Ecología Austral 34:364-376 Agosto 2024
Asociación Argentina de Ecología

Variación temporal en estimaciones de abundancia de *Panopea abbreviata* en diferentes sustratos: Monitoreo mediante vídeo remoto de bajo costo en el Golfo San Matías, Atlántico Sur

Marianela Arijon[1,✉]; Karen Castro[2]; Gastón Trobbiani[1]; Gerardo Aguayo[3]; Rodrigo wiff[4,5] & Alejo J. Irigoyen[1]

[1] Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CCT CENPAT-CONICET). Puerto Madryn, Argentina. [2] Instituto de Biología de Organismos Marinos (IBIOMAR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CCT CENPAT-CONICET). Puerto Madryn, Argentina. [3] Buzo marisquero-Pescador artesanal. San Antonio Oeste, Argentina. [4] Centre of Applied Ecology and Sustainability (CAPES-UC), Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. [5] Instituto Milenio en Socio-Ecología Costera (SECOS). Santiago, Chile.

Resumen. Las almejas del género *Panopea* pertenecen a la familia Hiatellidae, se distribuyen en los mares templados y son recursos pesqueros en la mayoría de las regiones donde habitan. Estos bivalvos suelen agruparse en sustratos arenosos o fangosos, presentando variaciones temporales en su abundancia, o más precisamente, en su detectabilidad. Tradicionalmente, los bancos de estos organismos son monitoreados mediante buceo autónomo, lo que plantea limitaciones de seguridad en profundidad y de tiempo de buceo. En este estudio se evaluó el desempeño del método de vídeo remoto de bajo costo denominado 'Toki' para evaluar y monitorear *Panopea abbreviata* en el Golfo San Matías. Las observaciones de abundancia fueron analizadas mediante modelos aditivos generalizados mixtos, usando temperatura, profundidad, fecha de muestreo y calidad de imagen como covariables. Observamos un patrón diferencial de abundancia de *P. abbreviata*, con picos en los meses de octubre y mayo, en contraste con lo reportado para otras especies del mismo género. La variación de abundancia fue más alta en comparación con informes previos para la región. En concordancia con esos informes, *P. abbreviata* presentó una abundancia significativamente más alta en sustratos de arena. El método 'Toki' resultó eficaz, cubriendo áreas extensas de forma sencilla y en poco tiempo. Entre las principales ventajas de la técnica están la accesibilidad a mayores profundidades y menores limitaciones de tiempo de muestreo que en el buceo; sobre todo, a profundidades >25 m. Asimismo, con esta técnica se logra un registro permanente que se puede usar luego con nuevos objetivos. Es necesario destacar que todo el procedimiento se realizó desde una embarcación pequeña y de forma manual, lo cual implicó costos relativamente bajos y facilitó el trabajo. Sin embargo, el buceo puede ser una técnica complementaria a tareas intensivas en áreas pequeñas.

[Palabras clave: recursos pesqueros, sistema 'Toki', Patagonia, imágenes de vídeo, pesquerías]

Abstract. Variation in abundance and habitat selection of *Panopea abbreviata*: Low-cost remote video monitoring in the San Matas Gulf of the Southwest Atlantic. Clams belonging to the genus *Panopea*, part of the Hiatellidae family, are distributed in temperate seas and represent valuable fishing resources in most of the regions where they inhabit. These bivalves tend to aggregate on sandy and/or muddy substrates, exhibiting temporal variations in their abundance, or more precisely, in their detectability. Traditionally, monitoring of panopea populations has relied on autonomous diving, which poses safety limitations in terms of depth and duration of diving. In this study, we evaluated the efficacy of the low-cost remote video method known as 'Toki' for evaluating and monitoring *Panopea abbreviata* in the San Matías Gulf. Abundance observations were analyzed using generalized additive mixed models, incorporating temperature, depth, sampling date, and image quality as covariates. We observed a differential pattern in the abundance of *P. abbreviata*, with peaks occurring during October and May, in contrast to previous reports for other species within the same genus. Notably, the variation in abundance exceeded that reported for the same species in previous studies. In agreement with prior research, we found significantly higher densities of *P. abbreviata* on sandy substrates. 'Toki' proved to be an effective tool, enabling the coverage of extensive areas effortlessly and within a short timeframe. Its key advantages include accessibility to greater depths and minor time constraints than associated with diving, especially at depths below 25 m. Moreover, this technique provides a permanent record that can be subsequently utilized for additional purposes. It is worth noting that the entire procedure was conducted from a small boat, using manual operations, resulting in relatively low costs and enhanced operational convenience. Nevertheless, diving can serve as a complementary technique for intensive tasks in confined areas.

[Keywords: 'Toki' system, small scale fisheries, underwater video, Patagonia]

Editor asociado: Pedro Daleo
✉ arijon.m@gmail.com
Recibido: 26 de Octubre de 2023
Aceptado: 5 de Junio de 2024

Introducción

Las almejas pertenecientes al género *Panopea* (de ahora en más panopeas; familia: Hiatellidae) se encuentran distribuidas en todo el planeta, y sobre todo en los mares templados (Hidalgo-de-la-Toba et al. 2023). En la región sur del Océano Pacífico se encuentran tres especies: *P. zelandica*, *P. smithae* y *P. australis;* en la región del Pacífico Noroeste —principalmente en el Mar Amarillo— se encuentra *P. japonica*, y en la región del Pacífico Noreste hay dos especies: *P. globosa* y *P. generosa*. En el Océano Atlántico se distribuyen *P. bitruncata* en la zona de Florida (Estados Unidos), *P. glycimeris* en el Mediterráneo y África, y *P. abbreviata* desde Brasil hasta el Golfo Nuevo, Argentina (Hidalgo-de-la-Toba et al. 2023). En el mar Argentino, *P. abbreviata* es el molusco bivalvo infaunal de mayor tamaño. Es una especie longeva, con un registro de animales de hasta 86 años (Zaidman 2013). Esta especie presenta un patrón reproductivo con evacuación de gametos a lo largo de todo el año, un crecimiento rápido durante los primeros 10 años de vida y luego muy lento hasta casi detenerse (Morsan and Ciocco 2004; Zaidman and Morsan 2015). Tiene la particularidad de enterrarse en el sustrato hasta ~70 cm, dejando a la vista su par de sifones (Ciocco 2001; Van der Molen et al. 2007; Morsan et al. 2010).

Las panopeas se caracterizan por distribuirse de forma agregada, en particular en sustratos arenosos o fangosos, con cierta variación temporal en su abundancia o al menos en su detectabilidad (Goodwin 1977; Morsan et al. 2010; Zaidman et al. 2016; Hidalgo-de-la-Toba et al. 2023). En el Golfo San Matías (Argentina), *P. abbreviata* tiene la particularidad de conformar una metapoblación que presenta una distribución discontinua, formada por una serie de poblaciones ubicadas a lo largo de la costa: El Sótano (40°56′ S), Puerto Lobos (42° S) y en menor concentración en Punta Pozos (41°35′ S), Punta Colorada (41°40′ S) y Punta Pórfido (41°46′ S) (Zaidman 2013). Entre otras características, su gran peso y la calidad de sus tejidos para consumo humano hacen que sea una especie de interés para la pesca artesanal.

