

Effects of using bycatch reduction devices on the Colombian Caribbean Sea shrimp fishery

Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca acompañante en la pesquería de camarón del Mar Caribe de Colombia

L Manjarrés^{1*}, LO Duarte¹, J Altamar¹, F Escobar¹, C García^{1,2}, F Cuello¹

¹ Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales, Universidad del Magdalena, Cra. 32 # 22-08, Santa Marta, Colombia.

* E-mail: gieep@unimagdalena.edu.co

² Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Bogotá, Colombia.

Abstract

Effects of the fisheye bycatch reduction device (BRD) and turtle excluder device (TED) on shrimp retention and bycatch reduction were assessed, aiming to increase sustainability and attenuate the ecological impact of shrimp trawls in the Colombian Caribbean Sea. A total of 88 hauls were carried out in two different periods. The four shrimp trawl nets of the fishing vessel were each equipped with a different device configuration: BRD, TED, TED/BRD, and control (without devices). The highest reduction in incidental catch rates was recorded for the BRD-equipped net, whereas a lower reduction of fish, a higher reduction of invertebrates and discards, and a lower retention of shrimp were recorded for the TED-equipped net. Using BRD, a significant reduction in catch per unit effort was recorded for six (*Lutjanus synagris*, *Lepophidium* spp., *Diplectrum* spp., *Synodus* spp., *Syacium* spp., and *Bagre marinus*) of twelve fish species or species groups selected because of their commercial value or higher catch rates. The results indicate that widespread use of BRDs in the southern area of the Colombian Caribbean Sea would allow a decrease of 727 t of bycatch and 37 t of shrimp in the catches per year, whereas using both TED and BRD, these reductions would be 1529 t of bycatch and 128 t of shrimp per year. Some changes in the device designs currently used are considered feasible in order to increase shrimp retention and reduce the resistance of crews to adopt these devices, but at the same time attenuating the impact of fishing activities on bycatch species and recovering the abundances of the exploited demersal fish populations.

Key words: bycatch, shrimp, BRD, trawl, Caribbean Sea, Colombia.

Resumen

Con el fin de aumentar la sostenibilidad y atenuar el impacto ecológico de la pesca de arrastre camaronero en el Caribe colombiano, se evaluó el efecto del dispositivo reductor de pesca acompañante tipo *fisheye* (BRD) y del dispositivo excluidor de tortugas (TED) en la retención de camarón y la reducción de pesca acompañante. Se realizaron un total de 88 lances en dos periodos diferentes. Las cuatro redes del barco fueron equipadas con diferentes configuraciones de dispositivos: BRD, TED, TED/BRD y control (sin dispositivos). Con el BRD se registró mayor exclusión de pesca incidental, mientras que con el TED se registró menor exclusión de peces, mayor exclusión de invertebrados y descartes en general, y menor retención del recurso objetivo (camarón). De doce especies seleccionadas por su importancia comercial o su abundancia en las capturas, seis (*Lutjanus synagris*, *Lepophidium* spp., *Diplectrum* spp., *Synodus* spp., *Syacium* spp. y *Bagre marinus*) mostraron una reducción significativa en captura por unidad de esfuerzo de la red con BRD, respecto a la red control. Los resultados indican que el uso extensivo del BRD en el área sur del Caribe colombiano permitiría anualmente una disminución de 727 t en pesca acompañante y de 37 t en camarón, mientras que la combinación TED/BRD disminuiría 1529 t de pesca acompañante y 128 t de camarón. Se encontró viable introducir algunas modificaciones en el diseño de ambos dispositivos, tendientes a aumentar la retención de camarón, a fin de disminuir la resistencia de los pescadores para adoptarlos, pero cumpliendo con los objetivos de atenuar el impacto sobre la pesca acompañante y recuperar las abundancias de las poblaciones de peces demersales explotadas.

Palabras clave: pesca acompañante, camarón, BRD, pesca de arrastre, Mar Caribe, Colombia.

Introduction

Shrimp trawl fisheries are a matter of concern worldwide as a result of the high proportion of non-target species being caught, much higher than that of shrimp (Watson *et al.* 1999, Steele *et al.* 2002, Amezcua *et al.* 2006). Bycatch has two components: the non-target species catch that is retained for commercial use or autoconsumption, and the non-target species catch that is discarded or returned to the water for

Introducción

Las pesquerías de arrastre de camarón se han convertido en un tema de preocupación mundial por la alta proporción de captura de organismos no objetivo de la pesquería, o pesca acompañante, mayor que la de camarón (Watson *et al.* 1999, Steele *et al.* 2002, Amezcua *et al.* 2006). En general, se reconocen dos grandes componentes de la pesca acompañante: la pesca incidental o fracción de la fauna acompañante retenida

economic, legal or cultural reasons (McCaughan 1992, Alverson *et al.* 1994, FAO 1997). The Food and Agriculture Organization (FAO) has estimated that close to seven million tons of fish are discarded, which is equivalent to 8% of the global fish production. Tropical shrimp trawl fisheries are responsible for the highest proportion (27%) of the discards (Eayrs 2007).

For more than 20 years, considerable research effort has been directed towards developing methods to reduce bycatch, among the most notable being bycatch reduction devices (BRDs) (Broadhurst 2000). In the Gulf of Mexico (GM) and Southeastern Atlantic (SA), over the past two decades more than 150 BRD designs have been evaluated, based on variations of five basic designs: expanded mesh, extended funnel, fisheye, Gulf fisheye, and Jones-Davis (Rogers *et al.* 1997, Gallaway and Cole 1999, García-Caudillo *et al.* 2000, Steele *et al.* 2002, Scott-Denton 2004). Elsewhere, rigid separation grids, such as Nordmøre, are used. They were first employed in Norwegian shrimp fisheries and then in tropical and temperate fisheries. In Denmark, the use of cone-shaped nets (veil or sieve nets) inserted into the trawl net is mandatory (Graham 2003).

In the Colombian Caribbean (CC), as in GM and SA, shrimp fisheries are a significant source of mortality of many species, most notably *Lutjanus* spp., *Scomberomorus* spp., and *Cynoscion* spp., particularly age 0 and 1 individuals (Gallaway and Cole 1999, Foster 2004b, Ciales-Hernández *et al.* 2006, Duarte *et al.* 2006). Shrimp currently constitutes 29.49% of the total CC landings, excluding tuna, and it is the most important export item of the Colombian fisheries (INPA 2000).

The trawling industry is based on the exploitation of shallow-water shrimp, down to 65 m depth. The exploited species are *Farfantepenaeus notialis* (southern pink shrimp) and, to a lesser extent, *Farfantepenaeus brasiliensis* (spotted pink shrimp), *Litopenaeus schmitti* (white shrimp), *Farfantepenaeus subtilis* (brown shrimp), and *Xiphopenaeus kroyeri* (seabob shrimp) (Viaña *et al.* 2004).

In Colombia, the use of the turtle excluder device (TED) is regulated, in compliance with restrictions set by the main buyer of shrimp (United States); however, its effect on the shrimp and incidental catch has not been assessed. This study therefore aims to evaluate the ecological impacts of both the fisheye BRD and TED, as well as the interaction between both, based on experimental trials conducted on board commercial vessels.

Material and methods

Study area

Magdalena River divides the CC into two natural zones, known as the southwestern and northwestern zones (Andrade-Amaya 2000). The southwestern fishing areas cover about 3500 km² and the northwestern about 2200 km², for a total of 5700 km² of trawlable area, corresponding to approximately

para uso comercial o autoconsumo, y el descarte o fracción retornada al agua como resultado de factores económicos, legales o culturales (McCaughan 1992, Alverson *et al.* 1994, FAO 1997). La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) ha estimado en cerca de siete millones de toneladas el descarte de peces, lo que equivale al 8% de la producción pesquera mundial. La mayor proporción de este descarte (27%) proviene de las pesquerías tropicales de arrastre camaronero (Eayrs 2007).

Desde hace más de 20 años se ha venido aplicando un considerable esfuerzo de investigación para desarrollar métodos que reduzcan la pesca acompañante, entre los cuales sobresalen los dispositivos reductores de pesca acompañante, conocidos como BRDs por su abreviatura en inglés (Broadhurst 2000). En el Golfo de México (GM) y en el Atlántico Suroriental (SA) se han evaluado más de 150 diseños de BRDs durante los últimos 20 años, los cuales corresponden a variaciones de cinco diseños básicos: *fisheye* (FE), malla expandida, embudo extendido, *Gulf fisheye* (GFE) y Jones-Davis (Rogers *et al.* 1997, Gallaway y Cole 1999, García-Caudillo *et al.* 2000, Steele *et al.* 2002, Scott-Denton 2004). En otras regiones se han usado parrillas o mallas rígidas de separación como la Nordmøre, empleada inicialmente en las pesquerías noruegas de camarón y luego en pesquerías tropicales y templadas, y conos de red (velos o cedazos) insertados dentro de la red de arrastre, de uso obligatorio en Dinamarca (Graham 2003).

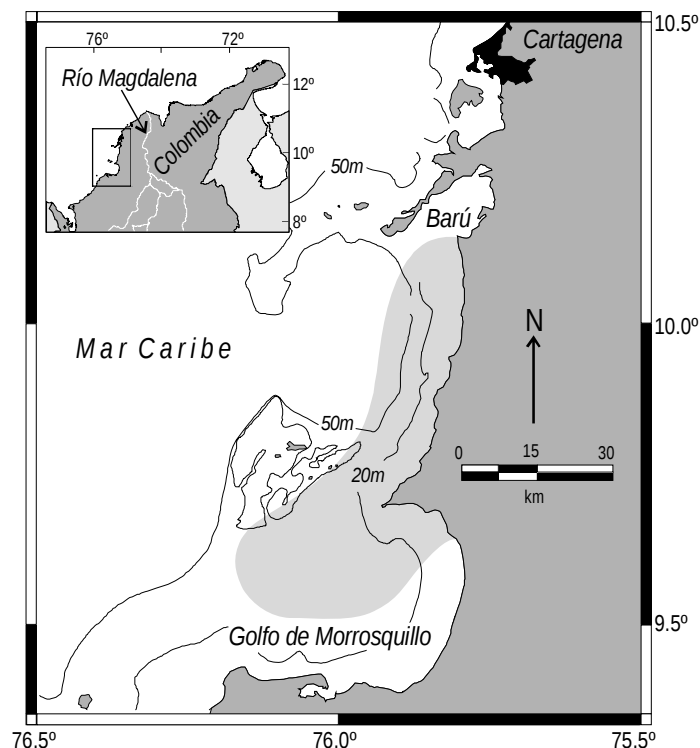


Figure 1. Southern Caribbean Sea off Colombia. Shaded area indicates the region where the trials were conducted.

