

Una guía de campo y anotación en video para estudios remotos submarinos con cebo en video estéreo de conjuntos de peces demersales

Tim Langlois¹ | Jordan Goetze^{2,3} | Bonos de Todd¹ | Monje Jacquomo⁴ | René A. Abesamis⁵ | Jacob Aser^{6,7} | Neville Barrett⁴ | Antonio TF Bernard^{8,9} | Phil J. Bouchet¹⁰ | Mateo J. Birt¹¹ | Mike Cappo¹² | Leanne M. Currey-Randall¹² | Damon Driessen³ | David V. Fairclough^{3,13} | Laura AF Fullwood³ | Brooke A. Gibbons¹ | David Harasti¹⁴ | Michelle R. Heupel¹² | Jaime Hicks¹⁵ | Thomas H. Holmes^{1,2} | Charlie Huvneers¹⁶ | Daniel Ierodiaconou¹⁷ | Alan Jordan⁴ | Nathan A. Knott¹⁸ | Steve Lindfield¹⁹ | Hamish A. Malcolm²⁰ | Dianne McLean^{1,11} | Marcos Meekan¹¹ | David Miller¹⁵ | Peter J. Mitchell²¹ | Stephen J. Newman^{3,13} | Ben Radford¹¹ | Fernanda A. Rollm²² | Benjamín J. Saunders³ | Marcus Stowar¹² | Adán NH Smith²³ | Michael J. Travers^{3,13} | Corey B. Wakefield^{3,13} | Sasha K. Whitmarsh¹⁶ | Joel Williams¹⁴ | Euan S. Harvey³

¹el Instituto de los Océanos de la UWA y la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad de Australia Occidental, Perth, WA, Australia; ²programa de ciencias marinas, Biodiversidad y Ciencias de la Conservación, Departamento de Biodiversidad, Conservación y Atracciones, Kensington, WA, Australia; ³Escuela de Molecular y Vida Científicas, Universidad de Curtin, Perth, WA, Australia; ⁴Instituto de Estudios Marinos y Antárticos, Universidad de Tasmania, Hobart, Tas, Australia; ⁵angel rey 6 Centro de Investigación y Gestión Ambiental, Universidad Silliman, ciudad de Dumaguete, Filipinas; 7 Centro, División de Operaciones NOAA Fisheries, Ciencias Pesqueras de las Islas del Pacífico Científicas, Centro Regional NOAA Inouye, Honolulu, HI, EE. UU.; Hawai'i en Manoa, Honolulu, HI, EE. UU.; Instituto Conjunto de Investigaciones Marinas y Atmosféricas, Universidad de Universidad de Rhodes, Grahamstown, Sudáfrica; ⁸Instituto Sudafricano para la Biodiversidad Acuática, Grahamstown, Sudáfrica; ⁹Departamento de Zoología y Entomología, 10Centro de Investigación sobre Modelización Ecológica y Ambiental, Facultad de Matemáticas y Estadística, Universidad de St Andrews, St Andrews, Reino Unido; 11Instituto Australiano de Ciencias Marinas, Centro de Investigación Marina del Océano Índico, Perth, WA, Australia; 12Instituto Australiano de Ciencias Marinas, Townsville, Qld, Australia; 13Laboratorios de Investigación Marina y Pesquera de Australia Occidental, Departamento de Industrias Primarias y Desarrollo Regional, Gobierno de Australia Occidental, North Beach, WA, Australia; 14Investigación Pesquera, Departamento de Industrias Primarias de NSW, Taylors Beach, NSW, Australia; 15Programa de Ciencias Marinas, División de Ciencias y Servicios Corporativos, Departamento de Medio Ambiente y Agua, Adelaide, SA, Australia; 16Grupo de Ecología del Tiburón del Sur, Facultad de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Flinders, Bedford Park, SA, Australia; 17Escuela de Ciencias Ambientales y de la Vida, Centro de Ecología Integrativa, Universidad Deakin, Warrnambool, Vic., Australia; 18Investigación Pesquera, Departamento de Industrias Primarias de NSW, Huskisson, NSW, Australia; 19Fundación de Investigación de Arrecifes de Coral, Koror, Palaos; 20Investigación pesquera, Departamento de Industrias Primarias de NSW, Coffs Harbour, NSW, Australia; 21Centro de Ciencias Ambientales, Pesqueras y Acuícolas, Lowestoft, Reino Unido; 22Laboratorio de Investigación de Elasmobranchios, Instituto de Biociencias, Universidad Estatal de São Paulo, São Vicente, SP, Brasil y 23Escuela de Ciencias Naturales y Computacionales, Universidad de Massey, Auckland, Nueva Zelanda

Correspondencia

Jordan Goetze

Correo electrónico: gertza@gmail.com

Información de financiación

Nacional del Gobierno de Australia

Programa de Ciencias Ambientales; australiano

Datos comunes de investigación; Gorgona

Gorgona de la isla de Barrow Red de la isla de Barrow

Fondo de beneficios de conservación

Editor de manejo: Edward Codling

Abstracto

1. Los sistemas remotos de video estéreo subacuático con cebo (estéreo-BRUV) son una herramienta popular para muestrear conjuntos de peces demersales y recopilar datos sobre su estructura relativa de tamaño corporal y danza abundante de una manera robusta, rentable y no invasiva. Dada la rápida adopción del método, han surgido diferencias sutiles en la forma en que se implementan los BRUV estéreo y cómo se anotan las imágenes resultantes. Estas disparidades limitan la interoperabilidad de los conjuntos de datos obtenidos a través de los estudios, lo que impide obtener conocimientos a gran escala sobre la dinámica de los sistemas ecológicos.

Tim Langlois y Jordan Goetze son autores principales conjuntos.

Este es un artículo de acceso abierto bajo los términos de la licencia de atribución Creative Commons, que permite el uso, la distribución y la reproducción en cualquier medio, siempre que se cite correctamente el trabajo original. © 2020 Los autores. *Methods in Ecology*

and *Evolution* publicado por John Wiley & Sons Ltd en nombre de la Sociedad Ecológica Británica

2. Brindamos la primera guía aceptada a nivel mundial para el uso de estéreo-BRUV para realizar encuestas conjuntos de peces demersales y hábitats bentónicos asociados.
3. Se describe la información sobre el diseño de estéreo-BRUV, la configuración de la cámara, las operaciones de campo y la anotación de imágenes. Además, proporcionamos enlaces a protocolos para validar, archivar y compartir datos.
4. A nivel mundial, el uso de estéreo-BRUV se está extendiendo rápidamente. Brindamos un protocolo estandarizado que reducirá la variación metodológica entre los investigadores y alentará el uso de flujos de trabajo que se pueden encontrar, acceder, interoperar y reutilizar para aumentar la capacidad de sintetizar conjuntos de datos globales y responder a un amplio conjunto de preguntas ecológicas.

PALABRAS CLAVE

seguimiento (ecología de poblaciones), ecología de poblaciones, muestreo

1 | INTRODUCCIÓN

Nuestra comprensión de la ecología de los peces y la capacidad para gestionar las poblaciones. requieren apropiadamente datos precisos sobre la ocurrencia, abundancia, tamaño corporal, distribución y comportamiento. Muestreo remoto basado en video se están adoptando cada vez más debido a: (a) su carácter no destructivo naturaleza, (b) capacidad para muestrear especies raras (Goetze et al., 2019; Harvey, Santana-Garcon, Goetze, Saunders, & Cappel, 2018), a gran profundidad (Heyns-Veale et al., 2016; Wellington et al., 2018), (c) disposición de un registro permanente que puede ser revisado para reducir interobservador variabilidad (Cappel, De'ath, Stowar, Johansson y Doherty, 2009), (d) capacidad para recopilar datos concomitantes sobre el hábitat (Bennett, Wilson, Shedrawi, McLean y Langlois, 2016; por ejemplo, cubierta epibentónica y sustrato, Collins et al., 2017) y (e) provisión de imágenes para la comunicación científica. Los métodos remotos de muestreo de video subacuático no están sujetos a los requisitos del buzo. restricciones de seguridad, ni sufren los sesgos de comportamiento resultante de la presencia de buzos (Gray et al., 2016; Lindfield, Harvey, McIlwain y Halford, 2014). Se pueden implementar múltiples sistemas remotos en el campo de forma consecutiva para hacer un uso eficiente del tiempo de campo y permitir muestreo espacialmente extenso (Langlois, Radford, et al., 2012).

