

Las Areas Marinas Protegidas (AMPs) como Herramienta de Manejo de las Pesquerías Demersales en la Zona Norte del Caribe Colombiano

JORGE PARAMO^{1,2*}, LIA GUILLOT², SEYDI BENAVIDES², ALFREDO RODRIGUEZ^{2,3}, y CLAUDIA SANCHEZ²

¹*Universität Bremen, Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT), Fahrenheitstr. 6, Bremen, Germany.*

²*Universidad del Magdalena, Grupo de Investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT), Cra. 32 No. 22-08 Avenida del Ferrocarril, Santa Marta, Colombia, *Corresponding author*

³*Universidad de Concepción, Casilla 160-C Concepcion, Chile*

RESUMEN

Las pesquerías marino-costeras están bajo amenaza de colapso debido al incremento del esfuerzo pesquero y los impactos antropogénicos que directa e indirectamente degradan el hábitat y los sistemas ecológicos de los cuales depende la actividad pesquera. Por lo tanto, hay una necesidad de medidas de manejo adicionales a las usadas tradicionalmente, que contribuyan a proteger los recursos pesqueros y mejorar la producción pesquera. El propósito del trabajo es identificar potenciales AMPs para el manejo de los recursos pesqueros demersales mediante un análisis de la relación entre la distribución espacial de aspectos poblacionales y ecológicos de estos recursos en la zona norte del Caribe colombiano con las características del hábitat (temperatura, salinidad, profundidad, tipo de sedimento). Se estableció la relación de la estructura poblacional de los peces demersales con las condiciones del hábitat, que resultó importante cuando se quiere identificar AMPs como una herramienta de manejo pesquero sostenible bajo un enfoque ecosistémico. Mediante modelación espacial se calculó el área de distribución espacial de los peces demersales (5805.8 km²) y de ésta, los juveniles se encontraron entre Dibulla y el Río Buritaca en un área de 393.1 km² y en la Guajira se encontró el área de mayor diversidad 297.0 km², las cuales representan un 11.9% del área de distribución espacial de los peces demersales.

PALABRAS CLAVES: Áreas Marinas Protegidas, manejo pesquero, peces demersales, Caribe colombiano

Marine Protected Areas (MPAs) as Tools for Demersal Fisheries Management in the North zone of the Colombian Caribbean

The coastal marine fisheries are threatened to collapse due to the increment of the fishing effort and the anthropogenic impacts that directly and indirectly degrade the habitat and the ecological systems of which the fishing activity depends. Therefore, there is a necessity of additional fisheries management measures to those used traditionally that will contribute to the protection of fishery resources and improve fishing production. The purpose of this work is to identify potentials MPAs for the fisheries management of the demersal resources by means of an analysis of the relationship among the spatial distribution of population and ecological aspects of these resources in the north area of the Colombian Caribbean Sea using the habitat characteristics (temperature, salinity, depth, and sediment type). The relationship of the population structure of the demersal fishes with the habitat conditions was established, which result important when we want to identify MPAs as a tool of sustainable fisheries management under an ecosystem approach. By means of spatial modelisation the area of spatial distribution of demersals fishes was calculated (5805.8 km²) and of this, the juvenile ones were located between Dibulla and the Buritaca river in an area of 393.1 km², and the area of most diversity 297.0 km² was located in the Guajira region, which together represent 11.9% of the spatial distribution of the demersal fish resources.

KEY WORDS: Marine Protected Areas, fisheries management, demersal fishes, Colombian Caribbean Sea

Les Aires Marines Protégées (AMPs) Comme Outil pour la Gestion de Pêcheries Démersales dans la Zone Nord des Caraïbes Colombiennes

Les pêcheries côtières marines sont menacées de s'effondrer à cause de l'augmentation de l'effort de pêche et les impacts anthropiques qui, directement et indirectement, dégradent l'habitat et les systèmes écologiques dont dépend l'activité de pêche. Par conséquent, il y a une nécessité d'ajouter des mesures supplémentaires de gestion de pêcheries à celles utilisées traditionnellement, qui contribuent à protéger les ressources de pêche et à améliorer la production de pêche. Le but de ce travail est d'identifier les aires marines protégées pour la gestion des pêcheries des ressources démersales au moyen d'une analyse de la relation entre la répartition spatiale de la population et les aspects écologiques de ces ressources dans la zone située au nord de la mer des Caraïbes colombienne avec les caractéristiques de l'habitat (température, salinité, profondeur, type de sédiments). La relation entre la structure des populations des poissons démersaux avec les conditions de l'habitat a été créée, ce qui est important quand on veut identifier les aires marines protégées comme outil de gestion durable des pêcheries par une approche éco-systémique. Au moyen de la modélisation spatiale, la zone de répartition spatiale des poissons démersaux a été calculée (5805,8 km²) et à partir de cela, les juvéniles ont été situés entre Dibulla et la rivière Buritaca dans une zone de 393,1 km² et d'une de superficie de 297,0 km², la plus grande diversité a été localisée dans la région de la Guajira, qui représente à la fois 11,9% de la distribution spatiale des poissons démersaux.

MOTS CLÉS: Aires marines protégées, gestion des pêches, poissons démersaux, mer des Caraïbes colombiennes

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías marinas costeras mundiales están bajo amenaza de colapso, debido al incremento del esfuerzo pesquero, aún cuando las tasas de captura de peces permanecen estables o disminuyen y a otros impactos antropogénicos y ambientales que degradan directa e indirectamente el hábitat y los sistemas ecológicos de los cuales dependen las pesquerías (Sale *et al.* 2005, Worm *et al.* 2006). Adicionalmente, la pesca acompañante (bycatch) y los descartes globales equivalen a un tercio (1/3) de la biomasa total desembarcada (Alverson *et al.* 1994) y al 27% de la pesca de arrastre de camarón en aguas tropicales (Eayrs 2005), lo cual tiene serias implicaciones ecológicas (Murray *et al.* 1999).