Figura 1. Sector de la zona sur del Caribe colombiano. El área sombreada muestra la región de los ensayos.

50% of the continental shelf (Viaña *et al.* 2004). This study was carried out in the southwestern zone of the CC (fig. 1).

Experimental design

The trials were conducted aboard a Florida-type commercial trawler, 21.3 m in length, 450 hp, with four Japanese-type polyethylene nets (two per side), headline length of 12.8 m, 120-mesh codend, codend mesh size of 44 mm, and optimum openings of 2.8 m (vertical) and 9.6 m (horizontal) (Zúñiga *et al.* 2004).

The vessel's four nets were equipped with different device configurations: one with the fisheye BRD, another with the TED, another with both devices (TED/BRD), and the last without any device (control). The fisheye BRD is a rigid, cone-shaped frame, which reduces water flow in the area behind the fish escape opening (Branstetter 1997, Steele *et al.* 2002, USCFR 2003). The United States Code of Federal Regulations refers to the configuration used (fig. 2) as Gulf fisheye (USCFR 2003), and Branstetter (1997) refers to it as MJ. In a dynamic simulation based on an ecotrophic model of the area, this configuration produced the highest exclusion percentages of the most exploited resources in the CC (Ciales-Hernández *et al.* 2006).

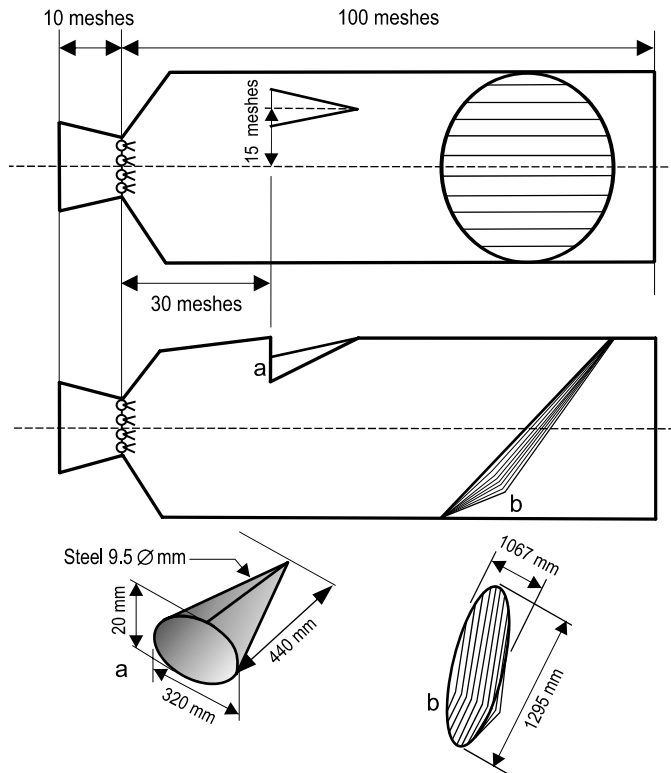


Figure 2. Design characteristics and location of the fisheye bycatch reduction device (a) and turtle excluder device (b) used in both trials.

Figura 2. Características de diseño y localización del dispositivo reductor de pesca acompañante tipo fisheye (a) y del dispositivo excluidor de tortugas (b) usados en los dos ensayos.

En el Caribe colombiano (CC), como en el GM y el SA, las pesquerías de camarón son una fuente de mortalidad significativa para muchas especies, entre las que destacan *Lutjanus* spp., *Scomberomorus* spp. y *Cynoscion* spp., particularmente individuos con edades 0 y 1 (Gallaway y Cole 1999, Foster 2004b, Ciales-Hernández *et al.* 2006, Duarte *et al.* 2006). En la actualidad, el recurso camarón constituye el 29.49% del desembarque total de especies en el CC, excluyendo los atunes, siendo el renglón económico más importante dentro de la exportación de recursos pesqueros de Colombia (INPA 2000).

La industria de arrastre se ha sustentado en la explotación del camarón de aguas someras, concentrado hasta los 65 m de profundidad. Las especies explotadas son *Farfantepenaeus notialis* (camarón rosado) y, en menor proporción, *Farfantepenaeus brasiliensis* (camarón tigre), *Litopenaeus schmitti* (camarón blanco), *Farfantepenaeus subtilis* (camarón café) y *Xiphopenaeus kroyeri* (camarón tití) (Viaña *et al.* 2004).

En Colombia está reglamentado el dispositivo excluidor de tortugas (TED por su sigla en inglés), atendiendo a restricciones del principal país comprador del camarón (Estados Unidos); sin embargo, no se ha evaluado su efecto en la captura de camarón y en la pesca acompañante. Por tanto, este trabajo estuvo dirigido a evaluar los impactos ecológicos tanto del BRD tipo FE como del TED, así como la interacción entre ambos, mediante ensayos experimentales a bordo de barcos comerciales.

Materiales y métodos

Área de muestreo

La desembocadura del Río Magdalena divide el CC en dos zonas naturales, conocida como la zona suroeste y la zona noroeste (Andrade-Amaya 2000). Las áreas de pesca al suroeste tienen una extensión de unos 3500 km² y las del noroeste 2200 km², para un total de 5700 km² arrastrables que corresponden aproximadamente al 50% de la plataforma continental de toda la zona (Viaña *et al.* 2004). Los ensayos se realizaron en la zona suroeste del CC (fig. 1).

Diseño experimental

Se utilizó un barco comercial arrastrero tipo “Florida” de 21.3 m de eslora y 450 HP, con cuatro redes tipo japonés (dos por banda) de polietileno, relinga superior de 12.8 m, copo de 120 mallas de 44 mm, y aberturas óptimas de diseño de 2.8 m (vertical) y 9.6 m (horizontal) (Zúñiga *et al.* 2004).

Las cuatro redes del barco fueron equipadas con diferentes configuraciones de dispositivos: una con el BRD tipo FE, otra con el TED, otra con ambos dispositivos (TED/BRD) y otra sin ningún tipo de dispositivo (control). El BRD tipo FE consiste en un marco rígido en forma de cono, con el que se crea un área de reducción del flujo de agua detrás de la abertura de escape de los peces (Branstetter 1997, Steele *et al.* 2002, USCFR 2003). La configuración usada (fig. 2) es conocida en

The standard super-shooter TED consists of a metal grid of aluminium bars (distance between bars of 10.2 cm), inserted at the mouth of the codend at an angle of 45° to direct the turtles towards the escape hole situated in the bottom of the codend (fig. 2), as opposed to the upper position that is common in the Colombian Pacific and GM. In the CC the accelerator-funnel option is not used. This is a section of webbing that is sewn in front of the TED to increase the velocity of both the water and organisms that pass through the TED into the codend (Steele *et al.* 2002).

In view of the temporal variability of the discards (Watson *et al.* 1997, Steele *et al.* 2002, Rochet and Trenkel 2005), the trials were conducted in August, during the period of scant rainfall, and in November, during the period of maximum rainfall (Donoso 1992). A total of 88 hauls (44 per trial) were made, at depths of 15 to 37 m, average speed of 2.5 knots, and trawl time between 3.5 and 4.5 h.

Statistical analysis

An analysis of variance (ANOVA) was applied. A split-plot design was used, where the complete plots were the fishing hauls (groups) and the divided plots were the four device configurations (treatments within the blocks). We also evaluated the effects between blocks of the "trial period" factor. In the case of significant interaction among the device configuration and trial period factors, separate analyses were made for each period (Sokal and Rohlf 2003, Quinn and Keough 2006). The following dependent variables were assessed: shrimp catch per unit effort (CPUE), bycatch CPUE, incidental catch CPUE, and discard CPUE. Only the successful hauls with the four nets were used, following the US BRD certification protocol, which establishes a minimum of 30 successful trawls to validate the results (Branstetter 1997, Scott-Denton 2004). The loss of information for some variables resulted in a slight variation in the number of hauls used for each category.

Homocedasticity and normality were assessed using the Levene and Kolmogorov tests, respectively. Only the shrimp CPUE variable had to be log₁₀-transformed. The assumption of sphericity or cyclicity ($\alpha = 0.05$) was assessed with the Mauchly test. When the assumption was not met, the degrees of freedom were corrected using the Greenhouse-Geisser epsilon value (Quinn and Keough 2006). The SPSS Ver. 11.5 and Statgraphics Ver. 5.1 programs were used.

The percentage of reduction in bycatch, incidental catch, and discards was estimated per trial period and device configuration to determine net survival gain (Gallaway and Cole 1999). For each haul, the percentages of reduction (%r) attributable to each configuration were estimated using the following equation (Rogers *et al.* 1997, García-Caudillo *et al.* 2000):

$$\%r = [1 - (W_{cd} \times W_{control}^{-1})] \times 100 \quad (1)$$

where W_{cd} is the weight of the respective catch category for each configuration, and $W_{control}$ is the weight of the catch category for the net without any device (control net).

las regulaciones federales de los EUA como *Gulf fisheye* (USCFR 2003), y Branstetter (1997) se refiere a ella como MJ. En una simulación dinámica basada en un modelo ecotrófico del área, esta configuración produjo los mayores porcentajes de exclusión de los recursos más explotados en el CC (Criales-Hernández *et al.* 2006).

El TED estándar *super-shooter* consiste en una parrilla o malla metálica rígida de barras de aluminio (distancia entre barras = 10.2 cm), colocada al inicio del copo en un ángulo de 45° para dirigir las tortugas hacia la abertura de escape, situada en la parte inferior del copo (fig. 2), en contraste con la posición superior acostumbrada en el Pacífico colombiano y en el GM. En el CC no se usa la opción del túnel acelerador, consistente en una sección de red que se cose al TED para incrementar la velocidad del agua y de los organismos que pasan a través de éste hacia el copo (Steele *et al.* 2002).

Debido a la variabilidad temporal de los descartes (Watson *et al.* 1997, Steele *et al.* 2002, Rochet y Trenkel 2005) se consideraron dos periodos de ensayo: agosto (periodo de pocas lluvias) y noviembre (periodo de lluvias máximas) (Donoso 1992). Se efectuaron un total de 88 lances de pesca (44 por ensayo), a profundidades de 15 a 37 m, con una velocidad media de 2.5 nudos y duración efectiva de entre 3.5 y 4.5 h.

