



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**INCIDENCIA DE LA PESCA INDUSTRIAL DEL CAMARÓN SOBRE LOS
MACROINVERTEBRADOS EN EL CARIBE COLOMBIANO**

DANIEL PÉREZ FERRO
CÓDIGO: 190164

**Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología
Marina**

DIRIGIDA POR:
CAMILO B. GARCIA RAMIREZ
Dr. Rer. Nat.
Profesor asociado, Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS – SEDE BOGOTÁ
CENTRO DE ESTUDIOS EN CIENCIAS DEL MAR (CECIMAR) – SEDE
CARIBE

CONVENIO UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA - INVEMAR

Santa Marta, D.T.C.H., 2011

INCIDENCIA DE LA PESCA INDUSTRIAL DEL CAMARÓN SOBRE LOS MACROINVERTEBRADOS EN EL CARIBE COLOMBIANO

INCIDENCE OF INDUSTRIAL SHRIMP FISHERIES ON MACROINVERTEBRATES IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN

RESUMEN

Debido al desconocimiento de los efectos que causa la pesca de arrastre de camarón sobre los macroinvertebrados que captura, se determinaron la composición, abundancia y patrones espaciales de estas comunidades en el Caribe colombiano. Se evaluó la incidencia de la flota por medio de descriptores ecológicos comunitarios, el grado de perturbación usando curvas de abundancia y biomasa (ABC) y el efecto de la inclusión de dispositivos reductores de fauna acompañante sobre los macroinvertebrados. Se monitoreó durante un año la actividad de la flota pesquera de camarón, se identificaron, midieron y pesaron las especies capturadas y se realizaron experimentos incluyendo dispositivos excluidores de juveniles de peces y de tortugas. Se identificaron cuatro zonas en donde opera la flota; los crustáceos decápodos fueron el grupo dominante, los equinodermos mostraron baja riqueza y las especies biogénicas (corales y esponjas que son parte estructural de los fondos) baja abundancia. Sumado a esto, en las curvas ABC de todas las zonas la abundancia se encontró por encima de la biomasa y el estadístico W fue negativo, lo que confirma una alta perturbación y dominancia de especies pequeñas de estrategia de vida corta "oportunistas". El uso de dispositivos mostró resultados positivos en la reducción de macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante del camarón, lo cual es de gran importancia para la regulación de la actividad en pro de la preservación de la diversidad en el Caribe colombiano. Se recomienda que en todo estudio sobre la fauna acompañante de la pesca del camarón se incluyan los macroinvertebrados, aun cuando no tengan importancia comercial.

RESUME

Due to ignorance of the effects caused by shrimp trawling on macroinvertebrates captured, we determined the composition, abundance and spatial patterns of these communities in the Colombian Caribbean. The incidence of the fleet was evaluated through community environmental descriptors, the degree of disturbance using abundance and biomass curves (ABC) and the effect of the inclusion of bycatch reduction devices on macroinvertebrates. The shrimp fishing fleet was monitored during a year; were identified, measured and weighed the species caught and experiments were performed including juvenile fish and turtles excluder devices. We identified four areas where it operates the fleet, decapods crustaceans were the dominant group, the echinoderms showed low richness and biogenic species (corals and sponges that are structural part of the bottoms) showed low abundance. In addition, in all ABC curves fishing areas, abundance was found above the biomass and the W statistic was negative, confirming a high disturbance and dominance of small species of short life strategy "Opportunistic". The use of devices showed positive results in the reduction of macroinvertebrates that are part of the bycatch of

shrimp, which is of great importance for the regulation of the activity for the preservation of diversity in the Colombian Caribbean. It is recommended that any study on the bycatch of shrimp fisheries include macroinvertebrates, even if they haven't commercial importance.

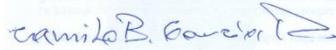
DESCRIPTORES O PALABRAS CLAVES

Macroinvertebrados, pesca de arrastre de camarón, perturbación, fauna acompañante, dispositivos reductores.

KEY WORDS

Macroinvertebrates, shrimp trawl fisheries, disturbance, bycatch, reduction devices.

FIRMA DEL DIRECTOR:

Handwritten signature of Camilo B. García in blue ink.

Autor (Año de nacimiento):

Daniel Giovanni Pérez Ferro (1979).

DEDICATORIA

A Dios por acompañarme en todos los momentos

A mis padres por su gran apoyo y dedicación

A Diana por estar conmigo siempre y darme su comprensión y amor

A mi hijo Nicolás por darme nuevas ilusiones

A mi hermana y mis sobrinos por ser tan especiales

Los amo mucho y gracias por ser como son

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado dentro del proyecto “Dinámica espacio-temporal y flujos de energía de los recursos pesqueros del Golfo de Morrosquillo” (8003011), financiado por la Universidad Nacional de Colombia y el Proyecto “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” financiado por COLCIENCIAS (1117-09- 13723). El autor expresa sus agradecimientos al Centro de Estudios de Ciencias del Mar – CECIMAR (Sede Caribe) y Programa de Postgrado en Biología – Línea Biología Marina (Facultad de Ciencias, Sede Bogotá), a Camilo García director del trabajo, por todas sus enseñanzas y paciencia, a los profesores del programa Sven Zea, Néstor Campos y Arturo Acero, a Diana Bustos por sus valiosos aportes, a Luis Manjarres, Luis Duarte y los demás miembros del equipo de trabajo del proyecto.

RESUMEN GENERAL

Debido al desconocimiento de los efectos que causa la pesca de arrastre de camarón sobre los macroinvertebrados que captura, se determinaron la composición, abundancia y patrones espaciales de estas comunidades en el Caribe colombiano. Se evaluó la incidencia de la flota por medio de descriptores ecológicos comunitarios, el grado de perturbación usando curvas de abundancia y biomasa (ABC) y el efecto de la inclusión de dispositivos reductores de fauna acompañante sobre los macroinvertebrados. Se monitoreó durante un año la actividad de la flota pesquera de camarón, se identificaron, midieron y pesaron las especies capturadas y se realizaron experimentos incluyendo dispositivos excluidores de juveniles de peces y de tortugas. Se identificaron cuatro zonas en donde opera la flota; los crustáceos decápodos fueron el grupo dominante, los equinodermos mostraron baja riqueza y las especies biogénicas (corales y esponjas que son parte estructural de los fondos) baja abundancia. Sumado a esto, en las curvas ABC de todas las zonas la abundancia se encontró por encima de la biomasa y el estadístico W fue negativo, lo que confirma una alta perturbación y dominancia de especies pequeñas de estrategia de vida rápida "oportunistas". El uso de dispositivos mostró resultados positivos en la reducción de macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante del camarón, lo cual es de gran importancia para la regulación de la actividad en pro de la preservación de la diversidad en el Caribe colombiano. Se recomienda que en todo estudio sobre la fauna acompañante de la pesca del camarón se incluyan los macroinvertebrados, aun cuando no tengan importancia comercial.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	2
1.1 La pesca de arrastre en Colombia.....	3
1.2 Organización de la presentación de resultados.....	7
1.3 Bibliografía	8
2. EFECTO DE LA PESCA DE ARRASTRE DE CAMARÓN SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS DE LA FAUNA ACOMPAÑANTE EN EL MAR CARIBE COLOMBIANO	11
2.1 Resumen	11
2.2 Introducción.....	12
2.3 Materiales y métodos.....	15
2.3.1 Composición y abundancia	15
2.3.2 Análisis de diversidad	17
2.3.3 Análisis espacial.....	17
2.3.4 Análisis de similaridad.....	17
2.3.5 Curvas de acumulación de especies	18
2.3.6 Curvas de comparación Abundancia Biomasa (ABC).....	18
2.4 Resultados	19
2.4.1 Composición y abundancia	19
2.4.2 Índices de diversidad.....	25
2.4.3 Análisis espacial.....	25
2.4.4 Análisis de clasificación.....	26
2.4.5 Análisis de Ordenación	27
2.4.6 Curvas de acumulación de especies	28
2.4.7 Curvas de abundancia y biomasa (ABC)	29
2.5 Discusión de Resultados.....	30
2.6 Bibliografía.....	33
3. EXPERIMENTAL RESULTS WITH A REDUCING DEVICE FOR JUVENILE FISHES IN A TROPICAL SHRIMP FISHERY: IMPACT ON THE INVERTEBRATE BYCATCH	39

3.1	Resumen	39
3.2	Introduction	39
3.3	Materials and Methods	40
3.4	Results	43
3.5	Discussion	46
3.6	Acknowledgements	51
3.7	References	51
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	54

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.1. Dispositivo excluidor de tortugas “DET” del tipo “Super Shooter”, (tomado de Zúñiga, <i>et al.</i> , 2004).....	4
Figura 2.1. Puntos de muestreos (lances) en las cuatro zonas (1, 2, 3 y 7) en las que operó la flota camaronera durante los meses de julio de 2004 a junio de 2005. (Según la zonación para el Caribe colombiano propuesta por Steer <i>et al.</i> 1997).....	16
Figura 2.2. Porcentaje de contribución de especies por familia, de los invertebrados que hacen parte de la fauna acompañante de la pesca de camarón.	21
Figura 2.3. Categorías de mayor índice de valor de importancia (IVI) para las cuatro zonas: a. <i>Lupela forceps</i> , b. <i>Portunus gibbesi</i> , c. <i>Squilla</i> sp., d. <i>Xiphopenaeus kroyeri/farfantopenaeus notialis</i> y e. <i>Loligo</i> sp.	22
Figura 2.4. Diagrama de cajas y bigotes donde se comparan las medianas en términos de abundancia, de las comunidades de macroinvertebrados que hace parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón. (Las cajas indican la dispersión de los datos, la barra indica la mediana, la cruz en rojo muestra el promedio y la línea roja muestra en cuales de ella se presentaron diferencias).	26
Figura 2.5. Dendograma obtenido a partir del análisis de clasificación de las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005, usando el índice de similitud de Bray Curtis.	27
Figura 2.6. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) para las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005, indicando las cinco categorías de mayor importancia que tienen en común.	28
Figura 2.7. Curvas de acumulación de especies de las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005.....	29
Figura 2.8. Curvas de abundancia y biomasa (ABC) para cada una de las zonas del Caribe colombiano donde operó la flota camaronera entre los años 2004 y el 2005..	30
Figure 3.1. Study area showing shrimp trawling locations and 20 m and 50 m depth contours.	41
Figure 3.2. Experimental net configurations. Order of configuration arbitrary. BD= Both Devices, TED= Turtles Excluding Device, FRD= Fish Reduction Device, ND= No Device.....	42

LISTADO DE TABLAS

Tabla 2.1. Número de lances de la flota camaronera que opera en el Caribe colombiano evaluados durante el comprendido entre junio 2004 y julio de 2005.....	20
Tabla 2.2. Clasificación taxonómica e índice de valor de importancia (IVI) para los invertebrados que hacen parte de la pesca acompañante de arrastre de camarón en el Caribe colombiano.	23
Tabla 2.3. Índices de diversidad de las comunidades de macroinvertebrados que hace parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón dentro de las zonas 1, 2, 3 y 7 en el Caribe colombiano ($S= N^{\circ}$ de especies, $d=$ la riqueza de Margalef, J' =equitabilidad de Pielou, H' = la diversidad de Shannon y Wiener y λ = el predominio de Simpson).	25
Table 3.1. Mean CPUE (kg/h) values and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs) of the bycatch. TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.	44
Table 3.2. Mean size values (cm) and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs)of selected taxa of the bycatch. TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.	45
Table 3.3. Paired test results for mean CPUE of the bycatch. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) more biomass per unit effort.	47
Table 3.4. Test results for mean size of selected taxa of the bycatch. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) bigger individuals.	48

Capítulo 1

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La pesca de arrastre de camarón es una actividad que se realiza en los fondos blandos dentro de la plataforma continental, a los cuales se encuentran asociadas las especies de captura objetivo. Sin embargo por la forma en que operan este tipo de pesca generan grandes impactos sobre los macroinvertebrados bentónicos marinos (cuyo tamaño sobrepasan los 500 μm), y dentro de los cuales se encuentran los crustáceos, los moluscos, los equinodermos y las especies biogénicas las cuales corresponden a corales y esponjas que son parte estructural de los fondos, siendo el hábitat de muchas otras especies, siendo todos los anteriores susceptibles a ser capturados por la pesca de arrastre de camarón.

Los impactos producidos por la pesquería de arrastre, tales como mortalidad directa de otras especies que no son objetivo, cambios en la diversidad de especies, efectos indirectos sobre la red trófica por pérdida de depredadores, destrucción y modificación de hábitat y resuspensión de material de fondo provocada por el arrastre continuo han sido una preocupación a nivel mundial por el significado en la alteración de los ecosistemas (Kaiser y Spencer 1996; Engel y Kvitek, 1998; Thrush *et al.* 1998; Tuck *et al.* 1998; Gubbay y Knapman 1999; Bergman y Santbrink 2000; Gislason y Sinclair 2000; Hall-Spencer y Moore 2000; Kaiser *et al.* 2000; Jennings y Lancaster 2001, Thrush y Dayton 2002, Myers y Worm 2003; Trenkel y Rochet, 2003).

Enmarcado dentro de los proyectos “Dinámica espacio-temporal y flujos de energía de los recursos pesqueros del Golfo de Morrosquillo” (8003011), financiado por la Universidad Nacional de Colombia y el Proyecto “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” financiado por COLCIENCIAS (1117-09- 13723), el presente trabajo pretende dar los

primeros reportes de los efectos que tiene la flota camaronera que opera en el Caribe colombiano, así como el efecto de la introducción de dispositivos excluidores de fauna acompañante los cuales fueron diseñados para la exclusión de peces (DRF) y tortugas (DET).

De acuerdo a lo planteado en el párrafo anterior se plantean las siguientes hipótesis:

1. Existe una perturbación provocada por la flota de la pesca de arrastre de camarón en las comunidades de los macroinvertebrados bentónicos marinos.
2. Se presentará una reducción en composición y abundancia de los macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante de la pesca del camarón en los arrastres con redes que tienen dispositivos de reducción de fauna acompañante DRFAC y DET.

1.1 La pesca de arrastre en Colombia

Las embarcaciones camaroneras que operan en el Caribe colombiano son del tipo “Florida”, con casco en “V”, también denominadas “tangoneras”, que operan cuatro (4) redes, a razón de dos (2) por banda, a excepción de siete barcos, con sede en Tolú, que poseen una sola red por banda. Las esloras fluctúan entre 13.16 y 24.84 m. Todos los barcos para la navegación utilizan posicionadores satelitales (GPS) y poseen radios SSB, VHF, radar y compás magnético; están dotados con ayudas electrónicas para la ubicación del fondo y la detección de cardúmenes, en donde sobresalen las video-sondas. Su capacidad promedio de bodega es: diesel: 13,800 galones, lubricantes: 200 galones, agua: 3,000 galones y almacenamiento de la captura: 40 m³ (Zúñiga, *et al.*, 2004). La flota utiliza puertas de arrastre planas rectangulares de zapata ancha, típica de la pesca de arrastre del camarón, construidas con cinco tablas

de madera verticales y cuatro horizontales, con ranuras de separación entre tablones de 2" (FAO, 1974).

Las redes de arrastre actualmente utilizadas son redes de tipo "Coreana" y "Japonesa" de 37 y 42 pies respectivamente. El aparejamiento de las redes tipo Japonesa, está armado con puertas grandes de 9' x 36" y el de las de tipo Coreana con puertas pequeñas de 8' x 36". Se exceptúa de la anterior descripción la red Japonesa del barco que posee la mayor potencia en la flota (520 HP), el cuál usa 52 pies de relinga y puertas grandes de 10' x 40" (Zúñiga, *et al.*, 2004).

