

SESGOS ASOCIADOS A CENSOS VISUALES DE PECES ARRECIFALES EN EL PACÍFICO ORIENTAL TROPICAL: IMPLICACIONES DEL USO DE TRANSECTOS SENCILLOS O DE TAMAÑO MIXTO, DE LA EXPERIENCIA DE LOS BUZOS Y DE LA ESTIMACIÓN DE LA TALLA

María del Mar Palacios y Fernando A. Zapata

Universidad del Valle, Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia. mariadelmar.palacios@gmail.com (M.M.P.), fernando.zapata@correounivalle.edu.co (F.A.Z.)

RESUMEN

Los censos visuales en transectos de banda implementados para evaluar las poblaciones de peces arrecifales en el Pacífico Oriental Tropical (POT) varían mucho en el tamaño de las unidades de muestreo y en los protocolos de censo. Para examinar los efectos de tal variación sobre los estimativos de riqueza y densidad de especies, y contribuir a identificar un protocolo apropiado (exacto, preciso y eficiente), se compararon dos métodos de transectos de banda: un transecto de tamaño sencillo (una sola banda de 30 x 2 m) y uno de tamaño mixto (dos bandas, una de 50 x 5 m para peces grandes y móviles, y una de 50 x 1 m para peces pequeños o crípticos). Tres observadores con diferente experiencia en censos visuales realizaron 72 censos en tres transectos fijos en la formación coralina de El Arrecife en la isla Malpelo, Colombia, siguiendo un diseño factorial para evaluar el efecto de los métodos, los observadores y la estimación de las tallas de los peces sobre la exactitud y precisión de los estimativos de riqueza y densidad de especies. Adicionalmente, se examinó la eficiencia (costo en tiempo en relación con la exactitud y precisión) de cada método. El Transecto Mixto (TM) produjo estimativos de los parámetros poblacionales y comunitarios más precisos y estimativos de riqueza de especies más exactos. Sin embargo, presentó un alto costo de implementación (25 min/censo) y subestimó consistentemente la densidad total y de las especies censadas en el transecto de 50 x 5 m (probablemente por su mayor amplitud de la banda y la disminución asociada de la detectabilidad de las especies). El Transecto Sencillo (TS) fue más costo-eficiente (14 min/censo) y produjo estimativos más exactos de densidad total y específica para la mayoría de especies (excepto las crípticas o pequeñas). Ambos métodos fueron sesgados por la estimación de la talla de los peces durante los censos y por la inexperiencia de los observadores, por lo que deben ser implementados bajo condiciones oceanográficas que faciliten la realización de los censos visuales y por buzos con entrenamiento previo. Alternativamente, se pueden realizar muestreos aleatorios independientes a los censos para estimar solamente las distribuciones de frecuencias de tallas sin afectar los estimativos de abundancia y riqueza de especies. Ante la generalmente pobre visibilidad en el POT y fondos insuficientes para proyectos de investigación y monitoreo, el protocolo de TS es más adecuado para realizar censos de múltiples especies. Además de producir estimativos más exactos de densidad total y específica para la mayoría de las especies, la mayor eficiencia del TS permite aumentar el número de réplicas y así mejorar la estimación de la riqueza total de especies y la precisión de todos los estimativos poblacionales y comunitarios. No obstante, debido a la mayor exactitud del TM para evaluar la riqueza total de especies y la densidad de especies pequeñas y crípticas, una alternativa sería

usar un TM de mínimo 30 m de longitud, con una anchura máxima de 2 m para censar especies grandes y móviles, y de 1 m para especies pequeñas y crípticas.

PALABRAS CLAVES: Arrecifes coralinos, Censos visuales, Pacífico Oriental Tropical, Peces, Transectos de banda.

ABSTRACT

Biases associated with visual censuses of reef fishes in the Eastern Tropical Pacific: implications of using single vs mixed-size transects, observer experience, and fish size estimation.

Visual censuses on belt transects implemented to assess reef fish populations in the Eastern Tropical Pacific (ETP) vary greatly in the size of sampling units and census protocols. To examine the effects of such variation on estimates of species richness and density, and to help identify an appropriate (accurate, precise and efficient) protocol, we compared two belt transect methods: a single-size transect (one 30 x 2 m band) and a mixed-size transect (two bands, a 50 x 5 m band for large, mobile fishes, and a 50 x 1 m band for small or cryptic fishes). Three observers with different experience conducted 72 visual censuses on three fixed transects at El Arrecife coral formation in Malpelo Island, Colombia, following a factorial design to evaluate the effect of methods, observers and fish size estimation on the accuracy and precision of species richness and density estimates. Additionally, we examined the efficiency (cost in time in relation to the accuracy and precision) of each method. The Mixed Transect (MT) yielded more precise estimates of population and community parameters and more accurate estimates of species richness. However, it had a high implementation cost (25 min/census) and consistently underestimated total density and the density of species recorded in the 50 x 5 m transect (probably due to its greater band width and associated decrease in species detectability). The Single Transect (ST) was more cost-efficient (14 min/census) and produced more accurate estimates of total and specific density for most species (except cryptic or small ones). Both methods were biased by the estimation of fish size during the censuses and by observer inexperience, so they should be implemented under oceanographic conditions that facilitate carrying out visual censuses and by divers with prior training. Alternatively, random sampling can be performed independently of visual censuses to estimate size frequency distributions without affecting estimates of abundance and species richness. Given the generally poor visibility in the ETP and insufficient funding for research and monitoring projects, the ST protocol is more suitable for conducting surveys of multiple species. In addition to producing more accurate estimates of total and specific density for most species, the greater cost-efficiency of STs allows to increase the number of replicates and thus to improve the estimate of total species richness and the precision of all population and community estimates. However, due to the greater accuracy of the MT to assess total species richness and density of small and cryptic species, an alternative would be to use a MT of at least 30 m length, with a maximum width of 2 m for censusing large and mobile species, and of 1 m for small and cryptic species.

KEYWORDS: Belt transects, Coral reefs, Fishes, Eastern Tropical Pacific, Visual census.

INTRODUCCIÓN

Los censos visuales en transectos de banda (Brock, 1954) han sido quizás el método más utilizado en estudios de campo sobre ecología de peces marinos arrecifales (Cheal y Thompson, 1997; Sale, 1997). Su popularidad se debe a que es un método económico, no-destructivo y que permite estimar fácilmente la densidad y estructura de tallas de las poblaciones y la diversidad de las comunidades de peces (Sale y Sharp, 1983; Samoilys, 1997). Sin embargo, dependiendo de los objetivos, nivel de organización

biológica (población o comunidad), hábitat, y otros factores de interés, los censos visuales en transectos se han aplicado siguiendo una gran variedad de procedimientos (Sale, 1997). La exactitud y precisión de los estimativos obtenidos con diferentes protocolos de censo son afectados por diferentes sesgos asociados a las características de las unidades de muestreo (e.g., tamaño de los transectos; Sale y Sharp, 1983; Cheal y Thompson, 1997), las habilidades de los investigadores (Bell *et al.*, 1985; Williams *et al.*, 2006) y las particularidades de las especies censadas (Lincoln-Smith, 1989; Samoily y Carlos, 2000). Incluso la complejidad y variedad de tareas que realizan los observadores durante los censos o las condiciones oceanográficas pueden alterar los estimativos (Sale, 1997). Aún en una misma localidad, diferentes protocolos de censo visual presentan sesgos relativos específicos que conducen a que sus estimativos no sean comparables entre sí, y que impiden un correcto y directo contraste de los parámetros poblacionales o comunitarios estimados (Kulbicki, 1998; Colvocoresses y Acosta, 2007).