Análisis estadístico

Se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de parcelas divididas, donde las parcelas completas estuvieron constituidas por los lances de pesca (bloques) y las parcelas divididas por las cuatro configuraciones de dispositivos (tratamientos dentro de los bloques). También se evaluó el efecto intrabloques del factor "periodo de ensayo". En caso de haber interacción significativa entre los factores configuración de dispositivos y periodo de ensayo, se realizaron análisis separados para cada periodo (Sokal y Rohlf 2003, Quinn y Keough 2006). Las variables dependientes evaluadas fueron: CPUE de camarón, CPUE de pesca acompañante, CPUE de pesca incidental y CPUE de descartes. Se usaron sólo los lances exitosos para las cuatro redes del barco, siguiendo el protocolo para certificación de BRDs de los EUA, que establece un mínimo de 30 arrastres exitosos para validar los resultados (Branstetter 1997, Scott-Denton 2004). La pérdida de información sobre algunas de las variables hizo que el número de lances usado para cada categoría de captura variara ligeramente.

Se evaluó la homocedasticidad con la prueba de Levene y la normalidad con la de Kolmogorov. Sólo se requirió transformar mediante logaritmo decimal la variable CPUE de camarón. La esfericidad o ciclicidad ($\alpha = 0.05$) fue contrastada mediante la prueba de Mauchly. En caso de que este supuesto no se cumpliera, se corrigieron los grados de libertad mediante el valor epsilon de Greenhouse-Geisser (Quinn y Keough 2006). Se usaron los programas SPSS®, Vers. 11.5, y Statgraphics® Vers. 5.1.

Se estimó el porcentaje de reducción de pesca acompañante, pesca incidental y descarte, por periodo y configuración de dispositivos, para derivar la ganancia neta en supervivencia

The jackknife estimator was used to calculate the mean values of the reductions in each category for the different configurations (Miller 1974). Nonparametric 95% confidence intervals of mean reduction in weight ($\% \hat{r}$) were derived by the bias-corrected and accelerated bootstrap method (Efron 1987):

$$CI = \Phi \left(\hat{z}_0 + \frac{\hat{z}_0 + z^{(\alpha)}}{1 - \hat{a}(\hat{z}_0 \pm z^{(\alpha)})} \right) \quad (2)$$

where Φ is the standard normal distribution function, and $\hat{z}_0$ is a bias-correction coefficient:

$$\hat{z}_0 = \Phi^{-1} \left(\frac{\sum_{b=1}^B I(\%r_b^* < \% \hat{r})}{B} \right) \quad (3)$$

where $\%r_b^*$ is the average of a random sample extracted with replacement of the original sample of $\%r^*$ values, B is the number of bootstrap samples calculated (10,000), $z^{(\alpha)}$ is percentile α of the standard normal distribution ($\alpha = 0.05$), and $\hat{a}$ is an acceleration constant:

$$\hat{a} = \frac{\sum_{i=1}^n (\% \hat{r} - \% \hat{r}_{(-i)})^3}{6[\sum_{i=1}^n (\% \hat{r} - \% \hat{r}_{(-i)})^2]^{3/2}} \quad (4)$$

To determine the existence of significant differences among device configurations in the retention rates per species, mean CPUE (kg h^{-1}) graphs were constructed (with confidence intervals $\pm$ standard error) for 12 species or species groups selected on the basis of their commercial importance or higher catch volumes in the shrimp trawl fishery (Viaña *et al.* 2004).

The hypothesis of independence between size structures and configurations was determined with the likelihood-ratio G -test ($\alpha = 0.05$) (Sokal and Rohlf 2003). For fishes and invertebrates, the size-frequency distributions of the nets with devices and the control net were superposed in order to determine the exclusion size threshold, defined as the range in which the frequency of sizes in a device-equipped net decreased and was lower than the frequency of the same sizes in the control net (Gallaway and Cole 1999). To determine the effect of exclusion on the number of fishes and invertebrates from each configuration, cumulative absolute frequency curves were constructed, fitted to the logistic curve (Graham 2003, Rochet and Trenkel 2005).

Results

Effect of the devices on the catch

The highest CPUE values corresponded to the control net and the lowest to the net equipped with both devices (TED/

(Gallaway y Cole 1999). Para cada lance, los porcentajes de reducción ($\%r$) atribuibles a cada configuración se estimaron usando (Rogers *et al.* 1997, García-Caudillo *et al.* 2000):

$$\%r = [1 - (W_{cd} \times W_{control}^{-1})] \times 100 \quad (1)$$

donde W_{cd} es el peso de la respectiva categoría de captura en cada configuración, y $W_{control}$ es el peso de la categoría de captura en la red sin dispositivos (control).

Se calcularon los promedios de las reducciones de cada categoría para los diferentes configuraciones mediante el estimador de Jackknife (Miller 1974). Los intervalos de confianza no paramétricos del 95% del promedio de reducción en peso ($\% \hat{r}$) se derivaron mediante el método *bootstrap* acelerado y de sesgo corregido (Efron 1987):

$$CI = \Phi \left(\hat{z}_0 + \frac{\hat{z}_0 + z^{(\alpha)}}{1 - \hat{a}(\hat{z}_0 \pm z^{(\alpha)})} \right) \quad (2)$$

donde Φ es la función de distribución normal estándar y $\hat{z}_0$ es un coeficiente de ajuste de sesgo de la forma:

$$\hat{z}_0 = \Phi^{-1} \left(\frac{\sum_{b=1}^B I(\%r_b^* < \% \hat{r})}{B} \right) \quad (3)$$

donde $\%r_b^*$ es el promedio de una muestra aleatoria extraída con reemplazo de la muestra original de valores $\%r^*$, B es el número de muestras *bootstrap* calculadas (10,000), $z^{(\alpha)}$ es el percentil α de la distribución normal estándar ($\alpha = 0.05$) y $\hat{a}$ es una constante de aceleración de la forma:

$$\hat{a} = \frac{\sum_{i=1}^n (\% \hat{r} - \% \hat{r}_{(-i)})^3}{6[\sum_{i=1}^n (\% \hat{r} - \% \hat{r}_{(-i)})^2]^{3/2}} \quad (4)$$

Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre configuraciones de dispositivos en las tasas de retención por especie, se construyeron gráficos de medias de CPUE (kg h^{-1}), con intervalos de confianza de $\pm$ error estándar, para 12 especies o grupos de especies seleccionadas por su importancia comercial o su mayor volumen de capturas en la pesquería de arrastre camaronero (Viaña *et al.* 2004).

Se contrastó la hipótesis de independencia entre las estructuras de tallas y las configuraciones, con la prueba G de razón de verosimilitud ($\alpha = 0.05$) (Sokal y Rohlf 2003). Para peces e invertebrados se superpusieron las distribuciones de frecuencias de tallas de las redes con dispositivos y la red control, a fin de determinar el umbral del tamaño de exclusión (EST, por sus siglas en inglés), definido como el intervalo de tamaño en el cual la frecuencia en una red con dispositivo(s) disminuyó y permaneció inferior a la frecuencia de los mismos tamaños en

BRD), except in the case of incidental catch in the first trial (August), where the minimum value corresponded to the BRD-equipped net. The TED-equipped net showed a tendency to lower CPUE values for shrimp (*F. notialis* and, very occasionally, *L. schmitti*) and incidental catch. For bycatch, in general, and for discards, in particular, TED and BRD showed opposite tendencies in both trial periods (table 1).

The use of devices significantly ($P < 0.01$) reduced the CPUE values of the different catch categories. The analysis of interaction between the device configurations and the trial periods showed that, except for the shrimp CPUE, the relative effect of the different configurations was not consistent during both periods, indicating the relevance of a separate analysis for each period. The mean CPUE values did not show temporal differences, except in the case of incidental catch, which varied significantly ($P < 0.01$) between periods (table 2).

In both trial periods, the TED excluded more shrimp than the BRD. In the second trial (November), significant differences were not found between the control net and the BRD-equipped net. In both trials the net equipped with both devices tended to exclude more shrimp than the other nets, though in the first trial (August) it did not differ significantly from the TED-equipped net (figs. 3a–b, 4a). In the August trial the exclusion of bycatch by the TED did not differ from that of the BRD, but in November the latter tended to present greater bycatch captures. The simultaneous operation of the two devices produced an additive effect that is reflected in the lowest bycatch CPUE value of all the configurations (figs. 3c–d, 4b). In both trials, the BRD net caught less incidental catch than the TED net (figs. 3e–f, 4c). In the August trial there were no significant differences in the discard catches between BRD and TED, but in November the latter recorded lower discard values than the former and a similar value than that obtained for the TED/BRD net (figs. 3g–h, 4d).

In the analysis per species, a significant reduction in CPUE was recorded for six (*Lutjanus synagris*, *Lepophidium* spp.,

la red control (Gallaway y Cole 1999). Para determinar el efecto de exclusión en número de peces e invertebrados de cada configuración, se construyeron curvas de frecuencias absolutas acumuladas, ajustadas a la curva logística (Graham 2003, Rochet y Trenkel 2005).

Resultados

Efecto de los dispositivos en la captura

Los mayores valores de CPUE correspondieron a la red sin dispositivos (control) y los menores a la red equipada con ambos dispositivos (TED/BRD), excepto para la pesca incidental en el primer ensayo (agosto), donde el valor mínimo correspondió a la red con BRD. La red con TED mostró una tendencia a menores CPUEs de camarón (*F. notialis* y, muy ocasionalmente, *L. schmitti*) y de pesca incidental. Para la pesca acompañante en general y el descarte en particular, el TED y el BRD presentaron tendencias contrarias en los dos periodos (tabla 1).

Se encontró que el uso de dispositivos reduce de manera significativa ($P < 0.01$) los valores de CPUE de las diferentes categorías de captura. El análisis de la interacción entre las configuraciones de dispositivos y los periodos de ensayo mostró que, a excepción de la CPUE de camarón, el efecto relativo de las diferentes configuraciones no fue consistente a lo largo de los dos periodos, lo que hizo aconsejable un análisis aislado de cada periodo. Respecto a las diferencias entre los dos periodos, los promedios de CPUE no mostraron diferencias temporales, excepto en el caso de la pesca incidental, que varió de manera significativa ($P < 0.01$) entre periodos (tabla 2).

En ambos periodos el TED excluyó más camarón que el BRD. En el segundo ensayo (noviembre) no hubo diferencias significativas entre la red control y la red con el BRD. En ambos ensayos la red con ambos dispositivos tendió a excluir más camarón que las restantes, aunque en el primer ensayo

Table 1. Mean and standard error of the CPUE values (kg h^{-1}) recorded using different the device configurations (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device) evaluated during the two trial periods (1 = August 2005, 2 = November 2005).

Tabla 1. Media y error estándar de los valores de CPUE (kg h^{-1}) registrados con las diferentes configuraciones de dispositivos (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas) evaluadas en los dos periodos de ensayo (1 = agosto de 2005, 2 = noviembre de 2005).