En la pesquería del camarón en Colombia el empleo del dispositivo excluidor de tortugas "DET" fue impuesto mediante la Resolución 000157 de 1993, emanada del INPA, obligando su utilización a partir de mayo de 1994, modificada parcialmente por la resolución 000068 de marzo de 1999. El tipo de excluidor adoptado por la flota fue el "SUPER SHOOTER" (Figura 1.1).

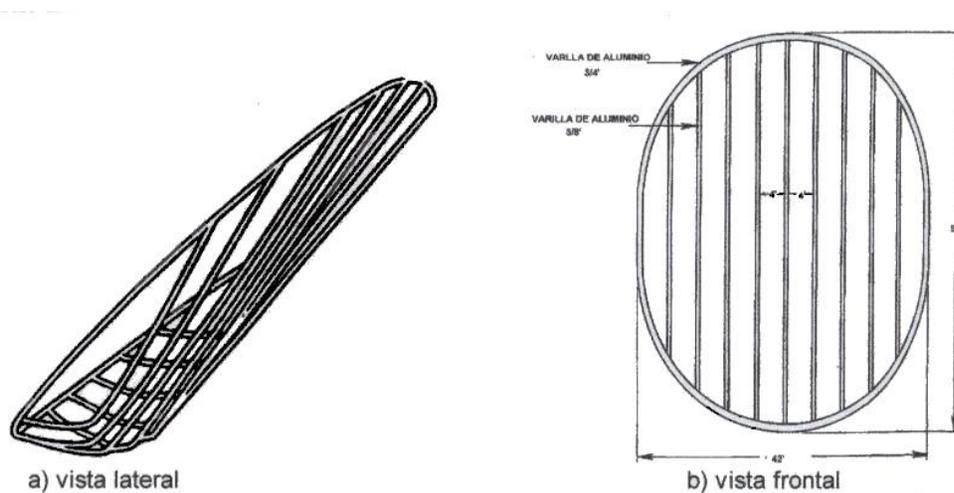


Figura 1.1. Dispositivo excluidor de tortugas "DET" del tipo "Super Shooter", (tomado de Zúñiga, *et al.*, 2004).

Este tipo de excluidor está construido con varilla sólida de aluminio, cuyo marco ovalado tiene 51” de alto por 42” de ancho y un diámetro de $\frac{3}{4}$ ”. Las varillas verticales de la parrilla se construyen de aluminio sólido de $\frac{5}{8}$ ” de grueso, soldadas al marco del ovalo con 4” de separación. Cada barrote vertical tiene un dobléz de 45°, cerca de la parte inferior del marco (Graham, 2003).

Al operar en contacto directo con el suelo marino, las redes de arrastre y los aparejos que van unidos a ellas remueven ese sustrato, tal como un arado lo hace con la tierra, y arrastran diversos organismos marinos que viven sobre él (Watling y Norse, 1998). Al conjunto de aquellas especies que no son el objetivo de la actividad pesquera se le denomina “bycatch”, el que a su vez se discrimina en captura incidental (fracción usada o comercializada) y descarte (fracción devuelta al mar) (Hall, 1999).

Las alternativas técnicas y operacionales para disminuir la captura de especies incidentales y el descarte pueden encontrarse en el uso de Dispositivos de Reducción de Fauna Acompañante **DRFA** o **BRD** (Bycatch Reduction Devices). Estos dispositivos fueron desarrollados en Europa hace más de treinta años, alcanzando sus mejores aplicaciones en Noruega, Argentina y Australia, entre los países más relevantes. Pueden agruparse, según su funcionalidad, en dos grandes grupos: los diseños de paneles de tela, configurados especialmente para aprovechar el comportamiento de los recursos y orientar el escape por ventanas y túneles ensamblados en la misma red; y la incorporación de estructuras rígidas y flexibles en el túnel de la red que también persiguen propiciar el escape por las ventanas que ofrecen estos dispositivos (Melo, 2003).

En el Caribe colombiano, entre 1984 y 1992 se efectuaron diferentes investigaciones con el propósito de evaluar la fauna acompañante del camarón (FAC) en las capturas de la flota industrial de arrastre. La mayor parte de la información se encuentra en informes técnicos no publicados, originados en INDERENA e INPA (García, 1984; Arboleda, 1985; Osorio, 1986; Anónimo, 1992), consolidada por grandes áreas (norte

y sur) y en su mayoría no discriminan las capturas por especie, mientras que otros presentan información de desembarcos que no incluye los descartes (solo la pesca incidental).

Entre 1991 y 1992 se implementó en el Caribe colombiano un programa de observadores de DET a bordo de la flota (11 muestreos) que generaron los primeros informes técnicos para el área; además se analizó información de capturas entre 1986 y 1992, reportándose sólo dos casos de capturas de tortugas marinas (Anónimo, 1992).

Durante el período 2000-2001, se estimaron las capturas y los descartes de ictiofauna demersal de la flota industrial de arrastre camaronero, en el marco del Proyecto INPA/COLCIENCIAS “Evaluación de los recursos demersales en el área nordeste del Caribe colombiano y parámetros poblacionales y ecológicos del recurso pargo”. Cabe mencionar que por la naturaleza de sus objetivos, este trabajo no incluyó registros de tallas de las especies que componen el descarte, ni tampoco la caracterización biológico-pesquera de las poblaciones de camarón explotadas.

En Colombia está reglamentada la instalación obligatoria de Dispositivos Reductores de tortugas DET y se está experimentando con los Dispositivos Reductores de Fauna Acompañante (DRFAC). Sin embargo estos dispositivos son hechos para la exclusión del componente íctico, por lo que se desconoce el efecto de su inclusión en las comunidades de los macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante de la captura del camarón.

1.2 Organización de la presentación de resultados

Por lo expresado en los párrafos anteriores se ve la necesidad de realizar un estudio sobre la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados a la perturbación generada por la pesca industrial del camarón y a la introducción de sistemas de dispositivos reductores de la fauna acompañante. Es por esto que el objetivo general de la presente tesis fué determinar la incidencia de la pesquería del camarón de aguas someras del Caribe colombiano sobre las comunidades de macroinvertebrados mediante el estudio de las capturas de las faenas regulares de la flota camaronera y valorar el efecto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante del camarón (DRFAC).

La primera parte es abordada en el capítulo 2, en donde se identifican las especies explorando si existen patrones en la distribución de su abundancia. Se analizan también indicadores comunitarios de perturbación por pesca. En el Capítulo 3 se valoraron en términos de captura, selectividad y composición, los efectos producidos sobre los macroinvertebrados por la instalación de los dispositivos reductores de la fauna acompañante del camarón en las redes de arrastre que operan en el Caribe de Colombia. Por último el capítulo 4, reúne las conclusiones de toda la investigación.

1.3 Bibliografía

Anónimo, 1992. Evaluación preliminar de la incidencia de la flota de arrastre camaronera sobre las poblaciones de tortugas marinas en el Caribe colombiano. Informe técnico. INPA. Cartagena. 19 p.

Arboleda, S. 1985. Evaluación de la Pesquería de Camarones en el Caribe Colombiano. Informe Técnico INDERENA. Cartagena, 17 p

Bergman, M. J. N., y Van Santbrink, J. W. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. – ICES Journal of Marine Science, 57: 1321–1331.

Engel, J., y Kvitek, R., 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary: Conservation Biology, 12, 1204-1214

García M. 1984. Efectos de la pesca de arrastre sobre la fauna acompañante del camarón. Comisión de pesca para el Atlántico Centro-Occidental (COPACO). Inderena, Bogotá, 16 p.

FAO. 1974. Forma y funcionamiento de la puerta de arrastre. Manuales de pesca, 87p.

Gislason H., y Sinclair, M. 2000. Ecosystem Effects of Fishing. ICES Journal of Marine Science, 57: 466–467.

Graham, N., 2003. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation Nordmore grid (grate). Fisheries Research, 59: 393-407.

Gubbay, S. & Knapman, P.A. 1999. A review of the effects of fishing within UK European marine sites. English Nature (UK Marine SACs Project), 134 pages.

Hall S. J. 1999. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Fish Biology and Aquatic Resources, series 1, 277pp.

Hall-Spencer, J.M. y Moore, P.G. 2000. Impact of scallop dredging on maerl grounds, in: Kaiser M., Ramsay K., Richardson C.A., Spence, F.E. y Brand A.R. 2000. The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Fishing News Books, : pp. 105-117

- Jennings, S., y Lancaster J., 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.*, 70, 459-475.
- Kaiser, M. J., y Spencer, B. E. 1996. The behavioural response of scavengers to beam-trawl disturbance. In *Aquatic Predators and Their Prey*, pp. 116–123. Ed. by S. P. R.
- Melo, T. 2003. Evaluación de Dispositivos de Reducción de Fauna Acompañante de Crustáceos Demersales Informe Final. N° 02 Universidad Católica de Valparaíso. Escuela de Ciencias del Mar.
- Myers, R. A. y Worm, B. 2003 Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280–283.
- Osorio, D. 1986. Estimaciones de las capturas de camarón y fauna acompañante en el Caribe norte de Colombia (Durante el 6 y el 12 de junio de 1986). Inderena, Cartagena, 45 p
- Trenkel, V.M., and Rochet, M.J., 2003. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 67-85.
- Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K., Cryer, M., Turner, S. J., Funnell, G. A., Budd, R. G., Milburn, C. J., y Wilkinson, M. R. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*, 8: 866–879.
- Thrush, S.F. y Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473
- Tuck, I., Hall, S.J., Robertson, M., Armstrong, E. y Basford, D.J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 227±242.
- Watling, L., y E. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12:1180–1197.
- Zúñiga H, Altamar J, y Majarrés, 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.

Capítulo 2

2. EFECTO DE LA PESCA DE ARRASTRE DE CAMARÓN SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS DE LA FAUNA ACOMPAÑANTE EN EL MAR CARIBE COLOMBIANO

2.1 Resumen

Debido a que en las últimas décadas se ha despertado un gran interés y conciencia global sobre el conocimiento, la conservación y preservación de los ecosistemas, y detener las prácticas que atentan contra la biodiversidad, se han realizado varios estudios sobre una de las prácticas que altera de forma significativa la biodiversidad, “la pesca de arrastre”, de la cual ya se han identificado varios efectos causados por este tipo de pesca, como los cambios en la diversidad de especies y el desbalance en la composición y abundancia de los ecosistemas, modificación de hábitat, pérdida de depredadores y resuspensión de sedimentos entre otros. En Colombia hasta la última década se han realizado trabajos sobre este tema; sin embargo no se ha determinado si existen perturbaciones en las comunidades de macroinvertebrados, los cuales aunque en su mayoría no son de importancia comercial, juegan un papel de gran importancia dentro del ecosistema, encontrándose cerca a la base de la red trófica. Por esta razón el presente estudio aborda tanto la caracterización y descripción de las comunidades de macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante del camarón, como el grado de perturbación que presenta esta pesquería en algunas zonas del Caribe colombiano. Para realizar este trabajo se realizaron embarques a bordo de la flota entre el año 2004 y 2005, donde se obtuvieron muestras las cuales se identificaron, cuantificaron, pesaron y midieron. Se analizaron por medio de un índice de valor de importancia (IVI), índices de diversidad como descriptores de los cambios en la comunidad, y curvas de abundancia y biomasa (ABC) para mirar el grado de perturbación dentro de estas comunidades. Como resultado se obtuvo un registro de 76 taxas con su debida clasificación taxonómica e importancia por cada zona. Se encontró que el grupo de mayor dominancia fue el de los crustáceos, seguido de los moluscos y los equinodermos. Se encontraron bajos valores de predominio de

especies y bajos valores de riqueza de especies teniendo en cuenta el aumento del esfuerzo pesquero en algunas zonas. Por último se encontró un alto grado de perturbación para todas las zonas, favoreciendo la ocurrencia de especies oportunistas como *Lupella forceps* (Fabricius, 1793) y *Portunus gibbesi* (Stimpson, 1859) y en detrimento de especies pertenecientes al grupo de los equinodermos, así como el registro de impacto sobre los grupos en los cuales se encuentran las especies biogénicas (corales y esponjas que son parte estructural de los fondos).

Palabras clave: Caribe colombiano, macroinvertebrados, fauna acompañante, pesca de arrastre de camarón, perturbación.

2.2 Introducción

Mundialmente, la pesca de arrastre es una de las pesquerías que despierta más interés investigativo debido a los efectos causados por este tipo de pesca: cambios en la diversidad de especies y procesos de ecosistemas, modificación de hábitat, pérdida de depredadores (Thrush y Dayton 2002, Myers y Worm 2003) y la resuspensión de material de fondo provocada por el arrastre continuo (Engel y Kvitek, 1998). Al operar en contacto directo con el suelo marino, las redes de arrastre y los aparejos que van unidos a ellas remueven ese sustrato, tal como un arado lo hace con la tierra, y arrastran diversos organismos marinos que viven sobre él (Watling y Norse, 1998). Al conjunto de aquellas especies que no son el blanco de la actividad pesquera se le denomina “bycatch”, fenómeno que a su vez lo componen la suma de la captura incidental y de la pesca de descarte (Hall, 1999).

Desde hace varias décadas se han venido realizando trabajos sobre el impacto de la pesca de arrastre de camarón sobre las especies que componen el “bycatch”, especialmente sobre los peces, ya que muchos tienen importancia comercial y su captura representa un valor económico, por lo que son considerados pesca incidental.

Las comunidades bentónicas y de los macroinvertebrados que también se capturan durante el arrastre, en su mayoría hacen parte del material descartado, el cual es devuelto al mar. Muchos de estos individuos mueren, llegan al fondo y son consumidos por pequeños carroñeros bentónicos como los portunidos (Hutchings, 2000), que encuentran buena oferta de alimento en áreas perturbadas por la actividad pesquera (Kaiser y Ramsay, 1997). Finalmente, pocas especies oportunistas epifaunales logran recuperarse y colonizar de nuevo el lecho marino (Hutchings, 2000).

Ecológicamente se ha demostrado que los arrastres afectan especies de gran tamaño y crecimiento lento (Kaiser y Spencer 1996; Thrush *et al.* 1998; Tuck *et al.* 1998; Bergman y Santbrink 2000; Gislason y Sinclair 2000; Hall-Spencer y Moore 2000; Kaiser *et al.* 2000) ya sea por extracción o por competencia, y favorecen el aumento de especies de cuerpos pequeños y rápido crecimiento (Gubbay y Knapman 1999; Kaiser *et al.* 2000; Jennings y Lancaster 2001). Lo anterior ha sido abordado usando descriptores de la comunidad como los índices de diversidad (riqueza, dominancia y diversidad) y análisis multivariado como clasificación y ordenación; estos últimos a pesar de detectar cambios en la estructura de la comunidad, no muestran si hay perturbaciones positivas o negativas. Otros descriptores frecuentemente usados son las curvas de abundancia y biomasa (ABC), las cuales comparan la dominancia en términos de abundancia con la dominancia en términos de biomasa (Yemane *et al.* 2004). Esta aproximación muestra cambios de las comunidades bentónicas en respuesta a las perturbaciones; además, permite evaluar la situación de la comunidad sin la necesidad un control (una zona sin perturbación por pesca) espacial o temporal con el que comparar el índice obtenido, debido a que la biomasa se compara con la abundancia para la misma hora y lugar (Clarke y Warwick, 1994).