En varias localidades del Pacífico Oriental Tropical, incluida la isla Malpelo, dos protocolos de censo visual en transecto están siendo utilizados para documentar y monitorear la distribución, abundancia y diversidad de peces arrecifales. El primero es una modificación del método diseñado por Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez (2010) para el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC), a partir del protocolo usado en el AGRRA (The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Program; Kramer y Lang, 2003). En éste, todos los peces son censados en transectos de un solo tamaño (30 x 2 m). En el segundo, los censos se realizan en transectos de dos tamaños diferentes: transectos anchos (50 x 5 m) para contar peces móviles y grandes, y transectos angostos (50 x 1 m) para facilitar la detección de especies pequeñas, bentónicas y de comportamiento críptico y territorial (ver <http://www.reeflifesurvey.com/information/>; Edgar y Stuart-Smith, 2009; Edgar *et al.*, 2011). Aunque estos dos métodos difieren en varias características (notablemente en la longitud y anchura de los transectos), en este artículo nos referiremos al primero como Transecto Sencillo (TS) y al segundo como Transecto Mixto (TM) para enfatizar la combinación de dos transectos de diferente anchura en el segundo.

Hasta el momento no se conocen los sesgos relativos de cada método (TS y TM) ni la calidad de los datos que permiten coleccionar bajo las condiciones del Pacífico Oriental Tropical. Con el objetivo de evaluar la exactitud, precisión y eficiencia (relación costo/beneficio) de los estimativos de abundancia y diversidad de especies de peces obtenidos con los métodos de TS y TM, se implementaron estos dos métodos en una formación coralina de la isla Malpelo, en el Pacífico colombiano. Adicionalmente, se determinó la susceptibilidad de los dos métodos a sesgos introducidos por los investigadores (Thompson y Mapstone, 1997; Williams *et al.*, 2006) y por el incremento en la complejidad de los censos al registrar conjuntamente el número de individuos y las tallas de los peces censados (Sale, 1997). Aunque varios estudios han evaluado la confiabilidad de los estimativos de

talla de peces registrados visualmente (Bell *et al.*, 1985; St. John *et al.*, 1990; Harvey *et al.*, 2001; Edgar *et al.*, 2004), no se ha evaluado el efecto del incremento en la complejidad de los censos, al registrar las tallas de todos los peces censados, sobre la exactitud y precisión de los estimativos de abundancia y diversidad obtenidos en los mismos censos. El propósito final de este estudio fue producir información básica fundamental para la selección de un adecuado método de muestreo de las comunidades de peces arrecifales de la isla Malpelo, en particular, y del Pacífico Oriental Tropical, en general.

ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo en El Arrecife, la formación coralina más grande del Santuario de Fauna y Flora (SFF) Isla Malpelo ($4^{\circ}0'0''$ N, $81^{\circ}36'30''$ W; Figura 1). El Arrecife cubre 2.34 ha aproximadamente y aunque carece de un andamio arrecifal desarrollado exhibe una cobertura coralina viva de 45-65 % (Birkeland *et al.*, 1975; Garzón-Ferreira y Pinzón, 1999; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2007). En este lugar se pueden encontrar hasta 10 especies de corales escleractíneos zooxantelados (Zapata y Vargas-Ángel, 2003; Chasqui y Zapata, 2007) y 147 especies de peces arrecifales (Robertson y Allen, 2006).



Figura 1. Mapa de la isla Malpelo y localización del sitio de estudio (El Arrecife).

MATERIALES Y MÉTODOS

Métodos de censo

Tres buzos con diferente nivel de experiencia en evaluaciones visuales de peces [Buzo A= principiante (<10 censos visuales), Buzo B= medianamente experimentado (~100 censos visuales) y Buzo C= muy experimentado (>200 censos visuales)] censaron los peces arrecifales con los métodos de TS y TM. Para el TS se usaron transectos de banda de un solo tamaño (30 x 2 m), dentro de los cuales durante un primer recorrido se registró la abundancia de especies conspicuas (grandes y móviles) y, en un segundo recorrido, de regreso, se registraron las especies pequeñas y crípticas (Tabla 1). En el TM se usaron transectos de banda de dos tamaños diferentes, ya que según las características morfológicas y comportamentales de las especies se debe ajustar el tamaño de los transectos para reducir posibles sesgos (Cheal y Thompson, 1997). En particular, si las especies objetivo son grandes y móviles, las unidades de muestreo deben ser extensas para asegurar el registro de algún individuo dentro del transecto (Sale, 1997). Por el contrario, si las especies son pequeñas, sedentarias o crípticas, las unidades de muestreo de menor tamaño son una mejor opción, ya que especies con estas características tienden a ser subestimadas en censos visuales (Brock, 1982; Ackerman y Bellwood, 2000; Willis, 2001). Unidades de muestreo más pequeñas facilitan un examen exhaustivo del sustrato y una menor subestimación de la abundancia de especies inconspicuas (Lincoln-Smith, 1989; De Girolamo y Mazoldi, 2001). De esta manera, en el TM se utilizaron bandas anchas (50 x 5 m) para registrar en un primer recorrido las especies grandes y móviles, y bandas angostas (50 x 1 m) para censar las especies pequeñas y crípticas en un recorrido de regreso (Tabla 1). Para determinar el efecto de la estimación de las tallas de los peces sobre los parámetros estimados en los censos visuales, ambos métodos se aplicaron dos veces: una vez registrando únicamente las especies y sus abundancias y la segunda vez registrando adicionalmente las tallas de los individuos contados. Los censos se hicieron en tres sitios fijos, en cada uno de los cuales cada buzo realizó dos réplicas de cada combinación de método y estimación de talla. En total se realizaron 72 censos (36 TS y 36 TM).

Tabla 1. Características de las especies de peces censadas en cada uno de los transectos de los métodos de Transecto Sencillo (TS) y Transecto Mixto (TM).

Método		Especies censadas	
TS	TM	Características	Ejemplos
30 x 2 m	50 x 5 m	spp. móviles y conspicuas	Familias Carangidae, Lutjanidae, Pomacentridae, Serranidae y Labridae.
30 x 2 m	50 x 1 m	spp. crípticas y bentónicas	Familias Apogonidae, Gobiidae, Labrisomidae + <i>Cirrhitichthys oxycephalus</i> y <i>Ophioblennius steindachneri</i>



Análisis de datos

Debido a que la riqueza de especies es una función del área muestreada, las riquezas estimadas con los dos métodos no son directamente comparables. Por ello, con base en el número total de individuos registrados, se construyó para cada censo una curva de rarefacción y se calculó la riqueza de especies esperada [E(Sn)] para el mínimo número total de individuos observados en todos los censos (Ludwig y Reynolds, 1988). Adicionalmente, se calculó la densidad total (ind/100 m²) y la densidad de nueve especies que fueron registradas en más del 85 % de los censos. Las diferencias entre métodos y entre buzos, y el efecto de estimar la talla fueron evaluados mediante un análisis de varianza de bloques aleatorios con tres factores (“Método”, “Talla” y “Buzo”) dentro de cada bloque (“Sitio”), con el paquete estadístico Statistica 8.0. Para cumplir los supuestos de normalidad y heterogeneidad de varianza, la densidad total por censo o por especie fue transformada a Log₁₀ o con la transformación de Box-Cox. Teniendo en cuenta que los censos visuales por lo general subestiman las poblaciones de peces (Samoily y Carlos, 2000), se asumió que el método más exacto era aquél que producía los estimativos más altos de riqueza y densidad. La precisión de cada método (dispersión de los datos alrededor del promedio) se evaluó con los coeficientes de variación de los estimativos obtenidos. Finalmente, para evaluar la eficiencia de los métodos se relacionó el costo (tiempo invertido) con los beneficios (exactitud y precisión) de los estimativos, siguiendo el procedimiento utilizado por Nadon y Stirling (2006).