La pérdida de la biodiversidad marina está disminuyendo la capacidad de los océanos para proveer alimento, mantener la calidad del agua y recuperarse de perturbaciones (Worm *et al.* 2006). Debido a que se estima que con las actuales medidas de manejo todas las pesquerías del mundo habrán colapsado en 50 años (Worm *et al.* 2006), se ha sugerido incluir la ecología de los océanos y el ciclo de vida de las especies, bajo un enfoque ecosistémico para el manejo de las pesquerías (EEMP) (Cury and Christensen 2005, García and Cochrane 2005). Las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) son una de estas aproximaciones de manejo que han mostrado su utilidad al propiciar un incremento en la diversidad de especies, que están asociadas con el aumento en la productividad de las pesquerías (Johnson *et al.* 1999, Bohnsack 2000). Como ejemplo, se ha visto que en áreas de pesca alrededor de las AMPs, hay un incremento de cuatro veces la captura por unidad de esfuerzo (Worm *et al.* 2006).

La mayoría de las pesquerías costeras en el Caribe colombiano, se encuentran en sus niveles máximos de explotación o sobre-explotadas. Además, como ocurre en muchos mares tropicales del mundo (García 1989), las pesquerías demersales en Colombia son multiespecíficas, lo que significa que ejercen alta intensidad de explotación sobre un rango amplio de especies y tallas, ocasionando que los recursos presenten signos de sobreexplotación. La actividad pesquera artesanal se realiza principalmente sobre peces demersales, generando una gran cantidad de empleos directos e indirectos. Sin embargo, los peces demersales (e.g. pargos) que son las principales especies capturadas por los pescadores artesanales, también se capturan como pesca acompañante por los barcos arrastreros, cuya pesca objetivo son los camarones. Medidas de manejo tales como límites de talla mínima de captura son insuficientes, particularmente en pesquerías tropicales multiespecíficas, ya que los peces bajo la talla mínima se siguen capturando como pesca acompañante en la pesquería de arrastre. Esto hace un conflicto de uso entre las dos pesquerías, ya que la actividad pesquera de arrastre de la pesca industrial probablemente está influyendo en la disminución de las capturas en la pesca artesanal y en la utilización de las zonas de pesca que les corresponde a los pescadores artesanales e industriales.

El propósito del trabajo es identificar potenciales AMPs para el manejo de los recursos pesqueros demersales mediante un análisis de la relación entre la distribución espacial de aspectos poblacionales (estructura de tallas, abundancia, distribución espacial) y ecológicos (diversidad, ensamblaje) de estos recursos en la zona norte del Caribe colombiano con las características del hábitat (temperatura, salinidad, profundidad, tipo de sedimento).

MATERIALES Y MÉTODOS

El crucero se realizó durante la época seca, desde el 6 hasta el 16 de febrero de 2006, a bordo del B/I ANCON empleando una ecosonda científica SIMRAD EY 500 para identificar las zonas de arrastre, una red de arrastre demersal para muestras biológicas, un CTD SEABIRD SBE19 para la obtención de datos oceanográficos (temperatura y salinidad) y una draga Van Veen para la recolección de muestras de sedimentos. Para estas últimas muestras se obtuvieron los valores de PHI (-2 a -1: gránulos; -1 a 0: arenas muy gruesas; 0 a 1: arenas gruesas; 1 a 2: arenas medianas; 2 a 3: arenas finas; 3 a 4: arenas muy finas; >4: lodos) (Buchanan 1984). Los muestreos se realizaron sobre fondos arrastrables y dos estratos de profundidades: < 50 m y 50 - 100 m. El diseño del crucero correspondió a un muestreo sistemático, con transectos paralelos y perpendiculares a la costa, espaciados regularmente cada 10 mn (Figura 1). Sin embargo, los sitios de muestreo se realizaron considerando sólo las áreas arrastrables, lo cual involucró algo de aleatoriedad en la toma de las muestras. La duración de cada arrastre fue de 15 minutos (Folmer and Pennington 2000), con una velocidad promedio de 3 nudos.

Figura 1.

Se realizó un análisis geostadístico (Rivoirard *et al.* 2000) para obtener el área de distribución espacial de las especies de peces demersales capturadas en los arrastres. En este estudio se hizo un análisis de las preferencias ambientales de la abundancia y las tallas de los peces demersales mediante GAM (Hastie and Tibshirani 1990). Un modelo aditivo es una extensión de los modelos lineales, pero permite que las funciones lineales de los predictores (temperatura, salinidad, tipo de sedimento y profundidad) sean reemplazados por funciones de suavizamiento y no requiere supuestos de las formas funcionales (Agenbag *et al.* 2003). Con la información de composición y abundancia obtenida en cada arrastre de pesca, se determinó la diversidad de peces demersales por medio del índice de Shannon-Wiener y se realizó un análisis espacial de su distribución geográfica (Maynou *et al.* 1996) y se relacionó con las condiciones ambientales mediante modelos GAM. Para conocer los efectos de la pesca sobre los ensamblajes de peces demersales se utilizó el método Comparación Abundancia Biomasa (ABC), que compara la dominancia en términos de abundancia con la dominancia en términos de biomasa (Warwick 1986, Warwick *et al.* 1987, Yemane *et al.* 2005).

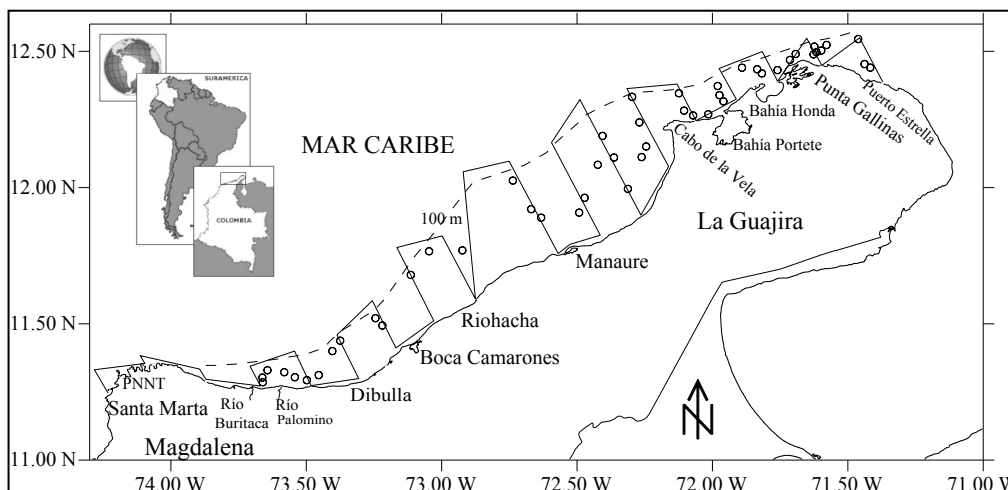


Figura 1. Área de estudio. Estaciones de muestreo (O); diseño del crucero (—).