CPUE	Trial period	n	Mean				Standard error			
			TED/BRD	BRD	TED	Control	TED/BRD	BRD	TED	Control
Shrimp	1	43	1.33	1.70	1.50	1.93	0.09	0.10	0.09	0.10
	2	31	1.17	1.48	1.20	1.56	0.05	0.07	0.05	0.06
Bycatch	1	39	7.41	8.91	9.70	11.74	0.37	0.41	0.57	0.52
	2	27	5.46	9.28	7.49	12.51	0.42	0.56	0.59	0.88
Incidental catch	1	40	1.60	1.50	2.12	2.29	0.16	0.13	0.24	0.19
	2	30	1.70	2.39	3.20	3.49	0.18	0.21	0.32	0.38
Discards	1	43	5.70	7.25	7.90	9.47	0.29	0.35	0.48	0.44
	2	28	4.14	7.38	4.73	9.73	0.45	0.58	0.46	0.86

Table 2. Results of the significance tests of the effects within blocks (devices and interaction of devices $\times$ period) and between blocks (periods), applied to the set of data from both trials. * Significant effect ($P < 0.01$).**Tabla 2.** Resultados de las pruebas de significancia de los efectos intrabloques (dispositivos e interacción de dispositivos $\times$ periodo) e interbloques (periodos), aplicadas al conjunto de datos de los dos ensayos. * Efecto significativo ($P < 0.01$).

Variable	Source	Significance ¹	Partial eta-squared	Power ²
Log (shrimp CPUE)	Devices	0.000*	0.414	1.000
	Devices $\times$ trial period	0.140	0.026	0.425
	Trial period	0.122	0.033	0.340
Bycatch CPUE	Devices	0.000*	0.547	1.000
	Devices $\times$ trial period	0.000*	0.115	0.978
	Trial period	0.231	0.022	0.222
Incidental catch CPUE	Devices	0.000*	0.258	1.000
	Devices $\times$ trial period	0.010*	0.058	0.806
	Trial period	0.002*	0.137	0.900
Discard CPUE	Devices	0.000*	0.516	1.000
	Devices $\times$ trial period	0.000*	0.153	1.000
	Trial period	0.060	0.050	0.470

¹ Correction for degrees of freedom was applied in the significance tests, using the Greenhouse-Geisser epsilon value (correction for sphericity).² Calculated using $\alpha = 0.05$.

Diplectrum spp., *Synodus* spp., *Syacium* spp., and *Bagre marinus*) of the twelve species or species groups selected (based on their commercial importance or higher catch rates) when using the BRD net relative to the control net. In the case of the TED-equipped net, a significant reduction in CPUE was only recorded for *Syacium* spp. (fig. 5).

Effect of the devices on size structure

Though a significant relationship was not established between the device configurations and size structure for either fishes ($G = 31.15$, $P > 0.10$) or invertebrates ($G = 23.54$, $P > 0.10$), the cumulative frequencies showed that the number of individuals per each size range captured by the control net was higher than the number caught by the other device-equipped nets (fig. 6a–b). Differences were observed for some size ranges of the TED/BRD and BRD nets relative to the control net. For fishes, the exclusion size threshold of the TED/BRD, TED, and BRD configurations occurred in the ranges of 4–6, 12–14, and 1–3 cm, respectively (fig. 7a, c, e). This indicates a very limited effect of the TED on the selection of fishes by sizes. In absolute terms, maximum fish exclusion by the TED/BRD and BRD nets occurred in the range of 10–12 cm, and by the TED net in the range of 8–10 cm. For invertebrates, in all cases the exclusion size threshold occurred in the minimum range (0–1 cm), but there were differences in the maximum exclusion range: 6–7 cm for TED/BRD (fig. 7b), and 3–4 cm for TED and BRD (fig. 7d, f).

Discussion

The results show a marked incidence of the different device configurations in the shrimp retention and bycatch exclusion

(agosto) no se diferenció significativamente de la red con el TED (figs. 3a–b, 4a). En el ensayo de agosto la exclusión de pesca acompañante por el TED no se diferenció de la del BRD, pero en noviembre esta última configuración tendió a registrar mayor captura de pesca acompañante. La operación simultánea de los dos dispositivos produce un efecto aditivo que se refleja en el valor mínimo de CPUE de pesca acompañante entre todas las configuraciones (figs. 3c–d, 4b). En ambos ensayos la red con BRD capturó menos pesca incidental que la red con TED (figs. 3e–f, 4c). En el ensayo de agosto no hubo diferencias significativas en los descartes entre el BRD y el TED, pero en noviembre la red con TED registró menos descarte que la red con BRD y un valor similar al de la combinación TED/BRD (figs. 3g–h, 4d).

En el análisis por especie se encontró que la CPUE de seis especies o grupos de especies (*Lutjanus synagris*, *Lepophidium* spp., *Diplectrum* spp., *Synodus* spp., *Syacium* spp. y *Bagre marinus*) de los doce seleccionados por su importancia comercial o su abundancia en las capturas, mostró una reducción significativa en la red equipada con el BRD, respecto a la red control. En la red con el TED sólo se detectó una reducción significativa de la CPUE de *Syacium* spp. (fig. 5).

Efecto de los dispositivos en la estructura de tallas

Aun cuando tanto para peces ($G = 31.15$, $P > 0.10$) como para invertebrados ($G = 23.54$, $P > 0.10$) no se estableció una relación significativa entre las configuraciones de dispositivos y la estructura de tallas, las frecuencias acumuladas evidencian que el número de individuos por cada intervalo de talla capturados con la red control fue mayor que los capturados por las demás configuraciones (fig. 6a–b). En algunos intervalos de

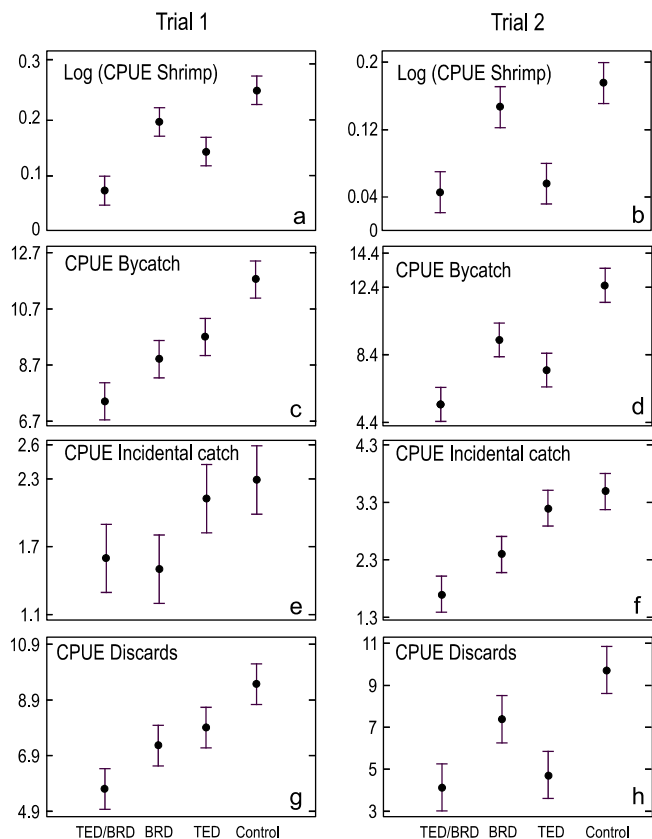


Figure 3. Comparison of the effects of the different device configurations used with the shrimp trawl nets (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device), measured in terms of CPUE (kg h^{-1}) of shrimp (a, b), bycatch (c, d), incidental catch (e, f), and discards (g, h), in two trial periods (1 = August 2005, 2 = November 2005).

Figura 3. Comparación de los efectos de los diferentes arreglos de dispositivos utilizados en las redes de arrastre camaronero (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas), medidos en términos de CPUE (kg h^{-1}) de camarón (a, b), pesca acompañante (c, d), pesca incidental (e, f) y descartes (g, h), en dos períodos de ensayo (1 = agosto de 2005 y 2 = noviembre de 2005).

percentages. The maximum CPUE values tended to correspond to the control net and the minimum values to the device-equipped nets, as also occurred in studies conducted in the GM and SA (Branstetter 1997, Rogers *et al.* 1997, Steele *et al.* 2002). The potential of the BRD used to reduce bycatch has been shown in this paper. Moreover, an examination of the results obtained in other studies (table 3) revealed that statistically, other types of devices different from fisheye or Gulf fisheye do not offer comparative advantages with respect to bycatch exclusion.

The mean percentages of bycatch reduction for both trials (23.46% and 19.84%) were lower than those obtained in the GM (40.2–43%; García-Caudillo *et al.* 2000) (table 3). This result seems paradoxical if one considers that the area of the escape opening of the BRD tested in this study (552.9 cm^2) was 82.7% larger than that commonly used in the GM and SA (304.0 cm^2). Nevertheless, the review of prior studies (table 3)

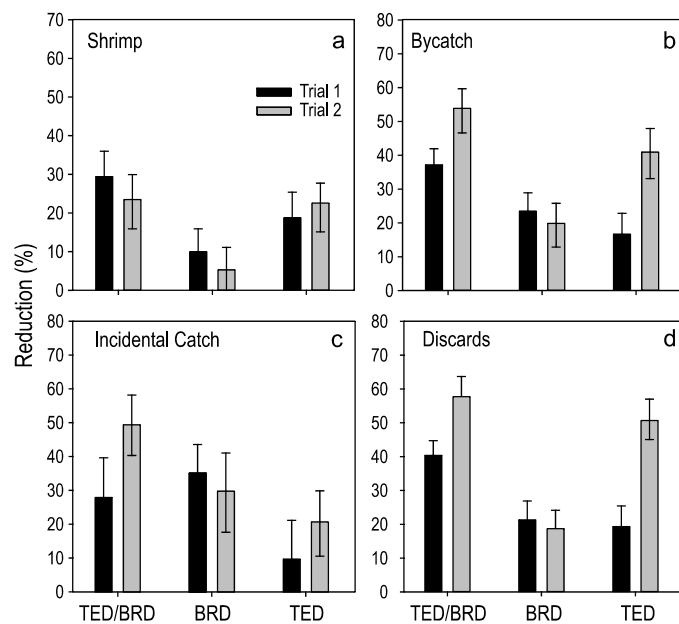


Figure 4. Comparison of the percentages of reduction in shrimp (a), bycatch (b), incidental catch (c), and discards (d). The lines on each bar indicate 95% confidence intervals (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device).