El uso de cebo con sistemas remotos de video submarino (BRUV) aumenta la abundancia relativa y la diversidad de peces observados, en particular las especies objetivo de la pesca, sin perjuicio de la muestreo de peces no atraídos por el cebo (Coghlan, McLean, Harvey, & Langlois, 2017; Harvey, Cappel, Butler, Hall y Kendrick, 2007; Velocidad, Rees, Cure, Vaughan y Meekan, 2019). Sesgos asociados con el cebo su uso ha sido discutido en varios estudios (Coghlan et al., 2017; Dorman, Harvey y Newman, 2012; Goetze et al., 2015; Hardinge, Harvey, Saunders y Newman, 2013). Variación en la dispersión de la pluma de cebo y se desconoce la sensibilidad de las diferentes especies de peces al cebo (Harvey et al., 2007), y especie específica (Bernard & Götz, 2012), con críptica y especies sedentarias potencialmente subrepresentadas (Stat et al., 2019; Watson, Harvey, Anderson y Kendrick, 2005). A pesar de estas limitaciones ciones, se ha demostrado que los BRUV proporcionan medidas relativas de las especies riqueza y abundancia de una variedad de especies en una diversa gama de condiciones y hábitats (Cappel, Harvey, & Shortis, 2006).

Sistemas BRUV con cámaras de video estéreo (estéreo-BRUV)

permiten mediciones precisas del tamaño del cuerpo (Harvey, Fletcher y Shortis, 2001), que superan las estimaciones realizadas por buzos (Harvey et al., 2001). Se recogieron datos de distribución de longitud y biomasa. nizadas como métricas esenciales para la conservación de la biodiversidad y la pesca informes de gestión de series (Langlois, Harvey y Meeuwig, 2012).

Es importante destacar que los estéreo-BRUV proporcionan una distribución de tamaño corporal comparable ción de datos a métodos dependientes de la pesca, tales como redes de arrastre (Cappel, Speare, & De'ath, 2004), anzuelo y línea (Langlois, Fitzpatrick, et al., 2012) y la pesca con trampas (Langlois et al., 2015). A pesar de estar estafado considerados inadecuados para estimar la densidad, los BRUV estéreo proporcionan una método rentable y estadísticamente poderoso para detectar espacio cambios temporales en la abundancia relativa, longitud y biomasa distribución de conjuntos de peces (Bornot et al., 2015; Harvey, Cappel, Kendrick y McLean, 2013; Malcolm, Schultz, Sachs, Johnstone y Jordania, 2015). Sin embargo, en más de 275 estudios que utilizaron BRUV estéreo para una variedad de objetivos (Información de apoyo 1), Whitmarsh, Fairweather y Huvneers (2017) encontraron una amplia variación en metodología, que puede impedir la interoperabilidad de los datos.

Brindamos un protocolo ampliamente aceptado para el uso de bentos estéreo-BRUV que incluyen información sobre diseño, operación de campo, anotación de imágenes, validación de datos, archivo y síntesis. por profesional Al proporcionar un protocolo estandarizado para encuestas estereo-BRUV, nuestro objetivo es para reducir la variación en las metodologías entre los investigadores, y en animar el uso de Findable, Accesible, Interoperable y Reusable (FAIR, Wilkinson et al., 2016) flujos de trabajo para aumentar la capacidad de sintetizar conjuntos de datos y responder preguntas ecológicas a gran escala.

2 | DISEÑO STEREO-BRUV

Los sistemas Stereo-BRUV constan de un marco (Figura 1a), que protege dos cámaras de video convergentes dentro de carcasas impermeables, adjuntas a una barra base (Figura 1b), con algún tipo de contenedor con cebo fijo frente a las cámaras (Figura 1e). Los sistemas son generalmente teth llevado por cuerda a boyas de superficie para facilitar la reubicación y recuperación

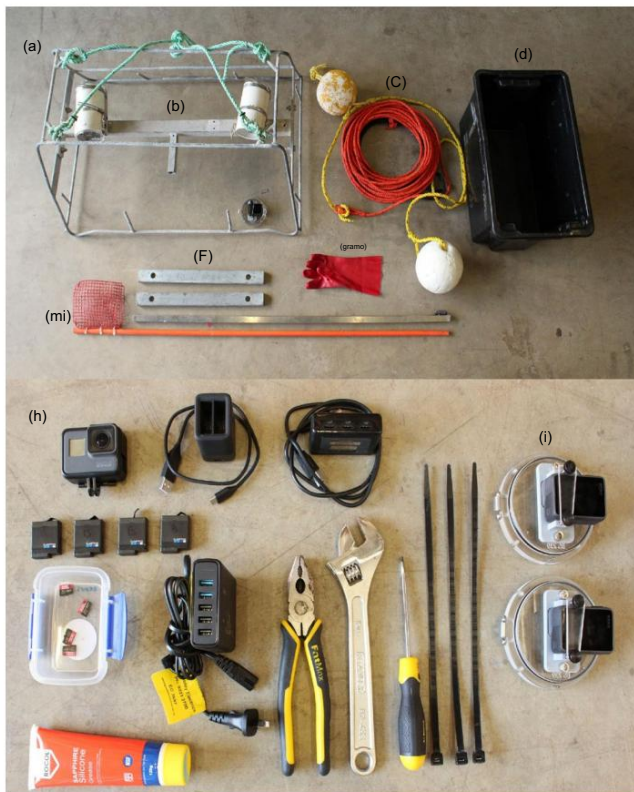


FIGURA 1 Equipo requerido para levantamientos de sistemas de video estéreo submarinos remotos con cebo, incluidos (a) marco y brida galvanizados de acero dulce, (b) barra de base estéreo y carcassas de cámara, (c) cuerda con línea de flotador desmontable y dos flotadores, (d) contenedor de almacenamiento para equipo y cebo, (e) brazo de PVC para cebo (reforzado con varilla de fibra de vidrio) con bolsa de malla para cebo y brazo de soporte de diodo metálico, (f) pesos metálicos para aguas profundas o corrientes fuertes, (g) brazo largo guante para manipular el cebo y (h) kit seco que incluye cámaras de repuesto, baterías de repuesto, cargador de batería, lector de tarjetas micro-SD, tarjetas micro-SD, herramientas estándar, bridas para cables para asegurar las bolsas de cebo, grasa de silicona para juntas tóricas y (i) cámaras calibradas fijadas de forma segura a las placas frontales

(Figura 1c). Se puede agregar lastre a los marcos para usar en aguas profundas o áreas de fuerte corriente (Figura 1f).