La pesquería artesanal de bivalvos del Golfo San Matías se centraba históricamente en la vieira tehuelche (*Aequipecten tehuelchus*) y en el mejillón (*Mytilus platensis*) (Zaidman 2013). A finales de la década de los ’80, con la incorporación del buceo como actividad para la pesca artesanal se presentó la posibilidad de dirigir la actividad pesquera a especies no tradicionales como bivalvos infaunales, cangrejos y caracoles (Zaidman 2013). A mediados de los ‘90 comenzó la pesquería de la almeja púrpura (*Eucallista purpurata*), y a partir del 2000, de la almeja navaja (*Ensis macha*) y de la almeja panopea (*P. abbreviata*), que se recolectan mediante buceo utilizando agua inyectada a presión en el sustrato (hidro-jet) para desenterrarlas (Ciocco 2001; Helbling et al. 2022). La pesquería de panopea, particularmente, comenzó bajo un régimen experimental entre 1999 y el 2001, cuando comenzó la actividad con fines comerciales (Morsan et al. 2010). Al inicio de la explotación, las capturas anuales no superaban las 10 t, pero entre 2011 y 2021, la captura promedio anual de almeja panopea alcanzó las 87 t (Morsan et al. 2010; Sánchez-Carnero et al. 2022).

Tradicionalmente, los bancos de panopea se monitorearon mediante técnicas de censos visuales aplicadas con buceo autónomo (Bradbury et al. 2000; Ciocco 2001; Pritchett 2003; Morsan et al. 2010). De forma extensiva, se suelen realizar censos visuales en transectas de cientos de metros (en general, 300 m); incluso, algunas realizadas por buzos arrastrados desde la embarcación (Ciocco 2001; Pritchett 2003). Por otro lado, estimaciones de abundancia más precisas se realizan en áreas más chicas, en las que un buzo cuenta el número de panopeas encerradas en un cuadrado o foto-cuadrado depositado en el fondo (Bradbury et al. 2000; Ciocco 2001). La principal dificultad para el monitoreo de esta especie con el fin de estimar su abundancia y distribución espacial radica en la variación de su detectabilidad, ya que vive enterrada y solo es visible cuando proyecta sus sifones retráctiles por encima del sustrato (Goodwin 1977). El comportamiento de la especie —y, por lo tanto, la posibilidad de visualizar sus sifones retráctiles— puede estar influido por múltiples factores como la época del año, el tamaño individual, el tipo de sedimento, la turbidez, corriente de fondo, tormentas y mareas (Goodwin 1977; Bradbury et al. 2000; Gribben et al. 2004; Morsan et al. 2010; Zaidman 2013). De hecho, a escalas de monitoreo temporales relativamente cortas, la variación en la abundancia poblacional se considera baja, dado el carácter sedentario y longevo de la especie. Sin embargo, su detectabilidad (y por lo tanto la estimación de dichas abundancias) sí puede variar (Goodwin 1977).

El uso del vídeo para el estudio de la vida marina ha experimentado una aceptación

creciente en los últimos años (Meekan and Cappo 2004; Dickens et al. 2011; Mallet and Pelletier 2014; Whitmarsh et al. 2017). En gran medida, esta preferencia se debe a que estas técnicas no presentan los inconvenientes comunes de los muestreos tradicionales basados en la captura de individuos, que pueden ser costosas, estar limitadas por reglamentaciones (e.g., en áreas marinas protegidas) o por las condiciones del fondo marino (Harvey et al. 2002). Además, las técnicas de vídeo no se ven restringidas por la profundidad o el tiempo de buceo cuando se aplican censos visuales, ni por la presencia de fauna peligrosa (e.g., tiburones), lo que les otorga ventajas significativas (Harvey et al. 2001a,b; Meekan and Cappo 2004; Dickens et al. 2011). Las imágenes de vídeo también logran estimaciones más precisas e insesgadas del tamaño de objetos o animales, y pueden ser almacenadas y reprocesadas con nuevos objetivos (Harvey et al. 2002; Rooper and Zimmermann 2007; Mallet and Pelletier 2014; Trobbiani et al. 2018). Sin embargo, las técnicas de vídeo presentan ciertas limitaciones, como los costos de adquisición y mantenimiento del equipamiento —que pueden ser altos—, su limitada utilidad en aguas turbias y el tiempo requerido para procesar las imágenes y obtener datos (Chidami et al. 2007; Wilson et al. 2015). En la actualidad existen diferentes programas y plataformas de procesamiento de imágenes, como CoralNet o BIIGLE 2, que pueden reducir los tiempos de post-procesamiento de los vídeos significativamente (Shortis et al. 2009; Beijbom et al. 2012).

Las técnicas de vídeo submarino se han aplicado con éxito a una amplia variedad de objetivos (Cappo et al. 2007; Mallet and Pelletier 2014), incluidos el monitoreo de peces de arrecife (Willis and Babcock 2000; Gardner and Struthers 2012; Trobbiani and Venerus 2015; Trobbiani et al. 2021), tiburones (Brooks et al. 2011; Irigoyen et al. 2018b; De Wysiecki et al. 2021), carroñeros de aguas profundas (Priede et al. 1990) e invertebrados epibentónicos (Stokesbury et al. 2004; Trobbiani 2019), así como el estudio de hábitats (Carbines and Cole 2009; Tran 2013; Trobbiani 2019). Estos estudios utilizaron gran variedad de configuraciones de cámaras (individuales o estéreo vídeo) montadas en estaciones remotas fijas (con o sin cebo) o conectadas a dispositivos móviles (vehículos operados a distancia o ROV, trineos y cámaras de deriva) (Cappo et al. 2007; Mallet and Pelletier 2014; Trobbiani and Venerus 2015; Trobbiani and Irigoyen 2016). Más allá de la extensa gama de aplicaciones posibles para el vídeo en programas de investigación y prospección, en la Argentina, el uso de estas técnicas continúa siendo incipiente. Hace poco tiempo, Trobbiani y colaboradores en 2023 utilizaron un sistema de vídeo remoto para la prospección de bivalvos bentónicos de importancia comercial (vieira tehuelche, *Aequipecten tehuelchus*), y obtuvieron resultados prometedores. Este sugiere que su uso se podría extender al monitoreo y la evaluación de otros recursos bentónicos (Trobbiani et al. 2024).

El objetivo de este trabajo es describir la variación en la abundancia (i.e., detectabilidad) de *P. abbreviata* temporal (distintos meses del año) y espacialmente considerando diferentes tipos de sustrato (i.e., fango, arena, grava, clastos y roca) y, al mismo tiempo, evaluar el desempeño de un método de vídeo remoto de bajo costo denominado 'Toki' para la evaluación y monitoreo de recursos bentónicos. Dada la información previa, se espera encontrar variación en las estimaciones de abundancia, asociadas a variaciones en la detectabilidad de la especie, relacionadas con la época del año y el tipo de sustrato (Goodwin 1977; Bradbury et al. 2000; Gribben et al. 2004; Morsan et al. 2010; Zaidman 2013). Alternativamente, existen observaciones o referencias que indican una variación en la detectabilidad a escalas de tiempo más cortas y asociadas a eventos climáticos y oceanográficos ('Tata' Aguayo, observación personal).

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El sitio de estudio seleccionado se ubica en la zona de Puerto Lobos, Golfo San Matías, en los límites de las provincias de Río Negro y Chubut (42°S 65° O). Se determinó un área de 100 ha entre los 14 y 27 m de profundidad con marea baja (Figura 1). El sitio elegido se caracteriza por poseer una gran diversidad de tipos de fondo en un área relativamente pequeña y por la presencia de *P. abbreviata* (Zaidman 2013).