RESULTADOS

Exactitud

Efecto de los métodos y de la estimación de tallas

Tanto la riqueza de especies esperada [E(Sn)] como la densidad total estimada con cada uno de los métodos difirieron significativamente. Con el TM se registraron estimativos más altos de riqueza esperada [E(Sn)] ($F_{1,2} = 19$, $p < 0.05$; Figura 2a), mientras que con el TS se obtuvieron estimativos más altos de la densidad total por transecto ($F_{1,2} = 101.8$, $p < 0.01$; Figura 2b). La lista completa de especies y la densidad promedio registrada con cada método en combinación con la estimación o no de las tallas se muestra en el Anexo 1. La densidad estimada para seis de las nueve especies seleccionadas (*B. diplotaenia*, *C. atrilobata*, *H. passer*, *J. nigrirostris*, *L. viridis* y *T. lucasanum*), fue mayor en los TSs, aunque significativamente sólo para dos de ellas (*C. atrilobata* $F_{1,2} = 34.8$, $p < 0.05$; y *L. viridis* $F_{1,2} = 36.9$, $p < 0.05$; Figura 3). En contraste, para las tres especies restantes (*C. oxycephalus*, *L. dendriticus* y *O. steindachneri*) se obtuvieron estimativos de densidad relativamente más altos en los TMs. Esta diferencia fue significativa sólo para *C. oxycephalus* ($F_{1,2} = 279$, $p < 0.01$; Figura 3).

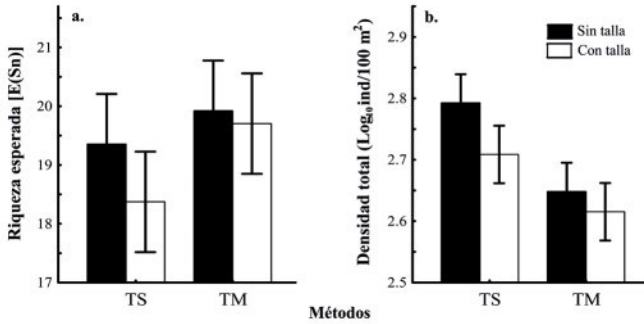


Figura 2. Estimativos promedio de: a) Riqueza de especies esperada con base en las curvas de rarefacción [E(Sn)], y b) La densidad total por censo (Log_{10} ind/100 m²), obtenidas a través de censos visuales implementados con los métodos de Transecto Sencillo (TS) y Transecto Mixto (TM), en combinación con el efecto de la estimación o no de la talla. Las barras verticales indican intervalos de confianza del 95 %.

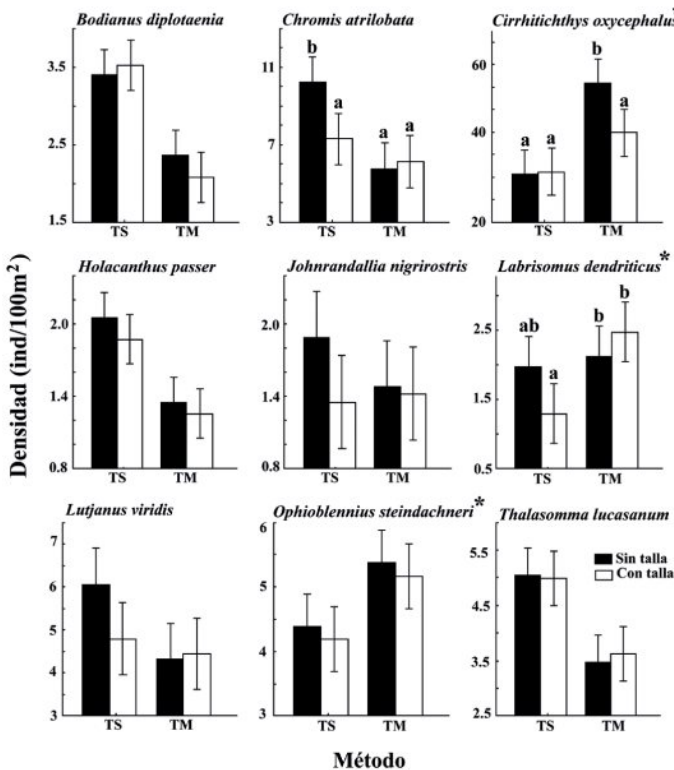


Figura 3. Densidad promedio de nueve especies de peces (con frecuencia de aparición > 85%) estimada con los métodos de TS y TM, en combinación con el efecto de la estimación o no de la talla. Densidades transformadas con el procedimiento de Box-Cox. El asterisco (*) señala las especies censadas en los transectos de 50 x 1 m del TM. Las barras denotan el intervalo de confianza del 95 % y las letras indican los grupos homogéneos para la interacción Método x Talla (Prueba de comparación múltiple de Tukey, $\alpha = 0.05$).

La estimación de las tallas de todos los peces observados durante los censos visuales tendió a reducir los estimativos de riqueza esperada [E(Sn)] y de densidad total obtenidos con los dos métodos de censo (Figura 2). Sin embargo, esta reducción fue sólo significativa para la densidad total por transecto ($F_{1,2} = 25.9$, $p < 0.05$; Figura 2b) y la densidad de *C. atrilobata* ($F_{1,2} = 28.2$, $p < 0.05$; Figura 3). El efecto de la estimación de tallas sobre los estimativos de densidad obtenidos con los dos métodos no fue significativo en seis de las nueve especies analizadas (Figura 3). En las tres especies restantes el efecto de la estimación de las tallas sobre la densidad varió dependiendo del método y de la especie (interacción Método x Talla, $p \leq 0.033$). La estimación de las tallas redujo los estimativos de densidad obtenidos con el TS para *C. atrilobata* y *L. dendriticus*, y los obtenidos con el TM para *C. oxycephalus*.

Efecto de la experiencia de los buzos

La experiencia de los buzos fue determinante en los resultados de los censos visuales, ya que los estimativos obtenidos por el buzo principiante (Buzo A) difirieron de los obtenidos por los buzos más experimentados (Buzos B y C; Figura 4). El efecto de la experiencia se evidenció principalmente en la riqueza de especies, ya que independiente del método el Buzo A subestimó significativamente el número de especies promedio en los censos ($F_{2,4} = 10.3$, $p < 0.05$; Figura 4a). En términos de la densidad total, hubo una interacción significativa Buzo x Método ($F_{2,52} = 12.9$, $p < 0.001$; Figura 4b), debido a que el buzo menos experimentado (Buzo A) tendió a sobreestimar la abundancia con el TS, pero no con el TM. Finalmente, no hubo una interacción significativa Buzo x Talla, ya que los tres buzos registraron densidades y riquezas un poco más altas cuando realizaron los censos sin estimación de tallas (riqueza esperada: $F_{2,52} = 0.5$, $p > 0.5$; densidad: $F_{2,52} = 0.6$, $p > 0.5$).

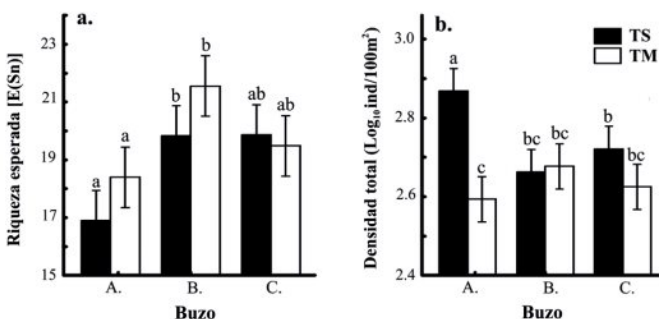


Figura 4. Estimativos promedio de: a) Riqueza esperada [E(Sn)], y b) Densidad total por censo ($\text{Log}_{10} \text{ind}/100 \text{m}^2$), obtenidas por tres buzos con distinto nivel de experiencia, mediante censos visuales implementados con los métodos de TS y TM. Las letras en minúscula corresponden a los grupos homogéneos (Prueba de comparación múltiple de Tukey, $\alpha = 0.05$). Las barras denotan el intervalo de confianza del 95 %.