Según Warwick y Clarke (2001) las curvas de abundancia y biomasa (ABC) son un buen indicador de áreas sometidas a perturbación. Gráficamente las zonas que son altamente perturbadas por la pesca de arrastre muestran curvas en la que la

abundancia se encuentra por encima de la biomasa. Sin embargo hay que considerar, como lo señala Godínez (2003), que existen perturbaciones naturales como las provocadas por la estacionalidad (cambios ambientales interanuales) o por los cambios espaciales como la batimetría. También se debe considerar si se están evaluando sitios que sean de agregación de juveniles (como zonas estuarinas o arrecifales), en donde su dominancia puede interpretarse equivocadamente como un indicador de perturbación.

Muchos de los trabajos sobre fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón se han realizado en el Mar del Norte (Kaiser 1998 y en Australia Hutchings, 2000). En América se han realizado algunos trabajos en la costa oeste de Norte América, en el golfo de California, en el golfo de México y en Costa Rica (Hixon y Tissot, 2007; Engel y Kvitek 1998; Godínez, 2003; Campos *et al.*, 1984). En el país se han realizado muy pocos trabajos, dentro de los que se cuenta el de Rojas (1983), quien inventarió la fauna asociada a la pesca de camarón en el Caribe colombiano. En la última década Rico y Rueda (2007) valoraron bioeconómicamente el cambio de tecnología en la redes de arrastre en el Pacífico de Colombia y en el Caribe colombiano Manjarres *et al.* (2008), García *et al.* (2008) y Duarte *et al.* (2006) han trabajado sobre el efecto de los dispositivos reductores de fauna acompañante en la pesca del camarón, y la variabilidad de capturas y estructura de tallas en camarones e íctiofauna. Sin embargo, no existen aproximaciones al efecto que tiene esta pesquería sobre los otros recursos, por lo que el presente trabajo se convierte en el primer análisis de perturbación de la pesca de arrastre de camarón sobre los macroinvertebrados en el Caribe colombiano.

El presente estudio buscó describir y caracterizar la comunidad de macroinvertebrados que hacen parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón, e inferir el grado de perturbación ocasionado por dicha pesquería a las comunidades anteriormente mencionados en las zonas del Caribe colombiano donde opera la flota.

2.3 Materiales y métodos

2.3.1 Composición y abundancia

Según la zonación propuesta por el Steer *et al.* (1997), el litoral Caribe de Colombia puede dividirse en 7 zonas. De acuerdo a Corpes (1992) y Díaz (1995), la zona 1 (desde Cabo Tiburón - Chocó hasta Punta Caribana - Antioquia) está dominada por fondos lodosos; la zona 2 (Punta Caribana – Antioquia a Bahía Cispatá - Córdoba) y desde la zona 3 (Costa de Bahía Cispatá - Bahía de Cartagena (Depto. de Bolívar)) Bahía Cispatá hasta la zona 6 límite de la Guajira, se presenta una mezcla entre fondos lodosos y arenosos, y por último la zona 7 desde la desembocadura del río Palomino hasta Castilletes se encuentra dominada por arenas y sedimentos de grano grueso con restos de material calcáreo y agregaciones de ostras y otros invertebrados (Borrero *et al.* 1996).

Se realizó el monitoreo de la flota colombiana de arrastre de camarón de aguas someras, la cual operó en las zonas 1, 2, 3 y 7 según la zonación propuesta por el Steer *et al.*, (1997) para el Caribe colombiano (Figura 2.1). Se hicieron muestreos mensuales desde julio de 2004 a junio de 2005, recolectando información tanto del esfuerzo como de la captura obtenida en cada faena. Cada barco de la flota opera con cuatro redes de las cuales se escogió una al azar y se estableció la composición por especie de la siguiente manera: se obtuvieron registros únicamente de peso de la captura objetivo (camarones comerciales de la familia Penaeidae); las especies de la fauna incidental (comerciales) se analizaron en su totalidad (talla-peso) y para analizar las especies de descarte (no comerciales) se submuestreo con el siguiente esquema: los ejemplares grandes y medianos (de todas las especies) se contaron y pesaron por separado y solo una fracción uniforme equivalente al 20% del resto de la captura se empleó para determinar la composición, abundancia, talla y peso por especie. La extrapolación de esta sub-muestra al total de la muestra, sumada a los

datos de los ejemplares medianos y grandes, arrojó los resultados totales de cada lance de pesca muestreado.

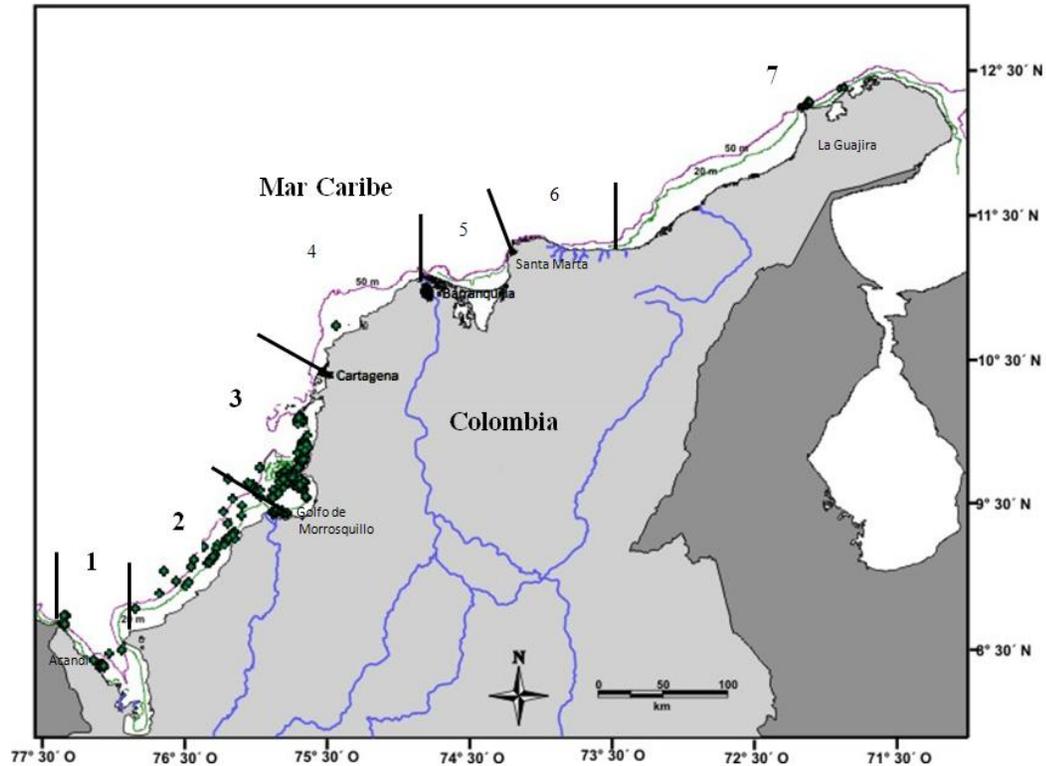


Figura 2.1. Puntos de muestreos (lances) en las cuatro zonas (1, 2, 3 y 7) en las que operó la flota camaronera durante los meses de julio de 2004 a junio de 2005. (Según la zonación para el Caribe colombiano propuesta por Steer *et al.* 1997).

Los macroinvertebrados de la fracción tomada al azar del desembarco total se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Se midieron y pesaron los individuos que estaban completos y los que no lo estaban se pesaron en conjunto. Los datos se organizaron en hojas de cálculo en el programa Microsoft Excel ® y fueron estandarizados por medio del índice de valor de importancia (IVI) que es un descriptor adimensional (Matteuci, 1982) y es utilizado en los análisis ecológicos, ya que se utilizan varios parámetros para mostrar la importancia de las especies en un lugar determinado (Teixeira y Sánchez, 2006). Para el presente estudio se tomaron los parámetros frecuencia de ocurrencia y la biomasa (W) en términos de captura por

unidad de esfuerzo (CPUE), realizando una variación los parámetros propuestos por Teixeira y Sánchez (2006).

Se utilizó la siguiente fórmula:

$$IVI = \% FO + \% W$$

Donde,

FO es la frecuencia de ocurrencia, y W la biomasa (CPUE en kg/h).

2.3.2 Análisis de diversidad

Para cada zona se determinaron los siguientes índices de diversidad: equitabilidad de Pielou (J'), la riqueza de Margalef (d), la diversidad de Shannon y Wiener (H') y el predominio de Simpson (λ), usando el paquete estadístico PRIMER versión 5.2.2 (Clarke y Gorley 2001).

2.3.3 Análisis espacial

Para explorar si existían diferencias significativas en las capturas de los macroinvertebrados de la flota camaronera dentro de las cuatro zonas (y teniendo en cuenta que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad) se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (que realiza comparación entre las medianas de las zonas). Esta misma prueba se utilizó para saber si existían diferencias en composición y abundancia, en tres estratos de profundidad (de 0-20 m, 20- 40 m y 40-65 m) previamente establecidos.

2.3.4 Análisis de similaridad

Se utilizó el análisis de escalamiento multidimensional (MDS) por medio del programa estadístico PRIMER v5.2.2 (Clarke y Gorley 2001) para determinar grupos

de similitud entre las zonas de pesca. Previamente, el IVI de cada especie de macroinvertebrados capturados se transformo con el $\text{Log } X + 1$ y se estimó el coeficiente de similaridad de Bray Curtis (Clarke y Warwick 1994).

2.3.5 Curvas de acumulación de especies

Se realizaron curvas de acumulación de especies por medio del programa estadístico PRIMER v5.2.2 (Clarke y Gorley 2001) utilizando el promedio sobre 999 permutaciones, en las que se representa el número de especies acumulado frente al esfuerzo de muestreo empleado (lances) para cada una de las zonas en las que operó la flota de arrastre de camarón, la cuales sirven para estandarizar las estimas de riqueza obtenidas en las distintas zonas (Jiménez y Hortal, 2003)

2.3.6 Curvas de comparación Abundancia Biomasa (ABC)

Para comparar el grado de perturbación de la comunidad de macroinvertebrados capturados con la pesca de arrastre en cada una de las zonas de pesca, se utilizó el método Comparación Abundancia Biomasa (ABC por sus siglas en ingles), que compara simultáneamente la dominancia en términos de abundancia con la dominancia en términos de biomasa (Warwick 1986, Warwick *et al.* 1987, Yemane *et al.* 2005). Se asume que en estado normal la comunidad está dominada por especies de crecimiento lento, tamaños grandes, maduración tardía y en equilibrio y por tanto la curva de biomasa está por encima de la curva de abundancia. Bajo una perturbación pesquera, dominan las especies de crecimiento rápido, tamaños pequeños, maduración temprana y oportunistas, haciendo que la curva de la biomasa esté por debajo de la curva de abundancia. El estadístico W representa el área de diferencia entre las dos curvas. Un valor negativo indica que la curva de la biomasa está por debajo de la curva de abundancia y sugiere una comunidad alterada (Warwick y Clarke 1994, Yemane *et al.* 2005). W se obtiene de la siguiente manera:

$$W = \sum_{i=1}^S (B_i - A_i) / [50(S - 1)]$$

(Warwick & Clarke 1994)

Donde, S describe el cambio en el número total de especies, A es la abundancia total en cada muestra i y B es la biomasa total en cada muestra i. Para este estudio la abundancia se expresó en CPUE (individuos por hora) y la biomasa en CPUE (kilogramos por hora).

2.4 Resultados

2.4.1 Composición y abundancia

Durante el periodo comprendido entre junio de 2004 y julio de 2005 se evaluaron 178 lances de la flota camaronera que opera en el Caribe colombiano. Solo se encontraron registros de operación en las zonas 1, 2, 3 y 7 (Tabla 2.1). La zona 3 fue la que presentó el mayor número de lances (106), distribuidos durante todo el año de muestreo exceptuando el mes de julio de 2004. Para la zona 7 solo se efectuaron lances durante los tres primeros meses de muestreo (julio a septiembre de 2004) con un total de 30 lances. En la zona 2 se realizaron 24 lances en los dos años de muestreo repartidos en cuatro meses diferentes, y por último en la zona 1 se presentaron 18 lances en los meses de noviembre de 2004 y febrero de 2005 (Tabla 2.1.).

Se obtuvieron en total tres phylums, siete clases, 15 órdenes, 45 familias y 76 especies, siendo las familias Portunidae y Calappidae las que tienen un mayor aporte con ocho y siete especies respectivamente (10,53 % y 9,21 %). Las especies que le siguen en orden de importancia pertenecen a las familias Pectinidae, con cuatro especies (5,26 %), Diogenidae, Inachoididae, Mithracidae, Parthenopidae y Muricidae con tres especies cada una (3,95 % cada una) y Penaeidae, Luidiidae, Echinasteridae, Conidae y Olividae con dos especies cada una (2,63 % cada una). Por último, las 32 familias restantes (42 %) (Figura 2.2) solo presentaron un representante para cada una de ellas (1,32 %). Aunque se obtuvieron restos de especies de los

phylums Cnidaria y Porifera que representaron $\pm 5\%$ del total de la CPUE kg/h, no se tuvieron en cuenta dentro de los análisis de la comunidad debido a la dificultad para su procesamiento e identificación hasta un nivel taxonómico más bajo.

Tabla 2.1. Número de lances de la flota camaronera que opera en el Caribe colombiano evaluados durante el comprendido entre junio 2004 y julio de 2005.

Año	Mes	Zona				Total mes
		1	2	3	7	
2004	Jul				6	6
	Ago			16	9	25
	Sep			16	15	31
	Oct		7	6		13
	Nov	13		2		15
	Dic			19		19
2005	Ene		7	10		17
	Feb	5	4	6		15
	Mar			5		5
	Abr			13		13
	May			10		10
	Jun		6	3		9
Total zona		18	24	106	30	178

Se encontraron cinco categorías dominantes para las cuatro zonas (sumatoria del IVI mayor al 30 %), donde la especie de mayor importancia fue *Lupella forceps* (Fabricius, 1793) seguida de las especies *Portunus gibbesi* (Stimpson, 1859), *Squilla* sp., *Xiphopenaeus Kroyeri* (Heller, 1862)/*farfantopenaeus notialis* (Pérez-Farfante, 1967) y *Loligo* sp., (Figura 2.3, Tabla 2.2). *Platylambrus granulata* (Kingsley, 1879) y *Oreaster reticulatus* (Linnaeus, 1758) fueron especies que ocurrieron exclusivamente en la zona 1, *Amygdalum sagittatum* (Rehder, 1934), *Arenaeus cribarius* (Lamarck, 1816), *Eucidaris tribuloides* (Lamarck, 1816), *Mithrax* sp., *Munida* sp., *Portunus spinimanus* (Blotched Swimming Crab), *Pteria* sp., y *Terebra* sp., se encontraron únicamente en la zona 3.

Por último en la zona 7 se presentó el mayor número de categorías exclusivas: *Ancilla* spp., *Arca zebra* (Swainson, 1833), *Architectonica nobilis* (Roding, 1798), *Astrophyton muricatum* (Lamarck, 1816), *Calappa nítida* (Holthuis, 1958), *Calappa ocellata* (Holthuis, 1958), *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), *Distorsio* sp., *Hepatus* sp., *Ostrea* sp., *Paguristes* sp., *Pagurus longimanus* (Wass, 1963), *Phenacovolva* sp., y *Polystira* sp. (Tabla 2.2).