Diseño de muestreo

Sobre el área establecida (Figura 1) se planificó un muestreo en octubre y noviembre del 2022, y en marzo y mayo del año 2023. En cada fecha de muestreo se realizaron cuatro transectas en sentido norte-sur (Figura 1). En cada transecta se tomaron alrededor de 50 vídeos-cuadrados distribuidos al azar con

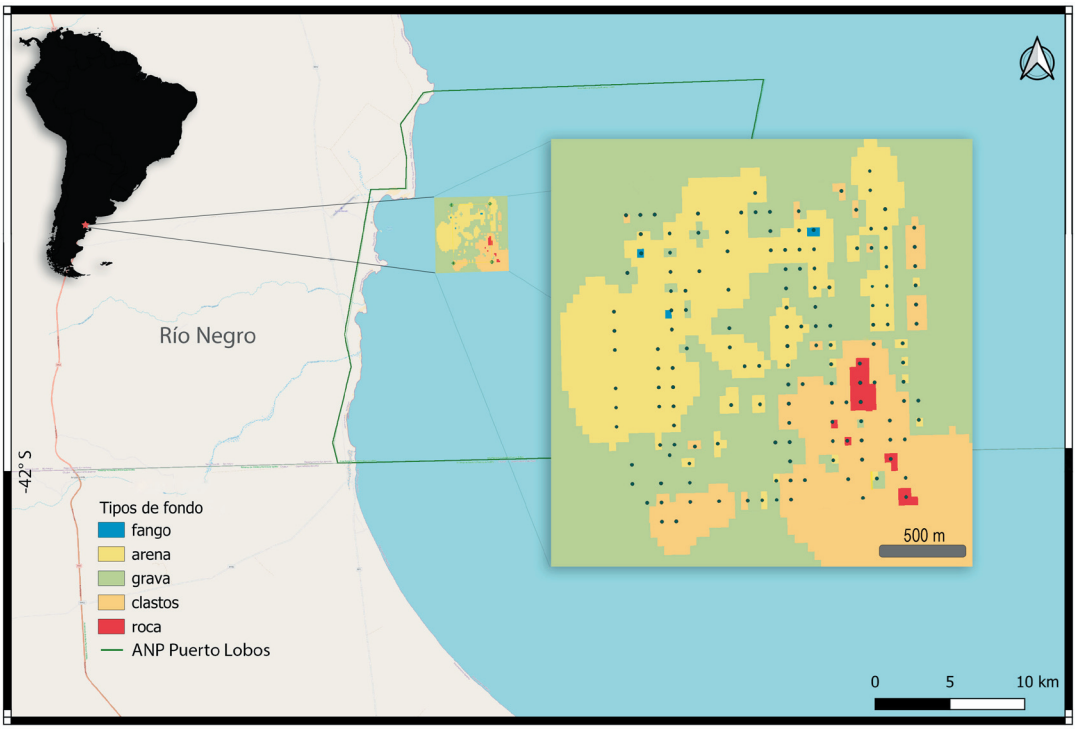

Figura 1. Ubicación del área de muestreo en el Golfo San Matías, Río Negro, Chubut, Argentina. A la derecha, recuadro con el tipo de sustratos clasificados por imágenes. Los puntos indican la ubicación de cada foto-cuadrados.

Figure 1. Location of the sampling site in Golfo San Matías, Río Negro, Chubut, Argentina. On the right, box with the type of substrates classified by images. Dots indicate the locations of each photo-quadrats.

una distancia mínima entre vídeo-cuadrados de 100 m. Esto permitió realizar las tareas de campo de forma secuencial cubriendo de manera adecuada la zona completa. Para realizar los vídeos se utilizó el sistema de vídeo 'Toki', que consiste en una estructura piramidal de acero de 80x80 cm en la base y 150 cm de alto, que sostiene dos cámaras y dos luces de vídeo submarinas en la parte superior, orientadas hacia la base. En cada punto se descendió 'Toki' de forma manual desde una pequeña embarcación de 5.6 m de eslora. Cada vez que la base del cuadrópodo se apoyó sobre el fondo marino se registró la latitud y la longitud de cada punto. El sistema se mantuvo en cada posición por alrededor de 8 a 10 segundos para asegurar que se estabilizara la imagen (ver youtube.com/watch?v=suWkf-xAVcg&t=75s).

En el sistema 'Toki', una de las cámaras es de circuito cerrado de vídeo (CCV) de alta definición y está conectada a la superficie por medio de un cable. Una segunda cámara 'esclava' (cámara de buceo Paralenz 4K) registra imágenes de mayor calidad y es utilizada para analizar datos. La cámara CCV se usa durante el trabajo de campo para posicionar correctamente el equipo en el fondo; la transmisión en vivo es monitoreada desde la superficie con una computadora. El vídeo obtenido por la cámara esclava se emplea para extremar la calidad de imagen y registrar una serie de variables ambientales de forma continua (e.g., temperatura y profundidad) mediante sensores propios de la cámara.

El vídeo obtenido por 'Toki' se procesó con el software de edición de vídeo Sony Vegas Pro 17. El tiempo de cada evento (i.e., asentamiento del equipo en el fondo del mar) se usó para extraer cada foto-cuadrado y luego para estimar la posición geográfica mediante el solapamiento y la coordinación del tiempo del vídeo con los datos del GPS usando un código ad-hoc en el programa R (R Core Team 2023) (Trobbiani et al. 2018). Cada foto-cuadrado se usó para identificar el tipo de sustrato y contabilizar individuos de *P. abbreviata*. Se completaron 223 foto-cuadrados:

Tabla 1. Número de panopeas, cantidad de foto-cuadrados y densidad de panopeas (individuos/m^2) según el sustrato y la estación de muestreo.

Table 1. Number of panopeas, number of photo quadrants and density of panopeas (individuals/m^2) according to type of substrate and sampling season.

	Abundancia (nro. de panopeas)	Foto-cuadrados	Densidad (individuos/m^2)
Octubre	348	49	3.95
Fango	2	2	0.56
Arena	258	22	6.52
Grava	63	12	2.92
Clastos	25	11	1.26
Roca	0	2	0
Noviembre	49	77	0.35
Fango	0	6	0
Arena	30	17	0.98
Grava	8	8	0.56
Clastos	11	31	0.2
Roca	0	15	0
Marzo	19	47	0.22
Fango	0	1	0
Arena	4	25	0.09
Grava	3	7	0.24
Clastos	12	13	0.51
Roca	0	1	0
Mayo	203	50	2.26
Fango	0	1	0
Arena	106	20	2.94
Grava	90	19	2.63
Clastos	7	9	0.43
Roca	0	1	0

49, 77, 47 y 50 foto-cuadrados asignados a los meses de octubre, noviembre, marzo y mayo, respectivamente (Tabla 1).

Análisis de datos

Caracterización y mapeo de hábitats. El tipo de sustrato presente se trató como una variable categórica (i.e., fango, arena, grava, clastos y roca) y se asignó visualmente a cada foto-cuadrado_(Figura 2). Para generar una imagen ráster a partir de los tipos de sustratos, se transformó la información categórica a un valor numérico. Para ello, se asignaron valores numéricos que denotan el tamaño de partícula media para cada una de las categorías de fondo presentes en la zona explorada. Esta transformación permitió efectuar una interpolación mediante el método de ponderación inversa de la distancia (IDW). En este método de interpolación, la calidad del resultado puede disminuir cuando la distribución de los datos es irregular, pero en nuestro caso, este método es adecuado porque los foto-cuadrados fueron tomados de forma regular en toda el área.