RESULTADOS

La temperatura superficial del mar (TSM) (Figura 2a) fue menor en el norte del área de estudio, entre Puerto Estrella y Manaure (22.80 – 24.00 °C), con dos núcleos de surgencia uno en el Cabo de la Vela y otro en Punta Gallinas. En el sur la TSM aumentó hacia la costa, con un pequeño núcleo de aguas frías entre Dibulla y el Río Palomino. La temperatura cerca al fondo (Figura 2b) fue

baja y más homogénea en toda el área de estudio (21.4 – 23.0 °C). Sin embargo, tanto en la superficie como cerca al fondo, en Boca Camarones se encontraron mayores temperaturas, debido a la presencia de una termoeléctrica que descarga las aguas de refrigeración (calientes) directamente al mar.

Figura 2.

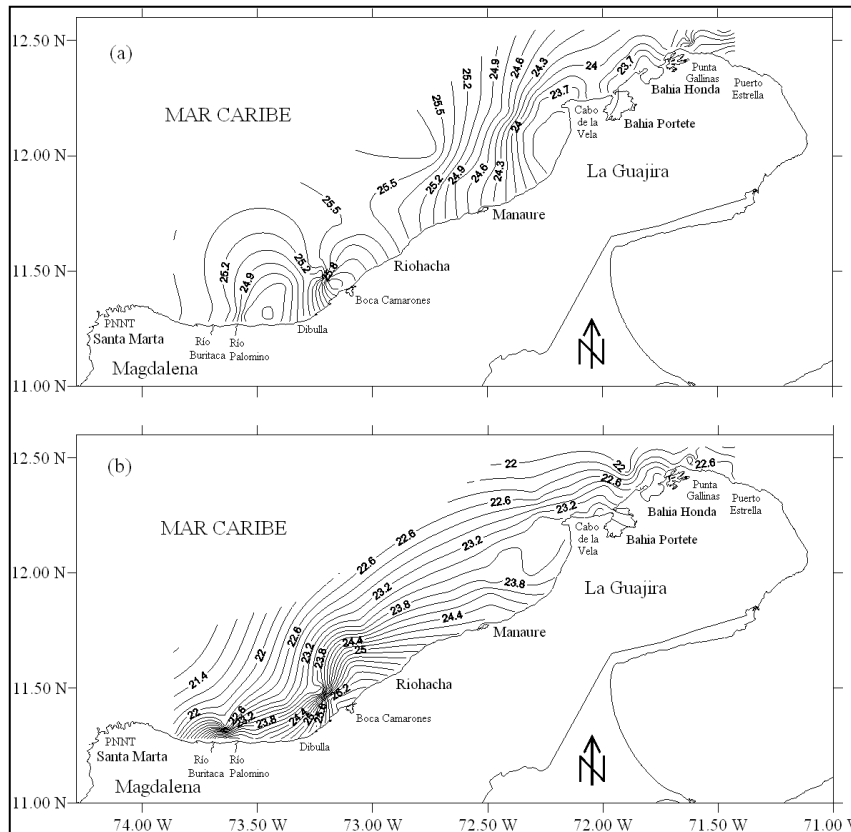


Figura 2. Temperatura (°C) durante febrero de 2006: a) superficial; (b) cerca al fondo.

La estructura espacial de la densidad de los peces demersales que se capturaron ($\log \text{CPUA}+1$) se estudió a través de un variograma isotrópico experimental, el cual presentó mejor ajuste por mínimos cuadrados ponderados mediante un modelo de variograma esférico. Los peces demersales mostraron una distribución en agregaciones (Figura 3), con focos de abundancia alta ($\geq 3.0 \log \text{CPUA}+1$) frente a Punta Gallinas, el Cabo de la Vela y Manaure, que corresponde a los alrededores del área de influencia de la surgencia estacional. Mediante modelación espacial se calculó el área de distribución espacial de los peces demersales (5805.8 km^2). Al sur del área de estudio, entre Dibulla y el río Buritaca, se mostró otra agregación de peces demersales de abundancia media ($< 3.0 \log \text{CPUA}+1$), con tallas menores (juveniles) en comparación a los valores de abundancia (Figura 3) y tallas de peces de toda el área de estudio, en un área de 393.1 km^2 .

Los resultados de la modelación entre la abundancia (número) de los peces demersales con las variables ambientales, muestran asociaciones significativas principalmente con la temperatura, la salinidad y el tipo de sedimento (Figura 4). Las abundancias mayores de *Eucinostomus argenteus* y *Calamus calamus* estuvieron asociadas a temperaturas mayores de 23.0°C . La especie *C. penna* se presentó en un máximo de abundancia entre 24.0 y 24.5°C . Las abundancias mayores de *Haemulon aurolineatum* se presentaron en 24.0°C . *Lutjanus synagris* presentó dos picos de abundancia, uno con abundancias menores y tallas mayores con aguas frías ($22.5 - 23^\circ\text{C}$) y las mayores abundancias y tallas menores con aguas más cálidas ($24.0 - 24.5^\circ\text{C}$). *Diapterus rhombeus* prefirió temperaturas menores ($22.5 - 23.0^\circ\text{C}$) y *U. parvus* con 23.0°C . Las especies *E. argenteus*, *C. calamus* y *C. penna* estuvieron asociadas a salinidades menores de 36.81 (psu).

Haemulon aurolineatum y *D. rhombeus* estuvieron restringidas a salinidades de $36.82 - 36.85$. *Calamus calamus* fue la especie que explicó mayor la varianza con la profundidad, las mayores abundancias estuvieron entre 30 y 50 m. Las mayores abundancias de *E. argenteus*, *C. penna* y *H. aurolineatum* se presentaron en profundidades menores de 40 m. La especie *L. synagris* se presentó en un amplio intervalo de profundidad ($18 - 80$ m), con las mayores abundancias entre 30 y 50 m. *Diapterus rhombeus* estuvo entre 30 y 40 m y *U. parvus* fue la especie que se presentó a mayores profundidades ($50 - 60$ m). *Haemulon aurolineatum* y *U. parvus* estuvieron asociados con arenas medianas y finas, respectivamente. La especie *D. rhombeus* se presentó en sedimentos tipo lodo.