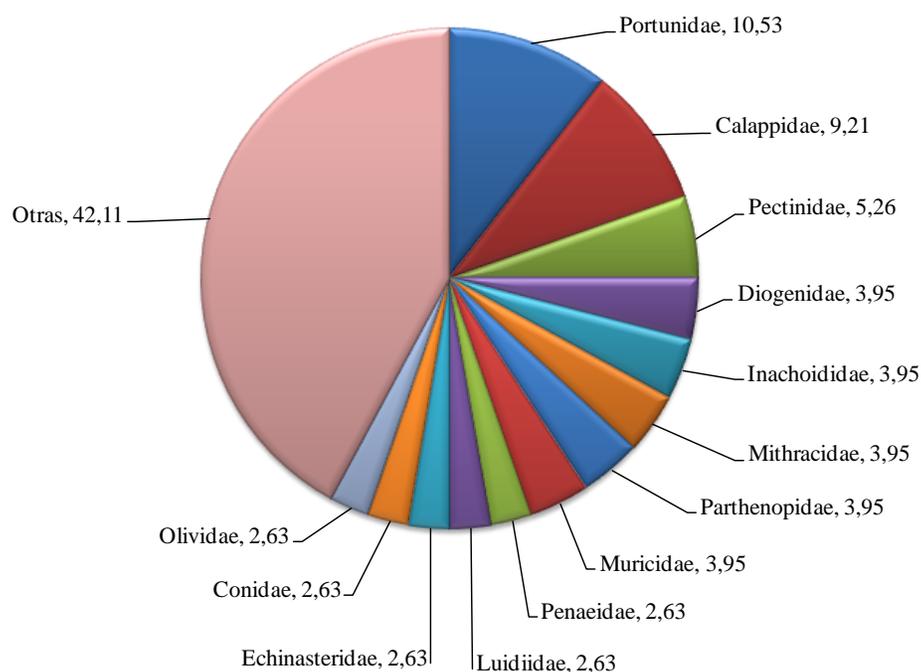


Figura 2.2. Porcentaje de contribución de especies por familia, de los invertebrados que hacen parte de la fauna acompañante de la pesca de camarón.

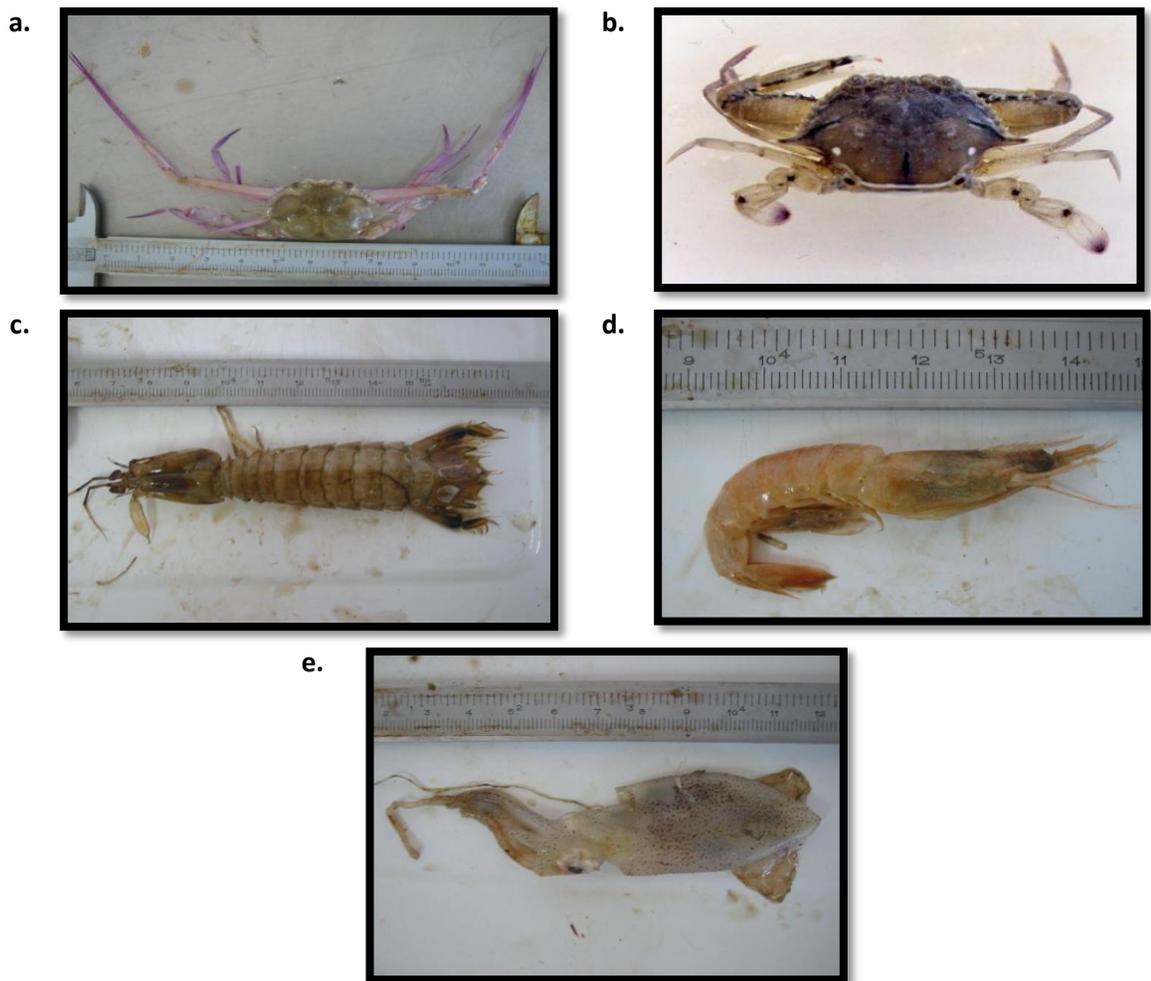


Figura 2.3. Categorías de mayor índice de valor de importancia (IVI) para las cuatro zonas: a. *Lupela forceps*, b. *Portunus gibbesi*, c. *Squilla* sp., d. *Xiphopenaeus kroyeri/farfantopenaeus notialis* y e. *Loligo* sp.

Tabla 2.2. Clasificación taxonómica e índice de valor de importancia (IVI) para los invertebrados que hacen parte de la pesca acompañante de arrastre de camarón en el Caribe colombiano.

Especie	IVI				Especie	IVI			
	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 7		Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 7
Arthropoda					Penaeidae				
Malacostraca					<i>Panopeus spp.</i>			4,84	6,68
Decapoda					<i>X. Kroyeri/F. notialis</i>	106,69	72,30	103,67	92,81
Calappidae					Porcellanidae				
<i>Calappa nitida</i>				6,75	<i>Porcellana sp.</i>		4,17	7,55	23,34
<i>Calappa ocellata</i>				3,35	Portunidae				
<i>Calappa spp.</i>		19,29	35,36		<i>Arenaeus cribarius</i>			0,96	
<i>Calappa sulcata</i>	28,33		0,94	70,53	<i>Callinectes sapidus</i>				10,20
<i>Hepatus gronovii</i>		12,92	1,93	13,43	<i>Callinectes spp.</i>	24,13	50,33	50,00	6,75
<i>Hepatus pudibundus</i>	18,11	26,51	12,73	34,33	<i>Lupella forceps</i>	140,15	97,66	139,29	120,51
<i>Hepatus sp.</i>				3,36	<i>Portunus gibbesi</i>	112,37	73,87	96,33	120,51
Diogenidae					<i>Portunus spinicarpus</i>	48,68	17,61	25,12	
<i>Dardanus fucosus</i>			1,91	26,90	<i>Portunus spinimanus</i>				4,14
<i>Paguristes spp.</i>				26,90	<i>Portunus ventralis</i>	11,55		4,83	
<i>Petrochirus diogenes</i>	5,58		0,96	72,18	Pseudorhombilidae				
Galatheidae					<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	22,43	12,58	9,48	3,35
<i>Munida sp.</i>			0,94		Raninidae				
Goneplacidae					<i>Raninoides loevis</i>		4,18	2,84	3,33
<i>Nancyplax vossi</i>			0,99	10,01	Scyllaridae				
Inachoididae					<i>Scyllarus planorbis</i>	5,56		8,49	30,08
<i>Anasimus latus</i>	55,81	4,18	26,55	53,59	Sycioniidae				
<i>Iliacantha liodactylus</i>	74,27	46,48	52,33	61,07	<i>Sicyonia typica</i>	75,04	55,58	81,16	46,77
<i>Persephona punctata punctata</i>	50,89	37,78	55,33		Xanthidae				
Mithracidae					<i>Pilumnus sayi</i>			11,34	26,70
<i>Mithrax sp.</i>			1,00		Stomatopoda				
<i>Stenocionops furcata coelata</i>	6,37		0,95	37,24	Squillidae				
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	11,12		10,38	30,03	<i>Squilla sp.</i>	99,32	75,83	99,92	81,04
Paguridae					Echinodermata				
<i>Pagurus longimanus</i>				20,02	Asteroidea				
Palinuridae					Paxillosida				
<i>Panulirus argus</i>		4,23	4,97	3,43	Astropectinidae				
Parthenopidae					<i>Astropecten sp.</i>		51,43	57,87	
<i>Leiolambrus nitidus</i>	5,56	29,26	21,74	53,56	Luidiidae				
<i>Parthenope (Platylambrus) serrata</i>	22,26		4,73	36,75	<i>Luidia clathrata</i>	88,91	12,72	39,53	7,64
<i>Platylambrus granulata</i>	5,58				<i>Luidia senegalensis</i>	18,02	25,38	20,45	6,96

Continuación Tabla 2.2. Clasificación taxonómica e índice de valor de importancia (IVI) para los invertebrados que hacen parte de la pesca acompañante de arrastre de camarón en el Caribe colombiano.

Especie	IVI				Especie	IVI			
	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 7		Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 7
Spinulosida					Cephalopoda				
Echinasteridae					Teuthoidea				
<i>Echinaster (Othilia) serpentarius</i>	11,26	12,55	18,04	3,33	Loliginidae				
<i>Echinaster sp.</i>	5,56		12,34	3,34	<i>Loligo sp.</i>	92,03	97,86	95,86	96,32
Valvatida					Gastropoda				
Oriasteridae					Mesogastropoda				
<i>Oreaster reticulatus</i>	11,38				Architectonicidae				
Echinoidea					<i>Architectonica nobilis</i>				6,69
Cidaroida					Cassidae				
Cidaridae					<i>Phalium granulatum</i>			3,02	6,69
<i>Eucidaris tribuloides</i>			0,95		Ovulidae				
Ophiuroidea					<i>Phenacovolva sp.</i>				13,34
Phrynophiurida					Tonnidae				
Gorgonocephalidae					<i>Tonna galea</i>			3,87	6,84
<i>Astrophyton muricatum</i>				55,68	Neogastropoda				
Mollusca					Conidae				
Bivalvia					<i>Conus spp.</i>		4,34	12,42	13,38
Arcoidea					<i>Conus spurius lorenzianus</i>	5,64		0,95	
Arcidae					Fascioliariidae				
<i>Arca zebra</i>				3,35	<i>Fasciolaria tulipa</i>	5,64		3,86	3,40
Mytiloidea					Muricidae				
Mytilidae					<i>Laevityphis bullisi</i>	5,56		3,80	
<i>Amygdalum sagittatum</i>			0,94		<i>Murex olssoni</i>			0,95	6,70
Pterioidea					<i>Murex sp.</i>	5,58	4,18	5,67	
Ostreidae					Olividae				
<i>Ostrea spp.</i>				13,38	<i>Ancilla sp.</i>				6,71
Pectinidae					<i>Oliva sp.</i>		4,22	0,94	6,70
<i>Aequipecten lineolaris</i>	44,80	25,12	40,12	76,31	Strombidae				
<i>Amusium spp.</i>			0,95	10,02	<i>Strombus pugilis</i>			3,39	12,60
<i>Argopecten spp.</i>			5,80	57,87	Terebridae				
<i>Euvola ziczac</i>	68,59	12,87	46,02	20,14	<i>Terebra sp.</i>			0,96	
Pteriidae					Turbinellidae				
<i>Pteria sp.</i>			0,95		<i>Turbinella sp.</i>			1,00	23,20
Veneroidea					Turridae				
Cardiidae					<i>Polystira sp.</i>				30,32
<i>Laevicardium laevigatum</i>	46,01	12,89	69,56		Neotaenioglossa				
Veneridae					Personidae				
<i>Circomphalus sp.</i>	5,69		2,88		<i>Distorsio sp.</i>				30,25

2.4.2 Índices de diversidad

La zona 7 presentó el mayor valor de diversidad ($H' = 3,56$), seguido de la zona 3 que presentó la mayor riqueza ($d = 8,20$) y el mayor número de especies ($S = 60$). Las zonas 1 y 2 mostraron los menores en número de individuos, riqueza y diversidad ($S = 35$ y 29 , $d = 4,72$ y $4,11$, $H' = 3,10$ y $2,98$, respectivamente). Para todas las zonas se tuvieron valores bajos de predominio (λ) y altos de equitabilidad (J') (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Índices de diversidad de las comunidades de macroinvertebrados que hace parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón dentro de las zonas 1, 2, 3 y 7 en el Caribe colombiano ($S = N^{\circ}$ de especies, $d =$ la riqueza de Margalef, $J' =$ equitabilidad de Pielou, $H' =$ la diversidad de Shannon y Wiener y $\lambda =$ el predominio de Simpson).

Zona	<i>S</i>	<i>d</i>	<i>J'</i>	<i>H'</i> (loge)	<i>1-λ</i>
1	35	4,72	0,87	3,10	0,94
2	29	4,11	0,88	2,98	0,93
3	60	8,20	0,80	3,27	0,95
7	56	7,42	0,88	3,56	0,96

2.4.3 Análisis espacial

Se obtuvo un p-valor de 0,0009 en la prueba de Kruskal Wallis indicando con un nivel de confianza del 95,0 % que existían diferencias significativas en las capturas de los macroinvertebrados de fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón entre las zonas donde operó la flota, especialmente entre la zona 3 y las demás zonas (Figura 2.4).

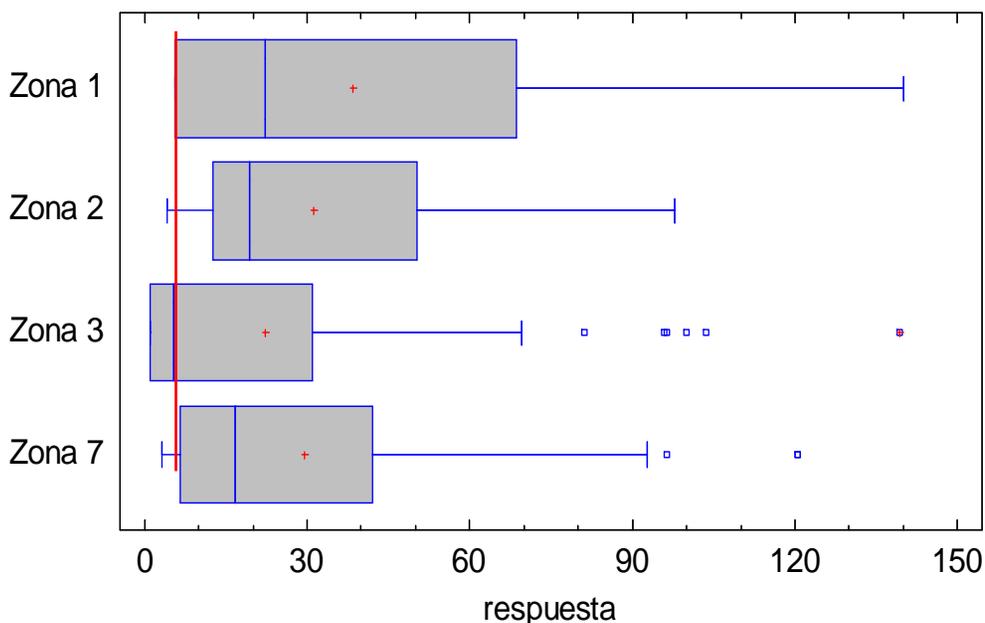


Figura 2.4. Diagrama de cajas y bigotes donde se comparan las medianas en términos de abundancia, de las comunidades de macroinvertebrados que hace parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre de camarón. (Las cajas indican la dispersión de los datos, la barra indica la mediana, la cruz en rojo muestra el promedio y la línea rojo muestras en cuales de ella se presentaron diferencias).