2.1 | Cámaras y fotogrametría

Recomendamos cámaras con resolución completa de alta definición de al menos menos 1920×1080 píxeles (Harvey, Goetze, McLaren, Langlois y Shortis, 2010) y una tasa de captura de al menos 30 fotogramas por segundo (nota: algunos modelos de cámaras de acción pueden sobrecalentarse a alta resolución) ej., 4K). Una mayor resolución de la cámara mejorará la identificación de peces y la selección de píxeles necesarios para la medición. Más alto

las velocidades de fotogramas reducen el desenfoque en las especies que se mueven rápidamente. Para mantener el estéreo calibraciones, las cámaras deben tener la estabilización de video deshabilitada y un la distancia focal fija puede facilitar las mediciones tanto de cerca como de lejos de los sistemas de cámara cuando están correctamente calibrados (Boutros, Shortis, y Harvey, 2015; Shortis, Harvey y Abdo, 2009). el campo de visión debe ser estandarizado y elegido para limitar la distorsión en la imagen (por ejemplo, no más de un ángulo medio, $\sim 95^\circ$ H-FOV). Al tomar muestras demersales

conjuntos de peces en el rango máximo típico (8 m) de las cámaras, Boutros et al. (2015) sugirió una separación de cámara < 500 mm resultar en una disminución en la precisión de las mediciones, con la medición siendo la precisión una función de $1/(\text{separación de cámaras})$. Las cámaras son fijas a una barra de base rígida para preservar la calibración estéreo requerida para calcular medidas precisas de longitud y rango (Boutros et al., 2015; Harvey y Shortis, 1995, 1998; Shortis y Harvey, 1998; corto et al., 2009). El sistema estéreo que se muestra en la Figura 1 usa dos GoPro Cámaras Hero 5 Black, con carcassas de cámara separadas por 700 mm con ángulo de convergencia de 7° sobre una barra base de acero, aunque 500 mm con también es común un ángulo de convergencia de 5° .

Las calibraciones estereoscópicas deben realizarse tanto antes como después de un campo. campaña. Dadas las tolerancias requeridas involucradas con los BRUV estéreo diseño, recomendamos buscar asesoramiento sobre fabricación y calibración de proveedores reconocidos o siguiendo especificaciones estrictas. Cualquier cambios en el posicionamiento de la cámara (por ejemplo, si se desmonta una cámara durante reemplazo de la batería) interrumpirá la calibración estéreo, lo que resultará en Error de medición. Por esta razón, la mayoría de las carcassas 'listas para usar' principal inadecuado para estéreo-BRUV. La figura 1i proporciona un ejemplo de una cámara que está asegurada a la placa frontal de la carcassa para garantizar la estabilidad. Cada carcassa y cámara debe identificarse de forma única, lo que garantiza la Estos últimos solo se utilizan en el sistema para el que están calibrados.

2.2 | Carnada

Como regla general, se recomiendan cebos aceitosos tipo sardina de origen local. (Dorman et al., 2012), a medida que el aceite se dispersa para atraer a los peces. Abastecimiento local de cebo para sardinas a partir de descartes de fábrica (p. ej., cabezas de pescado, colas y tripas) reducirá la huella ecológica de la encuesta, el costo de muestreo y potencial de translocación de enfermedades. Nosotros recomendamos 0,8–1 kg de cebo triturado, colocado entre 1,2 y 1,5 m frente a las cámaras con la bolsa de cebo de malla lo más cerca posible del ben como sea posible. El posicionamiento a más de 1,5 m de la cámara reducir la capacidad de identificar y medir a los individuos. El cebo debe ser reemplazado después de cada despliegue.

2.3 | Duración de la implementación

Los estéreo-BRUV bentónicos deben desplegarse por una duración estándar. Recomendamos implementaciones de 60 min (tiempo inferior), para permitir spe detección de cics (Currey-Randall, Cappel, Simpfendorfer, Farabaugh, & Heupel, 2020), y facilitar la comparación con datos históricos. Se ha demostrado que despliegues de 30 min son suficientes para el muestreo de especies particulares de peces en arrecifes templados poco profundos (Bernard & Götz, 2012; Harasti et al., 2015).

2.4 | Diseño de muestreo

Las estrategias de muestreo deben estar diseñadas para asegurar inferencias válidas y interpretaciones de los datos resultantes (Smith, Anderson y Pawley, 2017). Nosotros

recomendar rutinas estadísticas espacialmente equilibradas, como el paquete *r* MBHdesign (Foster et al., 2019), que puede incorporar información y sitios heredados para crear diseños de muestreo con conocimiento en probabilidades de exclusión (Foster et al., 2017, 2018). Debido a la necesidad de volver a visitar cada sitio para recuperar BRUV estéreo después del despliegue, equilibrado espacialmente los diseños pueden ser ineficientes para muestrear regiones grandes (>10 min tránsito tiempo entre muestras) y los diseños de muestreo por conglomerados pueden ser preferibles (Hill et al., 2018).

Las muestras estéreo-BRUV individuales deben separarse cuando se configuran simultáneamente para reducir la probabilidad de no independencia debido a individuos siendo muestreados simultáneamente por estéreo-BRUV adyacentes. La distancia de separación dependerá de la movilidad de las especies y el hábitat que se está estudiando; para los conjuntos típicos de peces demersales, un Se recomienda un mínimo de 400 m para implementaciones de 1 hora (Bond, Partridge, et al., 2018) o 250 m para despliegues de 30 min (Cappo et al., 2001).

2.5 | logística de campo

Embarcaciones equipadas con un pescante oscilante o un volcador y un cabrestante son ideales para implementar y recuperar estéreo-BRUV en aguas más profundas (Figura 2); sin embargo, los BRUV estéreo ligeros (compatibles La información 2) se puede recuperar a mano. Pesca con trampa comparable los métodos de recuperación son generalmente los más eficientes. Cada recuperación del signo sigue dependiendo del tipo de embarcación utilizada, estéreo-BRUV peso y tamaño y las condiciones predominantes del mar. Pescadores locales familiarizados

con una ubicación de estudio puede proporcionar valiosos consejos sobre la logística de muestreo. Se pueden implementar varios BRUV estéreo al mismo tiempo, con ~10 sistemas stereo-BRUVs que proporcionan una eficiencia logística óptima para Tiempos de implementación de 60 minutos. Deben evitarse los períodos crepusculares. (si no es el propósito del estudio) debido a cambios demostrados en los peces comportamiento durante estos tiempos (Bond, Langlois, et al., 2018; Myers, Harvey, Saunders y Travers, 2016). Al muestrear en condiciones de poca luz condiciones, tanto las luces azules (450–465 nm) como las blancas (550–560 nm) pueden ser usado. White puede proporcionar las mejores imágenes para la identificación (Birt, Stowar, Currey-Randall, McLean y Miller, 2019), pero el azul ha sido encontrado para evitar posibles sesgos de comportamiento y reducir la retrodispersión del plancton por la noche (Fitzpatrick, McLean y Harvey, 2013). Campo las listas de verificación de la metodología se proporcionan en la Información de apoyo 3.