Precisión

El método de TM fue el procedimiento más preciso para realizar censos visuales de peces arrecifales, ya que los coeficientes de variación de los estimativos fueron un 18.8 % menores que los de los estimativos obtenidos con el TS, tanto para la riqueza esperada como para la densidad total (Figura 5a). Para *C. atrilobata*, *H. passer*, *J. nigrirostris*, *L. viridis* y *T. lucasanum*, los censos en TMs significaron un aumento de la precisión de los estimativos de densidad hasta de un 28.5 %, pero para el resto de las especies evaluadas la precisión se mantuvo relativamente constante, independientemente del método (Figura 5d). En general, la especie que presentó estimativos de densidad más precisos fue *C. oxycephalus* (CV= 45.4%) y las especies cuyas densidades tuvieron los mayores coeficientes de variación fueron *C. atrilobata* (CV= 121.5 %) y *L. viridis* (CV= 92.5 %), ambas de hábitos gregarios.

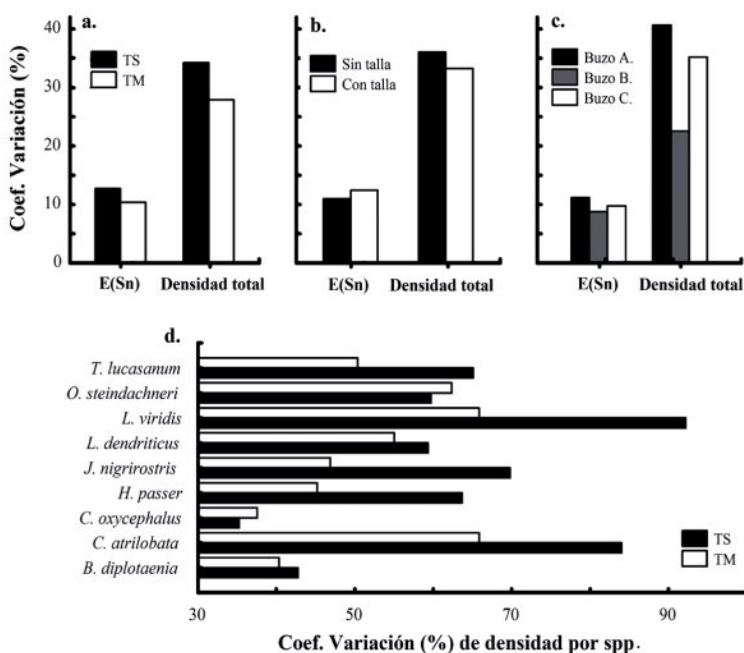


Figura 5. Arriba: Coeficientes de variación para la riqueza de especies esperada [E(Sn)] y la densidad total (Log_{10} ind/100 m²) según: a) Los dos métodos de censo (TS y TM), b) La estimación o no de tallas, y c) La experiencia de los buzos (Buzo A < Buzo B < Buzo C). Abajo: d) Coeficientes de variación para la densidad promedio de nueve especies de peces (con frecuencia de aparición >85 %) estimada con los métodos de TS y TM.

La estimación de tallas durante los censos visuales tuvo efectos opuestos sobre la precisión de los parámetros estimados: el coeficiente de variación de la riqueza esperada de especies [E(Sn)] se incrementó en un 10 % al estimar la talla (Figura 5a), mientras

que el de la densidad total se redujo en un 8 % (Figura 5b). Los coeficientes de variación calculados para cada uno de los observadores indicaron que los datos registrados por el buzo principiante (A) presentaron la precisión más baja para la riqueza esperada y la densidad total (CV= 11.1 y 40.6 %, respectivamente). Por el contrario, los estimativos obtenidos por el buzo medianamente experimentado (B) presentaron la mayor precisión (CV riqueza= 8.77 % y CV densidad total= 22.5 %; Figura 5c).

Eficiencia

El tiempo (costo) que tomó realizar censos en TSs fue significativamente menor al requerido por el método de TM ($F_{1,2}= 101.7$, $p < 0.01$). En promedio un censo en un TM tardó 25 ± 8.2 minutos ($\bar{X} \pm DE$) en ser completado, mientras que sólo se necesitaron 14 ± 3.9 minutos en promedio para realizar un censo en un TS. En términos de la relación costo-exactitud, el TS fue el más eficiente ya que con él se registraron más especies e individuos por unidad de tiempo y de área muestreada (Tabla 2). En relativamente poco tiempo de muestreo (8-20 min), con el TS se estimaron valores de riqueza de especies (S) en algunos casos tan altos como los estimados con el TM, y densidades totales frecuentemente mayores o tan altas como las estimadas con el TM (Figura 6). Sólo en censos con una duración > 25 min se obtuvieron estimativos de riqueza en el TM más altos que los obtenidos en el TS.

Tabla 2. Tasas promedio de registro de riqueza (S) y abundancia de especies por unidad de tiempo (min) y área (m²) con los métodos de Transecto Sencillo (TS) y Transecto Mixto (TM).

Método	Unidad de tiempo		Unidad de área	
	spp./min	ind/min	spp./m ²	ind/m ²
TS	1.60	40.58	0.38	9.77
TM	1.12	17.13	0.11	1.74

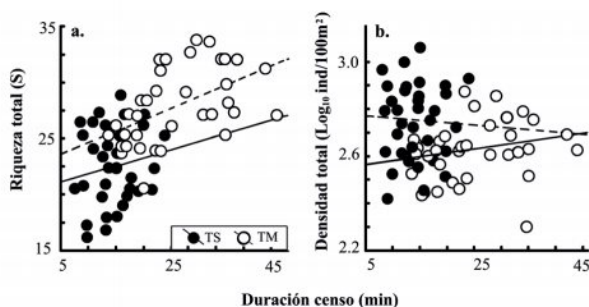


Figura 6. Relación entre: a) La riqueza (S), y b) La densidad total de peces ($\text{Log}_{10} \text{ ind}/100 \text{ m}^2$) con el tiempo de duración (minutos) de los censos para los métodos de TS y TM. Riqueza (S): TS ($y = 20.8 + 0.16x$, $r^2 = 0.03$, $p > 0.05$), TM ($y = 23.1 + 0.22x$, $r^2 = 0.3$, $p < 0.001$). Densidad total: TS ($y = 2.7 - 0.002x$, $r^2 = 0.0024$, $p > 0.05$), TM ($y = 2.6 + 0.003x$, $r^2 = 0.051$, $p > 0.05$).

Aunque los estimativos de riqueza y densidad de especies obtenidos con el TM fueron más precisos que los registrados con el TS (Figura 5), el alto costo (tiempo) de implementación del primero ocasionó que la relación costo/precisión fuera más favorable para el segundo (Figura 7). Incluso para las nueve especies analizadas, los censos en TS permitieron obtener estimativos relativamente más precisos, dado el menor tiempo necesario para obtenerlos (Figura 7b).

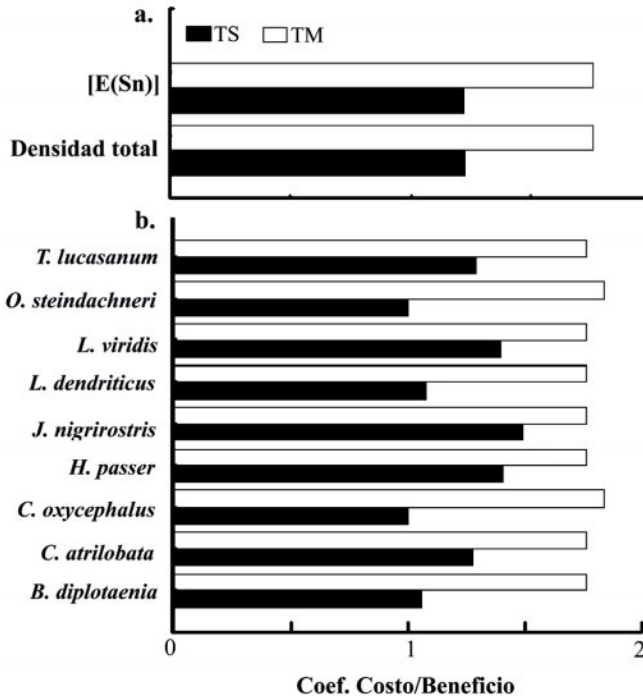


Figura 7. Coeficientes Costo/Beneficio para los métodos de TS y TM, según los estimativos de: a) Riqueza esperada [E(Sn)] y densidad total (Log_{10} ind/100 m²), y b) Densidad de nueve especies de peces (con frecuencia de aparición >85 %). Un coeficiente igual a 1 indica que el método es el más rápido y preciso.