Figura 4. Comparación de los porcentajes de reducción de camarón (a), pesca acompañante (b), pesca incidental (c) y descarte (d). Las líneas en cada barra indican intervalos de confianza del 95% (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas).

talla de las configuraciones TED/BRD y BRD se observan diferencias respecto a la red control. Para los peces el EST de la combinación TED/BRD se situó en el intervalo 4–6 cm (fig. 7a), el del TED en 12–14 cm (fig. 7c) y el del BRD en 1–3 cm (fig. 7e). Esto evidencia un efecto muy limitado del TED en la selección por tallas de los peces. En términos absolutos las exclusiones máximas de peces en los arreglos TED/BRD y BRD se presentaron en el intervalo 10–12 cm y la del TED en el intervalo 8–10 cm. Para los invertebrados, en todos los casos el EST se situó en el intervalo mínimo (0–1 cm), pero hubo diferencias en el intervalo de máxima exclusión: 6–7 cm para la combinación TED/BRD (fig. 7b) y 3–4 cm para el TED y el BRD (fig. 7d, f).

Discusión

Los resultados evidenciaron una marcada incidencia de las diferentes configuraciones de dispositivos en los porcentajes de exclusión de pesca acompañante y la retención de camarón. Hubo una clara tendencia a valores máximos de CPUE en la red control y mínimos en las redes equipadas con ambos dispositivos, como sucedió en los estudios realizados en el GM y en el SA (Branstetter 1997, Rogers *et al.* 1997, Steele *et al.* 2002). El potencial del BRD usado para reducir la captura de pesca acompañante ha sido demostrado en este estudio. Además, el análisis de los resultados de estudios previos (tabla 3) permiten establecer que, estadísticamente, los dispositivos diferentes al

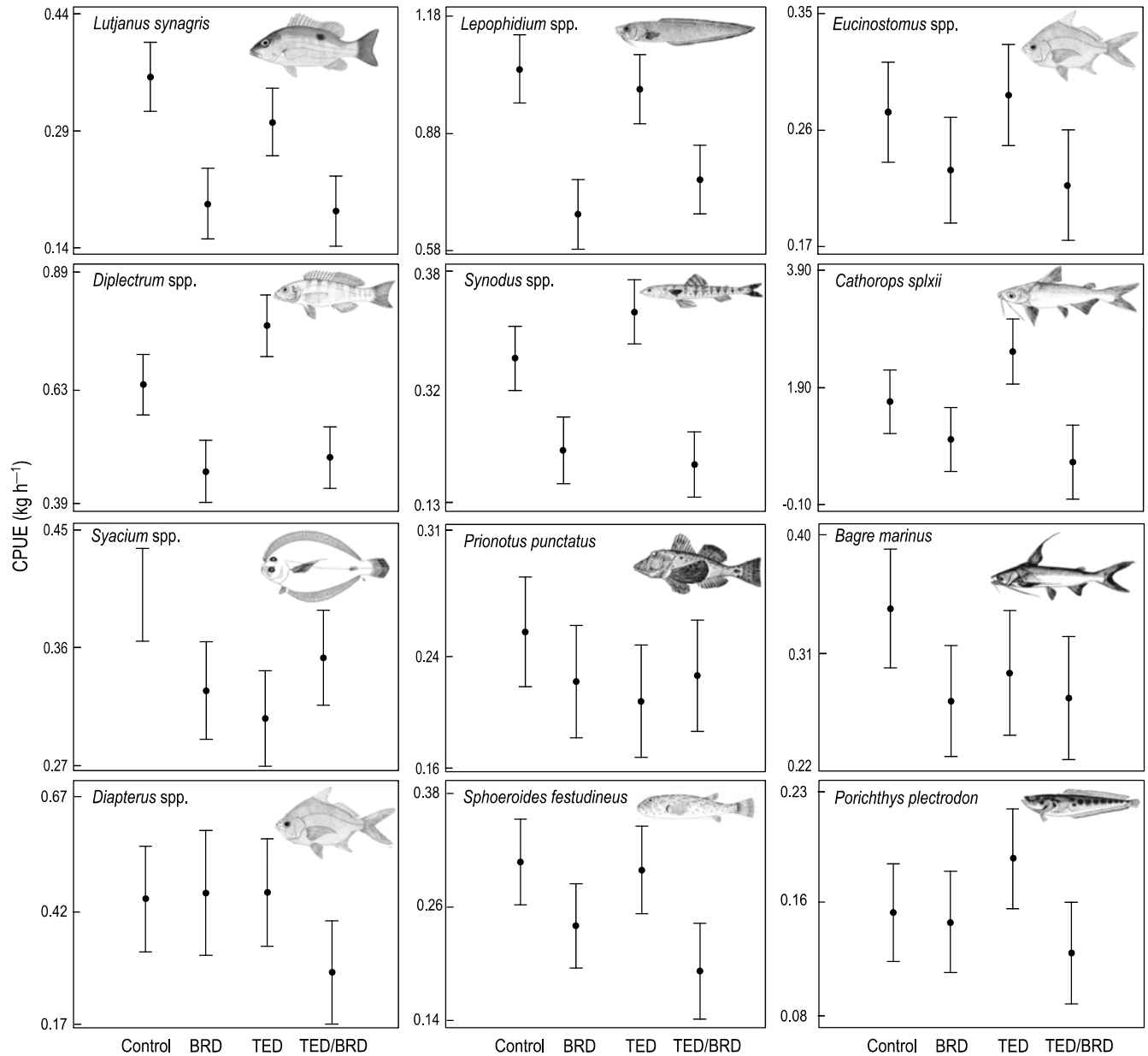


Figure 5. Comparison of the effects of the different device configurations used with the shrimp trawl nets (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device) on the CPUE (kg h^{-1}) of 12 species or species groups selected on the basis of their commercial importance or high catch rates in the Colombian Caribbean shrimp trawl fisheries.

Figura 5. Comparación de los efectos de las diferentes configuraciones de dispositivos utilizadas en las redes de arrastre camarónero (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas) en la CPUE (kg h^{-1}) de 12 especies o grupos de especies seleccionados por su importancia comercial o su mayor volumen de capturas en las pesquerías de arrastre camarónero del Caribe colombiano.

showed the lack of a linear relationship between the escape area and the reduction percentage of bycatch, in general, and of fishes, in particular. For example, the reduction percentage (30.7%) recorded by Balmori-Ramírez *et al.* (2003) for a fish-eye BRD of 23.1×47.5 cm tested in the Gulf of California was lower than that reported by Watson *et al.* (1999) for a fish-eye BRD of 12.7×30.5 cm tested in the GM. Even though significant fish exclusion rates have been obtained using other types of devices (e.g., Jones-Davis) in the GM and SA (table 3),

FE o al *Gulf fisheye*, no muestran ventajas comparativas en cuanto a exclusión de pesca acompañante.

Los porcentajes medios de reducción de pesca acompañante en los dos ensayos (23.46% y 19.84%) fueron inferiores a los obtenidos en el GM (40.2–43%; García-Caudillo *et al.* 2000) (tabla 3). Este resultado parece paradójico si se tiene en cuenta que el área de la abertura de escape del BRD ensayado en este estudio (552.9 cm^2) es 82.7% más grande que la del utilizado comúnmente en el GM y el SA

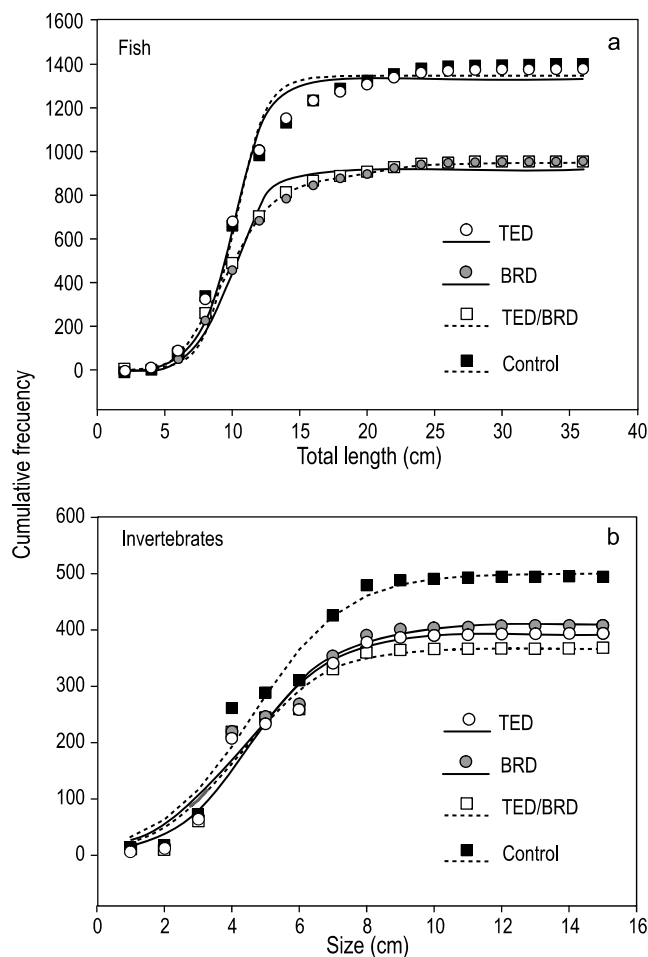


Figure 6. Cumulative frequency distribution of the number of individuals per size for each device configuration (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device) for fishes (a) and invertebrates (b).

Figura 6. Distribución de las frecuencias acumuladas del número de individuos por talla con cada arreglo de dispositivos (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas) para peces (a) e invertebrados (b).

fishery is considered to be the most recommendable option for use in the southern CC since its simple design decreases the probability of obstruction and entanglement of the net in this area where the remains of vegetal material of continental origin are abundant.

The mean percentage of shrimp reduction using the BRD in the first trial (August) was statistically significant (10.3%, $CI_{95\%} = 4.49-15.90$) and of the same order of magnitude as that found in other studies conducted using the same device in the GM (Branstetter 1997, García-Caudillo *et al.* 2000) and the Gulf of California (Balmori-Ramírez *et al.* 2003); however, the percentage of reduction in the second trial (November) was not significant (5.3%, $CI_{95\%} = -1.16-11.10$), as has also occurred in prior evaluations in the GM (Watson *et al.* 1999, Foster 2004a) and SA (Branstetter 1997) (table 4). These differences in shrimp retention between the trial periods are probably due to the greater bycatch rates in the second period. The probability

(304.0 cm²). No obstante, la revisión de antecedentes (tabla 3) evidencia la inexistencia de una relación lineal entre el área de escape y el porcentaje de reducción de pesca acompañante en general o de peces en particular. Se observa, por ejemplo, que el BRD tipo FE de 23.1×47.5 cm probado en el Golfo de California por Balmori-Ramírez *et al.* (2003) arrojó un porcentaje de reducción de 30.7%, valor inferior al de Watson *et al.* (1999) para el GM, quienes usaron un BRD tipo FE de 12.7×30.5 cm. Aunque algunos otros tipos de dispositivos usados en el GM y en el SA (tabla 3) han arrojado tasas importantes de exclusión de peces (e.g. Jones-Davis), se considera que el FE es la opción más recomendable, por cuanto su diseño sencillo disminuye la probabilidad de obstrucción y enmalle de la red en el área sur del CC, donde son abundantes los restos de materiales vegetales de origen continental.