Estimaciones de abundancia. Los foto-cuadrados obtenidos se emplearon para contar sifones de panopeas y así estimar su abundancia (Figura 2). Se utilizó toda el área de la imagen (i.e., espacio dentro y fuera del cuadrado delimitado por la base de 'Toki') a fin de maximizar el área de muestreo de cada unidad muestral (1.8 m^2). Además, en este procedimiento de conteo se ponderó a cada imagen según su calidad. Esta variable se construyó con tres categorías que van de menor a mayor calidad de imagen, teniendo como referencia de alta calidad (categoría 3) aquellas imágenes totalmente nítidas, iluminadas y en foco (con una tolerancia de hasta 10% aproximado del área con falta de nitidez). La categoría intermedia (categoría 2) incluyó aquellas imágenes parcialmente fuera de foco o con partes bloqueadas por sedimento en suspensión o mala iluminación (entre el 10 y 40% del área). Las imágenes de menor calidad (categoría 1) fueron aquellas en que una alta proporción (>40%) estaban fuera de foco o con partes bloqueadas por sedimento en suspensión o mala iluminación.

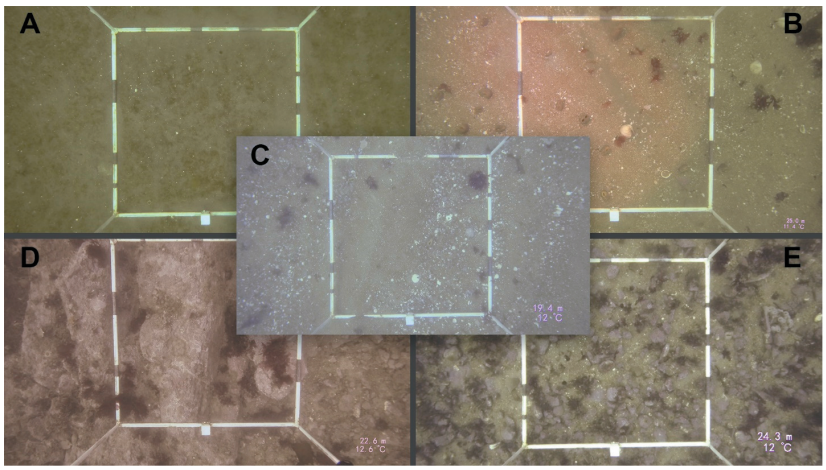

Figura 2. Tipos de sustratos. a) Fango. b) Arena. c) Grava. d) Clastos. e) Roca.
Figure 2. Bottom types. a) Mud. b) Sand. c) Gravel. d) Clasts. e) Rock.

Variación de abundancia por tipo de sustrato y fecha. Para modelar los factores que afectan el número de panopeas, implementamos modelos aditivos mixtos generalizados (GAMM) (Wood 2017). Los efectos fijos utilizados en la modelación del número de panopeas corresponden al tipo de sustrato (i.e., fango, arena, grava, clastos y roca) y la fecha en la que se realizó el muestreo (i.e., octubre, noviembre, marzo y mayo). La temperatura del hábitat (°C) y la profundidad (m) fueron incorporadas como suavizadores. Se implementaron dos modelos que representan diferentes hipótesis de acuerdo con el tratamiento de la calidad de la imagen de los foto-cuadrados (categorías 1, 2 y 3). En un primer modelo (M1) se trató a la calidad de imagen como un efecto fijo. Esto es equivalente a asumir que la calidad de la imagen es solo un escalar de la abundancia de panopeas (i.e., mejor calidad, mayor número de conteos). En un segundo modelo (M2) probamos la hipótesis que la calidad de la imagen afecta el intercepto de la relación con la abundancia de panopeas y, por lo tanto, esta variable es tratada como un efecto aleatorio. Esto es similar a suponer que existe una estructura de jerarquía para cada categoría de calidad de imagen (Pedersen et al. 2019). Los restantes modelos aplicados (M3, M4, M5) corresponden a variaciones del M2, considerando o no los suavizadores para temperatura y profundidad.

Debido a la naturaleza de la variable respuesta, la distribución del error es asumida como binomial negativa. La selección de modelos se lleva a cabo usando el criterio de información automático de Akaike-AIC (Akaike 1974). Todos los modelos fueron ajustados usando máxima verosimilitud restringida (siglas del inglés, REML). Todos los análisis fueron realizados con el software R (R Core Team 2022) utilizando los paquetes mgcv (Wood 2006) y MASS (Ripley et al. 2013).

Variabilidad entre observadores. Para determinar si el método de análisis de foto-cuadrados es robusto e independiente de la experiencia del observador, los conteos de panopeas fueron realizados por cinco observadores, de los cuales solo uno, Gerardo 'Tata' Aguayo, presentaba experiencia previa con la especie. Además de ser coautor del presente estudio, Aguayo es un experto buzo pescador de panopeas y posee amplios conocimientos en fotografía submarina y manipulación de imágenes. No se definieron ni unificaron criterios para realizar los conteos y los observadores no contaban con los datos ni las referencias previas del resto. Para analizar la variabilidad se calculó el error relativo de cada observador utilizando como referencia el conteo realizado por el observador experimentado:

Error observador = (abundancia estimada – abundancia de referencia) / (abundancia de referencia)

siendo la abundancia estimada aquella obtenida por cada observador en los conteos y la abundancia de referencia la obtenida en los conteos del observador experimentado.

Por otro lado, se analizaron los patrones de coeficientes de variación (%CV) y la media obtenida en los conteos para cada imagen. Se calculó un valor de CV para cada serie de conteos realizada sobre la misma imagen por los cinco observadores.

Resultados

Caracterización y mapeo de hábitats

La zona de estudio presentó una temperatura mínima del agua de 11.8 °C (±0.4) en octubre, y una máxima de 17.4 °C (±0.8) en marzo (Figura 3). Del total de 223 foto-cuadrados, 4.5%, 37.7%, 20.6%, 28.7% y 8.5% fueron sobre fondos de fango, arena, grava, clastos y roca, respectivamente.

Variación de abundancia por fecha de muestreo y tipo de sustrato

A excepción de los fondos rocosos, se registraron panopeas en todos los sustratos analizados (Tabla 1). El promedio general fue de 0.11, 2.63, 1.98 y 0.48 individuos/m^2 en los fondos de fango, arena, grava, y clastos, respectivamente, con máximos de densidades de hasta 19 individuos/m^2 (Figura A1, Anexo 1). Se observó una mayor abundancia de panopeas en octubre (mes con menor temperatura) y en mayo (304 y 203 panopeas, respectivamente), mientras que noviembre y marzo fueron los meses con menores abundancias observadas (49 y 19 panopeas, respectivamente) (Figura 3).

El modelo M2 fue el más parsimonioso (menor AIC) (Tabla A1). Esto indica que el supuesto de la calidad de imagen está más bien representado como un efecto aleatorio que como fijo (comparación entre M1 y M2). Además, si bien los suavizadores para temperatura y profundidad no fueron significativos (P>0.05) (Tabla A2), son importantes para las predicciones del modelo. Sacar estos suavizadores del modelo (M3 a M5) redujo de manera considerable su parsimonia (i.e., mayores valores de AIC) (Tabla A1). De la misma forma, valores mayores a 1 de grado de libertad estimados (Tabla A2) indican que el suavizamiento no-lineal (curvatura) es importante para modelar el efecto que tienen la temperatura y la profundidad sobre la abundancia de panopeas.

Por otra parte, los resultados del modelo (M2) indican que existe un efecto del tipo de sustrato y de la fecha de muestreo sobre el número de panopeas predichas. El número de panopeas contadas decreció significativamente en fondos de fango o clastos comparado a los conteos en arena. Lo mismo se observó en los conteos de noviembre respecto a los de octubre (Tabla A2).