DISCUSIÓN

En este estudio examinamos el efecto de las variaciones en los procedimientos para la realización de censos visuales en transectos sobre la exactitud, precisión y eficiencia de los estimativos de parámetros poblacionales y comunitarios comúnmente examinados en estudios de peces arrecifales. Nuestros resultados demuestran que diferencias en los métodos y procedimientos específicos afectan significativamente y de manera generalizada los estimativos de los parámetros.

Exactitud

Efecto de los métodos de Transecto Sencillo y Mixto

Asumiendo que los estimativos poblacionales más altos corresponden a los más exactos, debido a que los censos visuales tienden a subestimar la riqueza y densidad de las especies (Sale, 1997; Samoilys y Carlos, 2000), el TM fue más exacto en la estimación de la riqueza de especies, pero el TS fue más exacto en la estimación de la densidad total. Dependiendo del método implementado, los estimativos son afectados por un conjunto único de sesgos que alteran en diferente dirección y magnitud los valores estimados de riqueza y densidad. Tal y como ha sido advertido por otros autores (Cheal y Thompson, 1997; Sale, 1997) este trabajo demostró que los estimativos obtenidos con distintos métodos no son equivalentes y evidenció la dificultad para identificar un único protocolo que permita obtener los estimativos más exactos y precisos de diferentes parámetros.

Los mayores estimativos de riqueza de especies obtenidos con el TM en comparación con el TS no fueron ocasionados por un simple efecto de las diferencias en el tamaño de las unidades de muestreo usadas en cada método (Mixto: 250 m² vs Sencillo: 60 m²), ya que el efecto del área fue controlado mediante la estimación de la riqueza de especies esperada [E(Sn)] con base en curvas de rarefacción (Gotelli y Colwell, 2001). En cambio, el tamaño de las unidades de muestreo parece afectar la composición de especies detectadas con cada método. Mientras que todas las especies, excepto una, registradas en los TSs fueron detectadas en los TMs, 11 especies detectadas con el último método no fueron detectadas con el primero (Anexo 1). Todas estas especies son móviles, relativamente grandes, algunas de ellas semi-pelágicas (e.g., *Seriola rivoliana*, *Sectator ocyurus*, *Kyphosus elegans*), y fueron observadas solo ocasionalmente. Aparentemente, los transectos más largos del TM favorecen el registro de especies grandes y móviles, ya que al censar por mucho más tiempo (~25 min) y cubrir un área mayor se incrementa la probabilidad de que algún individuo de una especie móvil o semi-pelágica ingrese al área de muestreo (Buckley y Hueckel, 1989). Adicionalmente, ya que el área coralina de “El Arrecife” no es muy extensa (400 m lineales; Chasqui y Zapata, 2007), es posible que algunos de los transectos del TM localizados en los bordes del arrecife hayan alcanzado a incluir especies de hábitats contiguos, incrementando la diversidad beta. Por el contrario, los TSs (más cortos) siempre permanecieron dentro del área coralina y por lo tanto estimaron principalmente el componente de diversidad alfa.

El método de TS produjo los estimativos más altos (y presumiblemente más exactos) de densidad total, sugiriendo una relación inversa entre la densidad estimada de peces y el tamaño de los transectos. Estudios previos han demostrado que

específicamente la anchura del transecto es un factor determinante de la exactitud de los estimativos de abundancia (Cheal y Thompson, 1997; Mapstone y Ayling, 1998; Samoily y Carlos, 2000), ya que la detectabilidad de la mayoría de peces (y por lo tanto su abundancia estimada) disminuye con un aumento de la anchura del transecto (Sale, 1997). Con excepción de las especies grandes y conspicuas que se observan fácilmente a distancia (e.g., familia Scaridae), la mayoría de los peces arrecifales, especialmente las especies crípticas, bentónicas, pequeñas o poco móviles, presentan mayores densidades en transectos más angostos, ya que se detectan más fácilmente en ellos (Sale y Sharp, 1983). Nuestros resultados son consistentes con este efecto, ya que el transecto más estrecho en el que se censó la mayoría de las especies (el TS de 2 m de ancho) produjo estimativos de densidad total más altos que el TM, más ancho. De manera similar, el TM produjo estimativos de densidad más altos de las especies pequeñas, sedentarias o crípticas (e.g., *C. oxycephalus*), ya que los transectos de 1 m de ancho fueron los transectos más angostos en los que estas especies se censaron. En general, nuestros resultados coinciden con los trabajos de Sale y Sharp (1983), Cheal y Thompson (1997) y Samoily y Carlos (2000), quienes demostraron que en censos de múltiples especies los transectos angostos facilitan la detección de individuos debido a que los buzos pueden realizar una búsqueda más exhaustiva y eficiente de los peces en el arrecife, pues es posible una mejor visualización de la totalidad de la anchura del transecto. Este efecto probablemente es aún más relevante en ambientes con reducida visibilidad, como es el caso en el Pacífico Oriental Tropical. En contraste, la longitud de los transectos no altera los estimativos de densidad de la mayoría de especies ya que, independientemente de la longitud del transecto, los buzos sólo pueden hacer conteos rápidos hasta donde la visibilidad lo permita (generalmente <10-15 m; Mapstone y Ayling, 1998).

El hecho de que, en comparación con transectos pequeños, los transectos grandes permiten registrar una mayor proporción de especies grandes y móviles (produciendo estimativos más altos de riqueza de especies), pero subestiman la abundancia de la mayoría de peces arrecifales, sugiere que el tamaño del transecto implica un canje entre la exactitud de los estimativos de riqueza y de densidad de especies. En censos visuales de múltiples especies en ambientes de baja visibilidad los transectos angostos parecen ser una mejor opción para obtener estimativos más exactos de la densidad de la mayoría de las especies (Sale y Sharp, 1983; Mapstone y Ayling, 1998). Sin embargo, en estudios comunitarios la pérdida de información sobre la diversidad de especies en transectos angostos debe ser compensada con una mayor longitud o replicación. Una solución más satisfactoria requeriría encontrar la combinación particular de longitud y anchura del transecto que minimice simultáneamente la subestimación de la riqueza y densidad de especies.

Efecto de los estimativos de talla

Nuestros resultados demuestran que estimar la talla al mismo tiempo que se cuentan los peces reduce de manera general la exactitud de los censos visuales, y conduce a una subestimación de la densidad de las especies, especialmente de la densidad total, independiente del método utilizado. Estimar las tallas añade más tareas y mayor complejidad al procedimiento del censo visual de tal manera que los observadores parecen sacrificar la exactitud de los conteos para completar la tarea adicional (Sale, 1997). Precisamente las especies más difíciles de censar (especies con hábitos gregarios o muy abundantes; e.g., *C. atrilobata*) son las más afectadas con la estimación de la talla, ya que los observadores indiscutiblemente descuidan los estimativos de abundancia para poder calcular la talla de todos los individuos presentes.

Dada la importancia de la información derivada de los registros de talla en los estudios poblacionales (estimación de biomasa, fecundidad y temporadas de reclutamiento; McCormick y Choat, 1987; St. John *et al.*, 1990; Samoily, 1997) resulta imprescindible la inclusión de los registros de talla en ciertos censos visuales. En tales casos, se debe prestar atención a las especies abundantes con hábitos gregarios, ya que éstas son responsables de gran parte de la reducción en los estimativos de densidad total que se produce al estimar la talla. Adicionalmente, es aconsejable que los censos sean implementados bajo condiciones oceanográficas locales favorables, para evitar dificultades adicionales en la toma de datos. Alternativamente, es posible realizar muestreos aleatorios independientes a los censos para estimar solamente las distribuciones de frecuencias de tallas de las especies. Aunque esta alternativa implica mayores costos, reduce la subestimación de la abundancia causada por la mayor complejidad de los censos visuales en los que simultáneamente se estiman la abundancia y distribución de tallas.