Mientras el porcentaje medio de reducción de camarón con el BRD en el primer ensayo (agosto) resultó estadísticamente significativo (10.3%, $IC_{95\%} = 4.49-15.90$) y se ubicó en el mismo orden de magnitud de algunos estudios efectuados con el mismo tipo de dispositivo en el GM (Branstetter 1997, García-Caudillo *et al.* 2000) y en el Golfo de California (Balmori-Ramírez *et al.* 2003), el porcentaje de reducción en noviembre no fue significativo (5.3%, $IC_{95\%} = -1.16-11.10$), como también ha sucedido en evaluaciones previas en el GM (Watson *et al.* 1999, Foster 2004a) y el SA (Branstetter 1997) (tabla 4). Es probable que estas diferencias en la retención de camarón entre periodos de ensayo se deban a la mayor captura de pesca acompañante en el segundo periodo, disminuyendo la probabilidad de salida de los camarones a través del FE por la interferencia física de los peces, grupo de mayor capacidad natatoria y predominante en la pesca acompañante. Los altos porcentajes de reducción de camarón debido al uso de BRDs en la zona oriental del GM se han atribuido a la dominancia del camarón rosado *F. notialis* en las capturas y la menor probabilidad de retención de esta especie, en comparación con el blanco (*L. schmitti*) y el café (*F. subtilis*) (Branstetter 1997). La predominancia de *F. notialis* en el área sur del CC (Víaña *et al.* 2004) y los porcentajes de reducción de camarón obtenidos en este estudio parecen avalar esa hipótesis.

En el GM la mayor exclusión se obtuvo con el FE de 12.7×30.5 cm colocado a 30 mallas del inicio del copo, pero con una reducción de camarón del 6% (Branstetter 1997). Cuando se colocó a 45 mallas del inicio del copo en copos de 140 mallas, la cantidad perdida de camarón fue similar, pero la reducción en peces fue menor. Esto sugiere que un FE de menor tamaño, como el usado en el GM y el SA, podría reducir la captura de peces sin reducir tan apreciablemente las capturas de camarón a lo largo de todo del año (Branstetter 1997, Watson *et al.* 1999, Balmori-Ramírez *et al.* 2003).

Los pescadores del GM y del SA han identificado la localización del BRD como uno de los factores determinantes en la pérdida de camarón (Branstetter 1997, Watson *et al.* 1999). Los antecedentes sobre porcentajes de reducción de camarón (tabla 4) y los resultados de este estudio muestran que la ubicación del FE a 15 mallas de la línea central superior del copo y a la

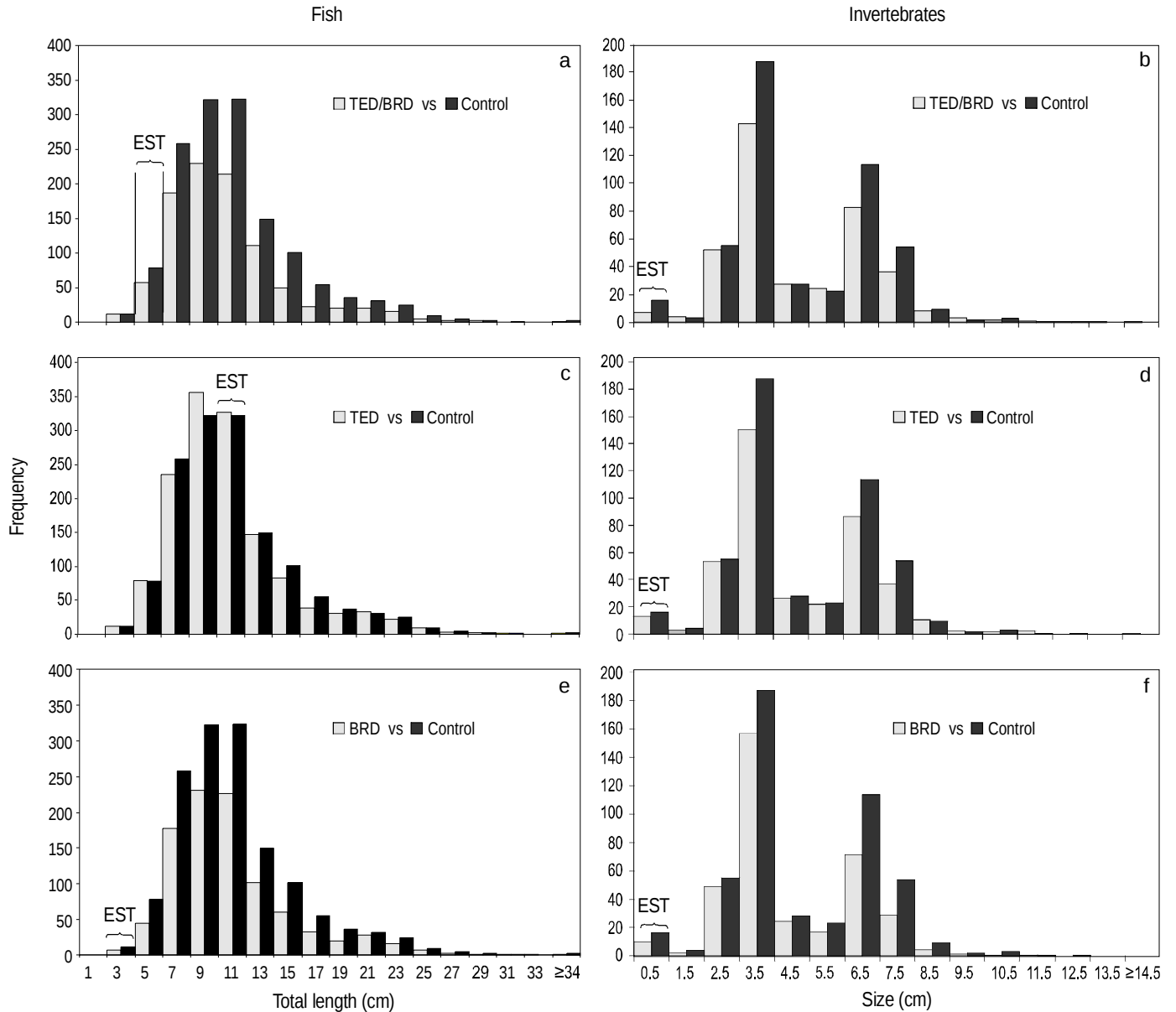


Figure 7(a-f). Effect of the devices (BRD = bycatch reduction device, TED = turtle excluder device) on the size structure of fishes and invertebrates, for each device configuration vs the control net (EST = exclusion size threshold).

Figura 7(a-f). Efecto de los dispositivos (BRD = dispositivo reductor de pesca acompañante, TED = dispositivo excluidor de tortugas) en la estructura de tallas de peces e invertebrados versus la red control (EST = umbral del tamaño de exclusión).

of shrimp exiting through the fisheye is reduced because of the physical interference of fishes, a group of greater swimming ability and predominant in the bycatch. The high percentages of shrimp reduction due to the use of BRDs in the eastern GM have been attributed to a predominance of *F. notialis* in the catches and to the lower probability of retaining this species, in comparison with *L. schmitti* and *F. subtilis* (Branstetter 1997). The predominance of *F. notialis* in the southern CC (Viaña *et al.* 2004) and the percentages of shrimp reduction obtained in this study appear to support this hypothesis.

In the GM, the highest exclusion was achieved using a fish-eye of 12.7×30.5 cm placed 30 meshes from the beginning of

distancia legal (*Gulf fisheye*) parecen favorecer ligeramente el escape de camarón, en comparación con la ubicación centrada (FE o código EE). Por ello, resulta aconsejable ubicar el dispositivo en posición central superior, a 30 mallas del inicio del copo, para procurar una relación entre la retención de camarón y el escape de pesca acompañante, que contribuya a disminuir los conflictos con los pescadores industriales, sin detrimento del objetivo de atenuar el impacto sobre la pesca acompañante. Otra modificación que podría reducir el escape de camarón es combinar el FE con un dispositivo del tipo Authement-Ledet 3, probado en Louisiana, EUA (Rogers *et al.* 1997).

Table 3. Fish reduction percentages recorded for different types of bycatch reduction devices (BRD). * Significant differences relative to the control net. Location: GM = Gulf of Mexico, GC = Gulf of California, and SA = South Atlantic.**Tabla 3.** Porcentajes de reducción de peces registrados para diferentes dispositivos reductores de pesca acompañante (BRD). * Diferencias significativas respecto a la red control. GM = Golfo de México, GC = Golfo de California, SA = Atlántico Sur.

BRD	Location	Source	n	Reduction %	CI _{95%}
Double-hoop Jones-Davis	GM	Foster (2004a)	32	43.9	39.4–48.4
Modified Jones-Davis	GM	Foster (2004a)	379	33.5	31.1–35.9
Box	GM	Foster (2004a)	20	28.0	21.8–34.1
Double opposed fisheye	GM	Foster (2004a)	53	12.9	6.4–19.3
Modified fish box	GM	Foster (2004a)	5	21.7	10.8–54.2
Hickman III	GM	Foster (2004a)	36	15.5	8.0–23.0
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, legal configuration)	GM	Foster (2004a)	522	15.3*	12.6–17.9
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, illegal configuration)	GM	Foster (2004a)	1468	16.8*	15.3–18.4
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm)	GM	García-Caudillo <i>et al.</i> (2000)	42	37.4*	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, EE code position ¹)	GM	Branstetter (1997)	184	31.0*	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, EE code position ¹)	SA	Branstetter (1997)	81	15.0*	–
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, MJ code position ¹)	GM	Branstetter (1997)	55	31.0*	–
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, MJ code position ¹)	SA	Branstetter (1997)	61	5.0*	–
Fisheye (in lengthening piece) (23.1 × 47.5 cm)	GC	Balmori-Ramírez <i>et al.</i> (2003)	59	37.4*	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm) (2.6 m from tie-off rings)	GM	Watson <i>et al.</i> (1999)	105	44*	38–49
Fisheye (12.7 × 30.5 cm) (3.8 m from tie-off rings)	GM	Watson <i>et al.</i> (1999)	35	31*	24–37

¹ Refers to the code referenced by NMFS (NOAA).

the codend, but with a shrimp reduction of 6% (Branstetter 1997). When it was fitted 45 meshes from the beginning of the codend, in 140-mesh codends, a similar amount of shrimp was lost but fish reduction was lower. This indicates that a smaller-sized fisheye, like the one used in the GM and SA, could reduce fish bycatch without such a significant reduction in shrimp catch throughout the entire year (Branstetter 1997, Watson *et al.* 1999, Balmori-Ramírez *et al.* 2003).