Variabilidad entre observadores

El número máximo de panopeas fue registrado por el observador más experimentado (número 1), con un total de 619 panopeas, mientras que los 4 observadores sin experiencia registraron entre 12 y 30% menos de panopeas que el observador experimentado (Tabla 2). Por otro lado, los errores relativos medios registrados fueron entre 0.19 y -0.06 (Figura 4), con máximos hasta un valor de 6, en aquellos casos de diferencias en los conteos de uno o dos individuos por unidad muestral (foto-cuadrado).

Los coeficientes de variación obtenidos mostraron un patrón de disminución a medida que aumenta la abundancia media estimada (Figura 5). En abundancias bajas, los coeficientes pueden ser de valores altos y bajos, y disminuyen a medida que aumenta la abundancia. Los valores más altos de variación se registraron en los casos en que un solo observador registro uno o más individuos mientras que el resto no registro ningún individuo.

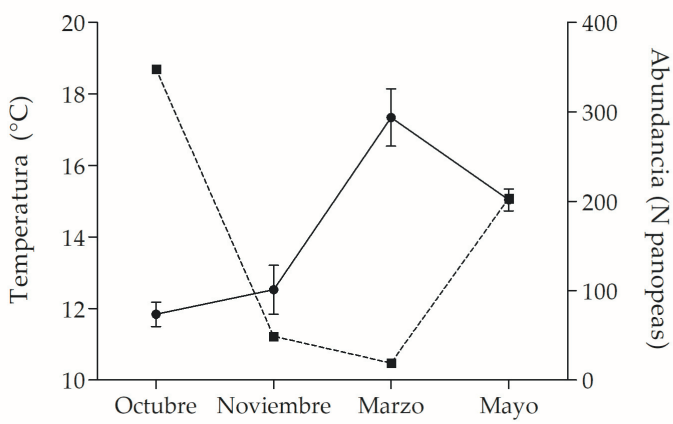

Figura 3. Temperatura superficial media (°C) (-•-) y abundancia de *Panopea abbreviata* (--■--) registradas en cada ocasión de muestreo. Se utilizaron las estimaciones de abundancia realizadas por el observador más experimentado. La temperatura se obtuvo mediante la ecosonda Lowrance HDS7.

Figure 3. Average temperature (°C) (-•-) and *Panopea abbreviata* abundance (--■--) measured in each sampling season. Abundance estimations were those counted by the most experienced observer. Temperature was measured with Lowrance HDS7 echosounder.

Tabla 2. Número de panopeas contadas por cada observador (Ob) según la estación y el tipo de sustrato. * Indica al observador experimentado.

Table 2. Number of panopeas counted by each observer (Ob) according to season and type of habitat. * Indicates the experimental observer.

	Ob 1*	Ob 2	Ob 3	Ob 4	Ob 5
Octubre	348	268	312	280	271
Fango	2	3	1	3	3
Arena	258	184	208	195	183
Grava	63	59	62	55	58
Clastos	25	22	41	27	27
Roca	0	0	0	0	0
Noviembre	49	40	61	36	74
Fango	0	0	3	0	5
Arena	30	28	31	24	40
Grava	8	6	10	5	10
Clastos	11	6	17	7	19
Roca	0	0	0	0	0
Marzo	19	29	27	4	25
Fango	0	0	0	0	0
Arena	4	21	15	3	22
Grava	3	4	8	0	1
Clastos	12	4	4	1	2
Roca	0	0	0	0	0
Mayo	203	168	146	111	91
Fango	0	0	0	0	0
Arena	106	81	78	58	58
Grava	90	82	60	48	32
Clastos	7	5	8	5	1
Roca	0	0	0	0	0
TOTAL	619	505	546	431	461

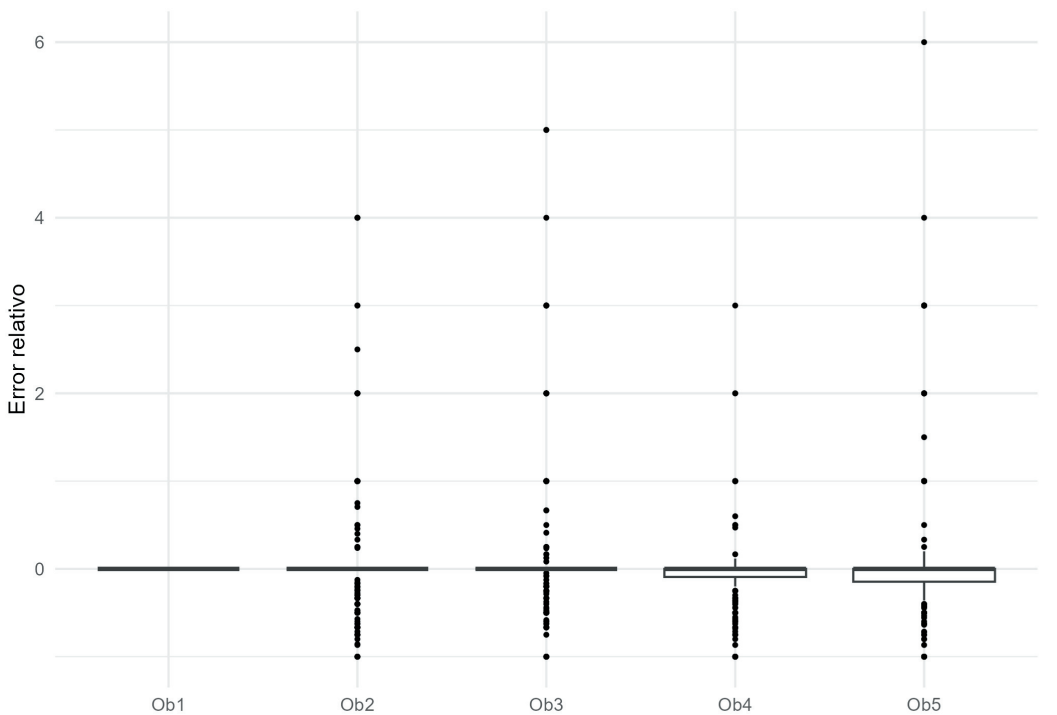

Figura 4. Relación entre los conteos de *Panopea abbreviata* realizados por cada observador (Ob2-5) y el conteo de referencia realizado por el observador más experimentado (Ob1).

Figure 4. Relation between the counts of *Panopea abbreviata* according to each observer (Ob2-5) and the real count, made by the most experienced observer (Ob1).

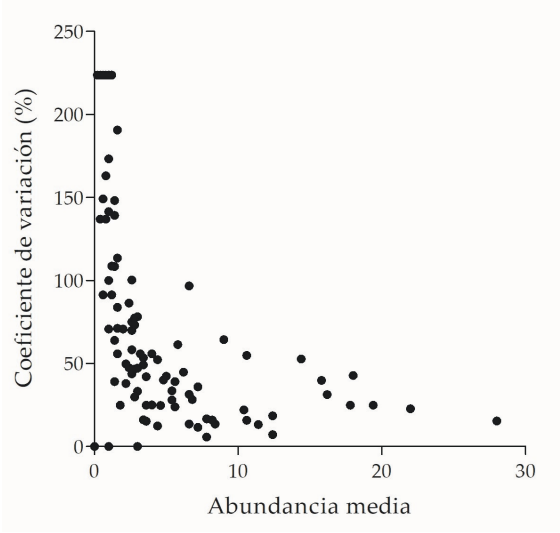

Figura 5. Coeficiente de variación porcentual en función de la abundancia media de *Panopea abbreviata* por fotocuadrado.