Efecto de la experiencia de los buzos

Encontramos evidencia de que la experiencia de los buzos es un factor determinante en la exactitud de los censos visuales. De forma similar a otros trabajos (Bell *et al.*, 1985; Darwall y Dulvy, 1996; Williams *et al.*, 2006), nuestros resultados indican que los investigadores principiantes son una potencial fuente de error que puede sesgar en diferente dirección y magnitud los estimativos poblacionales (en este caso, subestimación significativa de la riqueza, pero sobreestimación de la densidad). La notable subestimación de la riqueza puede estar asociada con varios factores: la difícil detección de especies crípticas, pequeñas o poco móviles (Williams *et al.*, 2006), la carencia de conocimiento sobre el comportamiento de los peces (lo cual impide una búsqueda eficaz), y la dificultad de diferenciar especies muy parecidas morfológicamente (e.g., juveniles del género *Halichoeres*). Por el contrario, la

sobrestimación de la abundancia puede relacionarse con la falta de rigurosidad en los límites del transecto (registro de individuos presentes fuera del área de muestreo; McCormick y Choat, 1987; St. John *et al.*, 1990; Samoily y Carlos, 2000), y el mal conteo de cardúmenes muy densos y numerosos.

Aunque el TM (a diferencia del TS) permitió controlar los sesgos del buzo principiante y obtener estimativos más consistentes entre los tres observadores, la variación ocasionada por los buzos es un factor al cual se le debe prestar gran atención. La variación entre buzos se puede confundir con variaciones temporales o espaciales cuando gran parte de los estimativos dependen y varían con los sesgos intrínsecos de cada observador (Thompson y Mapstone, 1997; Edgar *et al.*, 2004). De esta manera, y teniendo en cuenta que los buzos principiantes deben ser involucrados en los monitoreos (aseguran la difusión del conocimiento y la continuidad de los estudios), es indispensable que todos los observadores (experimentados y principiantes) participen en jornadas de entrenamiento donde se familiaricen con el procedimiento de censo, se unifiquen criterios (respecto a la velocidad de natación, intensidad de búsqueda, forma de registrar los datos y manera de contar los peces), y se identifiquen los principales sesgos de cada observador, ya sea para corregir las acciones que conducen a los sesgos o para posteriormente corregir los datos colectados, según los sesgos de cada observador (St. John *et al.*, 1990).

Precisión

Los estimativos de riqueza y densidad más precisos fueron registrados con el TM, cuyos estimativos fueron menos variables que los obtenidos con el TS. Varios autores (Sale y Sharp, 1983; Thresher y Gunn, 1986; Mapstone y Ayling, 1998) señalan que los censos en áreas más grandes proveen estimativos más precisos, dado que el número de registros en cada censo se promedia en un área mucho mayor. De esta manera, pequeñas variaciones en la abundancia se reflejan fácilmente en el TS, mientras que solamente diferencias muy grandes en abundancia alteran las densidades estimadas con el TM. Del mismo modo, es posible que las bajas densidades registradas con el TM (en comparación con el TS) hayan producido coeficientes de variación más bajos, ya que la variación de los datos frecuentemente se incrementa proporcionalmente con el promedio de éstos (Mapstone y Ayling, 1998).

Nuestros resultados evidenciaron que las especies muy móviles y que característicamente forman grandes cardúmenes (e.g., *C. atrilobata* y *L. viridis*) presentan los coeficientes de variación más altos, pues su ocurrencia temporalmente intermitente y espacialmente agregada afecta fuertemente la precisión de sus estimativos de densidad (Cheal y Thompson, 1997; Samoily y Carlos, 2000; Leopold *et al.*, 2009). Por el contrario, para especies como *C. oxycephalus* y *B. diplotaenia* se obtienen densidades más precisas, debido a que su comportamiento

solitario y su distribución homogénea en el arrecife permiten estimar su abundancia de manera más consistente (Cheal y Thompson, 1997).

El efecto de la estimación de las tallas sobre la precisión de los estimativos no fue claro, ya que los coeficientes de variación se incrementaron en un 10 % para la riqueza esperada pero se redujeron en un 8 % para la densidad total. En consecuencia, el incremento de la complejidad de los censos (por estimación de las tallas) parece no tener un efecto consistente que altere de manera predecible la precisión de los estimativos de riqueza esperada y densidad. Por otro lado, los análisis de precisión realizados a los buzos con distinto nivel de experiencia coincidieron con los resultados de exactitud, los cuales señalan al buzo menos experimentado como el más propenso a sesgar los estimativos poblacionales (registró los datos menos consistentes de riqueza esperada y densidad total). Además de la experiencia, los sesgos propios de cada investigador también incrementan la variación de los estimativos, ya que incluso el buzo más experimentado mostró ser una importante fuente de variación en los censos visuales.

Los coeficientes de variación de riqueza de especies y densidad total registrados en este estudio no fueron muy altos (10-35 %) considerando que aún en cortos periodos de tiempo y pequeñas escalas espaciales se presentan marcadas fluctuaciones de la riqueza y densidad de peces (Galzin, 1987; Thompson y Mapstone, 2002). Sin embargo, para que los estimativos registrados sean útiles en estudios poblacionales y se puedan distinguir variaciones temporales o espaciales, resulta indispensable reducir la variación propia de los protocolos de muestreo (ocasionada por el método y los observadores, entre otros) hasta niveles insignificantes (Edgar *et al.*, 2004). Para esto, se debe estandarizar muy bien el método de censo, replicar cada censo visual un número considerable de veces [10-15 réplicas según Samoilys y Carlos (2000)], implementar un diseño experimental balanceado y emplear buzos previamente entrenados.

Eficiencia

Bajo las condiciones en que se implementaron los muestreos, los análisis de costo/beneficio demostraron que el TS es más eficiente, ya que con una precisión aceptable produce estimativos más altos de riqueza y densidad total por unidad de tiempo y de área que el TM. Sin embargo, esto es en parte debido a que los TSs estarían en la parte inicial y con mayor pendiente de una curva de acumulación de especies en el tiempo (como lo sugiere la Figura 6a). Aunque los censos en el TM pueden ser más precisos o exactos (para la riqueza de especies y para la densidad de algunas especies pequeñas), el mayor costo que demanda su implementación no parece justificar los beneficios obtenidos (Mapstone y Ayling, 1998). Por el