La distribución espacial de las tallas de los peces demersales mostró que los peces adultos se encontraron principalmente en la zona norte del área de estudio, desde Manaure hasta Punta Gallinas, mientras que los juveniles se distribuyeron al sur de Manaure, con predominancia entre Dibulla y el río Buritaca. Los ajustes del GAM con la temperatura (Figura 4) muestran que las tallas menores (juveniles de *E. argenteus*, *C. calamus*, *C. penna*) se asociaron con temperaturas altas, mientras que las tallas mayores (adultos) con temperaturas bajas; aunque *H. aurolineatum*, *L. synagris* y *D. rhombeus* no mostraron asociación significativa, muestran la misma tendencia. Cuando se utilizó la latitud como variable predictora, se observa que las tallas menores se encuentran a latitudes más bajas y las tallas mayores a latitudes más altas del área de estudio (Figura 4). De lo anterior se puede resaltar que los juveniles de los peces demersales prefieren aguas más cálidas y que se localizan al sur del área de estudio y los adultos prefieren las aguas más frías de la zona de la Guajira, donde hay influencia de la surgencia estacional.

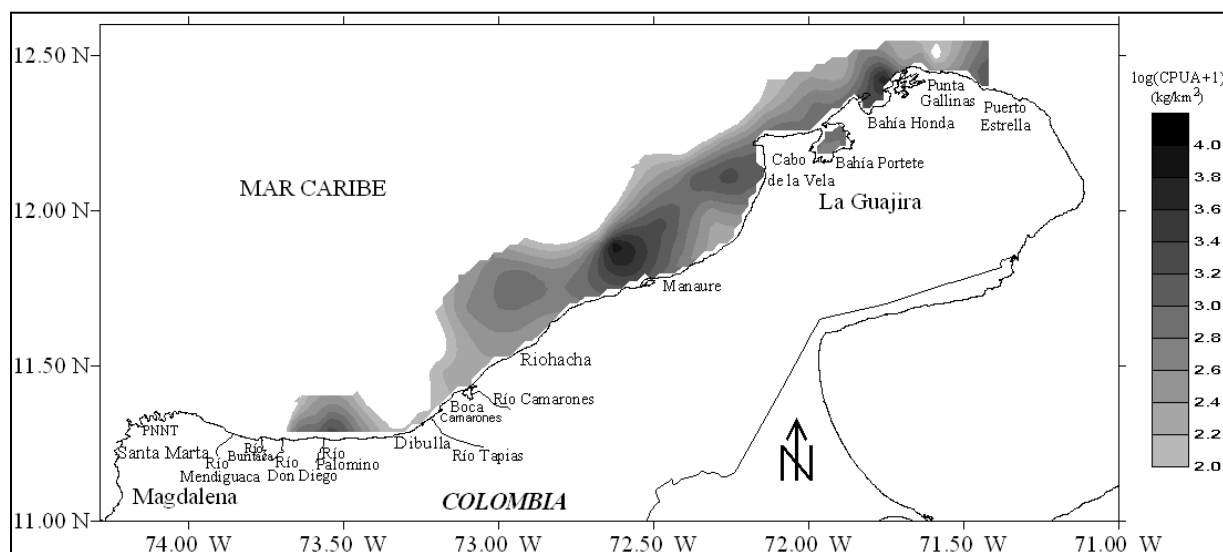


Figura 3. Distribución espacial de la abundancia $\log(\text{CPUA}+1)$ de los peces demersales obtenido por kriging puntual ordinario.