Figure 5. Coefficients of variation versus the mean of *Panopea abbreviata* counts according to each photoquadrat.

Discusión

En este trabajo se observó un mayor número panopeas (*P. abbreviata*) asociadas a sustratos de arena, siendo significativamente mayor al encontrado en fondos de fango y de clastos. Por otro lado, se registraron densidades de más del doble de las máximas reportadas con anterioridad para la región (Zaidman 2013). Los resultados concuerdan con descripciones para distintas especies, que indican que las mayores densidades de panopeas están asociadas a sustratos no consolidados; sobre todo, arenosos (Bradbury et al. 2000; Morsan et al. 2010; Bureau et al. 2012; Cortez-Lucero et al. 2014; Mcdonald et al. 2015). Por ejemplo, en Nueva Zelanda se describió a *P. zelandica* asociada a sustratos arenosos y ausente en sustratos duros (Gribben et al. 2004) Del mismo modo, Goodwin y Pease (1989) encontraron un número mayor de *P. abrupta* (~*P. generosa*) en sustratos de arena y fango con arena. A pesar de observar mayores densidades en fondo arenoso, es importante destacar que en el presente trabajo se observó la presencia de *P. abbreviata* en fondos de clastos (densidad media de 0.5 individuos/m^2). Esto muestra la capacidad del bivalvo de habitar sustratos semi duros (Figura A2, Anexo 1). Desde un punto de vista pesquero, esta fracción de la población se podría considerar protegida de la explotación, ya que la pesca no es eficiente en este tipo de fondos duros (Aguayo observaciones personales).

Los resultados del presente trabajo muestran una variación muy grande en las estimaciones de abundancia a escala temporal, al menos entre los muestreos realizados en distintos meses del año en este estudio. La abundancia fue entre ~4 y 15 durante los muestreos de octubre y mayo, en comparación con los de noviembre y marzo. Dado el comportamiento sedentario y la longevidad de estas especies, el patrón observado podría relacionarse con la variación de la detectabilidad y no con variaciones de la abundancia poblacional (Bureau et al. 2012). Este patrón de detectabilidad es en parte contrario a lo reportado para otras especies, como el caso de *P. generosa*, en las que la máxima detectabilidad es en estaciones más cálidas (Goodwin 1977; Gribben and Creese 2005). Por otro lado, en este trabajo, los niveles de variación en las estimaciones de densidad temporal son muy altos comparados con los reportados para otras especies y regiones. Esto hace inferir que parte de la variación se puede deber a un efecto de detectabilidad. Por ejemplo, para *P. zelandica*, Gribben et al. (2004) sostienen que no hay variación significativa entre las estaciones de año y que se puede considerar un 90% de detectabilidad como un parámetro estable a considerar en los monitoreos. Por otro lado, Bureau et al. (2012) sostienen que el nivel de detectabilidad suele ser alto (~95%), aunque reconocen que se deben realizar más estudios y análisis específicos.

En concordancia con este trabajo, para la región de estudio Ciocco (2001), en un experimento puntual en el Golfo San José (Patagonia argentina) encontró una media de detectabilidad más baja y variable que lo reportado para *P. abbreviata* (media=70%). Si bien en este trabajo se aporta conocimiento sobre un patrón de detectabilidad particular para la especie y región de estudio, el comportamiento de *P. abbreviata* y las variables que favorecen períodos de alta detectabilidad o de alimentación activa (filtración) —o en caso contrario, de retracción— están lejos de ser comprendidos. Múltiples factores como el tamaño del organismo, la turbidez, las corrientes de fondo, las tormentas y las mareas (Goodwin 1977; Bradbury et al. 2000; Gribben et al. 2004; Morsan et al. 2010; Zaidman 2013) fueron señaladas como variables que pueden influir en su detectabilidad. Observaciones realizadas por pescadores artesanales establecen que antes de una tormenta o marejada, la detectabilidad de *P. abbreviata* aumenta debido a una actividad intensa de alimentación (filtrado); por el contrario, en

períodos posteriores a marejadas que movilizan (i.e., impactan) los fondos no consolidados, la detectabilidad por lo general es muy baja o nula y, por lo tanto, no es viable la pesca ('Tata' Aguayo, observaciones personales). Durante estos períodos de detectabilidad baja o nula, la alternativa es buscar bancos más profundos no impactados por la marejada ('Tata' Aguayo, observaciones personales).

Los monitoreos de panopeas, realizados en su mayoría con un enfoque pesquero, se basan en censos visuales mediante buceo en transectas lineales sobre bancos de la especie ya conocidos (i.e., caladeros de pesca). En casos de monitoreos de carácter prospectivo se realizan transectas de gran escala espacial para detectar y dimensionar los bancos de panopeas; luego, dentro de los bancos, se realizan estimaciones precisas en cuadrados muestrales (Morsan et al. 2010). En el caso de las prospecciones de *P. generosa* en el Pacifico noreste (Columbia Británica, Canadá), en paralelo a las estimaciones de abundancia se realizan observaciones repetidas sobre cuadrados fijos durante días consecutivos y dentro del período en que se lleva adelante el monitoreo (Bureau et al. 2012). En cada observación (i.e., conteo) se marca la ubicación de cada individuo presente. Así, con la acumulación de marcas, al final de la experiencia se estima la detectabilidad media de las panopeas al momento de monitoreo; este parámetro (conocido en inglés como show factor) se emplea para ajustar los modelos y las estimaciones de abundancia de poblaciones asociadas a ese monitoreo en particular (Goodwin 1977; Bradbury et al. 2000; Ciocco 2001; Bureau et al. 2012). En la región de este estudio, el muestreo repetido a lo largo de tiempo en cuadrados fijos puede tener complicaciones logísticas, climáticas o costos elevados (Irigoyen, observaciones personales). Además, se reportaron períodos largos en los que la detectabilidad es muy baja ('Tata' Aguayo, observación personal). Una alternativa podría ser asociar a cada monitoreo una serie de cuadros muestrales en los que, luego del conteo, buzos experimentados mediante la inyección de agua a presión (i.e., el hidrojet utilizado para desenterrar panopeas en la actividad normal de pesca) colecten todos los individuos presentes. De esta manera se capturarían las panopeas enterradas (por ende, no visibles) en toda el área del cuadrado (Anexo2); así se podría obtener una medida de detectabilidad instantánea comparando los conteos con la abundancia real de panopeas.

Cuando se utilizan sistemas de vídeos como herramienta de muestreo, se logra un registro permanente. Este registro puede ser utilizado a posteriori con nuevos objetivos o como en este trabajo, para realizar comparaciones entre observadores con y sin experiencia. Además, en este trabajo este registro permitió evaluar e incorporar en los modelos la calidad de la imagen, la cual se vio afectada por la iluminación y sedimento en suspensión de cada caso. Incorporar este factor al modelo pone de manifiesto la relevancia de la calidad de imagen en este tipo de trabajos. Los resultados mostraron que el observador con experiencia fue capaz de registrar una mayor cantidad de individuos. Este resultado está en línea con otros trabajos de estimaciones visuales subacuáticas que, en general, demostraron que la experiencia es un factor clave en la precisión y exactitud de las estimaciones (Bozec et al. 2011; Bernard et al. 2013; Irigoyen et al. 2018a). Los coeficientes de variación y los errores relativos más altos se registraron en casos de diferencias de conteos en foto-cuadrados con pocos individuos (figuras 4 y 5). Estos resultados siguen el patrón esperado en análisis del efecto de las abundancias medias sobre los patrones de variabilidad en las estimaciones (McClanahan et al. 2007).