Al analizar los datos por estrato de profundidad (0-20, 20- 40 y 40-65 m), se puede afirmar con un nivel de confianza del 95 %, que no existe diferencias significativas para ninguna zona en cuanto a la composición y abundancia de los macroinvertebrados se refiere (p valores: Zona 1 = 0,697911, Zona 2 = 0,641568, Zona 3 = 0,120469 y Zona 7 = 0,11478).

2.4.4 Análisis de clasificación

El resultado del análisis de clasificación muestra que hay una alta afinidad entre todas las estaciones. Sin embargo las zonas que presentan una mayor agrupación en composición y abundancia son la 2 y la 3 (75 %), y la zona 1 con los anteriores (> 70 %). La zona 7 fue la que presentó un menor porcentaje de similaridad (55%) (Figura 2.5).

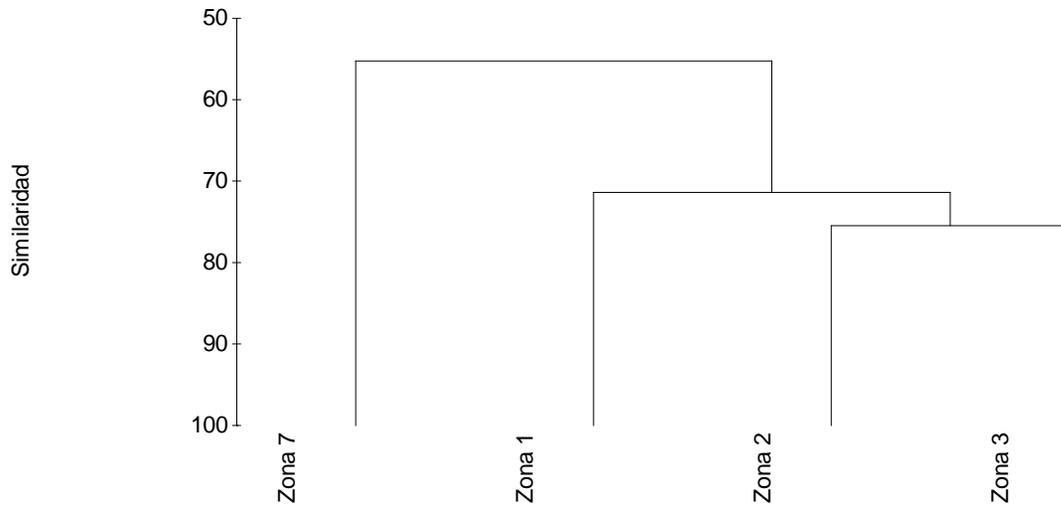


Figura 2.5. Dendrograma obtenido a partir del análisis de clasificación de las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005, usando el índice de similitud de Bray Curtis.

2.4.5 Análisis de Ordenación

El análisis de ordenación (MDS) de las zonas muestreadas confirma lo encontrado en los análisis de clasificación (Figura 2.6). Además se muestran las cinco especies con mayor IVI dentro de las zonas: *Lupella forceps* es de mayor importancia en las zonas 1, 3 y 7 que en la zona 2; igual comportamiento presenta *Xiphopenaeus kroyeri*/*Farfantepenaeus notialis* y *Squilla* sp.; *Portunus gibbesi* es más importante en las zonas 7 y 1 y disminuye en las zonas 3 y 2. Por ultimo *Loligo* sp., es la categoría más importante para la zona 2 y con valores similares para las zonas 7, 3 y 1 respectivamente (Figura 2.6).

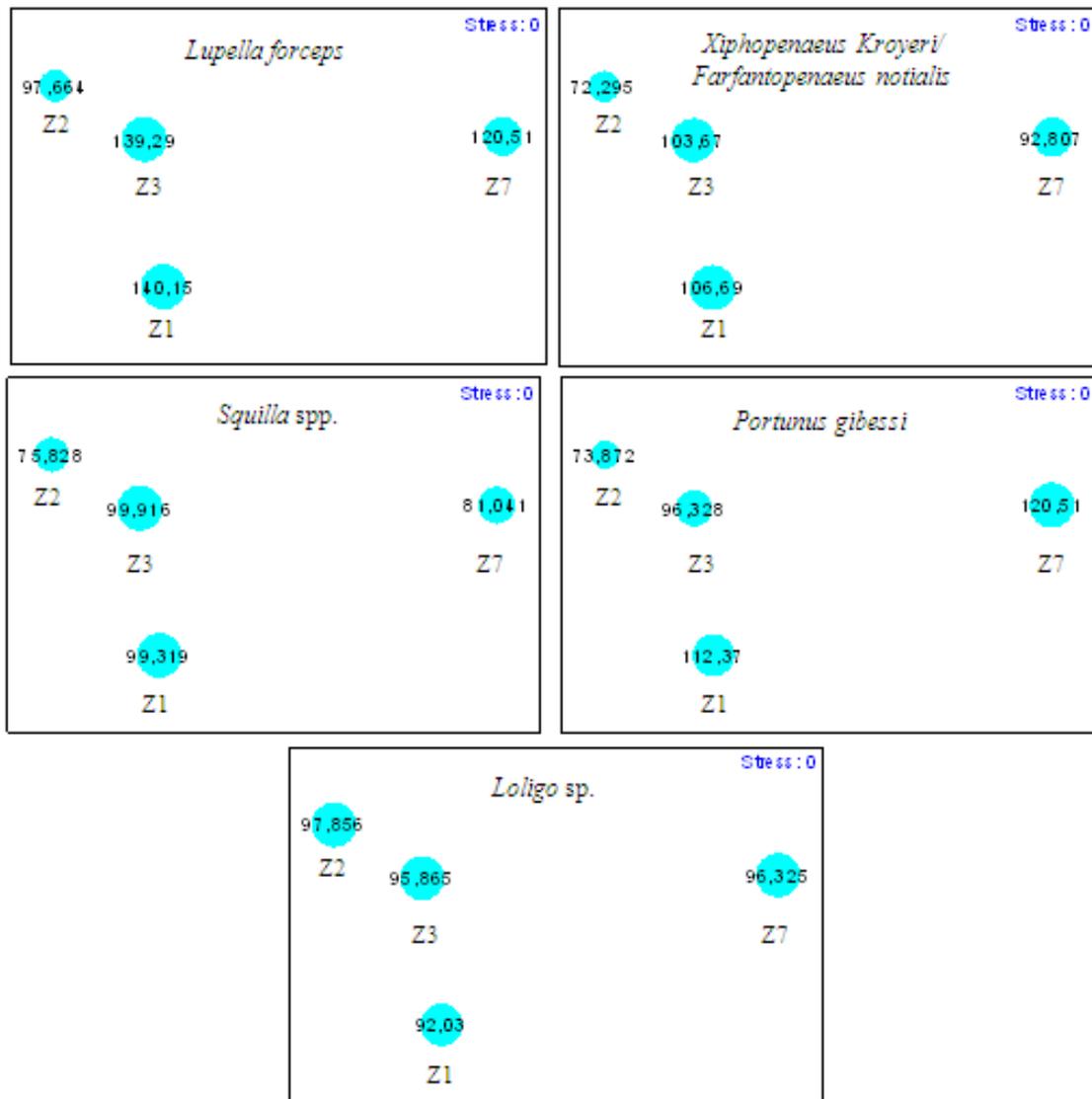


Figura 2.6. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) para las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005, indicando las cinco categorías de mayor importancia que tienen en común.

2.4.6 Curvas de acumulación de especies

Las curvas de acumulación de especies para las zonas 1 y 2 no se alcanzan a estabilizar debido a que tienen un número bajo de lances, lo cual es más notorio en el primer caso. Para las zonas 3 y 7 se observa una tendencia de la curva a estabilizarse. Sin embargo es de anotar que la zona 7 presenta un número mucho menor de lances que la zona 3 (Figura

2.7). Al comparar la riqueza de especies teniendo en cuenta el mismo esfuerzo (18 lances), la zona 7 es la que tiene un mayor número de especies (50), seguida de la zona 3 y 1 (con 49 y 35 especies respectivamente). Por último se encuentra la zona 2 con 27 especies.

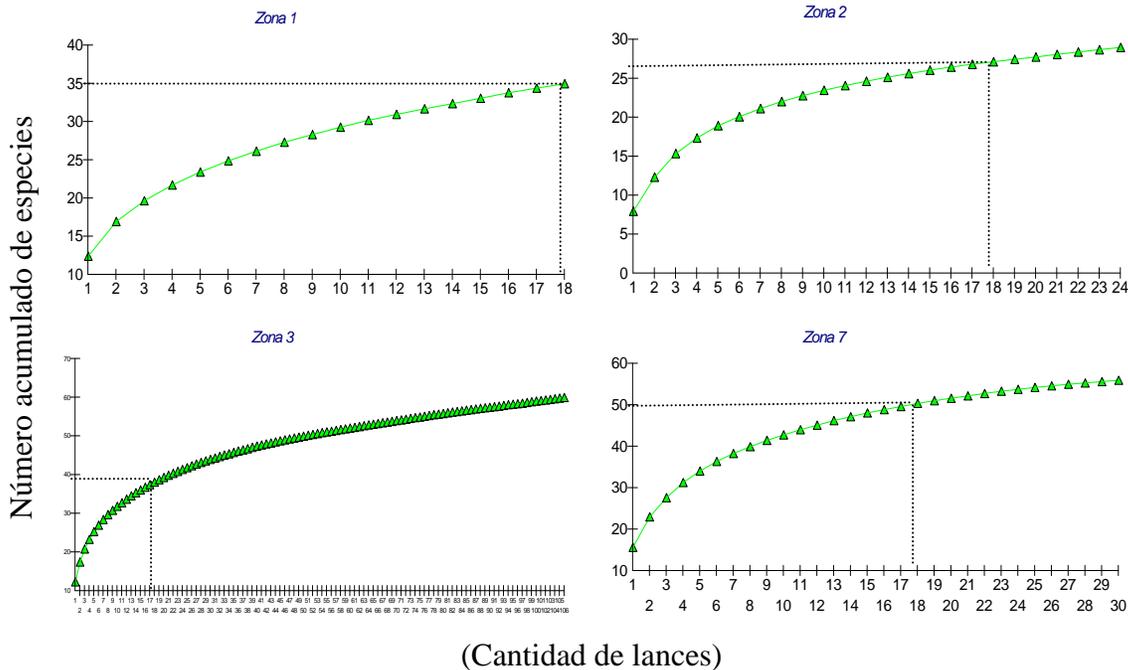


Figura 2.7. Curvas de acumulación de especies de las cuatro zonas en las que operó la flota camaronera durante los años 2004 y 2005.

2.4.7 Curvas de abundancia y biomasa (ABC)

Las cuatro zonas presentaron curvas en las cuales la abundancia estuvo por encima de la biomasa (Figura 2.8). Las zonas 2 y 3 presentaron curvas muy similares las cuales se acercan en el origen y los primeros rangos de especies, pero luego se separan un poco más, lo cual se interpreta como una alta perturbación. Esto se confirma con un estadístico W negativo para los dos casos ($W = -0,036$ y $W = -0,035$ respectivamente). Para la zona 1 las dos curvas tiene el mismo origen, se entrelazan en los primeros puntos pero a medida que aumenta el rango de especies la abundancia sobrepasa la biomasa, comportamiento que se podría describir de perturbación moderada a alta ($W = -0,039$). Por último la zona 7 presenta una marcada separación entre las curvas (abundancia sobre la biomasa) mostrando

el mayor valor negativo para el estadístico ($W = -0,061$) y por tanto la más alta perturbación.

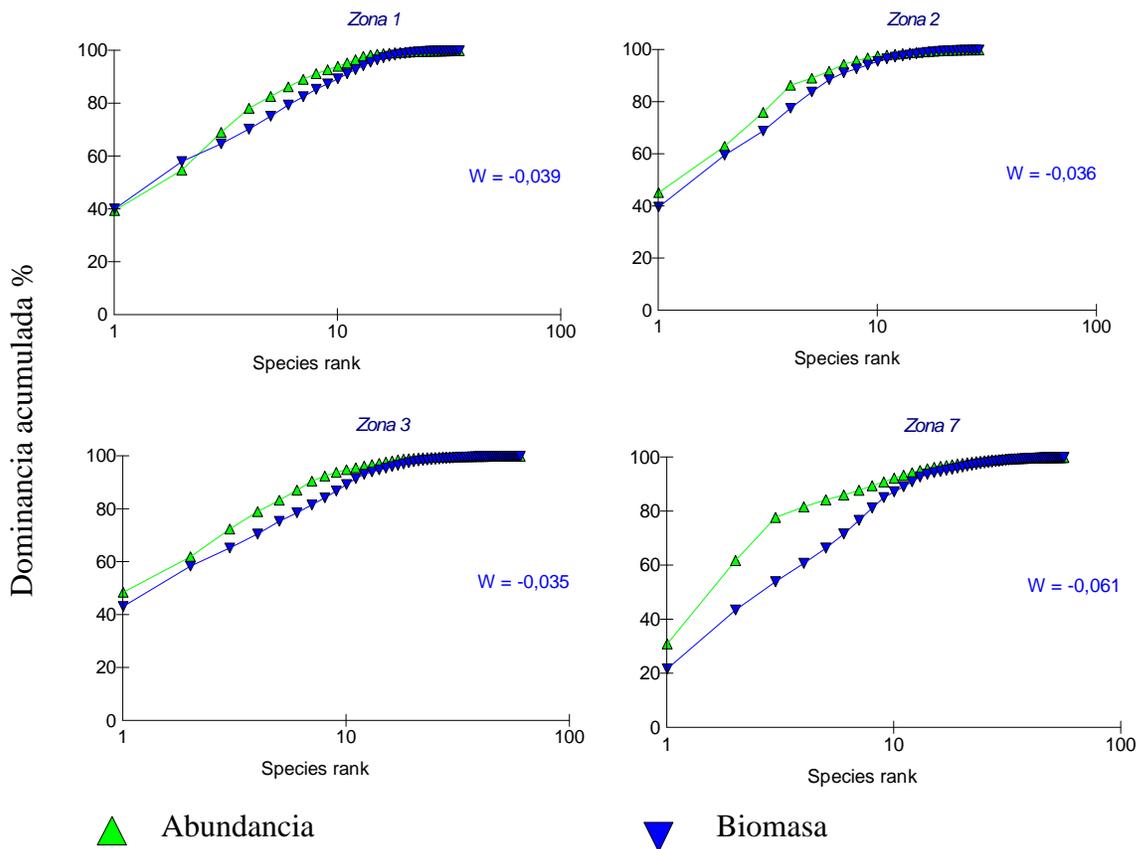


Figura 2.8. Curvas de abundancia y biomasa (ABC) para cada una de las zonas del Caribe colombiano donde operó la flota camaronera entre los años 2004 y el 2005.