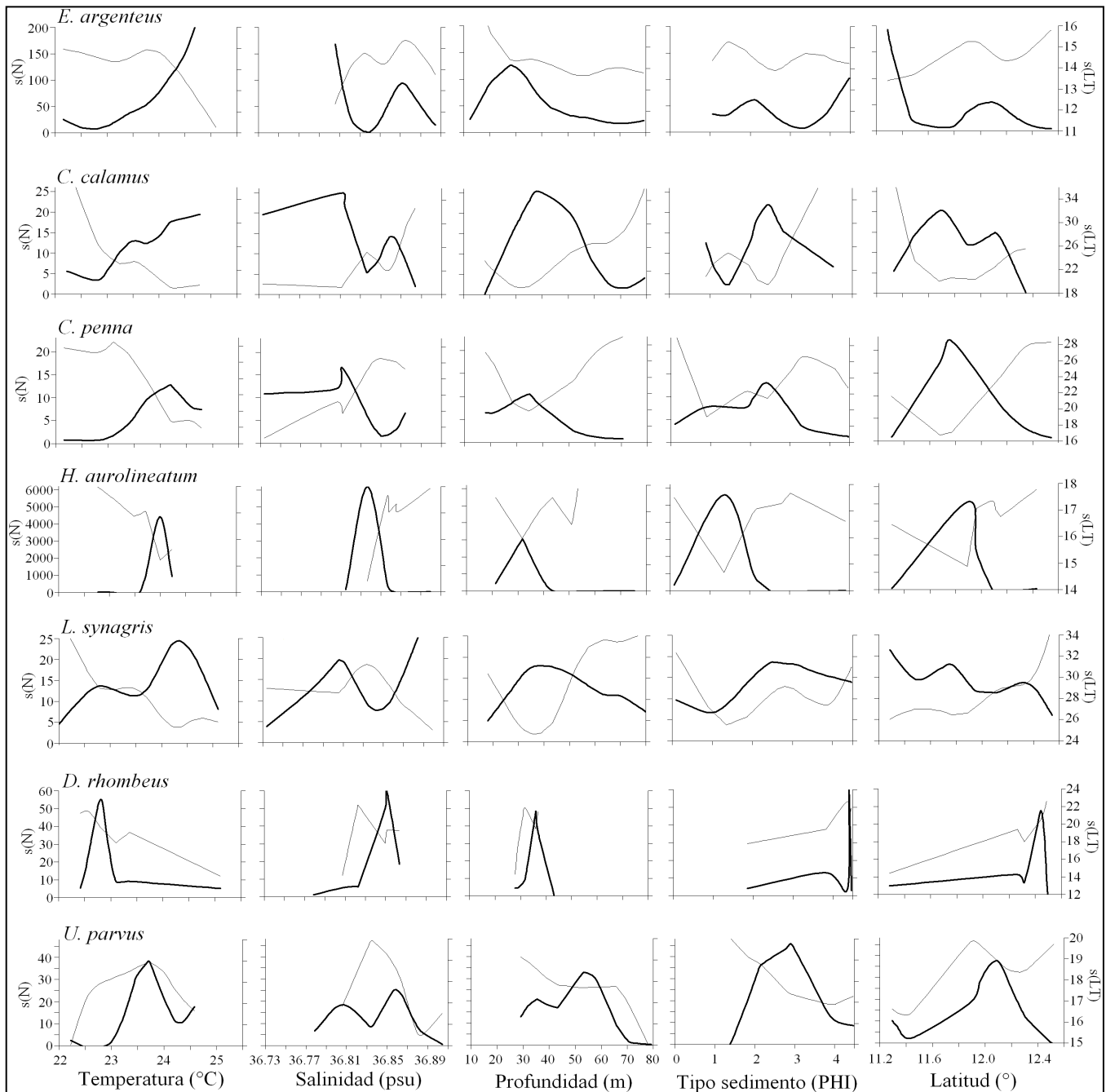


Figura 4. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la abundancia (número), línea gruesa, y la longitud total (LT, cm.), línea delgada, de los peces demersales y los predictores (temperatura, salinidad, profundidad, tipo de sedimento y latitud).

Se capturaron un total de 68 especies de peces demersales, pertenecientes a 34 familias, siendo Haemulidae, Lutjanidae, Scianidae y Sparidae las que presentaron el mayor número de especies, con 8, 6, 6 y 4, respectivamente. La zona de mayor diversidad de peces demersales se localizó entre Bahía Honda hacia Puerto Estrella (297.0 km²), en la zona de mayor influencia de la surgencia estacional de aguas frías y productivas (Figura 5). La

modelación GAM de la diversidad con las variables ambientales mostró asociación con la temperatura de fondo (47.36%, el tipo de sedimento (33.03%) y latitud (60.13%), pero el factor ambiental que predijo mejor la diversidad fue la temperatura de fondo. La diversidad aumentó a temperaturas menores y latitudes altas en la zona de influencia de la surgencia estacional.

El método ABC para el ensamblaje de peces demersales muestra que la curva de la biomasa cae por debajo de la curva de abundancia, pero la diferencia entre las curvas es baja, indicando un ensamblaje moderadamente alterado ($W = -0.016$). La distribución espacial del W estadístico (Figura 6) muestra que las zonas alteradas (W negativo) están sometidas a la actividad pesquera de los barcos de arrastre camaronero. Además, hay zonas en las cuales los

ensamblajes no muestran alteraciones (W positivo), frente a Bahía Honda y frente a Riohacha, donde existen dos plataformas de extracción de gas (Chuchupa) en la cual esta prohibido pescar. Finalmente se destaca que frente al río Palomino el W estadístico fue negativo, lo cual no debe interpretarse como un área alterada, ya que corresponde a un área de crianza, en la cual la presencia de juveniles hace que la curva ABC tiende a tener menor biomasa y mayor abundancia.

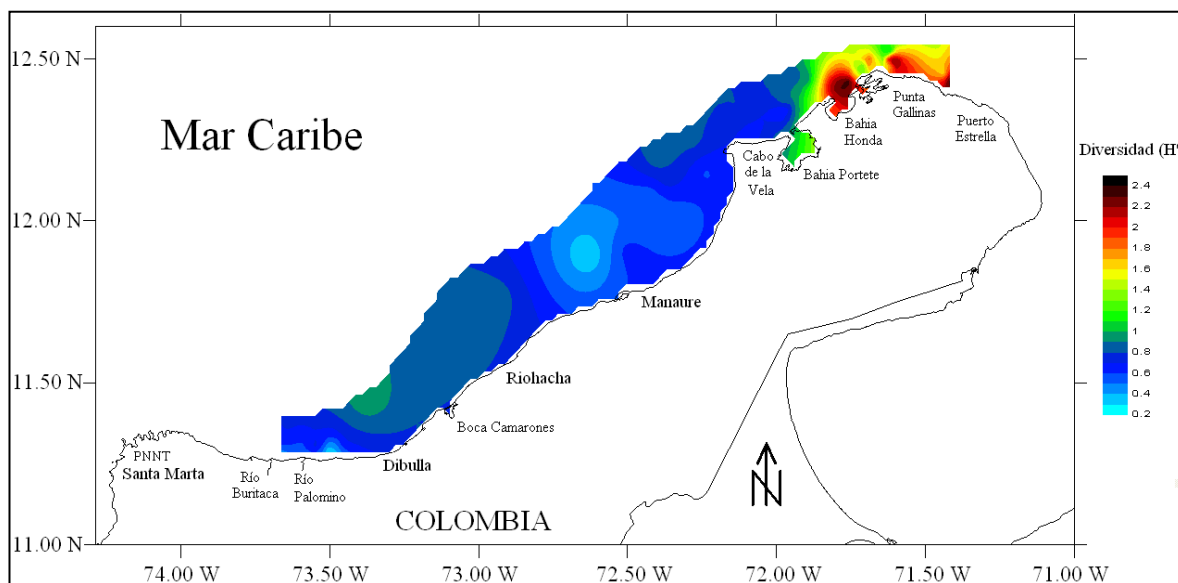


Figura 5. Distribución espacial del índice de diversidad de Shannon-Wiener de peces demersales. predictores (temperatura, tipo de sedimento y latitud). Las líneas punteadas representan los intervalos de confianza.