2.6 | Anotaciones de imagen

2.6.1 | Software

Software específicamente diseñado para anotar y medir peces de el video estéreo aumentará sustancialmente la rentabilidad y la estafa consistencia de la anotación de imágenes (Gomes-Pereira et al., 2016). para estéreo video, el desafío no es la anotación, sino la calibración de las imágenes para proporcionar una medición precisa de longitud y rango. Anotación el software y los paquetes con capacidades de medición incluyen Vision Sistema de medición (Harman, Harvey y Kendrick, 2003), NIH Image (Dunbrack, 2006), paquete *sebastes* en Python (Boldt, Williams,

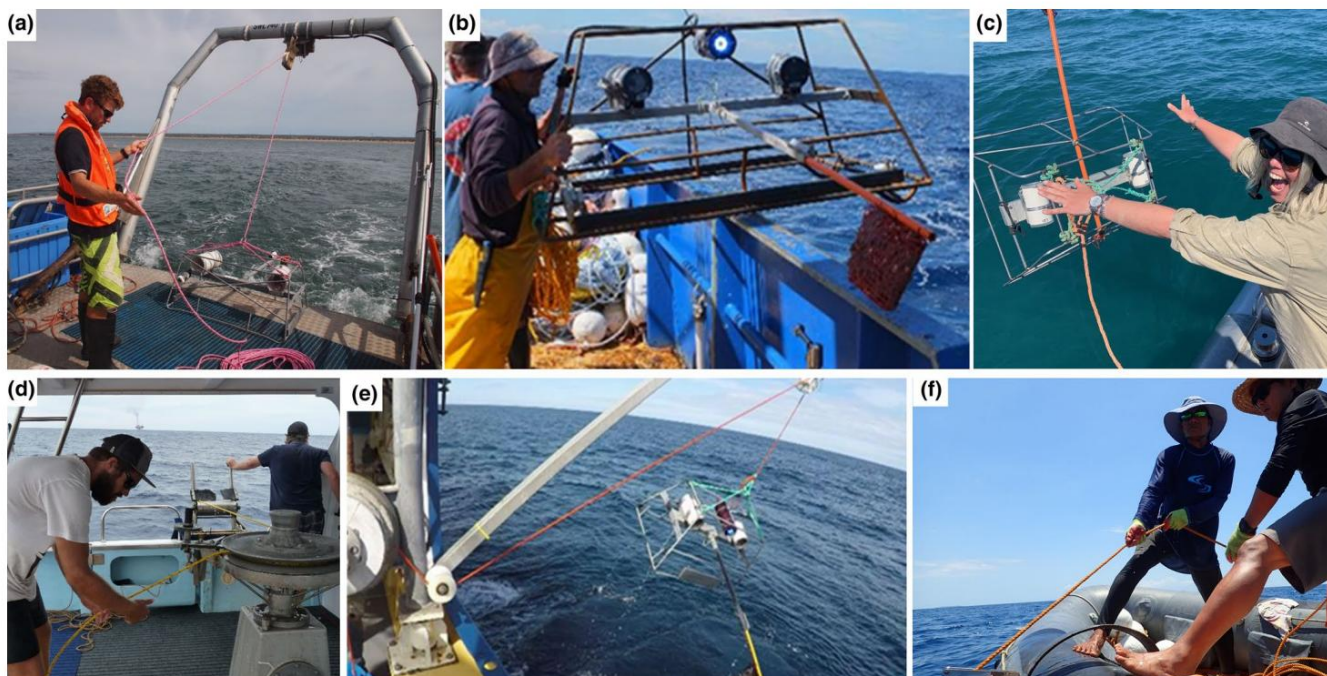


FIGURA 2 Métodos para desplegar y recuperar de forma segura sistemas remotos de video estéreo subacuático (BRUV) cebados desde embarcaciones de diferentes tamaños que utilizan diferentes equipos. (a) desplegar un estéreo-BRUV usando un marco en A y una polea en la popa del buque; (b) despliegue de un estéreo-BRUV con pesos y una luz desde el costado de una embarcación; (c) despliegue de BRUV estéreo liviano desde un pequeño inflable rígido (consulte la Información de apoyo 2); (d) usar un 'cabrestante de ollas' y un 'volcador de ollas' para recuperar rápidamente estéreo-BRUV en aguas profundas; (e) recuperar un estéreo-BRUV usando un brazo de pescante desde el costado de una embarcación; (f) recuperación de estéreo-BRUV a mano utilizando un transportador de ancla reutilizado en Filipinas

Rooper, Towler y Gauthier, 2018), paquete StereoMorph en r (Olsen & Westneat, 2015) y EventMeasure plus CAL (software de calibración ware) de SeaGIS (seagis.com.au). EventMeasure y CAL es el opción más utilizada debido a su flujo de trabajo establecido, la capacidad de crear calibraciones estéreo 3D y desarrollo activo, lo que permite anotación rentable y consistente de punto y estéreo de video imágenes. La anotación y medición manual de imágenes puede ser tiempo consumiendo, pero el campo emergente de la anotación automatizada de imágenes ofrece la promesa de una mayor rentabilidad y la recopilación de nuevos métricas (Marini et al., 2018).

2.6.2 | Metadatos de anotación

Los metadatos de campo (Información de apoyo 4) deben usarse para mostrar cree un código único para cada muestra y conjunto de anotaciones. tiempo en el fondo marino debe anotarse para proporcionar una hora de inicio para el estéreo Período de implementación de BRUV. Es importante que el vínculo entre un se mantienen las notaciones y las imágenes.

2.6.3 | Estimaciones de abundancia

Recomendamos que todos los peces se identifiquen con el nivel taxonómico más bajo. posible. La métrica estándar de abundancia es MaxN, el máximo número de individuos de una especie dada presentes en un solo cuadro de video (Priede, Bagley, Smith, Creasey y Merrett, 1994). MaxN es ampliamente utilizado para BRUV (Whitmarsh et al., 2017), ya que es conservador y asegura que ningún individuo se cuenta más de una vez (Schobernd, Bacheler, & Con, 2013). Si bien se ha sugerido con frecuencia que MaxN ONU subestima tanto a los individuos de cuerpo pequeño como a los de cuerpo grande, el único estudio hasta ahora para evaluar esto ha encontrado que MaxN proporciona un representante muestra de distribuciones de tamaño (Coghlan et al., 2017). Sincronizado y Las cámaras izquierda y derecha calibradas permiten al analista determinar el gama de peces en el campo de visión y asegúrese de que estén dentro de un prede distancia multada de las cámaras. Por lo general, los peces se cuentan dentro de un distancia máxima de 8 m, más allá de la cual es probable estimar la longitud ser inexacto a menos que se hayan realizado calibraciones especializadas. Las anotaciones del MaxN actual pueden actualizarse cuando los peces son más claramente visibles, y por lo tanto más fáciles de medir, tomando mediciones fotogramétricas de la longitud del cuerpo individual en el último MaxN anotado.

2.6.4 | Medidas del tamaño del cuerpo

Las secuencias de video estéreo sincronizadas y calibradas se utilizan para acumular mide el tamaño del cuerpo con rapidez. Todos los individuos de cada especie deben ser medido en su MaxN. Recomendamos medir la longitud de la horquilla en lugar que la longitud total, ya que es más fácil de definir a través de una gama de especies. Las estimaciones de biomasa generalmente se basan en la longitud total, pero la longitud de horquilla Se pueden usar conversiones de longitud total para completar estos cálculos. (Froese y Pauly, 2019). Para especies donde la longitud total puede ser poco fiable

o no hay una bifurcación definible, el tamaño del cuerpo se estima usando otras medidas (por ejemplo, medidas de disco para rayos). Medidas fotogramétricas de longitud Los experimentos se hacen típicamente con algún grado de error, que puede ser minimizado midiendo a los individuos cuando están lo más cerca posible de las cámaras tanto como sea posible con la nariz y la horquilla de cola claramente visibles, inmóviles o moviéndose lentamente, en un ángulo <45° perpendicular a las cámaras y recto (no doblado por girar). Definición de puntos de corte para la medición error entre proyectos ayudará a mantener un cuerpo exacto y preciso estimaciones de tamaño, proporcionamos longitud de medición estéreo recomendada reglas para EventMeasure en la información de apoyo 5. Si el pescado no se puede medido dentro de estos parámetros, se puede usar un 'punto 3D' para anotación, que registra la ubicación 3D del pez para asegurarse de que está dentro el área de muestreo (Harvey, Fletcher, Shortis y Kendrick, 2004). para crear comió una métrica de abundancia relativa estandarizada a una muestra consistente área, la abundancia debe sumarse a partir de las longitudes y los puntos 3D en el MaxN para cada especie. Para estimaciones de biomasa, puntos 3D pro proporcionar una base para extrapolar un valor de longitud mediana a los peces que podrían no ser medido (Wilson, Graham, Holmes, MacNeil, & Ryan, 2018). Cuando se encuentran cardúmenes muy apretados, los peces que no pueden ser medido debe tener puntos 3D. Cuando las longitudes o los puntos 3D son no es posible para todos los peces, se pueden asignar varios individuos a un longitud única o punto 3D, pero se debe tener cuidado para representar el gama de tamaños corporales dentro de una escuela.