2.5 Discusión de Resultados

Es importante resaltar que la diferencia entre el tamaños de la muestra entre cada una de las zonas está dada por la operación de la flota de arrastre camaronero, la cual presentó los puertos bases de operación entre Tolú y Cartagena, por lo cual logística y económicamente era más viable realizar las faenas dentro de la Zona 3, donde se encontró la mayor cantidad de esfuerzo. Siendo la Zona 7 la más alejada de los puertos de operación y por consiguiente

la que requiere de una mayor inversión económica por parte de la flota, es importante mencionar que fue la que presentó el mayor índice de diversidad por lo cual se podría inferir que es una zona de alto rendimiento para la pesca.

Los valores bajos de predominio y altos de equitabilidad son la causa de valores altos de diversidad, así como la riqueza de especies, donde se tiene en cuenta tanto el número de especies como el número de individuos (Clarke y Warwick 1994), y a los cuales se debe que las zonas 7 y 3 sean las que presentan una mayor diversidad y por lo tanto sean los sitios en donde hay un mayor esfuerzo de la flota de arrastre de camarón en el Caribe colombiano.

Para el caso de las zonas 1 y 2 el menor esfuerzo presentado en número de lances indica que son zonas de un menor rendimiento para la pesca, y esto puede estar dado por el tipo de substrato del fondo encontrado dentro de estas áreas en cual según Steer *et al.* (1997) presenta partículas de fondo de tamaños más finos.

Las comunidades de macroinvertebrados están expuestas a perturbaciones tanto de origen natural como de origen antrópico; según Kaiser *et al.* (2002) y Godinez (2003) las primeras se dan por cambios estacionales en la escala temporal. En ambientes tropicales, estas perturbaciones pueden darse por aportes de materia orgánica por la entrada de grandes afluentes al mar, como es el caso de la Zona 3, la cual se encuentra influenciada por aportes del río Sinú y del Canal de Dique principalmente, y en la Zona 7 por los eventos de surgencia. En este estudio se presenta una primera aproximación a las perturbaciones generadas por causa antrópica dentro de las zonas mencionadas, sin embargo es necesario profundizar en el estudio a nivel temporal, teniendo en cuenta las posibles perturbaciones naturales que puedan influir dentro del área de estudio.

En una escala espacial los individuos responden y se distribuyen de acuerdo a los cambios de profundidad, sin embargo en el presente estudio no se presentó un gradiente amplio debido a que la flota opera dentro de la plataforma continental en zonas someras que no sobrepasaron los 65 metros de profundidad y al estratificarlos no se presentaron diferencias significativas. Esto concuerda con lo reportado por Navas *et al.* (2010), quienes reportan

similitudes para las comunidades de fauna de la plataforma del Caribe colombiano formando un primer conglomerado entre los 0 y 35 metros, y un segundo nivel después de los 60 metros. Por tales motivos se podría descartar la posibilidad que la profundidad sea una perturbación natural que influya dentro de las comunidades asociadas a la pesca de arrastre del camarón.

Dentro de las perturbaciones antrópicas de mayor impacto en el medio, se encuentra la pesca de arrastre, la cual tiene efectos físicos en los fondos marinos como la alteración de la superficie y la topografía, la resuspensión de sedimentos y la remoción de especies biogénicas de gran importancia para los ecosistemas (Godínez 2003, Kaiser *et al.* 2002, Thrush y Dayton 2002, Jennings y Lancaster 2001 y Jennings *et al.* 1999). Para el presente estudio dentro de los macroinvertebrados impactados por la pesca de arrastre se reporta la presencia de los phylums Cnidaria y Porifera (especies biogénicas) con un porcentaje dentro de la CPUE kg/h relativamente bajo. Sin embargo, la estimación de la biomasa que realmente es afectada por el arrastre puede estar sesgada, ya que se puede presentar pérdida de material tanto en la operación con las redes en el agua, como en la separación de la fauna de descarte en la operación de la flota camaronera.

Otro grupo bioindicador de la intensidad de la perturbación son los equinodermos, los cuales tienden a decrecer en abundancia y riqueza de especies ante una alta perturbación por pesca (Godínez, 2003). Para el presente estudio, solo se identificaron nueve especies de equinodermos, y dentro de estos solo dos (*Luidia clathrata* y *Astropecten* sp.) presentaron valores de importancia significativos, demostrando el impacto que tiene la pesca de arrastre en todas las zonas.

Por otro lado, ante una perturbación por pesca las especies carroñeras tienden a aumentar en número, siendo en la mayoría de los estudios el grupo de mayor dominancia (Kaiser y Ramsay 1997, Gubbay y Knapman 1999, Kaiser *et al.* 2000, Hutchings 2000, Jennings y Lancaster 2001, Godínez 2003). En el presente estudio los crustáceos decápodos (en su mayoría carroñeros oportunistas) fueron el grupo dominante; se encontraron 17 familias de

las 81 reportadas en Colombia (Campos *et al.* 2010) y para todas las zonas *Lupela forceps* y *Portunus gibbesi* fueron dos de las cinco categorías con mayor IVI.

Las agrupaciones encontradas dentro de los análisis de clasificación y ordenación entre las zonas estuvieron dadas por las especies *Lupella forceps*, *Portunus gibbesi*, *Squilla* sp, *Loligo* sp. y *Xiphopeneus kroyeri/farfantopenaeus notialis*. Siendo las dos primeras especies oportunistas las que según los autores dominan (Kaiser y Ramsay 1997, Kaiser *et al.* 2000 y Godínez 2003) dentro de las zonas que presentan algún grado de perturbación por pesca.

Las curvas de abundancia y biomasa mostraron un alto grado de perturbación en las cuatro zonas en las cuales operó la flota de arrastre camaronero, ya que la abundancia estuvo siempre por encima de la biomasa, lo cual es típico de comunidades donde las formas pequeñas "oportunistas" son muy abundantes (Clarke y Warwick 1994). Según Yemane *et al.* (2005), el método ABC proporciona una guía útil que se basa en un enfoque ecosistémico para el manejo de las pesquerías, y su aplicabilidad en el Caribe colombiano es de gran importancia, ya que no existen trabajos encaminados a la medición de los impactos generados por la pesca de arrastre, siendo el presente estudio el primer aporte al conocimiento de este tema en esta región.

2.6 Bibliografía

Bergman, M. J. N., y Van Santbrink, J. W. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. – ICES Journal of Marine Science, 57: 1321–1331.

Borrero, F. J., J. M. Díaz y A. Seczón. 1996. Las ostras perlíferas (Bivalvia - Pteriidae) en el Caribe colombiano. Historia de su explotación, Ecología y Perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales, 1: 1-56.

Campos A., Burgos B., y Gamboa C. 1984. Effect of shrimp trawling on the commercial ichthyofauna of the Gulf of Nicoya, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 32 (2): 203 – 207.

Campos N., Rodríguez-Salcedo N. y Bermúdez A. 2010. Crustáceos decápodos del Caribe colombiano. Pp 228 - 253. En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588

Clarke K.R. y Gorley, R.N. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial PRIMER-E Plymouth. 91 pp.

Clarke K.R. y Warwick R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth; Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.

CORPES. 1992. El Caribe colombiano realidad ambiental y desarrollo. Editorial CORPES Costa Atlántica, Santafé de Bogotá, 275 p.

Díaz, J. M. 1995. Zoogeography of Marine Gastropods in the Southern Caribbean: A new Look at Provinciality. Caribbean Journal of Science, 31(1/2):104-121.

Duarte, L. O., Gómez-Canchong P., Manjarrés, L. M., García B. C., Escobar, D. F., Altamar, J., Viaña, E. J., Tejada, K., Sánchez, J. y Cuello, 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., Valparaíso, 34(1): 2V3

Engel, J., y Kvitek, R., 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary: Conservation Biology, 12, 1204-1214.

García, C.B., Pérez, D., Duarte, L.O., y Manjarres, L. 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 3(3): 275-281 ISSN 1809-9009

Gislason H., y Sinclair, M. 2000. Ecosystem Effects of Fishing. ICES Journal of Marine Science, 57: 466-467.

Godínez-Domínguez E. 2003. Ecología de las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos del pacífico central mexicano. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología Universidade da Coruña.

Gubbay, S. y Knapman, P.A. 1999. A review of the effects of fishing within UK European marine sites. English Nature (UK Marine SACs Project), 134 pages.

Hall S. J. 1999. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Fish Biology and Aquatic Resources, series 1, 277pp.

Hall-Spencer, J.M. y Moore, P.G. 2000. Impact of scallop dredging on maerl grounds, in: Kaiser M., Ramsay K., Richardson C.A., Spence, F.E. y Brand A.R. 2000. The effects of

fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Fishing News Books, : pp. 105-117

Hixon, M. y Tissot, B. 2007. Comparison of trawled vs untrawled mud seafloor assemblages of fishes and macroinvertebrates at Coquille Bank , Oregon. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 344. 23-24

Hutchings, P. 2000. Review of the effects of trawling on Macrobenthic Epifaunal communities. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41 (1) 111 - 120

Jennings, S., y Lancaster J., 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.*, 70, 459-475.

Jennings, S., J. Alvsvald, A.J.R. Cotter, S. Ehrich, S.P.R. Greenstreet, A. Jarre Teichmann, N. Mergardt, A.D. Rijnsdorp, O. Smedstad Dinmore, T., Duplisea, D., y Warr, K. 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. III. International trawling effort in the North Sea: an analysis of spatial and temporal trends. *Fisheries Research* 40 125±134

Jiménez-Valverde A. y Hortal J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. Vol. 8, 31-XII-2003. 151 – 161

Kaiser, M. J., y Spencer, B. E. 1996. The behavioural response of scavengers to beam-trawl disturbance. In *Aquatic Predators and Their Prey*, pp. 116–123. Ed. by S. P. R. Greenstreet, and M. L. Tasker. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England, UK.

Kaiser, M. J., Collie S. J., Hall, J.S., Jennings, S. y Poiner, R .I. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 2002, 3, 1-24

Kaiser, M., Ramsay, K., Richardson C.A., Spence, F.E. y Brand A.R. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69: 494-503

Kaiser, M.J. y Ramsay, K. 1997. Opportunistic feeding by dabs within areas of trawl disturbance: possible implications for increased survival. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 307±310.

Kaiser, M.J. 1998. Significance of bottom fishing disturbance. *Conservation Biology*, 12, 1230–1235.

Manjarres, L., Duarte, L.O., Altamar, J., Escobar, J., García, C., Cuello, F., Viaña, J.E., Tejada, K. y Sanchez, J. 2008. Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca

acompañante en la pesquería del camarón del Mar Caribe de Colombia. *Ciencias Marinas* 34(2): 223-238 ISSN 0185-3880

Myers, R. A. y Worm, B. 2003 Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280–283.

Navas, G., Vides, M. y Díaz, M. 2010. Ensamblajes faunísticos de la plataforma y talud superior del mar Caribe colombiano. Pp 354 - 390. En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588

Rico-Mejía, F. y Rueda, M. 2007. Evaluación experimental bioeconómica de cambios en la tecnología de captura de camarón con redes de arrastre en aguas someras del pacífico colombiano. *Bol. Invemar* vol.36 no.1

Rojas R. 1983. Naturaleza de los fondos y fauna asociada a los camarones: *Penaeus (melicertus) duorarum notialis* Perez Fartante, 1967 y *P. (litopenaeus) schmitti burkenroad*, 1936 del Caribe colombiano. *Caribbean Journal of Science* 19(1-2).

Steer, R., Arias-Isaza F., Ramos A., Sierra-Correa P., Alonso D., Ocampo P. 1997. Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento Integrado de las Zonas Costeras Colombianas. Documento de consultoría para el Ministerio del Medio Ambiente. Serie publicaciones especiales No.6 xxx p.

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K., Cryer, M., Turner, S. J., Funnell, G. A., Budd, R. G., Milburn, C. J., y Wilkinson, M. R. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*, 8: 866–879.

Thrush, S.F. y Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473

Tuck, I., Hall, S.J., Robertson, M., Armstrong, E. y Basford, D.J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 227±242.

Warwick R. M, y Clarke, K.R . 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 39:207–231

Warwick R.; M, Pearson, y T.H., Ruswahyuni. 1987. Detecting pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method *Mar. Biol.* 95: 193 – 200

Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557e562.

Warwick, R. M., and Clarke, K. R. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118: 739e744.

Watling, L., y E. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12:1180–1197.

Yemane, D., Field, J. G., y Leslie, R. W. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374e379.

Yemane, D. J., Field, G., Griffiths H. M. 2004. Effects of fishing on the size and dominance structure of linefish of the Cape region, South Africa. *African Journal of Marine Science*. 26, (1), 161 - 177

Capítulo 3

Este capítulo se publicó en la revista **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** (2008) 3(3): 275-281.

3. EXPERIMENTAL RESULTS WITH A REDUCING DEVICE FOR JUVENILE FISHES IN A TROPICAL SHRIMP FISHERY: IMPACT ON THE INVERTEBRATE BYCATCH

3.1 Resumen

Se evaluó el impacto sobre la fracción de la pesca acompañante correspondiente a los invertebrados con la introducción experimental de un reductor de juveniles de peces en la pesca de arrastre de camarones en el Caribe colombiano. Cuatro configuraciones en las redes fueron evaluadas: sin dispositivos, solo dispositivo exclusor de tortugas, solo dispositivo exclusor de juveniles de peces, ambos dispositivos incorporados a la red. Esta última configuración resulto en la CPUE más baja para los invertebrados, pero el exclusor de tortugas mostró igualmente buen desempeño. La respuesta a las configuraciones en CPUE y tamaño medio de categorías taxonómicas seleccionadas de invertebrados fue distintiva pero sin patrón definido. Se plantea la tesis de que en todo estudio sobre la fauna acompañante de la pesca del camarón se debe hacer reporte completo de los invertebrados, aun cuando los dispositivos reductores raramente los tienen como objetivo.

Palabras clave: Dispositivos reductores de peces, invertebrados tropicales, Colombia, mar Caribe.

3.2 Introduction

Shrimp trawling not only impacts habitat structure and ecosystem functioning (Watling & Norse 1998, Thrush & Dayton 2002) but it also produces the highest amounts of bycatch (Alverson *et al.* 1994, Hall 1999) which leads to high accounted and unaccounted fishing mortality (Broadhurst *et al.* 2006). Shrimp trawling bycatch is made of non commercial fishes, commercial undersized fishes and invertebrates, some of them of commercial value. Although the invertebrate fraction represent a significant part of the bycatch, most accounts have focused on the fish fraction and have either ignore invertebrates or tended to lump them together with the likely consequence of underreporting, as pointed out by Kelleher

(2005). Concomitantly, most of the devices proposed and used to reduce bycatch focus on the escape of individual fish species or groups of fishes (e.g. juveniles) that support fishing elsewhere in the fishery (e.g. Graham 2003, Steele *et al.* 2002) or focus on species like turtles (e.g. Lewison *et al.* 2004), mammals (e.g. Read *et al.* 2006) and birds (e.g. Uhlmann *et al.* 2005) to which humans attach emotional values.

A device aiming to reduce bycatch in shrimp trawling, with focus in juvenile fish, was tested in Colombian Caribbean waters. This device should complement the turtles excluding device which is mandatory but has not been properly tested either, at least in Colombian Caribbean waters. We present and discuss here the results of such tests in regard to the invertebrate fraction of the bycatch as we believe invertebrates deserve closer attention in this context than that they have received so far.