En futuras aplicaciones del sistema 'Toki' sería importante involucrar en el análisis de datos a observadores experimentados o crear instancias de formación para los observadores sin experiencia. Por otro lado, se recomienda mantener un registro de vídeo de calidad 4 k o superior al mismo, y utilizar una buena configuración de cantidad y calidad de luces de vídeo a fin de maximizar la calidad de imagen. Además, se aconseja realizar de manera delicada el contacto de 'Toki' con el fondo y dejar inmóvil la estructura por al menos 8 segundos, a fin de minimizar el sedimento en suspensión.

El uso del sistema 'Toki' demostró ser útil para el monitoreo de panopeas, abarcando un área extensa de forma sencilla y en poco tiempo. Sin embargo, se reconoce que no se estimó la precisión del método en este trabajo. Entre las principales ventajas de la técnica, en comparación a los monitoreos clásicos basados en buceo, están la accesibilidad a mayores profundidades y la posibilidad de aplicar el método durante más tiempo sin los riesgos que tiene el buceo, sobre todo a profundidades por

debajo de los 15 m. Además, se debe considerar que todo el procedimiento se realizó desde una embarcación pequeña y de forma manual, lo que implica costos relativamente bajos y facilita las posibilidades de llevar adelante el trabajo. De todos modos, hay que destacar la complementariedad de las técnicas de vídeo con las de buceo; estas últimas pueden resultar clave para estimar la detectabilidad asociada a un monitoreo determinado o a otras tareas intensivas en áreas pequeñas.

Agradecimientos. Este trabajo fue posible gracias al proyecto 'Mapeo submarino de hábitats y ensambles de peces e invertebrados: descripción, modelado espacial y puesta a punto de una técnica de mapeo no destructiva de bajo costo'. Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) PIP 2021-2023'. R. Wiff fue financiado por ANID-Programa Iniciativa Científica Milenio Código ICN2019-015, y por CAPES-UC, Chile proyecto ANID PIA/BASAL FB0002.

Referencias

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control 19:716-723. https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705.

Beijbom, O., P. J. Edmunds, D. I. Kline, B. G. Mitchell, and D. Kriegman. 2012. Automated annotation of coral reef survey images. Pages 1170-1177 IEEE conference on computer vision and pattern recognition. https://doi.org/10.1109/CVPR.2012.6247798.

Bernard, A. T. F., A. Götz, S. E. Kerwath, and C. G. Wilke. 2013. Observer bias and detection probability in underwater visual census of fish assemblages measured with independent double-observers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 443:75-84. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.02.039.

Bozec, Y.-M., M. Kulbicki, F. Laloë, G. Mou-Tham, and D. Gascuel. 2011. Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. Marine Biology 158:969-981. https://doi.org/10.1007/s00227-011-1623-9.

Bradbury, A., B. Sizemore, D. Rothaus, and M. Ulrich. 2000. Stock Assessment of Subtidal Geoduck Clams (*Panopea abrupta*) in Washington. Washington State Department of Natural Resources and Washington State Department of Fish and Wildlife: 1-61.

Brooks, E., K. Sloman, D. Sims, and A. Danylchuk. 2011. Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. Endangered Species Research 13: 231-243. https://doi.org/10.3354/esr00331.

Bureau, D., C. M. Hand, and W. Hajas. 2012. Stock Assessment Framework for the British Columbia Geoduck Fishery. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Res. Doc. 2011/121. viii. Pacific Region. Pp. +79.

Cappo, M., E. Harvey, and M. Shortis. 2007. Counting and measuring fish with baited video techniques—an overview. Pp. 101-114 *en* Proceedings of the Australian Society for Fish Biology workshop, Hobart.

Carbines, G., and R. G. Cole. 2009. Using a remote drift underwater video (DUV) to examine dredge impacts on demersal fishes and benthic habitat complexity in Foveaux Strait, Southern New Zealand. Fisheries Research 96:230-237. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.11.007.

Chidami, S., G. Guénard, and M. Amyot. 2007. Underwater infrared video system for behavioral studies in lakes. Limnology and Oceanography: Methods 5:371-378. https://doi.org/10.4319/lom.2007.5.371.

Ciocco, N. F. 2001. Relevamiento de bancos de moluscos bivalvos de interés marisquero en el Golfo San José. Informe Técnico Lapemar N°11.

Cortez-Lucero, G., J. A. Arreola-Lizárraga, J. Chávez-Villalba, and E. A. Aragón-Noriega. 2014. Distribución y abundancia de la almeja de sifón *Panopea globosa* (Bivalvia: Hiatellidae), en la región central del Golfo de California, México. Hidrobiologica 24:167-174.

Dickens, L. C., C. H. R. Goatley, J. K. Tanner, and D. R. Bellwood. 2011. Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. PLoS ONE 6:e18965. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018965.

Gardner, J. P. A., and C. D. Struthers. 2012. Comparisons among survey methodologies to test for abundance and size of a highly targeted fish species. Journal of Fish Biology 82:242-262. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03478.x.

Goodwin, C. L., and B. Pease. 1989. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fish and invertebrates (Pacific Northwest): Pacific geoduck clam. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 82 (11.120). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL82-4. Pp. 14.

Goodwin, C. L. 1977. The effects of season on visual and photographic assessment of subtidal geoduck clam (*Panopea generosa* Gould*)* populations. Veliger 20:155-158.

Gribben, P. E., and R. G. Creese. 2005. Age, growth, and mortality of the New Zealand geoduck clam, *Panopea zelandica* (Bivalvia: Hiatellidae) in two North Island populations. Bulletin of Marine Science 77:119-135.

Gribben, P. E., J. Helson, and R. Millar. 2004. Population abundance estimates of the New Zealand geoduck clam, *Panopea zelandica*, using North American methodology: is the technology transferable? Journal of shellfish research 23:683-691.

Harvey, E. S., D. Fletcher, and M. R. Shortis. 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. Fishery Bulletin- National Oceanic and Atmospheric Administration 99:63-71. https://doi.org/10.4031/002533202787914106.

Harvey, E. S., D. Fletcher, and M. R. Shortis. 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. Fishery Bulletin-National Oceanic and Atmospheric Administration 99:72-80.

Harvey, E. S., M. R. Shortis, M. Stadler, and M. Cappo. 2002. A comparison of the accuracy and precision of measurements from single and stereo-video Systems. Marine Technology Society Journal 36:38-49. https://doi.org/10.4031/002533202787914106.

Helbling, E., M. Narvarte, R. A. González, and V. E. Villafañe. 2022. Global change in Atlantic coastal Patagonian ecosystems. Springer Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-86676-1.

Hidalgo-de-la-Toba, J. A., S. S. González-Peláez, and D. B. Lluch-Cota. 2023. Recruitment patterns in Mexican geoduck (*Panopea spp.*) populations: Reconstruction from age structure and mortality parameters. Fisheries Research 257. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106512.

Irigoyen, A. J., I. Rojo, A. Calò, G. Trobbiani, N. Sánchez-Carnero, and J. A. García-Charton. 2018a. The 'Tracked Roaming Transect' and distance sampling methods increase the efficiency of underwater visual censuses. PLOS ONE 13:e0190990. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190990.

Irigoyen, A., A. De Wysiecki, G. Trobbiani, N. Bovcon, C. Awruch, F. Argemi, and A. Jaureguizar. 2018b. Habitat use, seasonality and demography of an apex predator: sevengill shark *Notorynchus cepedianus* in northern Patagonia. Marine Ecology Progress Series 603:147-160. https://doi.org/10.3354/meps12715.