contrario, y considerando el bajo presupuesto con el que cuentan la mayoría de proyectos de investigación (Samoilys y Carlos, 2000), el TS es conveniente dado que con menor esfuerzo y un uso eficiente de tiempo y dinero se pueden obtener estimativos poco sesgados y razonablemente precisos de la densidad de la mayoría de peces arrecifales.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El canje evidente entre la mayor exactitud de los estimativos de riqueza de especies obtenidos con el TM y la mayor exactitud de los estimativos de densidad de especies (excepto las pequeñas y crípticas) obtenidos con el TS, sugiere que ningún método es óptimo para estimar simultáneamente tanto parámetros poblacionales (e.g., densidad específica) como comunitarios (e.g., riqueza de especies). En general, el método apropiado deberá escogerse de acuerdo con los objetivos de cada estudio. Si el objetivo es evaluar la biodiversidad de peces arrecifales mediante la estimación de la riqueza de especies, el TM es más apropiado. En contraste, si el objetivo es obtener datos más detallados sobre la abundancia relativa de las especies, el TS es en general menos sesgado, más costo-efectivo, y la pérdida de información sobre la biodiversidad se puede compensar con una mayor replicación. No obstante, debido a la mayor exactitud de los estimativos de riqueza de especies y densidad de especies pequeñas y crípticas del TM, una tercera opción, aún mejor, sería la utilización de un TM de 30 m de longitud (o más, dependiendo de la disponibilidad de tiempo o fondos), con una anchura máxima de 2 m para las especies grandes y móviles, y de 1 m para las especies pequeñas y crípticas. En general, e independientemente de las características de los transectos, los censos visuales de peces deben ser implementados con precaución, ya que los resultados son fácilmente alterados por sesgos de los observadores o por incrementos en la complejidad del censo (e.g., por estimación de las tallas). El registro de tallas en los censos visuales sólo debe ser implementado por investigadores entrenados y bajo condiciones ambientales adecuadas que permitan reducir la consistente subestimación de los parámetros poblacionales y comunitarios cuando se estiman las tallas en concurrencia con los conteos de peces. Alternativamente, se pueden realizar muestreos aleatorios independientes a los censos para estimar solamente las distribuciones de frecuencias de tallas sin afectar los estimativos de abundancia. Finalmente, para controlar la variación ocasionada por los observadores (especialmente los principiantes), es indispensable garantizar la aplicación estricta del método de censo y la objetividad de cada observador al censar los peces. Antes de cada estudio es importante que todos los investigadores sean adecuadamente entrenados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Carlos G. Muñoz y Adriana Alzate por su ayuda en la toma de datos y apoyo en la realización de todo este estudio, y a la tripulación de la M/N María Patricia por su apoyo en las actividades de buceo. También agradecemos a Mercedes Andrade por su asesoría estadística, a la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales por los permisos, a la Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos por la oportunidad y apoyo logístico, y a Conservación Internacional, Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez y Fundación Familia Walton por los fondos para la investigación en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ackerman, J. L. y D. R. Bellwood. 2000. Reef fish assemblages: A re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 206: 227-237.
- Bell, J. D., G. J. S. Craik, D. A. Pollard y B. C. Russell. 1985. Estimating the length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.
- Birkeland, C., D. L. Meyer, J. P. Stames y C. L. Buford. 1975. Subtidal communities of Malpelo Island. *Smithson. Contrib. Zool.*, 176: 55-68.
- Brock, R. E. 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wild. Manage.*, 18: 297-308.
- Brock, R. E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull. Mar. Sci.*, 32: 269-276.
- Buckley, R. M. y G. J. Hueckel. 1989. Analysis of visual transects for fish assessment on artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 893-898.
- Chasqui, L. y F. A. Zapata. 2007. Tamaño y composición de dos formaciones coralinas del SFF Malpelo, Pacífico colombiano. 96-98. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2006. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No.8, Santa Marta. 378 p.
- Cheal, A. J. y A. A. Thompson. 1997. Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 158: 241-248.
- Colvocoresses, J. y A. Acosta. 2007. A large-scale field comparison of strip transect and stationary point count methods for conducting length-based underwater visual surveys of reef fish populations. *Fish. Res.*, 85: 130-141.
- Darwall, W. R. T. y N. K. Dulvy. 1996. An evaluation of the suitability of non-specialist volunteer researchers for coral Reef fish surveys. Mafia island, Tanzania- a case study. *Biol. Cons.*, 78: 223-231.
- De Girolamo, M. y C. Mazzoldi. 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Environ. Res.*, 51: 1-16.
- Edgar, G. J. y R. D. Stuart-Smith. 2009. Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities: a continental-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 388: 51-62.

- Edgar, G. J., N. S. Barrett y A. J. Morton. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 308: 269-290.
- Edgar, G. J., S. A. Banks, S. Bessudo, J. Cortés, H. M. Guzmán, S. Henderson, C. Martinez, F. Rivera, G. Soler, D. Ruiz y F. A. Zapata. 2011. Variation in reef fish and invertebrate communities with level of protection from fishing across the Eastern Tropical Pacific seascape. *Global Ecol. Biogeogr.*, 20: 730-743.
- Galzin, R. 1987. Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. II. Temporal scales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 41: 137-145.
- Garzón-Ferreira, J. y J. H. Pinzón. 1999. Evaluación rápida de estructura y salud de las formaciones coralinas de la isla de Malpelo (Pacífico colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.* 28: 137-154.
- Garzón-Ferreira, J. y A. Rodríguez-Ramírez. 2010. SIMAC: Development and implementation of a coral reef monitoring network in Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (Suppl. 1): 67-80.
- Gotelli, N. y R. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, 4: 379-391.
- Harvey, E., D. Fletcher y M. Shortis. 2001. A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish. Bull.*, 99: 63-71.
- Kramer, P. R. y J. C. Lang. 2003. The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Protocols: former version 2.2. Appendix one. 611-624. En: Lang, J. (Ed.). Status of coral reefs in the Western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll. Res. Bull.* 496. Washington, D.C. 529 p.
- Kulbicki, M. 1998. How the acquired behavior of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 222: 11-30.
- Leopold, M., A. Cakacaka, S. Meo, J. Sikolia y D. Lecchini. 2009. Evaluation of the effectiveness of three underwater reef fish monitoring methods in Fiji. *Biodivers. Conserv.*, 18: 3367-3382.
- Lincoln-Smith, M. P. 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environ. Biol. Fishes.*, 26: 29-37.
- Ludwig, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York. 337 p.
- Mapstone, B. D. y A. M. Ayling. 1998. An investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms. Great Barrier Reef Marine Park Authority Research Publication No. 47, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Australia. 70 p.
- McCormick, M. I. y J. H. Choat. 1987. Estimating total abundance of a large temperate-reef fish using visual trip-transects. *Mar. Biol.*, 96: 469-478.
- Nadon, M. O. y G. Stirling. 2006. Field and simulation analyses of visual methods for sampling coral cover. *Coral Reefs*, 25: 177-185.
- Robertson, D. R. y G. R. Allen. 2006. *Shorefishes of the tropical eastern Pacific: an information system. Versión 2.0*. Smithsonian Tropical Research Institute. Balboa, Panama. DVD.
- Rodríguez-Ramírez, A., R. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia, S. Bejarano-Chavarro y J. Garzón-Ferreira. 2007. Implementación del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos SIMAC en la isla Malpelo. 97-112. En: DIMAR-CCCP y UAESPNN-DTSO (Eds.). Santuario de Fauna y Flora Malpelo: descubrimiento en marcha. DIMAR, Bogotá. 142 p.

- Sale, P. F. 1997. Visual census of Fishes. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panamá, 2: 1435-1440.
- Sale, P. F. y B. J. Sharp. 1983. Correction for bias in visual transects of coral reef fishes. Coral Reefs, 2: 37-42.
- Samoilys, M. A. 1997. Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs. Department of Primary Industries, Brisbane, Australia. 75 p.
- Samoilys, M. A. y G. Carlos. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. Environ. Biol. Fishes., 57: 289-304.
- St. John, J., G. R. Russ y W. Gladstone. 1990. Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. Mar. Ecol. Prog. Ser., 64: 253-262.
- Thompson, A. A. y B. D. Mapstone. 1997. Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 154: 53-63.
- Thompson, A. A. y B. D. Mapstone. 2002. Intra- versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. Mar. Ecol. Prog. Ser., 232: 247-257.
- Thresher, R. E. y J. S. Gunn. 1986. Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef associated piscivores (Carangidae). Environ. Biol. Fishes., 17: 93-116.
- Williams, I. D., W. J. Walsh, B. N. Tissot y L. E. Hallacher. 2006. Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. Mar. Ecol. Prog. Ser., 310: 185-191.
- Willis, T. J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. J. Fish Biol., 59: 1408-1411.
- Zapata, F. A. y B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. 419-447. En: Cortés, J. (Ed.). Latin american coral reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam. 497 p

FECHA DE RECEPCIÓN: 08/03/2011

FECHA DE ACEPTACIÓN: 12/10/2011

Anexo 1. Lista de especies de peces arrecifales y su densidad en ind/100 m² ($\bar{X} \pm DE$), estimada con los métodos de Transecto Sencillo (TS) y Transecto Mixto (TM), en combinación con el efecto de la estimación o no de la talla en El Arrecife, Isla Malpelo. (*) Especies censadas en el recorrido de regreso de cada transecto, con ambos métodos, y correspondiente a la banda de 50 x 1 m del TM. (†) Especies censadas por dos de los investigadores en el primer recorrido de los transectos, mientras que el tercer investigador las censó en el recorrido de regreso.