2.6.5 | Comportamiento

Una variedad de observaciones de comportamiento, incluida la hora de la primera llegada, el tiempo hasta la primera alimentación y la distancia mínima de aproximación, también se pueden calcular calculado (Coghlan et al., 2017; Goetze et al., 2017).

2.6.6 | Anotaciones interoperables y reproducibles

Las imágenes de video permiten a los anotadores trabajar en colaboración para garantizar Las identificaciones son consistentes. Una biblioteca de imágenes de referencia, como esa respaldado por EventMeasure, ayudará con la identificación y la capacitación. Se reconoce que algunos géneros no pueden ser identificados consistentemente a nivel de especie a partir de imágenes, por lo que los individuos se registran en género-fam niveles ily (por ejemplo, cabeza plana: *Platycephalus* spp). Para personas no identificadas, una convención común es que los peces que son potencialmente identificables más tarde están anotados en Genus sp1–10, esto permite cambiar el nombre de un lote en un momento posterior etapa si la especie se identifica con éxito. individuos que son claramente no identificables para las especies se anotan como Género sp.

2.6.7 | Clasificación de hábitat

Información sobre relieve, tipos de hábitat y composición bentónica (p. ej. porcentaje de cobertura de tipos de bentos) debe registrarse de cada de (Bennett et al., 2016; Collins et al., 2017), para facilitar en investigación de las relaciones peces-hábitat y permitir el muestreo campo de visión a ser estandarizado o controlado para datos posteriores

análisis (McLean et al., 2016). Es importante que estos datos sean una anotados consistentemente y se recomienda que sean mapeados al esquema de clasificación CATAMI (Althaus et al., 2015) y un 0-5 estimación del relieve bentónico (Polunin & Roberts, 1993; Wilson, Graham, & Polunin, 2007). Un ejemplo de composición de hábitat y relieve un el esquema de notación se proporciona en un repositorio de GitHub (Langlois, 2017). Las imágenes orientadas hacia adelante se pueden anotar en una gama de software, en incluyendo TransectMeasure de SeaGIS (seagis.com.au), Benthobox (https://benthobox.com), CoralNet (https://coralnet.ucsd.edu/) y Squidle+ (https://squidle.org), que proporcionan flujos de trabajo adecuados y salidas de datos comparables.

2.6.8 | Control de calidad y curación de datos.

El control de calidad y la conservación de datos son vitales para garantizar un trabajo de datos JUSTO flujos (Wilkinson et al., 2016). Todas las correcciones deben hacerse dentro los archivos de anotación originales para garantizar la coherencia de los datos a lo largo del tiempo. Recomendamos los siguientes enfoques para garantizar el control de calidad:

- Los anotadores deben completar videos de 'capacitación' donde se identifican las identificaciones de las especies. y MaxN son conocidos y se pueden utilizar para evaluar la competencia.
- Un anotador diferente debe completar el MaxN y la longitud mea anotaciones de verificación para proporcionar una verificación independiente de la identificaciones de especies.
- El control de calidad debe estar a cargo de un analista de video sénior o investigador e implica una revisión aleatoria del 10% de los comentarios videos y datos dentro de un proyecto. Si la precisión es inferior al 95% para todos identificaciones y estimaciones de MaxN, la nueva anotación debe ser emprendido.
- Identificadores únicos de anotadores y fechas de cuando las imágenes fueron anotado debe mantenerse para proporcionar un rastro de verificación de datos (ver Información de apoyo 4).

r flujos de trabajo y paquetes de funciones se proporcionan en un GitHub re repositorio (Langlois, 2020) para permitir la validación con especies regionales listas y tamaños mínimos y máximos probables para cada especie.

2.6.9 | Almacenamiento de datos , descubrimiento y liberación

Fomentamos las políticas de datos abiertos y recomendamos archivar y compartir anotaciones estéreo-BRUV en datos de biodiversidad global repositorios, como el Sistema de Información Biogeográfica Oceánica, Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad y el recientemente desarrollado Oped GlobalArchive (globalarchive.org). GlobalArchive es un cen repositorio centralizado que permite el acceso abierto y el intercambio privado de datos de anotación de imágenes de peces de BRUV estéreo o imágenes similares técnicas de muestreo basadas en GlobalArchive permite a los usuarios almacenar datos de manera estandarizada y segura y hace que los metadatos detectable, fomentando así la colaboración y la síntesis de datos establece dentro de la comunidad de práctica. Recomendamos toda la calidad. datos de anotación controlados y cualquier calibración asociada, taxa y

los datos del hábitat deben cargarse en GlobalArchive y lo alentamos la edad en que todos los datos deben estar disponibles públicamente a través del público opción de datos Como ejemplo, los estándares australianos para el hombre de datos administración, descubrimiento y liberación se proporcionan en Soporte Información 6.

3 | CONCLUSIÓN

A nivel mundial, el uso de BRUV estéreo está aumentando rápidamente. El soporte arización de encuestas y anotaciones stereo-BRUVs facilitará la síntesis de datos comparables a nivel continental y mundial se escala y proporciona datos completos e interoperables para informar a la natu manejo de recursos naturales. La variación en la metodología ha contra forzó la interoperabilidad de estos datos hasta la fecha (Whitmarsh et al., 2017), alentamos a los investigadores a estandarizar y compartir mejoras y problemas técnicos a través de un sitio en línea establecido foro o grupo de trabajo (Información de apoyo 7).

Lograr una metodología de campo consistente y una anotación FAIR, con protocolos de archivado e intercambio de datos, brindan la mejor barra Más cercano a la aceptación y el impacto globalmente consistentes de los estéreo-BRUV. Proporcionamos un protocolo estandarizado que reducirá la metodológica variación entre los investigadores y alentar el uso del trabajo FAIR flujos para aumentar la capacidad de sintetizar conjuntos de datos y responder a una gama de cuestiones ecológicas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quisieran agradecer a James Seager (SeaGIS.com.au) por soporte con software y James Seager y Ray Scott para equipo de estereo y asesoramiento. Investigadores TL, BAG, JW, NB y JM fueron apoyados por el Marine Biodiversity Hub a través de financiación del National Environmental Environmental del Gobierno de Australia Programa de Ciencias. Los scripts de validación de datos y GlobalArchive.org fueron apoyado por Australian Research Data Commons, Gorgon Beneficios netos de conservación de Barrow Island Gorgon Barrow Island Fondo, administrado por el Gobierno de Australia Occidental y el BHP/UWA Biodiversidad y beneficios sociales del acceso restringido Colaboración de áreas. Este manual ha sido respaldado por GOOS Panel de Expertos en Biología y Ecosistemas como el mejor práctica para realizar investigaciones con cebo remoto bajo el agua sistemas de video estéreo.

CONTRIBUCIONES DE LOS AUTORES

Todos los autores concibieron las ideas y diseñaron la metodología; TL y JG dirigió la redacción del manuscrito. Todos los autores contribuyeron con críticas a los borradores y dio la aprobación final para su publicación.

REVISIÓN POR PARES

El historial de revisión por pares de este artículo está disponible en https://publons.com/publon/10.1111/2041-210X.13470.

DECLARACIÓN DE DISPONIBILIDAD DE DATOS

No se presentaron datos.