Mallet, D., and D. Pelletier. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). Fisheries Research 154:44-62. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019.

McClanahan, T. R., N. A. J. Graham, J. Maina, P. Chabanet, J. H. Bruggemann, and N. V. C. Polunin. 2007. Influence of instantaneous variation on estimates of coral reef fish populations and communities. Marine Ecology Progress Series 340:221-234. https://doi.org/10.3354/meps340221.

Mcdonald, P. S., T. E. Essington, J. P. Davis, A. W. E. Galloway, B. C. Stevick, G. C. Jensen, G. R. Vanblaricom, and D. A. Armstrong. 2015. Distribution, abundance, and habitat associations of a large bivalve (*Panopea generosa*) in a eutrophic Fjord Estuary. Journal of Shellfish Research 34:137-145. https://doi.org/10.2983/035.034.0117.

Meekan, M., and M. Cappo. 2004. Non-Destructive Techniques for Rapid Assessment of Shark Abundance in Northern Australia. Produced for Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry by the Australian Institute of Marine Science, Townsville.

Van der Molen, S., M. Kroeck, and N. Ciocco. 2007. Reproductive cycle of the southern geoduck clam, *Panopea abbreviata* (bivalvia: Hiatellidae), in north patagonia, Argentina. Invertebrate Reproduction and Development 50:75-84. https://doi.org/10.1080/07924259.2007.9652230.

Morsan, E., and N. F. Ciocco. 2004. Age and growth model for the southern geoduck, *Panopea abbreviata*, of Puerto Lobos (Patagonia, Argentina). Fisheries Research 69:343-348. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.06.012.

Morsan, E., P. Zaidman, M. Ocampo-Reinaldo, and N. Ciocco. 2010. Population structure, distribution and harvesting of southern geoduck, *Panopea abbreviata*, in San Matías Gulf (Patagonia, Argentina). Scientia Marina 74:763-772. https://doi.org/10.3989/scimar.2010.74n4763.

Pedersen, E. J., D. L. Miller, G. L. Simpson, and N. Ross. 2019. Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. PeerJ 7. https://doi.org/10.7717/peerj.6876.

Priede, I. G., K. L. Smith, and J. D. Armstrong. 1990. Foraging behavior of abyssal grenadier fish: inferences from acoustict agging and tracking in the North Pacific Ocean. Deep Sea Research 37:81-101. https://doi.org/10.1016/0198-0149(90)90030-Y.

Pritchett, M. 2003. Geoduck clam stock assessment surveys and fishery management for the 2002/2003 season. Regional Information Report1 No. 1J02-47. Alaska Department of Fish and Game Division of Commercial Fisheries.

R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.

Ripley, B., B. Venables, D. M. Bates, K. Hornik, A. Gebhardt, D. Firth, and M. B. Ripley. 2013. Package 'MASS.' Cran R.

Rooper, C. N., and M. Zimmermann. 2007. A bottom-up methodology for integrating underwater video and acoustic mapping for seafloor substrate classification. Continental Shelf Research 27:947-957. https://doi.org/10.1016/j.csr.2006.12.006.

Sánchez-Carnero, N., M. E. Góngora, M. Álvarez, and A. M. Parma. 2022. La pesca artesanal en Argentina. Caminando las costas del país. 1st edition.

Shortis, M., E. Harvey, and D. Abdo. 2009. A review of underwater stereo-image measurement for marine biology and ecology applications. Oceanography and Marine Biology 47:257-292. https://doi.org/10.1201/9781420094220-9.

Stokesbury, K. D. E., B. P. Harris, M. C. Marino II, and J. I. Nogueira. 2004. Estimation of sea scallop abundance usinga video survey in off-shore US waters. Journal of Shellfish Research 23:33-40.

Tran, M. 2013. Mapping and predicting benthic habitats inestuaries using towed underwater video. Master thesis,University of Technology, Sydney, Australia.

Trobbiani, G. 2019. La pesca de arrastre en la costa norte del Golfo San Jorge: distribución, frecuencia de disturbio y efectos sobre las comunidades asociadas al fondo. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Trobbiani, G., A. J. Irigoyen, L. A. Venerus, P. M. Fiorda, and A. M. Parma. 2018. A low-cost towed video camera system for underwater surveys: comparative performance with standard methodology. Environmental Monitoring

and Assessment 190:683. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7070-z.

Trobbiani, G., A. M. De Wysiecki, N. Bovcon, and A. J. Irigoyen. 2021. Uso de BRUVS para describir el ensamble de peces y su estacionalidad en dos caletas marinas poco profundas dentro de áreas protegidas de la Patagonia, Argentina. Ecología Austral 31:170-181. https://doi.org/10.25260/EA.21.31.1.0.1152.

Trobbiani, G., and A. J. Irigoyen. 2016. 'Pepe': a novel low cost drifting video system for underwater survey. 3rd IEEE/OES South American International Symposium on Oceanic Engineering (SAISOE). Pages 1-4. https://doi.org/10.1109/SAISOE.2016.7922472.

Trobbiani, G., and L. A. Venerus. 2015. A novel method to obtain accurate length estimates of carnivorous reef fishes from a single video camera. Neotropical Ichthyology 13:93-102. https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140101.

Trobbiani, G., L. N. Getino, A. J. Irigoyen, and A. M. Parma. 'Toki', a light low-cost video system for seabed research: performance and precision of Tehuelche scallop (*Aequipecten tehuelchus*) survey estimates in San José Gulf, Argentina. bioRxiv 2024.04.21.590398. https://doi.org/10.1101/2024.04.21.590398.

Whitmarsh, S. K., P. G. Fairweather, and C. Huveneers. 2017. What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. Reviews in Fish Biology and Fisheries 27:53-73. https://doi.org/10.1007/s11160-016-9450-1.

Willis, T. J., and R. C. Babcock. 2000. A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. Marine and Freshwater Research 51:755-763. https://doi.org/10.1071/MF00010.

Wilson, K. L., L. M. Kay, A. L. Schmidt, and H. K. Lotze. 2015. Effects of increasing water temperatures on survival and growth of ecologically and economically important seaweeds in Atlantic Canada: implications for climate change. Marine Biology 162:2431-2444. https://doi.org/10.1007/s00227-015-2769-7.

Wood, S. N. 2006. Low-rank scale-invariant tensor product smooths for Generalized Additive Mixed Models. Biometrics 62:1025-1036. https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2006.00574.x.

Wood, S. 2017. Generalized Additive Models: An introduction with R (2nd ed). CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781315370279.

De Wysiecki, A. M., G. A. Trobbiani, and A. J. Irigoyen. 2021. Backing up from negative stimuli: A back-thrust mechanism during escape-like response in wild sevengill sharks (*Notorynchus cepedianus*). Ethology 127:202-212. https://doi.org/10.1111/eth.13104.

Zaidman, P. C. 2013. Dinámica de la metapoblación de almeja panopea *Panopea abbreviata* en los Golfos Norpatagónicos. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Zaidman, P. C., M. A. Kroeck, S. van der Molen, G. Williams, L. Gracia-Villalobos, E. Oehrens-Kissner, and E. M. Morsan. 2016. Local scale variation in the reproductive pattern of the southern geoduck, *Panopea abbreviata* (Bivalvia: Hiatellidae), in Patagonia. Revista de Biología Marina y Oceanografía 51:359-371. https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000200013.

Zaidman, P. C., and E. Morsan. 2015. Growth variability in a metapopulation: The case of the southern geoduck (*Panopea abbreviata*). Fisheries Research 172:423-431. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.011.