3.3 Materials and Methods

From August to early December 2005 (rainy season) 88 experimental trawls (average speed of 2.5 knots, trawl time between 3.5 and 4.5 h) were carried out off the central Caribbean coast of Colombia in depths from 15 to 37 m. Of the 88 trawls 47 were fit for detailed invertebrate analysis (Figure 3.1). Vessels (“Florida” type trawler, 21.3 m in length, 450 hp) used belong to the regular shrimp fleet and the area fished is a traditional shrimp trawling area. The choice of trawling sites and times (at night) was entirely left to the Skipper so as to duplicate the normal activity patterns of vessels. Vessels carry 4 japanese-type polyethylene nets, two per band, each of 12.8 m of head line. The bycatch reducing device tested is of the “fisheye” type (32.0 cm x 22.0 cm x 45.3 cm), with its center 30 meshes from the codend and 15 meshes from the outside top of the codend.

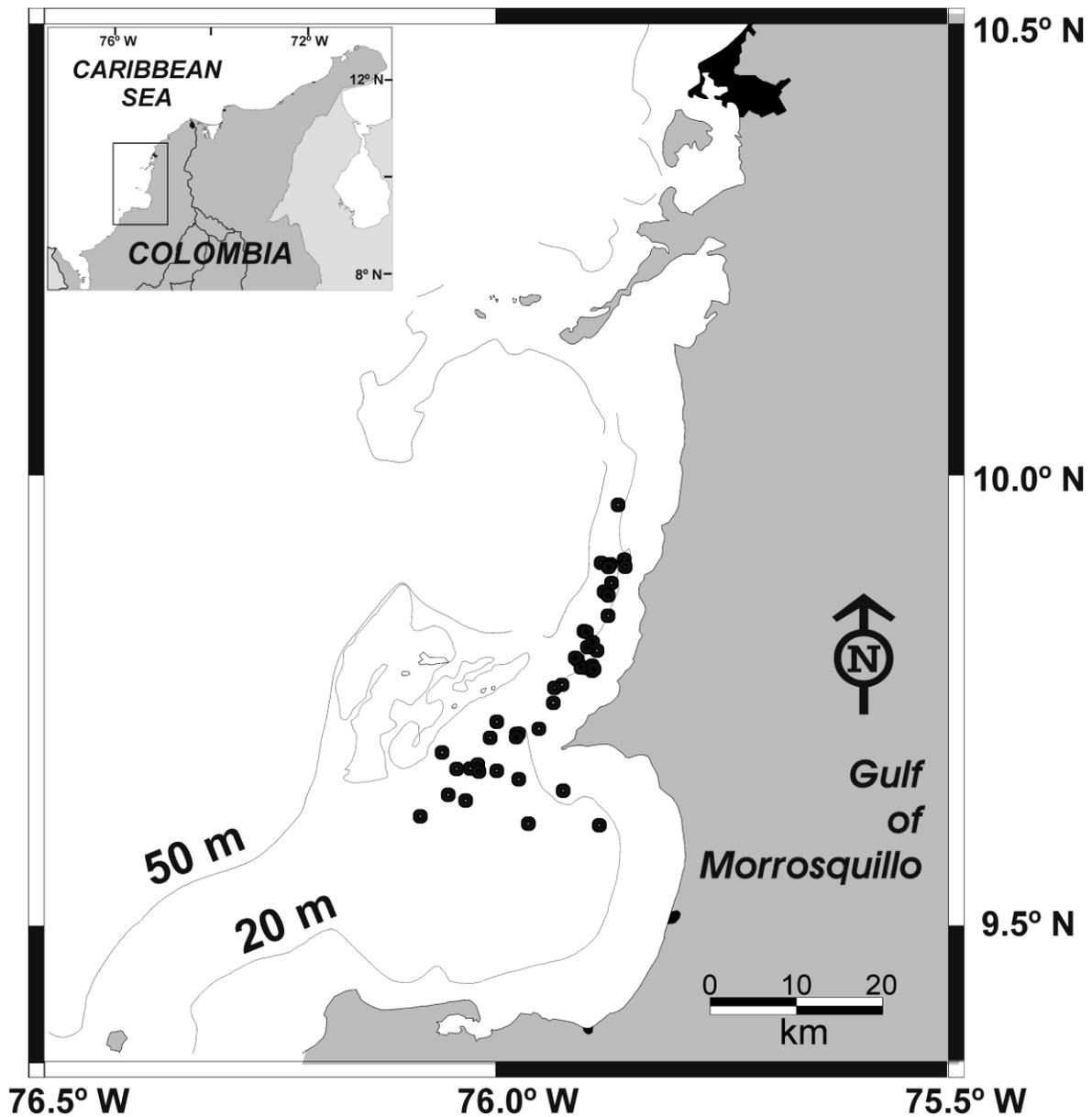


Figure 3.1. Study area showing shrimp trawling locations and 20 m and 50 m depth contours.

We tested the effect on invertebrate bycatch (effects on fish bycatch and a general account can be found in Manjarres *et al.* 2008) in 4 net configurations: one net fitted with only the turtles excluding device, called heretofore, TED configuration; a second net fitted with only the fish bycatch reducing device to be introduced, called heretofore, FRD configuration; a

third net fitted with both reducing devices, called heretofore, BD (both devices) configuration, and the fourth one without any reducing devices, called heretofore, ND (no device) configuration (Figure 3.2) that acts as control. The configuration order of the nets was arbitrarily set at the beginning of each trip.

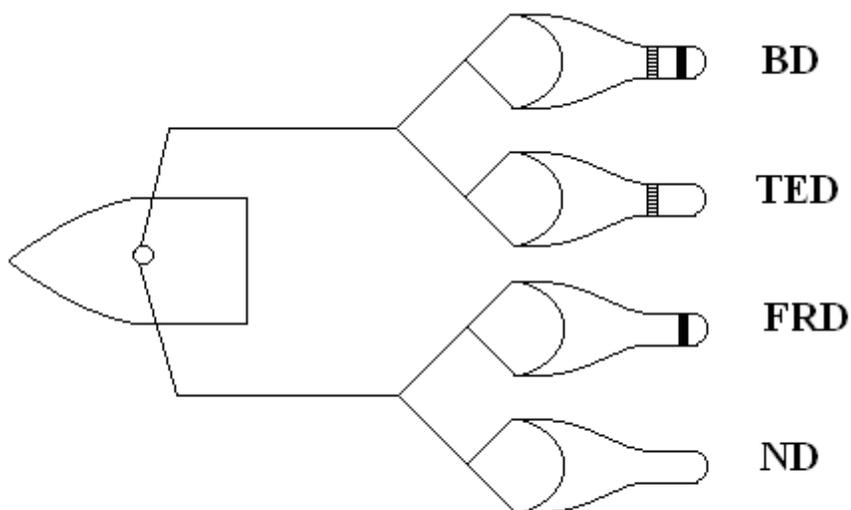


Figure 3.2. Experimental net configurations. Order of configuration arbitrary. BD= Both Devices, TED= Turtles Excluding Device, FRD= Fish Reduction Device, ND= No Device.

On deck the complete bycatch of each net configuration was weighted. A sample of at least 25% in weight of bycatch from each net configuration and trawl was stored in the freezing room and subsequently sorted, and identified to the lowest taxonomic level possible in the laboratory. Individuals were weighted and measured as follows: carapace width (carapace length for *Iliacantha liodactylus* Rathbun, 1898 and *Pseudorhombila quadridentata* (Latreille, 1828)) for crab like crustaceans (*Calappa* sp., *Callinectes* sp., *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785), *Leirolambrus nitidus* Rathbun, 1901, *Lupella forceps* (Fabricius, 1793), *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), *Pilumnus sayi* Rathbun, 1897, *Portunus gibbesii* (Stimpson, 1859), *Stenorhyncus seticornis* (Herbst, 1788)); total length for Stomatopoda and *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862)/*Farfantepenaeus notialis* (Pérez-

Farfante, 1967); cephalothorax length for *Palinurus argus* (Latreille, 1804) and *Sicyonia typica*, (Boeck, 1864); valve length for bivalves (*Aequipecten lineolaris* (Lamarck, 1819), *Atrina seminuda* (Lamarck, 1819), *Euvola ziczac* (Linnaeus, 1758), *Laevicardium laevigatum*, (Linnaeus, 1758)); disc diameter for asteroidea (*Astropecten* sp., *Luidia clathrata* (Say, 1825), *L. senegalensis* (Lamarck, 1816)); and plume length for the cephalopod *Loligo* sp.

For total bycatch and selected taxonomic categories a paired test comparing mean CPUE (kg/h) of net configurations against the ND configuration were conducted. In this approach each trawl is viewed as one and the same subject under four treatments (net configurations). It is assumed that the underlying composition and abundance of invertebrate fauna for a given trawl path is the same for all net configurations and thus differences in CPUE are due to the different net configurations only. Mean size of selected taxonomic categories was also compared the same way but in this case regardless of the identity of the trawl. Resampling routines (Good 2005) were written for the effect with the program Statistics 101, v. 1.0.6 (<http://www.statistics101.net/>). Bootstrap-t 95% confidence intervals (CI) were fitted to mean CPUE and mean size of selected taxonomic categories per net configuration (Manly 1997).

3.4 Results

Mean CPUE per net configuration and mean size for selected taxonomic categories and net configuration are shown in Table 3.1 and Table 3.2, respectively. Results of the tests are shown in Table 3.3 and Table 3.4 for CPUE and size, respectively. All net configurations retained significantly less total invertebrate bycatch than the control (ND configuration). Their performance was not even, however. Interestingly, the TED configuration was superior to the FRD configuration in that it retained significantly less biomass in quite more instances (selected taxonomic categories), 16 versus 9, respectively, when compared to the ND configuration (Table 3.3).

Table 3.1. Mean CPUE (kg/h) values and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs) of the bycatch. TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.

Taxonomic Category	TED			FRD			BD			ND		
	Mean	CIi	CIs									
Total Bycatch	2.633	1.992	3.351	2.754	2.334	3.207	2.128	1.675	2.570	3.091	2.653	3.528
<i>Aequipecten lineolaris</i>	0.006	0.003	0.010	0.016	0.009	0.024	0.004	0.002	0.006	0.012	0.006	0.019
<i>Astropecten</i> sp.	0.019	0.011	0.033	0.040	0.029	0.051	0.020	0.012	0.030	0.065	0.036	0.105
<i>Atrina seminuda</i>	0.002	4E-4	0.005	0.003	0.001	0.005	3E-4	0.000	8E-4	0.001	1E-4	0.003
<i>Calappa</i> sp.	0.017	0.000	0.052	0.040	0.003	0.096	0.056	0.000	0.132	0.268	0.134	0.420
<i>Callinectes</i> sp.	0.049	0.026	0.077	0.067	0.039	0.100	0.054	0.030	0.081	0.116	0.072	0.160
<i>Euvola ziczac</i>	0.025	0.016	0.037	0.038	0.026	0.051	0.014	0.006	0.025	0.046	0.028	0.067
<i>Hepatus pudibundus</i>	0.006	0.000	0.016	0.043	0.009	0.082	0.005	0.000	0.014	0.044	0.019	0.069
<i>Iliacantha liodactylus</i>	0.002	5E-4	0.004	0.005	0.003	0.007	0.002	7E-4	0.004	0.008	0.005	0.011
<i>Laevicardium laevigatum</i>	0.056	0.036	0.081	0.119	0.086	0.165	0.086	0.048	0.139	0.136	0.103	0.174
<i>Leiolambrus nitidus</i>	7E-4	1E-4	0.002	6E-4	2E-4	9E-4	1E-4	0.000	3E-4	2E-4	0.000	6E-4
<i>Loligo</i> sp.	0.087	0.065	0.111	0.099	0.076	0.124	0.107	0.084	0.133	0.092	0.070	0.117
<i>Luidia clathrata</i>	0.026	0.014	0.042	0.035	0.023	0.047	0.020	0.014	0.028	0.043	0.027	0.062
<i>Luidia senegalensis</i>	0.014	0.004	0.027	0.042	0.017	0.017	0.011	0.001	0.023	0.037	0.016	0.063
<i>Lupella forceps</i>	1.254	0.852	1.720	1.130	0.860	1.409	0.928	0.704	1.181	1.110	0.884	1.372
Octocorallia	0.051	0.022	0.085	0.073	0.051	0.100	0.059	0.032	0.094	0.096	0.066	0.134
<i>Palinurus argus</i>	0.020	0.000	0.048	0.046	0.021	0.075	0.084	0.020	0.198	0.044	0.009	0.086
<i>Persephona punctata</i>	0.008	0.005	0.012	0.011	0.006	0.017	0.005	0.002	0.008	0.017	0.012	0.021
<i>Pilumnus sayi</i>	0.001	5E-5	0.003	0.005	0.002	0.010	0.003	2E-4	0.007	0.003	0.001	0.006
Porifera	0.094	0.057	0.139	0.126	0.083	0.177	0.113	0.071	0.161	0.146	0.100	0.197
<i>Portunus gibbesii</i>	0.171	0.113	0.238	0.196	0.143	0.252	0.154	0.110	0.203	0.161	0.115	0.205
<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	0.004	0.000	0.009	0.009	0.003	0.015	0.006	0.000	0.015	0.007	0.002	0.014
<i>Sicyonia typica</i>	0.529	0.351	0.729	0.540	0.372	0.730	0.432	0.281	0.592	0.585	0.423	0.745
<i>Stenorhyncus seticornis</i>	5E-4	1E-4	9E-4	4E-4	1E-4	9E-4	3E-4	0.000	7E-4	9E-4	5E-4	0.001
Stomatopoda	0.070	0.050	0.093	0.048	0.036	0.060	0.041	0.029	0.054	0.074	0.048	0.113
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	0.171	0.124	0.225	0.172	0.126	0.226	0.074	0.053	0.097	0.249	0.199	0.307

Table 3.2. Mean size values (cm) and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs)of selected taxa of the bycatch. TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.

Taxonomic Category	TED			FRD			BD			ND		
	Mean	CIi	CIs									
<i>Aequipecten lineolaris</i>	3.41	3.23	3.56	3.60	3.51	3.70	3.61	3.48	3.76	3.49	3.40	3.57
<i>Astropecten</i> sp.	0.58	0.56	0.60	0.58	0.56	0.60	0.59	0.55	0.63	0.59	0.56	0.62
<i>Callinectes</i> sp.	6.64	6.20	7.09	6.93	6.64	7.22	7.03	6.64	7.41	6.50	6.13	6.87
<i>Euvola ziczac</i>	5.25	4.97	5.51	5.13	4.93	5.33	4.94	4.61	5.29	5.14	4.96	5.30
<i>Iliacantha liodactylus</i>	2.62	2.35	2.84	2.35	2.24	2.46	2.47	2.24	2.62	2.47	2.35	2.57
<i>Laevicardium laevigatum</i>	2.94	2.87	3.02	2.96	2.89	3.04	3.17	3.10	3.25	3.07	3.00	3.15
<i>Loligo</i> sp.	4.83	4.48	5.19	5.26	4.68	5.85	4.78	4.32	5.31	5.18	4.78	5.60
<i>Luidia clathrata</i>	0.83	0.78	0.87	0.82	0.78	0.85	0.85	0.81	0.90	0.81	0.77	0.84
<i>Lupella forceps</i>	3.22	3.17	3.28	3.25	3.18	3.31	3.18	3.13	3.24	3.28	3.22	3.34
<i>Palinurus argus</i>	14.27	11.18	18.09	13.17	11.44	15.20	18.50	16.00	21.03	18.26	15.15	21.22
<i>Persephona punctata</i>	2.68	2.57	2.78	2.58	2.49	2.65	2.69	2.57	2.82	2.59	2.51	2.68
<i>Portunus gibbesii</i>	3.55	3.49	3.61	3.70	3.63	3.77	3.64	3.57	3.70	3.69	3.61	3.77
<i>Sicyonia typica</i>	6.30	6.21	6.39	6.28	6.19	6.36	6.51	6.42	6.58	6.45	6.37	6.53
Stomatopoda	7.68	7.41	7.95	8.46	8.17	8.75	7.61	7.36	7.89	8.25	7.97	8.54
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	7.08	6.90	7.27	7.28	7.07	7.52	6.77	6.55	6.99	7.18	6.98	7.41

The response of the taxonomic categories to the net configurations also varied ranging from significant reduction in all net configurations, for instance the asteroidea *Astropecten* sp., to insensitivity to all net configurations, for instance the cephalopod *Loligo* sp., to responses to only one or two particular net configurations (Table 3.3) always in relation to the ND configuration.

