos. Sin embargo, la posibilidad de detener los videos y la tridimensionalidad ofrecida por el sistema de estéreo video, permite una mejor observación, discriminación e identificación de los peces en cardúmenes, incluso de aquellos individuos que no se encuentran en el primer plano.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Con el objetivo de realizar análisis integrales de los arrecifes de coral, se han estado realizando muestreos de corales al mismo tiempo y en el mismo espacio donde se realiza el muestreo de los peces de arrecife. Para ello se ha realizado la filmación de transectos para corales en los 10 m de separación entre los transectos de peces, o a través de videos filmados con una cámara GoPro fijada a la armazón metálica del sistema de estéreo video y orientada hacia el bentos de cada transecto. Este es el caso de los muestreos realizados en el Parque Nacional Cayos de San Felipe (Fig. 4). El incremento de análisis de este tipo en las futuras investigaciones permitirá una visión más holística de las características y estado de los arrecifes.

A seis años del uso de los sistemas de estéreo video operados por buzos en Cuba, se cuentan con muestreos realizados en varios arrecifes de coral de interés. La existencia de esta información, gran parte en procesamiento, va a permitir la

comparación de la ictiofauna entre áreas con diferentes características y niveles de protección en el archipiélago cubano.

Los resultados obtenidos hasta ahora en Cuba y en otras áreas del mundo (Mallet and Pelletier, 2014), y la visión de las potencialidades de las tecnologías de video bajo el agua, ha motivado el reciente empleo de otras variantes como los sistemas de video remoto con carnada. En los venideros años se espera continuar e incrementar el empleo de este tipo de tecnología en Cuba. Además, su uso permitirá complementar los datos obtenidos en áreas de interés, fundamentalmente en áreas marinas protegidas.

CONCLUSIONES

Tras seguir correctamente la metodología recomendada para el procesamiento de los estéreo videos operados por buzos, ha sido posible el análisis integral de la ictiofauna arrecifal, incluyendo datos de biomasa que derivan de mediciones con alto grado de precisión y exactitud. Siempre se debe partir de que existe subestimación de especies de pequeño tamaño, y crípticas en los análisis de abundancia y biomasa. Han sido corroboradas las múltiples ventajas de este sistema basadas fundamentalmente en su naturaleza poco invasiva, la existencia de un registro permanente de la información y la visión tridimensional de los transectos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Operación Wallacea por el apoyo en el desarrollo de las investigaciones con el estéreo video operado por buzos en Cuba. Se agradece especialmente a Alexei Ruiz, Armando Pérez (Coco) y Leonardo Espinosa por la realización de los muestreos, así como a la tripulación del

Felipe Poey. También se agradece a Proyecto “Patrones y Procesos en Tres Golfos del Archipiélago Cubano”, a Fernando Bretos (The Ocean Foundation), a Amy Apprill (Woods Hole Oceanographic Institution), a Bay and Paul Foundations y a Dalio Explore Fund por permitir el desarrollo de la expedición a Cayo Campos-Cayo Rosario-Cayo Largo. Además, deseamos agradecer a las personas involucradas en el proceso de arbitraje por sus útiles consejos.