ORCIDO

Tim Langlois <https://orcid.org/0000-0001-6404-4000>

Jordan Goetze <https://orcid.org/0000-0002-3090-9763>

Todd Bond <https://orcid.org/0000-0001-6064-7015>

Monje Jacquomo <https://orcid.org/0000-0002-1874-0619>

René A. Abesamis <https://orcid.org/0000-0001-7456-1415>

Jacob Asher <https://orcid.org/0000-0003-3997-8439>

neville barrett <https://orcid.org/0000-0002-6167-1356>

Antonio TF Bernard <https://orcid.org/0000-0003-0482-6283>

Phil J. Bouchet <https://orcid.org/0000-0002-2144-2049>

Mateo J Birt <https://orcid.org/0000-0003-2233-0716>

Leanne M. Currey-Randall <https://orcid.org/0000-0002-3772-1288>

David V. Fairclough <https://orcid.org/0000-0002-9620-5064>

david harasti <https://orcid.org/0000-0002-2851-9838>

Michelle R. Heupel <https://orcid.org/0000-0002-8245-7332>

charlie huveneers <https://orcid.org/0000-0001-8937-1358>

Daniel Ierodiaconou <http://orcid.org/0000-0002-7832-4801>

Nathan A. Knott <https://orcid.org/0000-0002-7873-0412>

steve lindfield <https://orcid.org/0000-0002-7933-6206>

Hamish A. Malcolm <https://orcid.org/0000-0001-7315-1537>

Dianne McLean <https://orcid.org/0000-0002-0306-8348>

Marca Meekan <https://orcid.org/0000-0002-3067-9427>

Stephen J. Newman <https://orcid.org/0000-0002-5324-5568>

Fernanda A. Rolim <https://orcid.org/0000-0003-3761-3970>

Benjamín J. Saunders <https://orcid.org/0000-0003-1929-518X>

Adán NH Smith <https://orcid.org/0000-0003-0059-6206>

Michael J. Travers <https://orcid.org/0000-0002-3072-1699>

Sasha K. Whitmarsh <https://orcid.org/0000-0001-8934-2354>

joel williams <https://orcid.org/0000-0002-4173-3855>

Euan S. Harvey <https://orcid.org/0000-0002-9069-4581>

REFERENCIAS

Althaus, F., Hill, N., Ferrari, R., Edwards, L., Przeslawski, R., Schönberg, CHL, ...

Gowlett-Holmes, K. (2015). Un vocabulario estandarizado para identificar la biota bentónica y los sustratos a partir de imágenes submarinas: el esquema de clasificación CATAMI. *PLoS ONE*, 10, e0141039. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141039>

Bennett, K., Wilson, SK, Shedrawi, G., McLean, DL y Langlois, TJ

(2016). ¿Se pueden utilizar los estudios de peces en video estéreo operados por buceadores para recopilar datos significativos sobre las comunidades de arrecifes de coral béticos? *Limnología y Oceanografía: Métodos*. <https://doi.org/10.1002/lom3.10141>

lom3.10141 Bernard, ATF y Götz, A. (2012). El cebo aumenta la precisión en los datos de conteo de videos submarinos remotos para la mayoría de los peces de arrecifes submareales en bioregión templada cálida de Agulhas. *Serie Progreso de la Ecología Marina*, 471, 235–252. <https://doi.org/10.3354/meps10039>

Birt, MJ, Stowar, M., Currey-Randall, LM, McLean, DL y Miller, KJ (2019). Comparación de los efectos de iluminación artificial de diferentes colores en conjuntos de peces diurnos en la zona mesofótica inferior. *Biología Marina*, 166, 154. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3595-0>

Boldt, JL, Williams, K., Rooper, CN, Towler, RH y Gauthier, S. (2018).

Desarrollo de metodologías de cámaras estereoscópicas para mejorar las estimaciones de biomasa de peces pelágicos e informar la gestión de ecosistemas en aguas marinas. *Investigación pesquera*, 198, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.pescadores.2017.10.013>

Bond, T., Langlois, TJ, Partridge, JC, Birt, MJ, Malseed, BE, Smith, L. y McLean, DL (2018). Cambios diarios y asociaciones de hábitat de peces.

ensamblajes en una tubería submarina. *Investigación pesquera*, 206, 220–234. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.05.011>

Bond, T., Partridge, JC, Taylor, MD, Langlois, TJ, Malseed, BE, Smith, LD y McLean, DL (2018). Peces asociados con una tubería submarina y el lecho marino adyacente de la plataforma noroeste de Australia Occidental. *Investigación ambiental marina*, 141, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.08.003>

Bornt, KR, McLean, DL, Langlois, TJ, Harvey, ES, Bellchambers, LM, Evans, SN y Newman, SJ (2015). Las especies de peces demersales objetivo exhiben respuestas variables a la protección a largo plazo de la pesca en las Islas Houtman Abrolhos. *Arrecifes de coral*, 34, 1297–1312. <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1336-5>

Boutros, N., Shortis, MR y Harvey, ES (2015). Una comparación de métodos de calibración y configuraciones de sistemas de video estéreo submarinos para aplicaciones en ecología marina. *Limnología y Oceanografía: Métodos*, 13, 224–236. <https://doi.org/10.1002/lom3.10020>

Cappo, M., De'ath, G., Stowar, M., Johansson, C. y Doherty, P. (2009).

La influencia de la zonificación (cierre a la pesca) en las comunidades de peces de los bajos profundos y las bases de arrecifes del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral del sur. Cairns, Australia: Reef and Rainforest Research Centre Limited.

Cappo, M., Harvey, E. y Shortis, M. (2006). Contar y medir peces con técnicas de video con cebo: una descripción general. En JM Lyle, D. M. Furlani, & CD Buxton (Eds.), *Actas de la Conferencia y Taller de la Sociedad Australiana de Biología Pesquera de 2006 Tecnologías de punta en ciencias pesqueras y pesqueras*. Hobart. Agosto de 2006. (págs. 101–114)

Cappo, M., Speare, P. y De'ath, G. (2004). Comparación de estaciones de video subacuáticas remotas con cebo (BRUVS) y redes de arrastre de gambas (camarones) para evaluar la biodiversidad de peces en áreas entre arrecifes del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral. *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 302, 123–152. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.10.006>

Cappo, M., Speare, P., Wassenberg, TJ, Rees, M., Heyward, A. y Pitcher, R. (2001). Uso de estaciones de video subacuáticas remotas con cebo (BRUVS) para estudiar peces demersales: cuán profundo y significativo. En ES Harvey, & M. Cappo (Eds.), *Detección directa de la frecuencia de tallas y la abundancia de la fauna objetivo y no objetivo en las pesquerías australianas: un taller nacional* (págs. 63–71). Isla Rottneest: Corporación para el Desarrollo de la Investigación Pesquera.