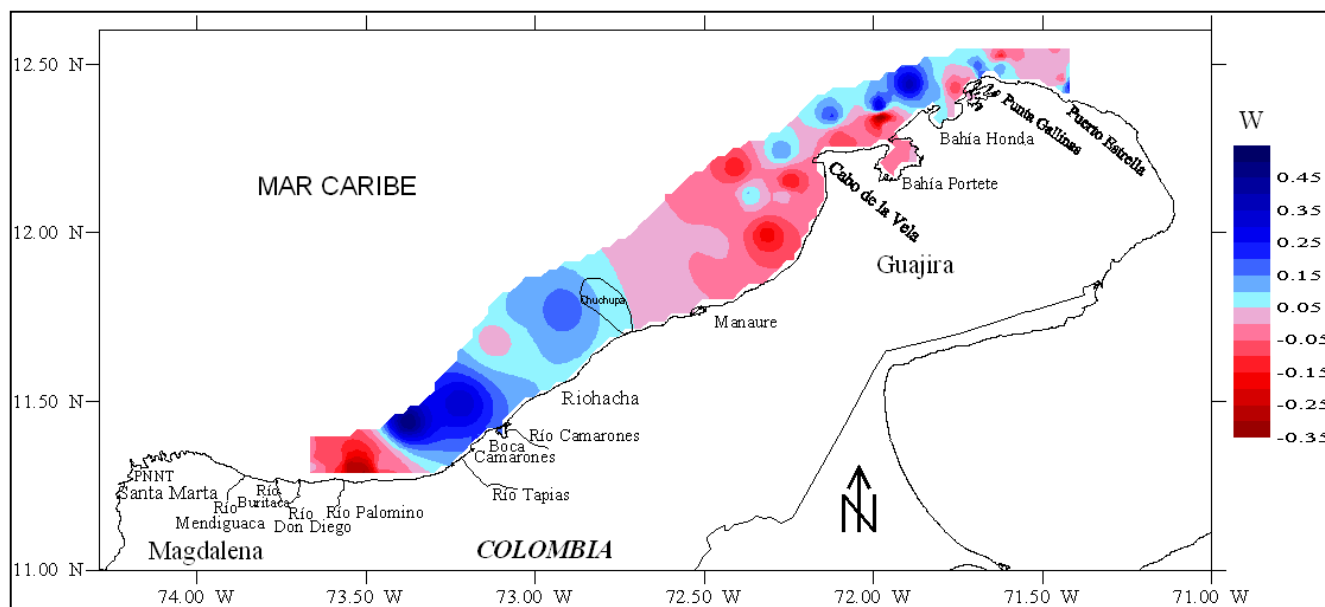


Figura 6. Distribución espacial del W estadístico en el área de estudio.

DISCUSIÓN

En el diseño de AMPs para el manejo de pesquerías se debe tener en cuenta cuatro aspectos ecológicos cruciales bajo un enfoque ecosistémico:

- i) Dispersión larval;
- ii) Patrones de movimiento de los juveniles y adultos;
- iii) Impacto de la pesca sobre los ecosistemas, y
- iv) Conocimiento adecuado de las masas de agua (corrientes) (Sale *et al.* 2005).

Arteaga *et al.* (2004a) estimaron la composición, abundancia y distribución de larvas de Lutjanidos en la zona norte del Caribe colombiano y determinaron que éstas se encontraban principalmente entre Dibulla y Manaure. En tanto que las mayores abundancias de biomasa zoo-planctónica y huevos de peces demersales se han encontrado en la zona de la Guajira parecen estar asociados a la surgencia. En el presente estudio, las tallas mayores se encontraron en la zona de influencia de la surgencia en la Guajira, indicando la preferencia de los adultos por las menores temperaturas. Mientras los juveniles se encontraron más hacia el sur del área de estudio (entre Dibulla y el río Buritaca) con preferencias de las temperaturas más altas. Las pesquerías más importantes en la zona norte del Caribe colombiano se encuentran en el área de la Guajira, donde la oceanografía local es modulada por la surgencia estacional. Por lo tanto, las condiciones ambientales se consideran importantes en la distribución y abundancia de los peces del Caribe colombiano, ya que hay un incremento de la productividad y la cantidad de alimento disponible para los peces adultos (Paramo *et al.* 2003, Paramo y Roa 2003). Además, áreas con temperaturas más altas en el Caribe colombiano, pueden estimular el crecimiento de los juveniles, ya que bajo estas condiciones el metabolismo de los peces es más rápido y pueden crecer lo suficiente para disminuir la mortalidad natural (Paramo *et al.* 2003). Una parte de la corriente Caribe se desplaza hacia el sur del área de estudio, transportando aguas ricas en nutrientes desde la zona de surgencia de la Guajira. La mayoría de los peces mostraron las menores tallas en la zona entre Dibulla y el Río Buritaca, donde se encontraron de aguas cálidas cerca de la costa. Lo anterior hace suponer que la corriente Caribe transporta las larvas de los peces demersales hacia la zona entre Dibulla y el Río Buritaca que muestra las condiciones necesarias para ser un área de crianza (Paramo *et al.* 2003), ya que presenta los procesos de retención, concentración y enriquecimiento, necesarios para un éxito en el reclutamiento (Bakun 1996).

Los resultados mostraron que es recomendable proteger un 11.9 % del área de distribución de los peces demersales en la zona norte del Caribe colombiano, que corresponde en el sur entre Dibulla y el río Buritaca (donde están los juveniles) y en el norte entre Bahía Honda y Puerto Estrella (mayor diversidad). Lo anterior coincide con autores que recomiendan proteger un mínimo de 10-