Porifera and the crab *Lupella forceps* illustrate two opposite cases of synergic interactions between devices. Interestingly the TED configuration retains significantly less Porifera than the control but when both devices are present (BD configuration) mean CPUE becomes indistinguishable from the control. In contrast, mean CPUE of *L. forceps* is indistinguishable from the control for both TED and FRD configurations, but when both devices are present (BD configuration) mean CPUE significantly drops with respect to control (Table 3.3).

In two instances the presence of excluding devices increased CPUE. The crab *Portunus gibbesi* showed significantly higher CPUE in trawling nets fitted with the FRD compared with nets with no devices (Table 3.3); the bivalve *Atrina seminuda* showed significantly higher CPUE when both devices are present than when either the TED or the FRD are present (Table 3.3) compared to control. For most taxonomic categories mean size was not different among net configurations (Table 3.3). Instances of increased or decreased mean size with respect to control were, however, present. That is the case, for example, of the bivalve *Aequipecten lineolaris* (Table 3.3).

3.5 Discussion

It is not straightforward to assimilate CPUE to biological impact, as this depends on the natural history (abundance, distribution pattern, reproduction, etc) of the species involved and more subtle, on the survival rate of discards and escapees (see review by Broadhursts *et al.* 2006). Nevertheless, however natural history mediates the impact of fishing on

populations. It is common sense that the highest the CPUE is the potential of an impact increases. We have shown that the incorporation on shrimp trawling nets of bycatch reducing devices affects CPUE of invertebrates in the bycatch in a variety of ways, even though the reduction devices by design focus on other species or groups of species different from invertebrates.

Table 3.3. Paired test results for mean CPUE of the bycatch. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) more biomass per unit effort.

Taxonomic category	Test Results
Total Bycatch	ND>FRD, BD; ND>TED ($p=0.07$)
<i>Aequipecten lineolaris</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Astropecten</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Atrina seminuda</i>	ND=TED, FRD; ND<BD($p=0.08$)
<i>Calappa</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Callinectes</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Euvola ziczac</i>	ND>TED, BD; ND= FRD
<i>Hepatus pudibundus</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Iliacantha liodactylus</i>	ND>TED, FRD,BD
<i>Laevicardium laevigatum</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Leiolambrus nitidus</i>	ND= TED, FRD, BD
<i>Loligo</i> sp.	ND= TED, FRD, BD
<i>Luidia clathrata</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Luidia senegalensis</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Lupella forceps</i>	ND= TED, FRD; ND>BD
Octocorallia	ND>TED, BD; ND>FRD($p=0.07$)
<i>Palinurus argus</i>	ND>TED; ND=FRD, BD
<i>Persephona punctata</i>	ND>TED, FRD, BD
<i>Pilumnus sayi</i>	ND>TED; ND=FRD, BD
Porifera	ND>TED; ND=FRD, BD
<i>Portunus gibbesii</i>	ND=TED, BD; ND<FRD
<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Sycionia typica</i>	ND=TED, FRD; ND>BD
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	ND=TED; ND>FRD($p=0.07$);ND>BD
Stomatopoda	ND=TED; ND>FRD, BD
<i>Xiphopenaeus kroyeri/Farfantepenaeus notialis</i>	ND>TED, FRD, BD

Table 3.4. Test results for mean size of selected taxa of the bycatch. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) bigger individuals.

Taxonomic category	Test
<i>Aequipecten lineolaris</i>	ND= TED, BD; ND<FRD
<i>Asrtropecten</i> sp.	ND= TED, FRD, BD
<i>Callinectes</i> sp.	ND= TED, FRD; ND<BD($p=0.06$)
<i>Euvola ziczac</i>	ND= TED, FRD, BD
<i>Iliacantha liodactylus</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Laevicardium laevigatum</i>	ND>TED, FRD; ND<BD($p=0.07$)
<i>Loligo</i> sp.	ND=TED, FRD, BD
<i>Ludia clathrata</i>	ND= TED, FRD; ND<BD($p=0.08$)
<i>Lupella forceps</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Palinurus argus</i>	ND>TED($p=0.06$); ND>FRD; ND= BD
<i>Persephona punctata</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Portunus gibbesii</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Sicyonia typica</i>	ND=TED, FRD; ND<BD
Stomatopoda	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Xiphopenaeus kroyeri/Farfantepenaeus notialis</i>	ND=TED; ND<FRD($p=0.08$); ND>BD

The response to net configurations of invertebrate species is far from be uniform. This presents us with a difficult challenge: not matter what we do, species different than the target species will be affected in a number of ways by fishing. The total eradication of bycatch (invertebrate or finfish) in the shrimp fishery may turn out to be an impossible task at least in our tropical context. Nevertheless, it is clear that applied research should be directed to how to reduce both invertebrate and finfish bycatch simultaneously while the shrimp fishery is still economically viable (Kennelly & Broadhurst 2002).

The good performance of the TED configuration excluding invertebrates in this study is probably related to the position at the bottom of the net used by fishers in Colombian waters, which is contrary to what is customary. The results presented here are one more powerful reason for enforcement of present regulations with regard to TEDs: even if there are no more turtles to protect, TEDs will reduce the bycatch of a number of invertebrates.

Incidental catch (the squid *Loligo* sp. and the lobster *Palinurus argus*) that represent extra income for crew members, is globally not sensitive to the presence of reducing devices, at least in terms of CPUE (Table 3.3). In the case of *P. argus* the use of both devices (BD configuration) yields a mean CPUE not different from the control (Table 3.3). This is encouraging as crews will show less resistance to actually incorporate the reducing devices in their nets.

This fishery has the shrimp *Farfantepenaeus notialis* as objective species, although the shrimp *X. kroyeri* is also of commercial value. Thus the taxonomic category *F. notialis*/*X. kroyeri* is made of undersized and damaged *F. notialis* and *X. kroyeri* that is discarded because it is not profitable to sort it out from the mass of the capture. Cleaner captures, i.e. less bycatch, would be conducive to better revenues. It follows that the incorporation onto trawling nets of reducing devices, TED and FRD alone or together, opens the opportunity of a more efficient shrimp fishery not only because they significantly reduce total invertebrate bycatch but because they alone or together directly reduce the bycatch of this taxonomic category (Table 3.3).

In a simulation study on the effect of the introduction of a FRD the same type as here Ciales-Hernandez *et al.* (2006, Fig. 3, position C) in the shrimp trawl fishery in northern Colombian Caribbean, a definite response of invertebrate groups was demonstrated. After 20 years simulation some invertebrate groups increased their biomass (crabs/other crustaceans, and carnivorous invertebrates) while other showed slight reductions (worms, herbivorous invertebrates, shrimps, asteroids/ophiuroids, lobsters and octopus/squids). These changes in biomass were mostly explained as the result of increased predatory pressure affecting directly or indirectly medium to low trophic levels. A similar effect is to be expected with the introduction of a FRD in this shrimp fishery. When used together with TED the reduction effects on invertebrate bycatch is enhanced as the BD configuration shows the smallest mean CPUE of total bycatch (Table 3.1). Thus, either via direct or indirect trophic interactions, or reduced fishing mortality or both, the introduction of a FRD

will positively affect the invertebrate fraction of shrimp bycatch in this fishery and should be made mandatory.

The size of invertebrates is much less sensitive to net configurations than CPUE (Table 3.4). Convenience or otherwise of changes in mean size related to TED, FRD or to their simultaneous use is also not as clear cut than the case with CPUE was. Whether populations are better off in the long term if bycatch mortality migrates from small to big individuals or vice versa, is an open question probably to be answered in relation to particular life histories (see, for instance, Young *et al.* 2006). Fact is, however, that a number of species (Table 3.4) will also be affected in this regard. In the case of *Loligo* sp. mean size is insensitive to net configurations while mean size of *P. argus* remains statistically unchanged when both excluding devices are used (Table 3.4), thus fishers would have one argument less to reject the use of both excluding devices.

We believe that aspects like season, depth range and time of the day that do affect abundance, composition and size structure of bycatch (Duarte *et al.* 2006) need not be considered in this study as experimental trawling was conducted in the rainy season and at night only and depth range is short (15 to 37 m). Moreover, Manjarres *et al.* (2008) compared the August and December cruises and found no differences in bycatch CPUE.

The use of reduction devices is no panacea and probably in rich species habitats will never be able to eliminate bycatch totally, but they do help not only in the protection of charismatic species or juveniles of commercial fish species as the case here was (Manjarres *et al.* 2008) but they also help in the protection of invertebrates, although, as shown here, their response is deemed to be complex. At any rate every study on bycatch should report fully on invertebrates.

3.6 Acknowledgements

The authors thank F. Cuello, F. Escobar, J. Altamar and others for help in sorting the material. This work was supported by COLCIENCIAS grant 1117-09-13723 for 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” and Universidad Nacional, División de Investigaciones grant 8003011 for the project “Dinámica espacio-temporal y flujos de energía de los recursos pesqueros del Golfo de Morrosquillo”. Comments by two anonymous reviewers helped to improve the paper.

3.7 References

- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A. & Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Papers*, 339: 1–233.
- Broadhurst, M. K., Suunoren, P. & Hulme, A. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gears. *Fish and Fisheries*, 7: 180-218.
- Criales-Hernandez, M. I., Duarte, L. O., García, C. B. & Manjares, L. 2006. Ecosystem impacts of the introduction of bycatch reduction devices in a tropical shrimp trawl fishery: Insights through simulation. *Fisheries Research*, 77: 333-342.
- Duarte, L. O., Gómez-Canchong, P., Manjarrés, L. M., García, C. B., Escobar, F. D. Altamar, J., Viaña, J. E., Tejada, K., Sánchez, J. & Cuello, 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. *Investigaciones Marinas (Valparaiso)*, 34(1): 23-42.
- Good, P. I. 2005. *Resampling methods. A practical guide to data analysis*. Birkhäuser. Third Edition, Boston, 219 p.
- Graham, N., 2003. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation Nordmore grid (grate). *Fisheries Research*, 59: 393-407.
- Hall, S. J., 1999. *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Science, London, 274 p.

Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Papers*, 470: 1-131.

Kennelly, S. J. y Broadhurst, M. K. 2002. By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. *Fish and Fisheries*, 3: 340-355

Lewison, R., Crowder, L. & Shaver, D. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecological Letters*, 7: 221-231.

Manjarres, L., Duarte, L. O., Altamar, J., Escobar, F., García, C., Cuello, F., Viaña, J. E., Tejada, K. & Sanchez, J. 2008. Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca acompañante en la pesquería de camarón del mar Caribe de Colombia. *Ciencias Marinas*, 34(2): 223-238

Manly, B. F., 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall, Second Edition, London, 399 p.

Read, A., Drinker, P. & Northridge, S. 2006. Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, 20(1): 163-169.

Steele, P., Bert, T., Johnstone, K. & Levett, S. 2002. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. *Fishery Bulletin*, 100(2): 338-351.

Thrush, S. & Dayton, P. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging. Implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473

Uhlmann, S., Fletcher, D. & Moller, H. 2005. Estimating incidental takes of shearwaters in driftnet fisheries: lessons for the conservation of seabirds. *Biological Conservation*, 123(2), 151-163

Watling, L. & Norse, E. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest cutting. *Conservation Biology*, 12(6): 1180-1197

Young, J. L., Bornik, Z. B., Marcotte, M. L., Charlie, K. N., Wagner, G. N., Hinch, S. G & Cooke, S. J. 2006. Integrating physiology and life history to improve fisheries management and conservation. *Fish and Fisheries*, 7: 262-283

Capítulo 4

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se reporta un total 45 familias y 76 especies, distribuidos dentro de los grupos de los crustáceos, moluscos y equinodermos los cuales hacen parte de las comunidades de macroinvertebrados capturados por la pesca de arrastre en las tres aéreas del Caribe colombiano. Dichas comunidades se caracterizan por tener una alta diversidad especies las cuales son descartadas por no tener ningún valor económico, generando impactos negativos en el ecosistema ya que existe una pérdida de especies biogenicas formadoras de hábitats, especies bioindicadoras de perturbación como lo son los equinodermos y un aumento de especies oportunistas como lo son *Lupella forceps* y *Portunus gibbesi*.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio la profundidad no es una perturbación de tipo natural que influya dentro de los macroinvertebrados que son objeto de la flota de arrastre camaronero, en el rango comprendido entre los 10 y 60 metros de profundidad.

Según la baja riqueza de los equinodermos, la alta presencia de especies oportunistas y el comportamiento de las curvas de abundancia y biomasa (ABC) para todas las zonas, podemos decir que sí se genera una alta perturbación en las comunidades de macroinvertebrados a causa de la pesca de arrastre de camarón en el Caribe de Colombia.

Los experimentos demostraron que el uso de los dispositivos reductores de fauna acompañante, a pesar de no estar dirigidos a macroinvertebrados, causan un efecto positivo reduciendo sus capturas entre un 11% (dispositivo excluidor de peces) y 31% (uso de los dos dispositivos). En el país, la flota tiene que operar por lo menos con el dispositivo excluidor de tortugas, por lo que si esto se cumpliera a cabalidad,

actualmente la pesca de arrastre de camarón, capturaría el 14% menos de macroinvertebrados en el Caribe colombiano.

La alta similitud entre las zonas donde operó la flota de arrastre camaronero, sugiere que los dispositivos excluidores de fauna acompañante DRFAC y DET, tendrían un impacto positivo para las comunidades de macroinvertebrados, si se utiliza en cualquiera de estas, de acuerdo con los resultados de los experimentos realizados para la zona central del Caribe colombiano.

Es recomendable para futuros trabajos sobre el bycaht que se incluyan dentro de los análisis a los invertebrados y no sean tomados en conjunto como un solo grupo.

Se hace necesario que el enfoque de los nuevos estudios relacionados con el tema tratado en el presente documento, profundice en el estudio a nivel temporal (series de tiempo que incluyan varios años) teniendo en cuenta las posibles perturbaciones naturales que puedan influir dentro del área de estudio. Por otro lado también se requieren estudios desde el punto de vista ecosistémico, de las especies que presentaron mayores índices de valor de importancia (*Lupella forceps*, *Portunus gibbesi*, *Xiphopenaeus kroyeri*)/*Farfantepenaeus notialis*, *Squilla* sp, las especies biogénicas y las especies indicadoras de perturbaciones) puesto que se genera la pregunta sobre el efecto que tendrían estas especies dentro de las redes tróficas.