Coghlan, AR, McLean, DL, Harvey, ES y Langlois, TJ (2017). ¿El comportamiento de los peces sesga la información de abundancia y talla recopilada por un video submarino con carnada? *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 497, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.09.005>

Collins, DL, Langlois, TJ, Bond, T., Holmes, TH, Harvey, ES, Pescador, R., y McLean, DL (2017). Un novedoso método de video estéreo para investigar las relaciones peces-hábitat. *Métodos en Ecología y Evolución/Sociedad Ecológica Británica*, 8, 116–125. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12650>

Randall, LM, Cappo, M., Simpfendorfer, CA, Farabaugh, NF y Heupel, MR (2020). Tiempos óptimos de remejo para estudios de elasmobranchios asociados a arrecifes con estaciones de video subacuáticas remotas con cebo. *PLoS ONE*, 15, e0231688. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231688>

Dorman, SR, Harvey, ES y Newman, SJ (2012). Efectos del cebo en el muestreo de conjuntos de peces de arrecifes de coral con estéreo-BRUV. *PLoS ONE*, 7, e41538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041538>

Dunbrack, RL (2006). Medición in situ de la longitud del cuerpo de los peces utilizando video estéreo remoto basado en perspectiva. *Fisheries Research*, 82, 327–331. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.08.017>

Fitzpatrick, C., McLean, D. y Harvey, ES (2013). Uso de iluminación artificial para estudiar peces de arrecife nocturnos. *Investigación pesquera*, 146, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.016>

Foster, SD, Hosack, GR, Lawrence, E., Przeslawski, R., Hedge, P., Caley, MJ, ... Hayes, KR (2017). Diseños espacialmente equilibrados que incorporan sitios heredados. *Métodos en Ecología y*

- Evolución/Sociedad Ecológica Británica, 8, 1433–1442. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12782> Foster, SD, Hosack, GR, Monk, J., Lawrence, E., Barrett, NS, Williams, A. y Przeslawski, R. (2019). Diseños espacialmente equilibrados para levantamientos basados en transectos. *Métodos en Ecología y Evolución*, 11(1), 95–105. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13321> Foster, SD, Monk, J., Lawrence, E., Hayes, KR, Hosack, GR y Przeslawski, R. (2018). Consideraciones estadísticas para el seguimiento y muestreo. En R. Przeslawski & S. Foster (Eds.), *Manuales de campo para muestreo marino para monitorear aguas australianas* (págs. 23–41). Programa Nacional de Ciencias Ambientales (NESP). Obtenido de <https://survey-design-field-manual.github.io/>
- Froese, R. y Pauly, D. (2019). Base de pescado. www.fishbase.org
- Goetze, JS, Bond, T., McLean, DL, Saunders, BJ, Langlois, TJ, Lindfield, S., ... Harvey, ES (2019). Una guía de análisis de campo y video para video estéreo operado por buceadores. *Métodos en Ecología y Evolución*, 10, 1083–1090. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13189> Goetze, JS, Januchowski-Hartley, FA, Claudet, J., Langlois, TJ, Wilson, S. K. y Júpiter, SD (2017). La cautela de los peces es un indicador más sensible a los cambios en la presión de pesca que la abundancia, la longitud o la biomasa. *Aplicaciones ecológicas*, 27, 1178–1189. <https://doi.org/10.1002/eap.1511>
- Goetze, JS, Júpiter, SD, Langlois, TJ, Wilson, SK, Harvey, ES, Bond, T. y Nailsilili, W. (2015). El video operado por buzos detecta con mayor precisión los impactos de la pesca dentro de los cierres cosechados periódicamente. *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 462, 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.10.004> Gomes-Pereira, JN, Auger, V., Beisiegel, K., Benjamin, R., Bergmann, M., Bowden, D., ... Santos, RS (2016). Tendencias actuales y futuras en el software de anotación de imágenes marinas. *Progreso en Oceanografía*, 149, 106–120. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.07.005> Gray, AE, Williams, ID, Stamoulis, KA, Boland, RC, Lino, KC, Hauk, BB, ... Kosaki, RK (2016). La comparación de los datos de la encuesta de peces de arrecife recopilados por buzos SCUBA de circuito abierto y cerrado revela diferencias en las áreas con mayor presión de pesca. *PLoS ONE*, 11, e0167724. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167724> Harasti, D., Malcolm, H., Gallen, C., Coleman, MA, Jordan, A. y Knott, NA (2015). Establecer tiempos apropiados para representar patrones de peces de arrecifes rocosos utilizando un video cebado. *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 463, 173–180. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.12.003>
- Hardinge, J., Harvey, ES, Saunders, BJ y Newman, SJ (2013). Un poco de cebo es muy útil: la influencia de la cantidad de cebo en un conjunto de peces templados muestreados con estéreo-BRUV. *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 449, 250–260. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.09.018> Harman, N., Harvey, ES y Kendrick, GA (2003). Diferencias en los conjuntos de peces de diferentes hábitats de arrecifes en Hamelin Bay, suroeste de Australia. *Investigación marina y de agua dulce*, 54, 177–184. <https://doi.org/10.1071/MF02040> Harvey, ES, Cappo, M., Butler, J., Hall, N. y Kendrick, G. (2007). La atracción del cebo afecta el rendimiento de las estaciones de video subacuáticas remotas en la evaluación de la estructura de la comunidad de peces demersales. *Serie Progreso de la Ecología Marina*, 350, 245–254. https://doi.org/10.3354/meps07192_
- Harvey, ES, Cappo, M., Kendrick, GA y McLean, DL (2013). Los conjuntos de peces costeros reflejan gradientes geológicos y oceanográficos dentro de un zootono australiano. *PLoS ONE*, 8, e80955. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080955>
- Harvey, E., Fletcher, D. y Shortis, M. (2001). Mejorando el poder estadístico de las estimaciones de longitud de peces de arrecife: una comparación de estimaciones determinadas visualmente por buzos con estimaciones producidas por un sistema de video estéreo. *Fishery Bulletin-Administración Nacional Oceánica y Atmosférica*, 99, 72–80.
- Harvey, E., Fletcher, D., Shortis, MR y Kendrick, GA (2004). Una comparación de estimaciones de distancias visuales bajo el agua realizadas por equipos de buceo buzos y un sistema de video estéreo: implicaciones para el censo visual submarino de la abundancia de peces de arrecife. *Investigación marina y de agua dulce*, 55, 573–580. <https://doi.org/10.1071/MF03130> Harvey, ES, Goetze, JS, McLaren, B., Langlois, T. y Shortis, MR (2010). Influencia del alcance, el ángulo de visión, la resolución de la imagen y la compresión de la imagen en las mediciones de video estéreo bajo el agua: Cámaras de video de alta definición y resolución de transmisión comparadas. *Revista de la Sociedad de Tecnología Marina*, 44, 75–85. <https://doi.org/10.4031/MTSJ.44.1.3> Harvey, ES, Santana-Garcon, JS, Goetze, JS, Saunders, BJ y Cappo, M. (2018). El uso de video submarino estacionario para muestrear tiburones. En JC Carrier, MR Heithaus y CA Simpfendorfer (Eds.), *Investigación de tiburones: tecnologías emergentes y aplicaciones para el campo y el laboratorio* (págs. 111–132). Boca Ratón, FL: CRC Press.
- Harvey, E. y Shortis, M. (1995). Un sistema para la medición estereo-video de organismos submareales. *Revista de la Sociedad de Tecnología Marina*, 29, 10–22.
- Harvey, ES y Shortis, MR (1998). Estabilidad de calibración de un sistema de video estéreo subacuático: Implicaciones para la exactitud y precisión de la medición. *Revista de la Sociedad de Tecnología Marina*, 32, 3.
- Heyns-Veale, ER, Bernard, ATF, Richoux, NB, Parker, D., Langlois, TJ, Harvey, ES y Götz, A. (2016). La profundidad y el hábitat determinan la estructura de ensamblaje de los peces de arrecife de clima templado cálido de Sudáfrica. *Biología marina*, 163, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2933-8>
- Hill, NA, Barrett, N., Ford, JH, Peel, D., Foster, S., Lawrence, E., ... Hayes, KR (2018). Desarrollar indicadores y una línea de base para monitorear peces demersales en parques marinos en alta mar con pocos datos utilizando muestreo probabilístico. *Indicadores ecológicos*, 89, 610–621. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.039>
- Langlois, TJ (2017). Anotación de hábitat de imágenes bentónicas orientadas hacia adelante. Obtenido de <https://github.com/TimLanglois/Habitat-annotation-of-forward-facing-benthic-imagery>
- Langlois, TJ (2020). Flujos de trabajo de anotación de video estéreo o mono. Obtenido de <https://github.com/UWAMEGFisheries/Stereo-or-mono-video-annotation-workflows>
- Langlois, TJ, Fitzpatrick, BR, Fairclough, DV, Wakefield, CB, Hesp, SA, McLean, DL, ... Meeuwig, JJ (2012). Similitudes entre la pesca con línea y las estimaciones de frecuencia de longitud con cebo de video estéreo: aplicación novedosa de estimaciones de densidad del núcleo. *PLoS ONE*, 7, e45973. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045973>
- Langlois, TJ, Harvey, ES y Meeuwig, JJ (2012). Fuertes efectos directos e indirectos inconsistentes de la pesca encontrados usando video estéreo: Prueba de indicadores de cierres de pesquerías. *Indicadores ecológicos*, 23, 524–534. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.030> Langlois, TJ, Newman, SJ, Cappo, M., Harvey, ES, Rome, BM, Skepper, CL y Wakefield, CB (2015). Selectividad de longitud de trampas comerciales para peces evaluada a partir de comparaciones in situ con video estéreo: ¿Hay evidencia de sesgo de muestreo? *Investigación pesquera*, 161, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.06.008> Langlois, TJ, Radford, BT, Van Niel, KP, Meeuwig, JJ, Pearce, A. F., Rousseaux, CSG, ... Harvey, ES (2012). Distribuciones consistentes de abundancia de peces marinos en un antiguo paisaje marino infértil y climáticamente amortiguado: distribuciones abundantes de peces en paisajes marinos estables. *Ecología global y biogeografía*, 21, 886–897. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00734.x>
- Lindfield, SJ, Harvey, ES, McLlwin, JL y Halford, AR (2014). Censos silenciosos de peces: el buceo sin burbujas destaca las imprecisiones asociadas con los censos basados en SCUBA en áreas con mucha pesca. *Métodos en Ecología y Evolución*, 5, 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>
- Malcolm, HA, Schultz, AL, Sachs, P., Johnstone, N. y Jordan, A. (2015). Cambios decenales en la abundancia y longitud del pargo (*Chrysophrys auratus*) en santuarios marinos subtropicales. *PLoS ONE*, 10, e0127616. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127616>
- Marini, S., Fanelli, E., Sbragaglia, V., Azzurro, E., Del Rio Fernandez, J., & Aguzzi, J. (2018). Seguimiento de la abundancia de peces por imagen submarina