20% del área total de todos los hábitats representativos, basado en tradiciones culturales, aceptación social y el principio precautorio (Ballantine 1991). Mientras que muy poca área no puede dar mucha protección, áreas muy grandes pueden innecesariamente limitar la producción pesquera. Se sugiere que del 10 al 20% de la plataforma continental se debe proteger para obtener un óptimo beneficio (Bohnsack 1994). Ballantine (1997) sostiene que el área requerida para proteger sería de un 20-30% del área total. La modelación basada en especies con diferente historia de vida sugiere que una proporción grande del hábitat total (hasta el 50%) se debe incluir en el AMP para proteger eficientemente el hábitat y los organismos vivos de los impactos negativos de la explotación de los recursos (Guénette *et al.* 1998). Las etapas vulnerables del ciclo de vida de las especies, tales como los sitios de desove y las regiones de crianza tienen una alta prioridad en la localización de las AMPs (Roberts y Hawkins 2000). Actualmente, hay mucha preocupación por los impactos de la actividad pesquera sobre la diversidad biológica (Fraser *et al.* 2009), lo cual ha estimulado el desarrollo de un enfoque ecosistémico para el manejo de las pesquerías (EEMP) (Cury y Christensen 2005, Garcia y Cochrane 2005). La diversidad de especies frecuentemente se incrementa después de la implementación de AMPs (McClanahan *et al.* 2007) y los beneficios son más notables en peces demersales, ya que se reestablecen las interacciones predatorias y el consecuente efecto de cascada en la trama trófica (Guidetti 2006). Por el contrario, la apertura de AMPs a la actividad pesquera puede disminuir la diversidad de especies (Russ y Alcalá 1989). Además, debido a la preocupación sobre la biodiversidad marina, las AMPs pueden ser bien utilizadas para conservar la biodiversidad de peces como objetivo central de un EEMP (Fraser *et al.* 2009). La implementación de AMPs puede tener objetivos biológicos y sociales. Los objetivos biológicos incluyen rehabilitar hábitats destruidos, sostener la biodiversidad, proteger la vida marina, y proveer un laboratorio para investigación básica natural. Los objetivos sociales incluyen restaurar las pesquerías, crear experiencias de ecoturismo, generar oportunidades económicas en las comunidades costeras. En este sentido, las AMPs pueden tener un “éxito” biológico resultando en un incremento de abundancia de peces y la biodiversidad y un hábitat mejorado, pero también pueden ser un “fracaso social” careciendo de amplia participación en el manejo, compartir beneficios económicos y mecanismos de resolución de conflictos (Christie *et al.* 2003). Se estableció que la relación de la estructura poblacional y ecológica de los peces demersales con las condiciones del hábitat resultó importante cuando se quiere identificar AMPs como una herramienta de manejo pesquero sostenible bajo un enfoque ecosistémico. De acuerdo a lo anterior, la zona entre Bahía Honda y Puerto Estrella (297.0 km²) debe considerarse como un AMP, ya que presentó la mayor diversidad (Figura 7), otras investigaciones han mostrado

también esta zona como de mayor diversidad en otras épocas climáticas (Manjares 1998, Manjares 2004), está moderadamente alterada por la actividad pesquera (W negativo) y tiene un ecosistema frágil de manglar en Bahía Honda (Díaz-Pulido 1997, INVEMAR 2000). Además, se identificó que el área entre Dibulla y el río Buritaca (Figura 5) puede ser crítica para el ciclo de vida de la mayoría de los peces demersales (crianza), inclusive de pelágicos pequeños (Paramo y Roa 2003, Paramo *et al.* 2003) y posee un ecosistema de manglar y pastos marinos (Díaz-Pulido 1997, INVEMAR 2000), apropiado para las etapas iniciales del ciclo de vida de los peces, en el cual deben restringirse actividades extractivas que deterioren el hábitat y así solucionar conflictos entre pescadores artesanales e industriales. Por lo tanto, algo importante que se plantea en este trabajo es la implementación de Áreas Marinas Protegidas de Múltiples Usos (AMP-MU) (De Andrade 2007, Rovira 2007). El AMP-MU consiste en hacer uso limitado con un sistema de manejo sostenible con participación activa de los pescadores, fomentar actividades de turismo ecológico, recreación, y/o cultivo de especies nativas en las AMP-MU (Paramo 2007).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas” (COLCIENCIAS), a la Universidad del Magdalena, al Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER), al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (INVEMAR), al Institut de Recherche pour le Developpment, France (IRD), por el apoyo financiero, técnico y logístico para el desarrollo del proyecto “Las Áreas Marinas Protegidas (AMPs): Una Herramienta de Manejo para las Pesquerías Demersales en

la Zona Norte del Caribe Colombiano” código 020309-16652. Durante la elaboración del artículo Jorge Paramo fue financiado por una beca del Programa ALECOL DAAD en la Universidad de Bremen (Alemania).

LITERATURA CITADA

- Agenbag, J.J., A.J. Richardson., H. Demarcq, P. Fréon, S. Weeks, and F.A. Shillington. 2003. Estimating environmental preferences of South African pelagic fish species using catch size and remote sensing data. *Progress in Oceanography* 59:275-300.
- Alverson, D.L., M.H. Freeberg, S.A. Murawski, and J.G. Pope. 1994. *A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards*. FAO Fisheries Technical Paper 339. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy.
- Arteaga, E., M. Criales., D. Rodríguez., P. Gómez, and L. Manjarrés. 2004. Dinámica reproductiva de los stocks de pargo rayado *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) en el área norte del Caribe colombiano. Pages 203-215 in: L. Manjares (Ed.) *Pesquerías demersales del área norte del Mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblaciones del recurso pargo*. Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.
- Bakun, A. 1996. Patterns in the ocean: ocean processes and marine population dynamics. University of California Sea Grant, UCSD, San Diego, CA y Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, La Paz, Baja California.
- Ballantine, W.J. 1991. Marine reserves for New Zealand. *Leigh Laboratory Bulletin* 25:1-196.
- Ballantine, B. 1997. Design principles for systems of “no-take” marine reserves. The design and monitoring of marine reserves, Workshop. University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Bohnsack, J.A. 1994. Marine Reserves: They enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Naga* 17(3): 4 – 7.
- Buchanan, J.B. 1984. Sediment Analysis. Pages 41-45 in: N.A. Holme and A.D. McIntyre (Eds.) *Methods for the study of Marine Benthos*. Blackwell Science Publishers, London, England.