ESPECIE	TRANSECTO SENCILLO (TS)				TRANSECTO MIXTO (TM)			
	Sin talla		Con talla		Sin talla		Con talla	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	-	-	-	-	0.02	0.09	0.07	0.15
<i>Aluterus scriptus</i>	0.19	0.54	0.09	0.39	0.11	0.23	0.13	0.27
<i>Apogon atradorsatus</i>	99.17	77.88	106.67	88.67	64.53	59.56	78.31	62.28
<i>Arcos</i> sp. *	-	-	0.19	0.54	0.22	0.65	0.56	1.65
<i>Arothron hispidus</i>	0.46	0.96	0.28	0.86	0.13	0.27	0.18	0.39
<i>Arothron meleagris</i>	3.7	2.83	2.41	1.92	1.47	0.76	1.73	1.43
<i>Aulostomus chinensis</i>	0.19	0.54	0.19	0.54	0.31	0.35	0.18	0.28
<i>Axoclinus rubinoffi</i> *	0.74	1.17	0.46	0.96	1	1.71	1.28	2.47
<i>Balistes polylepis</i>	-	-	-	-	0.09	0.29	0.02	0.09
<i>Bodianus diplotaenia</i>	12.31	5.69	13.15	6.18	5.93	2.46	5	2.74
<i>Cantherhines dumerilii</i>	0.19	0.79	-	-	0.07	0.28	0.11	0.23
<i>Cantherhines maculatus</i>	-	-	0.28	1.18	-	-	0.02	0.09
<i>Canthigaster janthinoptera</i>	0.09	0.39	0.09	0.39	-	-	0.02	0.09
<i>Canthigaster punctatissima</i>	0.19	0.54	0.09	0.39	0.07	0.15	0.16	0.34
<i>Caranx melampygus</i>	2.04	3.46	0.83	2.76	0.8	1.04	0.8	0.98
<i>Chilomycterus reticulatus</i>	-	-	-	-	-	-	0.02	0.09
<i>Chromis atrilobata</i>	160.65	119.53	74.07	46.04	35.36	24.92	39.04	26
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i> *	75.37	25.73	77.96	29.63	148	44.35	109.11	45.9
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0.83	1.03	0.37	0.71	0.31	0.38	0.2	0.34
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	-	-	-	-	0.09	0.17	0.07	0.15
<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	1.11	1.81	0.37	0.71	0.22	0.37	0.38	0.38
<i>Diodon holocanthus</i>	0.09	0.39	0.37	0.71	0.07	0.21	0.11	0.18
<i>Diodon hystrix</i>	0.19	0.54	-	-	0.02	0.09	-	-
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.74	1.43	0.37	1.08	0.22	0.31	0.24	0.31
<i>Epinephelus labriformis</i>	1.3	2.03	1.39	1.74	0.89	0.69	0.64	0.63
<i>Fistularia commersonii</i>	0.09	0.39	0.09	0.39	0.02	0.09	0.07	0.15
<i>Gymnothorax dovii</i>	2.59	1.92	2.04	1.67	0.84	0.67	0.67	0.55
<i>Halichoeres chierchiae</i>	0.28	0.64	0.19	0.54	0.09	0.22	0.07	0.21
<i>Halichoeres discolor</i>	0.46	1.25	0.28	0.86	0.2	0.34	0.09	0.17
<i>Halichoeres dispilus</i>	4.54	4.91	4.35	3.39	1.42	0.91	2.13	1.68
<i>Halichoeres malpelo</i>	9.17	8.27	9.63	8.3	4.44	4.24	4.2	2.85
<i>Halichoeres melanotis</i>	0.28	0.64	0.74	2.08	0.24	0.41	0.56	1
<i>Holocanthus passer</i>	10	5.57	9.17	7.88	3.53	1.83	3.24	2.17
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	-	-	-	-	-	-	0.02	0.09
<i>Johnrandalia nigrirostris</i>	5.09	3.73	3.15	3.23	3.09	2.22	2.73	1.39
<i>Kyphosus elegans</i>	-	-	-	-	-	-	0.04	0.19
<i>Labrisomus dendriticus</i> *	3.7	2.1	2.41	2.57	4.44	3.54	5.11	2.85
<i>Lepidonectes bimaculatus</i> *	1.39	1.43	1.3	1.67	2	2.91	1.33	1.81

Continuación de Anexo 1.

ESPECIE	TRANSECTO SENCILLO (TS)				TRANSECTO MIXTO (TM)			
	Sin talla		Con talla		Sin talla		Con talla	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
<i>Lutjanus argentiventris</i>	-	-	-	-	0.02	0.09	0.02	0.09
<i>Lutjanus inermis</i>	-	-	0.37	1.22	-	-	0.16	0.48
<i>Lutjanus viridis</i>	43.24	38.58	27.41	26.24	20.42	15.13	19.8	13
<i>Lythrypnus dalli</i> *	0.09	0.39	-	-	0.33	0.77	-	-
<i>Melichthys niger</i>	0.09	0.39	0.09	0.39	-	-	-	-
<i>Melichthys vidua</i>	0.09	0.39	-	-	0.04	0.13	0.04	0.13
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	1.94	6.29	0.65	1.30	0.13	0.41	0.18	0.39
<i>Mycteroperca olfax</i>	0.28	0.86	-	-	0.09	0.17	0.13	0.27
<i>Myripristis leiognathus</i>	11.39	7.65	14.07	11.45	14.60	18.50	13.09	17.47
<i>Novaculichthys taeniourus</i>	1.20	1.70	1.85	3.52	0.51	0.36	0.42	0.42
<i>Ophioblennius steindachneri</i> *	17.96	8.43	18.52	14.16	28.00	14.04	28.67	22.18
<i>Opistognathus panamensis</i>	0.65	1.53	0.19	0.54	0.22	0.42	0.16	0.28
<i>Ostracion meleagris</i>	0.28	0.64	0.09	0.39	0.02	0.09	0.02	0.09
<i>Paranthias colonus</i>	18.43	15.38	20.83	20.92	15.82	10.66	17.53	18.40
<i>Plagiotremus azaleus</i>	0.93	2.00	1.67	2.36	0.40	0.51	0.49	0.67
<i>Prionorus laticlavus</i>	1.11	1.71	0.56	1.40	0.60	0.52	0.64	0.50
<i>Rypticus bicolor</i>	0.56	1.14	0.46	1.25	0.11	0.23	0.13	0.24
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	-	-	-	-	0.04	0.13	-	-
<i>Sectator ocyurus</i>	-	-	-	-	-	-	0.04	0.19
<i>Seriola rivoliana</i>	-	-	-	-	0.02	0.09	-	-
<i>Serranus psittacinus</i>	-	-	0.19	0.54	0.07	0.15	0.18	0.31
<i>Sphyrna lewini</i>	2.22	2.49	1.76	2.59	1.56	2.28	1.29	2.08
<i>Stegastes acapulcoensis</i> †	0.46	0.77	0.37	0.71	0.27	0.64	0.29	0.64
<i>Stegastes arcifrons</i> †	110.7	37.89	93.70	29.71	80.11	42.54	70.16	39.39
<i>Sufflamen verres</i>	2.41	2.08	2.87	2.73	1.36	0.86	1.11	0.84
<i>Thalassoma lucasanum</i>	39.17	28.99	41.30	25.33	15.13	8.65	16.16	8.33
<i>Trachinotus stilbe</i>	0.93	2.16	-	-	0.20	0.85	0.02	0.09
<i>Triaenodon obesus</i>	-	-	-	-	-	-	0.02	0.09
<i>Zanclus cornutus</i>	0.65	1.30	0.37	0.91	0.04	0.13	0.04	0.13
Total de especies	52		50		58		62	