Fishermen in the GM and SA have indicated that the location of the BRD is an important factor determining shrimp loss (Branstetter 1997, Watson *et al.* 1999). The results obtained in this and other studies (table 4) indicate that placing the fisheye 15 meshes from the codend's upper central line and at the legal distance (Gulf fisheye) seems to slightly favour the escape of shrimp, in comparison with a centralized location (fisheye or code EE). It would therefore seem advisable to insert the device in an upper central position, 30 meshes from the beginning of the codend, in order to attain a relation between shrimp retention and bycatch escape that would help to reduce the conflict with commercial fishermen, but lessen the impact of fishing operations on bycatch. Another modification that could reduce the escape of shrimp is to combine the fisheye with an Authement-Ledet 3 device tested in Louisiana, USA (Rogers *et al.* 1997).

El análisis de la selectividad específica de las configuraciones evaluadas revela diferencias en el poder de escape relativo de las especies, como lo demuestra la menor CPUE registrada con la red con BRD en seis de las doce especies o grupos de especies analizadas. Es destacable, sin embargo, que entre las especies con menores valores de CPUE en la red con BRD, se encuentren aquellas que tienen mayor importancia comercial, como *L. synagris*, *Lepophidium* spp. y, en menor grado, *Bagre marinus*. En contraste, con el TED sólo *Syacium* spp. registró un valor de CPUE significativamente menor entre las 12 especies seleccionadas. Varias especies de pargos (*Lutjanus synagris*, *L. analis*, entre otros) han sido catalogadas como especies impactadas por el arrastre camaronero (Criales-Hernández *et al.* 2006). Esta pesquería representa una fuente de mortalidad juvenil que afecta el reclutamiento de poblaciones pescales, restringiendo por tanto las disponibilidades para las pesquerías dirigidas a estos recursos, que en el CC son de carácter artesanal o semi-industrial.

En lo que respecta a los TEDs, si bien fueron concebidos para permitir el escape de tortugas marinas, los resultados muestran que funcionan también como BRDs (Branstetter 1997, Pomares *et al.* 1998, Gallaway y Cole 1999, Foster 2004b). En el GM los TEDs han causado una reducción en la captura de camarón y de peces, incluyendo el pargo rojo *Lutjanus campechanus* (Gallaway y Cole 1999). Las frecuencias

Table 4. Shrimp reduction percentages recorded for different types of bycatch reduction devices (BRD). Negative values in the confidence intervals represent an increase. * Significant differences relative to the control net. Location: GM = Gulf of Mexico, GC = Gulf of California, SA = South Atlantic, and CC = Colombian Caribbean.

Tabla 4. Porcentajes de reducción de camarón registrados para diferentes dispositivos reductores de pesca acompañante (BRD). Valores negativos en los intervalos de confianza representan un incremento. * Valores significativos respecto a la red control. GM = Golfo de México, GC = Golfo de California, SA = Atlántico Sur y CC = Caribe colombiano.

BRD	Location	Source	n	Reduction %	CI _{95%}
Double-hoop Jones-Davis	GM	Foster (2004a)	34	3.8*	0.4–7.4
Modified Jones-Davis	GM	Foster (2004a)	322	3.8*	1.7–5.9
Fish box	GM	Foster (2004a)	49	1.2	–1.4–3.9
Double opposed fisheye	GM	Foster (2004a)	74	1.2	–3.5–5.9
Modified fish box	GM	Foster (2004a)	37	4.1*	1.4–6.9
Hickman III	GM	Foster (2004a)	46	7.7*	4.0–11.4
Fisheye (in lengthening piece) (23.1 × 47.5 cm)	GC	Balmori-Ramírez <i>et al.</i> (2003)	54	7.3*	–
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, legal configuration)	GM	Foster (2004a)	535	3.5*	1.7–5.3
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, illegal configuration)	GM	Foster (2004a)	1552	1.6*	0.1–2.6
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm)	GM	García-Caudillo <i>et al.</i> (2000)	42	7.3*	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, EE code position ¹)	GM	Branstetter (1997)	197	6.0*	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm, EE code position ¹)	SA	Branstetter (1997)	81	1.0	–
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, MJ code position ¹)	GM	Branstetter (1997)	55	8.0*	–
Gulf fisheye (12.7 × 30.5 cm, MJ code position ¹)	SA	Branstetter (1997)	117	1.0	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm) (2.6 m from tie-off rings)	GM	Watson <i>et al.</i> (1999)	105	4	–
Fisheye (12.7 × 30.5 cm) (3.8 m from tie-off rings)	GM	Watson <i>et al.</i> (1999)	35	–1	–
Gulf fisheye (22.1 × 32.0 cm, MJ code position ¹)	CC	This study, Aug. 2005	43	10.3*	4.49–15.90
(3.1 m from tie-off rings)		This study, Nov. 2005	31	5.3	–1.16–1.10

¹ Refers to the code referenced by NMFS (NOAA).

Analysis of the specific selectivity of the configurations used revealed differences in the relative escape potential of the species, as indicated by the lower CPUE recorded using the BRD for six of the twelve species or species group analyzed, including some of greater commercial importance, such as *Lutjanus synagris*, *Lepophidium* spp., and to a lesser extent, *Bagre marinus*. In contrast, with the TED a significantly lower CPUE value was recorded only for *Syacium* spp. Several species of snappers (*Lutjanus synagris*, *L. analis*, among others) have been catalogued as species impacted by shrimp trawling (Crisales-Hernández *et al.* 2006). The shrimp fishery is responsible for juvenile mortality, affecting the recruitment of fishable populations, and thus restricting the availability of these resources to the fisheries, which in the CC are artisanal or semi-industrial.

Even though the TED was conceived to allow the escape of sea turtles, the results show that it also serves as a BRD (Branstetter 1997, Pomares *et al.* 1998, Gallaway and Cole 1999, Foster 2004b). In the GM, the use of TEDs has caused a reduction in the capture of shrimp and fishes, including the red snapper *Lutjanus campechanus* (Gallaway and Cole 1999). The frequencies of individuals per size class and the

de individuos por clase de talla y los porcentajes de reducción obtenidos corroboran la muy baja eficiencia del TED como dispositivo excluidor de peces, y su alta eficiencia como dispositivo excluidor de invertebrados. La pérdida de camarón en la red con TED fue mayor que la registrada por Branstetter (1997), incluso con TEDs blandos (13–16%), más propensos al escape de camarón que la mayoría de los TEDs duros. En el CC la abertura de escape de los TEDs se dispone en la parte inferior de la red, lo cual permite mayor escape de camarón. Además, la configuración de la solapa de la abertura de escape de tortugas no responde al diseño actualmente recomendado, con el cual se busca aumentar la retención de camarón. La solapa debe construirse con malla de polietileno de 337.8 cm de ancho por 147.3 cm de largo (tamaño de malla no menor de 3.8 cm, estirado) y fijarse hasta un máximo de 15.2 cm, medidos desde la parte posterior del marco (de la parrilla) hacia el extremo del copo. La solapa puede extenderse hasta un máximo de 61 cm después del marco de la parrilla (USCFR 2003). Una característica fundamental que tampoco es considerada en el CC es la orientación adecuada de los nudos de la malla que constituye la solapa. Ésta debe colocarse de forma que los nudos tengan orientación positiva (hacia arriba), de

percentages of reduction obtained corroborate the low efficiency of the TED as a fish excluding device and its high efficiency as an invertebrate excluding device. Shrimp loss in the TED-equipped net was greater than that recorded by Branstetter (1997), even for soft TEDs (13–16%), which allow more shrimp escape than most hard TEDs. In the CC, the escape hole of the TEDs is located in the bottom of the codend, enabling greater shrimp escape. Also, the configuration of the webbing flap of the turtle escape opening does not correspond to the design that is currently being recommended. The flap should be made of polyethylene mesh, 337.8 cm wide by 147.3 cm long (stretched mesh size not less than 3.8 cm), and attached to a maximum of 15.2 cm, beyond the posterior edge of the grid, towards the end of the codend. The flap can not extend more than 61 cm beyond the posterior edge of the grid (USCFR 2003). Another basic characteristic not considered in the CC is the appropriate orientation of the knots of the mesh that makes up the flap. It should be placed so that the knots have a positive (upward) orientation and the water flow keeps the flap closed (Watson 2003).

An optional characteristic of TED designs is a funnel net behind the device that increases water flow to reduce shrimp loss with significant fish exclusion (Branstetter 1997). Its use in the southern CC, however, would be inconvenient because of the high probability of entanglement (Pomares *et al.* 1998). In other regions an alternative is to use heavy-duty zippers inserted in the section of the net located just before the TED grid (Graham 2003). For economic reasons, shrimp retention has for a long time been a controversial subject in relation to TEDs. The probable effects of shrimp exclusion resulting from the effective use of the BRD in the CC could be compensated by a TED scape hole positioned at the top of the codend, a variant that is not restricted in Colombian regulations.

Several studies have documented temporal differences in the relative behaviour of the devices and in the CPUE levels of the different catch categories (Steele *et al.* 2002, Rochet and Trenkel 2005, Zeller and Pauly 2005, Amezcua *et al.* 2006). The high variability that occurs among seasons, years, areas, trips, and hauls is one of the characteristic difficulties encountered in bycatch and shrimp studies. This variability is attributed to natural causes (environmental variables and changes in community structure), or to anthropogenic variables such as spatiotemporal distribution of fishing effort, trip duration, economic incentives, relative sale value of the catch components, and legal regulations on total permissible catches or minimum landing sizes. This last restriction does not exist in the CC for any species of the shrimp bycatch. Nevertheless, it is evident that in the southern CC, sizes do play a significant role in the use of bycatch (Duarte *et al.* 2006).

Considering the mean reduction percentage obtained in both trials (28.8%) and an effective fishing effort of 5,769 days (equivalent to 69,233 fishing hours) between August 2004 and July 2005, using the TED would result in a reduction of 967 t of bycatch and 100 t of shrimp, using the BRD would result in a reduction of 727 t of bycatch and 37 t of shrimp, and using

forma que el flujo de agua mantenga la tapa cerrada (Watson 2003).