- reconocimiento. *Informes científicos*, 8, 13748. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32089-8>
- McLean, DL, Langlois, TJ, Newman, SJ, Holmes, TH, Birt, MJ, Bornt, KR, ... Fisher, R. (2016). Distribución, abundancia, diversidad y asociaciones de hábitat de peces en una biorregión que experimenta un rápido desarrollo costero. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.026> Myers, EMV, Harvey, ES, Saunders, BJ y Travers, MJ (2016).
- Patrones a escala fina en la composición diurna, nocturna y crepuscular de un conjunto de peces de arrecife templado. *Ecología Marina*, 37(3), 668–678. <https://doi.org/10.1111/maec.12336>
- Olsen, AM y Westneat, MW (2015). StereoMorph: un paquete R para la recopilación de puntos de referencia y curvas en 3D utilizando una configuración de cámara estéreo. *Métodos en Ecología y Evolución*, 6(3), 351–356. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12326> Polunin,
- NVC y Roberts, CM (1993). Mayor biomasa y valor de los peces objetivo de los arrecifes de coral en dos pequeñas reservas marinas del Caribe. *Serie Progreso de la Ecología Marina*, 100, 167–176. <https://doi.org/10.3354/meps100167> Priede,
- IG, Bagley, PM, Smith, A., Creasey, S. y Merrett, NR (1994). Carroñero de peces demersales profundos de Porcupine Seabight, noreste del Atlántico: Observaciones con cámara cebada, trampa y arrastre. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74, 481–498. <https://doi.org/10.1017/S0025315400047615> Schobernd, ZH, Bachelier, NM
- y Conn, PB (2013). Examinar la utilidad de métricas de monitoreo de video alternativas para indexar la abundancia de peces de arrecife. *Revista canadiense de pesca y ciencias acuáticas*, 71, 464–471. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0086> Shortis, MR y Harvey, ES (1998). Diseño y calibración de un sistema estéreo-video submarino para el seguimiento de poblaciones de fauna marina. *Archivos internacionales de fotogrametría y teledetección*, 32, 792–799.
- Shortis, M., Harvey, E. y Abdo, D. (2009). Una revisión de la medición de imágenes estereoscópicas submarinas para aplicaciones de biología marina y ecología: una revisión anual. *Revisión anual de oceanografía y biología marina*, 47, 257–292.
- Smith, ANH, Anderson, MJ y Pawley, MDM (2017). ¿Podrían los ecologistas ser más aleatorios? Alternativas sencillas al muestreo espacial fortuito. *Ecografía*, 40, 1251–1255. <https://doi.org/10.1111/ecog.02821> Velocidad, CW, Rees, MJ, Cure, K., Vaughan, B. y Meekan, MG (2019). La protección contra la pesca ilegal y la recuperación de tiburones reestructura las comunidades de peces meso depredadores en un arrecife de coral. *Ecología y Evolución*, 9, 10553–10566. <https://doi.org/10.1002/ece3.5575>
- Stat, M., John, J., DiBattista, JD, Newman, SJ, Bunce, M. y Harvey, ES (2019). Uso combinado de metabarcodes eDNA y video
- vigilancia para la evaluación de la biodiversidad de peces. *Biología de la conservación*, 33, 196–205. <https://doi.org/10.1111/cobi.13183>
- Watson, DL, Harvey, ES, Anderson, MJ y Kendrick, GA (2005). Una comparación de conjuntos de peces de arrecifes templados registrados por tres técnicas de video estéreo bajo el agua. *Biología Marina*, 148, 415–425. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0090-6>
- Wellington, CM, Harvey, ES, Wakefield, CB, Langlois, TJ, Williams, A., White, WT y Newman, SJ (2018). Pico de biomasa impulsado por mesodepredadores de cuerpo más grande en comunidades de peces demersales entre hábitats de plataforma y pendiente en la cabecera de un cañón submarino en el sureste del Océano Índico. *Investigación de la plataforma continental*, 167, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.08.005> Whitmarsh, SK, Fairweather, PG
- y Huveneers, C. (2017). ¿Qué está tramando Big BRUVver? Métodos y usos del video submarino con cebo. *Reseñas en Fish Biology and Fisheries*, 27, 53–73. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9450-1>
- Wilkinson, MD, Dumontier, M., Aalbersberg, IJJ, Appleton, G., Axton, M., Baak, A., ... Mons, B. (2016). Los principios rectores FAIR para la gestión y administración de datos científicos. *Datos científicos*, 3, 160018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.18>
- Wilson, SK, Graham, NAJ, Holmes, TH, MacNeil, MA y Ryan, NM (2018). Métodos visuales versus de video para estimar la biomasa de peces de arrecife. *Indicadores ecológicos*, 85, 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.038> _
- Wilson, SK, Graham, NAJ y Polunin, NVC (2007). Valoración de evaluaciones visuales de la complejidad del hábitat y la composición bentónica en los arrecifes de coral. *Biología Marina*, 151, 1069–1076. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0538-3> _

INFORMACIÓN DE SOPORTE

Se puede encontrar información de apoyo adicional en línea en el Sección de información de apoyo.

Cómo citar este artículo: Langlois T, Goetze J, Bond T, et al.

Una guía de anotaciones de campo y video para control remoto cebado estudios subacuáticos en estéreo y video de peces demersales ensamblajes. *Métodos Ecol Evol*. 2020;11:1401–1409. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13470>