REFERENCIAS

- BOHNSACK, J.A. and BANNEROT, S.P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS 41*, 1-15.
- BROCK, V.E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wildlife Manage*, 18, 297-308.
- CAPPO, M., HARVEY, E. and SHORTIS, M. (2006). *Counting and measuring fish with baited video techniques -an overview*. Paper presented at the Australian Society for Fish Biology.
- CHEVALIER, P. P. y CÁRDENAS, A. L. (2005). Variación espacial y temporal de las asociaciones de peces en arrecifes costeros de la costa oriental de la Bahía de Cochinos. I: Abundancia y diversidad. *Rev. Invest. Mar.*, 26(1), 45-57.
- CLARKE, K. R. and WARWICK, R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, (2nd ed.): PRIMER-E: Plymouth, UK.
- COBIÁN, D. y CHEVALIER, P. P. (2009). Evaluación de las asociaciones de peces de los arrecifes coralinos del Centro Internacional de Buceo María la Gorda, Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 1, 111-125.
- COBIÁN, D., HERNÁNDEZ-ALBERNAS, J., DURÁN, A., CHEVALIER, P. P., CÁRDENAS, A. L., LUNA, D. R. y CANTELAR, K. (2011). Ictiofauna de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. *Revista ECOVIDA*, 3(1), 1-16.
- COSTELLO, M. J., COLL, M., DANOVARO, R., HALPIN, P., OJAVEER, H. and MILOSLAVICH, P. (2010). A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE*, 5(8), e12110. doi: 10.1371/journal.pone.0012110
- DELCY, C. R. (2008). *Latitudinal patterns in reef fish assemblage structure: the influence of long-term and short-term processes*. Doctor of Philosophy, The University of Western Australia.
- DENNY, C. M. and BABCOCK, R. C. (2004). Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biol. Conserv.*, 116, 119-129. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00183-6
- EDGAR, G. J., BARRETT, N. S. and MORTON, A. J. (2004). Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 308, 269–290. doi: 10.1016/j.jembe.2004.03.004
- HARMAN, N., HARVEY, E. S., and KENDRICK, G. A. (2003). Differences in fish assemblages from different reef habitats at Hamelin Bay, south-western Australia. *Mar. Freshwat. Res.*, 54, 1-8. doi: 10.1071/MF02040
- HARVEY E.S. and SHORTIS, M.R. (1996). A system for stereo-video measurement of subtidal organisms. *Mar. Tech. Soc. J.* 29:10-22
- HARVEY, E., CAPPO, M., SHORTIS, M., ROBSON, S., BUCHANAN, J. and SPEARE, P. (2003). The accuracy and precision of underwater measurements of length

- and maximum body depth of southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) with a stereo-video camera system. *Fish. Res.*, *63*, 315-326. doi: 10.1016/S0165-7836(03)00080-8
- HARVEY, E., FLETCHER, D. and SHORTIS, M. (2001a). 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., FLETCHER, D. and SHORTIS, M. (2001b). Improving the statistical power of length estimates of reef fish: a comparison of estimates determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish. Bull.*, *99(1)*, 72-80.
- HARVEY, E., FLETCHER, D., SHORTIS, M. R. and KENDRICK, G. A. (2004). A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Mar. Freshwat. Res.*, *55*, 573-580. doi: 10.1071/MF03130
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L. y SALVAT-TORRES, H. (2014). Composición, estructura y condición de las comunidades de corales pétreos y de peces en áreas protegidas de la provincia Granma, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, *34(1)*, 64-80.
- HOLMES, T. H., WILSON, S. K., TRAVERS, M. J., LANGLOIS, T. J., EVANS, R. D., MOORE, G. I., ... HICKEY, K. (2013). A comparison of visual- and stereo-video based fish community assessment methods in tropical and temperate marine waters of Western Australia. *Limnol. Oceanogr.: Methods*, *11*, 337-350. doi: 10.4319/lom.2013.11.337
- HUGHES, T. P., RODRIGUES, M. J., BELLWOOD, D. R., CECCARELLI, D., HOEGH-GULDBERG, O., MCCOOK, L., ... WILLIS, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr. Biol.*, *17*, 360-365. doi: 10.1016/j.cub.2006.12.049
- JACKSON, J. B. C. (1997). Reefs since Columbus. *Coral Reefs*, *16*, Suppl.: S23-S32.
- JACKSON, J. B. C., KIRBY, M. X., BERGER, W. H., BJORN DAL, K. A., BOTS FORD, L. W., BOURQUE, B. J., ... WARNER, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, *293*, 629-638. doi: 10.1126/science.1059199
- JACKSON, J., MARY DONOVAN, CRAMER, K. and LAM, V. (2014). *Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012*: Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- JONES, R.S. and THOMPSON, M.J. (1978). Comparison of Florida reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bull. Mar. Sci.*, *28*, 159-172.
- KELAHER, B. P., COLEMAN, M. A., BROAD, A., REES, M. J., JORDAN, A. and DAVIS, A. R. (2014). Changes in fish assemblages following the establishment of a network of no-take marine reserves and partially-protected areas. *PLoS ONE*, *9(1)*, e85825. doi: 10.1371/journal.pone.0085825
- LANGLOIS, T., CHABANET, P., PELLETIER, D. and HARVEY, E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *SPC Fisheries Newsletter*, *118*, 53-57.
- LANGLOIS, T. J., HARVEY, E. S., FITZPATRICK, B., MEEUWING, J. J., SHEDRAWI, G. and WATSON, D. L. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquat. Biol.*, *9*, 155-168. doi: 10.3354/ab00235
- LESSIOS, H. A. (1996). Methods for quantifying abundance of marine organisms.