El diseño de los TEDs incluye como característica opcional un embudo de red detrás del dispositivo que aumenta el flujo de corriente para disminuir la pérdida de camarón con una significativa exclusión de peces (Branstetter 1997). Sin embargo, su uso en el área sur del CC tendría el inconveniente de la alta probabilidad de enredarse (Pomares *et al.* 1998). En este sentido, una alternativa usada en otras regiones es el uso de cremalleras de trabajo pesado insertadas en la sección de la red situada justo antes de la parrilla del TED (Graham 2003). Por sus implicaciones económicas, la retención de camarón ha sido por mucho tiempo un tema controversial con relación a los TEDs. Por ello, los probables efectos de exclusión de camarón que se darían con la incorporación efectiva del BRD en el CC podrían adicionalmente compensarse colocando la abertura de escape en la parte superior de la red, variante no restringida en la reglamentación colombiana.

Diversos estudios han documentado diferencias temporales en el comportamiento relativo de los dispositivos y en los niveles de CPUE de las diferentes categorías de captura (Steele *et al.* 2002, Rochet y Trenkel 2005, Zeller y Pauly 2005, Amezcua *et al.* 2006). La gran variabilidad que se presenta entre estaciones, años, áreas, viajes y lances, es una de las dificultades características de los estudios sobre pesca acompañante y camarón. Esta variabilidad se atribuye a causas naturales (variables ambientales y cambios en la estructura de las comunidades) o a variables antropogénicas como la distribución espaciotemporal del esfuerzo de pesca, la duración de los viajes, los incentivos económicos, el valor relativo de venta de los componentes de la captura y regulaciones legales sobre capturas totales permisibles o tamaños mínimos de desembarco. Esta última restricción no existe aún en el CC para ninguna especie de la pesca acompañante del camarón. No obstante, es evidente que en el área sur de CC las tallas sí juegan un papel determinante en el uso de la pesca acompañante (Duarte *et al.* 2006).

Empleando el porcentaje medio de reducción obtenido en los dos periodos de ensayo (28.8%) y un esfuerzo efectivo de pesca de 5,769 días (equivalente a 69,233 horas de pesca) entre agosto de 2004 y julio de 2005, se encuentra que anualmente el TED debería estar disminuyendo en alrededor 967 t la pesca acompañante y en 100 t la captura de camarón; el BRD en 727 t la pesca acompañante y en 37 t la captura de camarón; y la combinación TED/BRD en 1529 t la pesca acompañante y en 128 t la captura de camarón. Estos índices representan un importante beneficio a nivel ecosistémico. Un cálculo similar efectuado por García-Caudillo *et al.* (2000) para el Golfo de California dio una estimación anual de 73 t de pesca acompañante. Cálculos análogos circunscritos a los descartes producen las siguientes estimaciones de biomasa liberada: 930 t con el TED, 531 t con el BRD y 1304 t con ambos dispositivos. Estas estimaciones demuestran que la adopción del BRD es una herramienta acorde con el objetivo de reducir

the TED/BRD combination would allow a reduction of 1529 t of bycatch and 128 t of shrimp in the catches per year. These indicators mean a considerable benefit at the ecosystemic level. García-Caudillo *et al.* (2000) made a similar calculation for the Gulf of California and obtained an annual estimate of 73 t of bycatch. Analogous calculations limited to discards produced the following estimates of liberated biomass: 930 t using TED, 531 t using BRD, and 1304 t using both devices. These estimates clearly indicate that the use of the BRD would be a pertinent management tool in the effort to significantly reduce bycatch in the CC shrimp trawl fishery.

Acknowledgements

This study was conducted as part of the project “Valoración biológico-pesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camarero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante, en el Mar Caribe colombiano” financed by COLCIENCIAS (1117-09-13723), Universidad del Magdalena, INCODER, Universidad Nacional de Colombia, and FAO (project REBYC, EP/GLO/201/GEF). J. Viaña, K. Tejada, and J. Sánchez participated in the onboard sampling, as well as in the laboratory analysis of the bycatch samples, along with S. García and R. Coronado.

English translation by Christine Harris.

References

- Alverson DL, Freeberg MH, Pope JG, Murawsky SA. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Pap. 339, 233 pp.
- Amezcuca F, Madrid-Vera J, Aguirre-Villaseñor H. 2006. Effect of the artisanal shrimp fishery on the ichthyofauna in the coastal lagoon of Santa María la Reforma, southeastern Gulf of California. *Cienc. Mar.* 32: 97–109.
- Andrade-Amaya CA. 2000. The circulation and variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea. Ph.D. thesis, University of Wales, 223 pp.
- Balmori-Ramírez A, García-Caudillo JM, Aguilar-Ramírez D, Torres-Jiménez JR, Miranda-Mier E. 2003. Evaluación de dispositivos excluidores de peces en redes de arrastre camareras en el Golfo de México. Reporte Técnico. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de la Pesca, Conservación Internacional, México, 21 pp.
- Branstetter S. 1997. Bycatch and its Reduction in the Gulf of Mexico and South Atlantic Shrimp Fisheries. Gulf and South Atlantic Fisheries Development Foundation, Inc., Tampa, Florida, 27 pp.
- Broadhurst MK. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10: 27–60.
- Criales-Hernández ME, Duarte LO, García CB, Manjarrés L. 2006. Ecosystem impacts of the introduction of bycatch reduction devices in a tropical shrimp trawl fishery: Insights through simulation. *Fish. Res.* 77: 333–342.
- Donoso MC. 1992. Circulación de las aguas del Mar Caribe. In: Mem. VII Sem. Nal. Ciencias y Tecn. Mar., Bogotá, pp. 345–356.
- Duarte LO, Gómez-Canchong P, Manjarrés LM, García CB, Escobar FD, Altamar J, Viaña JE, Tejada K, Sánchez J, Cuervo F. 2006. Variabilidad circadiana de la tasa de captura y la estructura de tallas en camarones e ictiofauna acompañante en la pesquería de arrastre del Mar Caribe de Colombia. *Invest. Mar.* 34: 23–42.
- Eayrs S. 2007. Guía para reducir la captura de fauna incidental (Bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical. FAO, Rome, 110 pp.
- Efron B. 1987. Better bootstrap confidence intervals (with discussion). *J. Am. Stat. Assoc.* 82: 171–200.
- FAO. 1997. Las capturas incidentales y los descartes en la pesca. Comité de Pesca. Informe 7. Rome, 3 pp.
- Foster D. 2004a. 1999–2003. North-central and western Gulf of Mexico BRD performance. Report to SEDAR. In: Status of Bycatch Reduction (BRD) Performance and Research in North-Central and Western Gulf of Mexico. NMFS (NOAA).
- Foster D. 2004b. 1999–2003 Research summary. Shrimp Trawl Bycatch Reduction Technology. NOAA Fisheries. Harvesting Systems and Engineering Division. Report to SEDAR. In: Status of Bycatch Reduction (BRD) Performance and Research in North-Central and Western Gulf of Mexico. NMFS (NOAA).
- Gallaway BJ, Cole JG. 1999. Reduction of juvenile red snapper bycatch in the US Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *N. Am. J. Fish. Manage.* 19: 342–355.
- García-Caudillo JM, Cisneros-Mata MA, Balmori-Ramírez A. 2000. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, Mexico. *Biol. Conserv.* 92: 199–205.
- Graham N. 2003. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation Nordmøre grid (grate). *Fish. Res.* 59: 393–407.
- INPA. 2000. Boletín Estadístico Pesquero Colombiano 1999–2000. Bogotá, 139 pp.
- McCaughan DA. 1992. Standardized nomenclature and methods of defining bycatch levels and implications. In: Schoning RW, Jacobson RW, Alverson DL, Gentle TG, Auyong J (eds.), Proceedings of the National Industry Bycatch Workshop, 4–6 February, Oregon. Natural Resources Consultants Inc., Seattle, pp. 200–201.
- Miller RG. 1974. The jackknife: A review. *Biométrica* 61: 1–17.
- Pomares O, Álvarez R, Alió J, Marcano L. 1998. Evaluación del uso simultáneo del TED y paneles de escape para peces en redes de arrastre camarero. *Zootec. Trop.* 16: 19–39.
- Quinn G, Keough M. 2006. Experimental Design and Data Analysis for Biologists. University Press, 537 pp.
- Rochet MJ, Trenkel VM. 2005. Factors for the variability of discards: Assumptions and field evidence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 224–235.

- Rogers DR, Rogers BD, de Silva JA, Right VL, Watson JW. 1997. Evaluation of shrimp trawl equipped with bycatch reduction devices in inshore waters of Louisiana. *Fish. Res.* 33: 55–72.
- Scott-Denton E. 2004. Observer coverage of the US Gulf of Mexico and southeastern Atlantic shrimp fishery. February 1992–December 2003. Methods. Report to SEDAR. In: Status of Bycatch Reduction (BRD) Performance and Research in North-Central and Western Gulf of Mexico. NMFS (NOAA).
- Sokal RR, Rohlf FJ. 2003. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3rd ed. WH Freeman and Co., 887 pp.
- Steele P, Bert TM, Johnston KH, Levett S. 2002. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. *Fish. Bull.* 100: 338–350.
- USCFR (United States Code of Federal Regulations). 2003. Part 223. Norm 223.207. <http://www.washingtonwatchdog.org/documents/cfr/title50/part622.html>
- Viaña J, Medina JA, Barros M, Manjarrés L, Altamar J, Solano M. 2004. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe colombiano. In: Manjarrés L (ed.), *Pesquerías Demersales del Área Norte del Mar Caribe de Colombia y Parámetros Biológico-pesqueros y Poblacionales del Recurso Pargo*. Universidad del Magdalena, Colombia, pp. 115–151.
- Watson J. 2003. Efecto de la orientación de los nudos de la tapa de salida de escape en el funcionamiento y la retención de camarones por el TED. Informe Técnico NMFS. Programa de Transferencia de Tecnología del TED, 3 pp.
- Watson J, Shah A, Nichols S, Foster D. 1997. Bycatch reduction estimates for selected species in the Gulf of Mexico for bycatch reduction devices evaluated under the regional bycatch program. NMFS, Southeast Fisheries Science Center, Mississippi Laboratories, Pascagoula, Mississippi.
- Watson J, Foster D, Nichols S. 1999. The development of bycatch reduction technology in the southeastern United States shrimp fishery. *Mar. Technol. Soc. J.* 33: 51–56.
- Zeller D, Pauly D. 2005. Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish Fish.* 6: 156–159.
- Zúñiga H, Altamar J, Manjarrés L. 2004. Caracterización tecnológica de la flota de arrastre camaronero del Mar Caribe de Colombia. Informe Técnico Proyecto EP/GLO/201/GEF. FAO-GEF-UNEP, 21 pp.

*Recibido en marzo de 2007;
aceptado en marzo de 2008.*