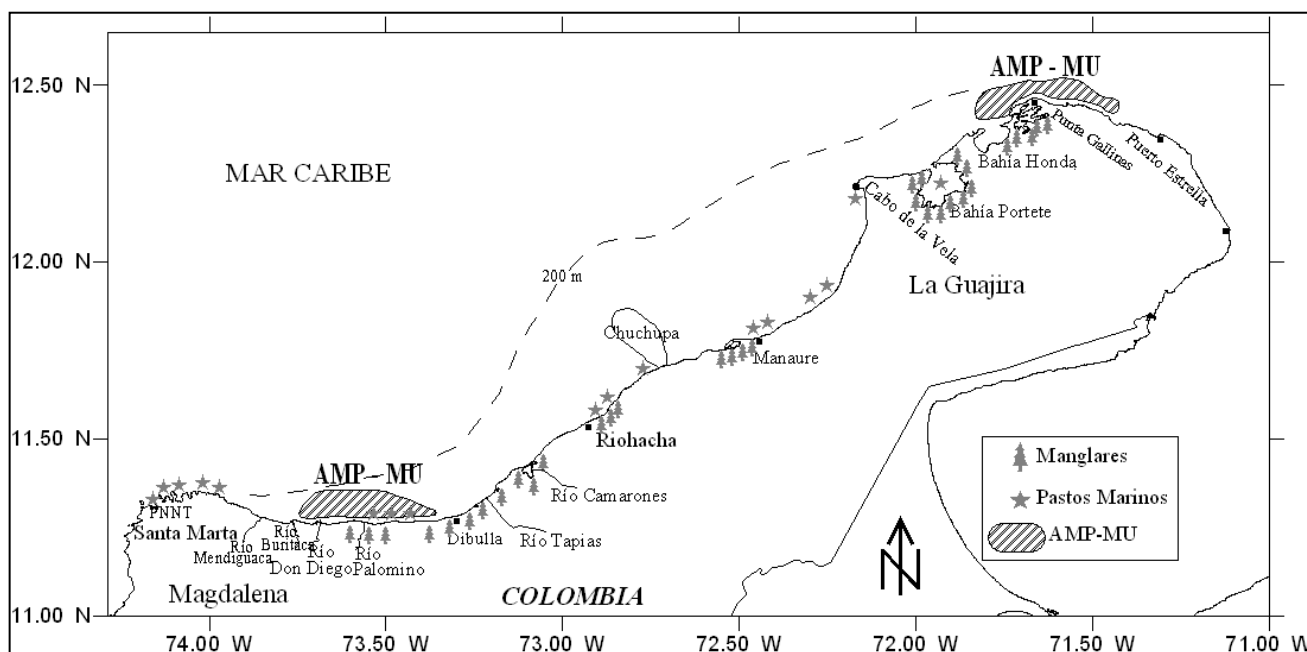


Figura 7. Localización del AMP-MU como medida de manejo para los peces demersales en la zona norte del Caribe colombiano.

- Christie, P., B.J. McCay, M.L. Millar, C. Lowe, A.T. White, R. Stoffle, D.L. Fluharty, L.T. McManus, R. Chuenpagdee, C. Pomeroy, D.O. Suman, B.G. Blount, D. Huppert, R. Villahermosa, E. Oracion, K. Lowry, and R.B. Pollnac. 2003. Toward developing a complete understanding: A social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries* **28**(12):22-26.
- Cury, P. and V. Christensen. 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science* **62**:307-310.
- Díaz-Pulido, G. 1997. Ecosistemas Marinos y Costeros. Páginas 228-314 en: M.E. Chavez, M.E. y N. Arango (Eds.) *Informe nacional sobre el estado de la Biodiversidad Colombia. Tomo I, Diversidad Biológica*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- Eayrs, S. 2005. *A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Food and Agricultural Organization (FAO) of the United Nations, Rome, Italy.
- Folmer, O. and M. Pennington. 2000. A statistical evaluation of the design and precision of the shrimp trawl survey off West Greenland. *Fisheries Research* **49**:165-178.
- Fraser, H.M., S.P.R. Greenstreet, and G.J. Piet. 2009. Selecting MPAs to conserve groundfish biodiversity: the consequences of failing to account for catchability in survey trawls. *ICES Journal of Marine Science* **66**:82-89.
- García, S. 1989. The management of coastal penaeid shrimp fisheries. Pages 281-306 in: J.F. Caddy (Ed.) *Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management*. John Wiley & Sons, New York, New York USA.
- García, S.M. and K.L. Cochrane. 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science* **62**:311-318.
- Guénette, S., T. Lauck, and C. Clark. 1998. Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Review of Fish Biology and Fisheries* **8**:251-272.
- Guidetti, P. 2006. Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* **16**:963-976.
- Hastie, T.J. and R.J. Tibshirani. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London, England.
- INVEMAR. 2000. Programa nacional de investigación en biodiversidad marina. Ecoregiones naturales marinas y costeras. INVEMAR.
- Johnson, D.R., N.A. Funicelli, and J.A. Bohnsack. 1999. Effectiveness of an Existing Estuarine No-take Fish Sanctuary within the Kennedy Space Center, Florida. *North American Journal of Fisheries Management* **19**(2):439-453.
- McClanahan, T.R., N.A.J. Graham, J.M. Calnan, and M.A. MacNeil. 2007. Towards pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* **17**:1055-1067.
- Maynou, F., G.Y. Conan, J.E. Cartes, J.B. Company, and F. Sarda. 1996. Spatial structure and seasonality of decapod crustacean populations on the northwestern Mediterranean slope. *Limnology and Oceanography* **41**(1):113-125.
- Murray, S.T., R.F. Ambrose, J. A. Bohnsack, L.W. Botsford, M.H. Carr, G.E. Davis, P.K. Dayton, D. Gotshall, D.R. Gunderson, M.A. Hixon, J. Lubchenco, M. Mangel, A. MacCall, D.A. McArdle, J.C. Ogden, J. Roughgarden, R.M. Starr, M.J. Tegner, and M.M. Yoklavich. 1999. No-take Reserve Networks: Sustaining Fishery Populations and Marine Ecosystems. *Fisheries* **24**(11):11-25.
- Paramo, J. and R. Roa. 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fisheries Research* **60**:309-319.
- Paramo, J., R.A. Quiñones, A. Ramirez, and R. Wiff. 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquatic Living Resources* **16**(3):239-245.
- Paramo, J. 2007. AMCP: herramienta de manejo para las pesquerías en el norte del Caribe colombiano. Páginas 197 - 199 en: *Áreas Marinas y Costeras Protegidas de Múltiples Usos*. Ocho Libros editores. GEF Marino - PNUD.
- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernandes and N. Bez. 2000. *Geostatistics for Estimating Fish Abundance*. Blackwell Science Publishers, London, England.
- Roberts, C. and J.P. Hawkins. 2000. Fully-protected marine reserves: a guide. WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK.
- Russ, G.R. and A.C. Alcala. 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fisheries. *Marine Ecology Progress Series* **56**:13-27.
- Sale, P.F., R.K. Cowen, B.S. Danilowicz, G.P. Jones, J.P. Kritzer, K.C. Lindeman, S. Planes, N.V.C. Polunin, G.R. Russ, Y.J. Sadovy, and R.S. Steneck. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution* **20**(2):74-80.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92**:557-562.
- Warwick, R. M., T.H. Pearson, and H. Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* **95**:193-200.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, and R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* **314**(3):787 - 790.
- Yemane, D., J.G. Field, and R.W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science* **62**:374-379.