- In M. A. Lang and C. C. Baldwin (Eds.), *Methods and techniques of underwater research. Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences Scientific Diving Symposium*. (pp. 149-157). Washington D.C.
- LETESSIER, T. B., JUHEL, J.-B., VIGLIOLA, L. and MEEUWIG, J. J. (2015). Low-cost small action cameras in stereo generates accurate underwater measurements of fish. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, *466*, 120-126. doi: 10.1016/j.jembe.2015.02.013
- MALLET, D. and PELLETIER, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fish. Res.*, *154*, 44-62. doi: 10.1016/j.fishres.2014.01.019
- MILOSLAVICH, P., DÍAZ, J. M., KLEIN, E., ALVARADO, J. J., DÍAZ, C., GOBIN, J., ... ORTIZ, M. (2010). Marine biodiversity in the Caribbean: Regional estimates and distribution patterns. *PLoS ONE*, *5*(8), e11916. doi: 10.1371/journal.pone.0011916
- PELLETIER, D., LELEU, K., MOU-THAM, G., GUILLEMOT, N. and CHABANET, P. (2011). Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fish. Res.*, *107*, 84-93. doi: 10.1016/j.fishres.2010.10.011
- PINA-AMARGÓS, F., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., CABRERA, Y. and CARDOSO, P. E. (2009). *Effects of fishing activity reduction in Jardines de la Reina Marine Reserve, Cuba*. Paper presented at the Proceedings of the 61th Annual Meeting of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Gosier, Guadeloupe, French West Indies.
- PRATCHETT, M. S., HOEY, A. S. and WILSON, S. K. (2014). Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *7*, 37-43. doi: 10.1016/j.cosust.2013.11.022
- R CORE TEAM (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- SeaGIS (2011). Retrieved 2011-06-27 from www.seagis.com.au.
- SHORTIS, M., HARVEY, E. and SEAGER, J. (2007). *A review of the status and trends in underwater videometric measurement*. Paper presented at the SPIE Videometrics IX, California, U.S.A.
- SMITH, A. N. H., ANDERSON, M. J., MILLAR, R. B. and WILLIS, T. J. (2014). Effects of marine reserves in the context of spatial and temporal variation: an analysis using Bayesian zero-inflated mixed models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *499*, 203-216. doi: 10.3354/meps10653
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- TESSIER, E., CHABANET, P., POTHIN, K., SORRIA, M. and LASSERRE, G. (2005). Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, *315*, 17-30. doi: 10.1016/j.jembe.2004.08.027
- WATSON, D. L., HARVEY, E. S., ANDERSON, M. J. and KENDRICK, G. A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Mar. Biol.*, *148*, 415-425. doi: 10.1007/s00227-005-0090-6
- WATSON, D. L., HARVEY, E. S., FITZPATRICK, B. M., LANGLOIS, T. J. and SHEDRAWI, G. (2010). Assessing reef fish

- assemblage structure: how do different stereo-video techniques compare? *Mar. Biol.*, *157*, 1237-1250. doi: 10.1007/s00227-010-1404-x
- WATSON, D. L., HARVEY, E. S., KENDRICK, G. A., NARDI, K. and ANDERSON, M. J. (2007). Protection from fishing alters the species composition of fish assemblages in a temperate-tropical transition zone. *Mar. Biol.*, *152*, 1197-1206. doi: 10.1007/s00227-007-0767-0
- WILLIS, T. J. (2001). Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *J. Fish Biol.*, *59*, 1408-1411. doi: 10.1006/jfbi.2001.1721
- WORM, B., BARBIER, E. B., BEAUMONT, N., DUFFY, J. E., FOLKE, C., HALPERN, B. S., ... WATSON, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, *314*, 787-790. doi: 10.1126/science.1132294
- mangle.*, siendo la tala y la fragmentación del hábitat en algunas zonas los principales problemas ambientales actuales (Zabala *et al.* 2013).